

Christian J. Engelsen (NBI), Elin A. Hansen (Oslo kommune), Hege Hansesveen (Veidekke)

Miljøpåvirkning ved bruk av resirkulert tilslag

RESIBA - Prosjektrapport 03/2002



Prosjektrapport 2002

Prosjektrapport 333
Christian J. Engelsen (NBI), Elin A. Hansen (Oslo kommune),
Hege Hansesveen (Veidekke)
Miljøpåvirkning ved bruk av resirkulert tilslag
RESIBA - Prosjektrapport 03/2002

Emneord: Gjenvinning, miljøpåvirkning, kjemiske
egenskaper, betong og tegl, selektiv riving, miljøsanering,
resirkulert tilslag, ubunden bruk, utlekking

ISSN 0801-6461
ISBN 82-536-0771-7

100 eks. trykt av
S.E. Thoresen as
Innmat: 100 g Kymultra
Omslag: 200 g Cyclus

© Copyright Norges byggforskningsinstitutt 2002
Materialet i denne publikasjonen er omfattet av åndverkslovens
bestemmelser. Uten særskilt avtale med Norges byggforskningsinsti-
tutt er enhver eksemplarframstilling og tilgjengeliggjøring bare tillatt i
den utstrekning det er hjemlet i lov eller tillatt gjennom avtale med
Kopinor, interesseorgan for rettighetshavere til åndsverk.
Utnyttelse i strid med lov eller avtale kan medføre erstatningsansvar
og inndragning, og kan straffes med bøter eller fengsel.

Adr.: Forskningsveien 3 B
Postboks 123 Blindern
0314 OSLO
Tlf.: 22 96 55 55
Faks: 22 69 94 38 og 22 96 55 08

FORORD

Prosjektet RESIBA (Resirkulert tilslag for bygg og anlegg) utføres med økonomisk støtte fra GRIP-senter/program ØkoBygg, i samarbeid mellom:

- Veidekke ASA (formann i styringskomité: Ole Skytterholm, VeidekkeGjenvinning AS)
- BA Gjenvinning AS (prosjektansvarlig: Edgar Dønåsen)
- Statens vegvesen, Vegdirektoratet, Vegteknisk avdeling
- Statens vegvesen Oslo
- Kontrollrådet for betongprodukter
- Akershus fylkeskommune
- Oslo kommune, Plan- og bygningsetaten
- Optiroc AS
- Norges byggforskningsinstitutt (prosjektleder: Jacob Mehus)

RESIBA består av følgende delprosjekter:

- DP1: Deklarasjon og kvalitetskontroll
- DP2: Demonstrasjonsprosjekter
- DP3: Kunnskapsformidling

Denne prosjektrapporten inngår i en serie rapporter fra RESIBA:

- Prosjektrapport 01/2000: Bruk av resirkulert tilslag i bygg og anlegg – status 2000
- Prosjektrapport 02/2002: Materialeegenskaper for resirkulert tilslag
- Prosjektrapport 03/2002: Miljøpåvirkning ved bruk av resirkulert tilslag
- Prosjektrapport 04/2002: Forslag til deklarasjonsordning for resirkulert tilslag
- Prosjektrapport 05/2002: Ubunden bruk av resirkulert tilslag i veger og plasser
- Prosjektrapport 06/2002: Ubunden bruk av resirkulert tilslag i VA-grøfter
- Prosjektrapport 07/2002: Bruk av resirkulert tilslag i sementbaserte produkter

Sammendrag av hver prosjektrapport blir lagt ut på prosjektets nettsider

www.byggforsk.no/Prosjekter/RESIBA

Komplette rapporter bestilles hos Norges byggforskningsinstitutt.

Hovedforfattere av denne prosjektrapporten er Christian J. Engelsen (NBI), Elin A. Hansen (Oslo kommune, Plan- og bygningsetaten) og Hege Hansesveen (Veidekke). Viktige bidrag og hjelp til utarbeidelse av rapporten er kommet fra Bjørn Dieseth (Statens vegvesen Oslo), Edgar Dønåsen (BA Gjenvinning), Carl Henrik Borchsenius (Optiroc), Ole J. Lund (NBI), Stefan Jacobsen (tidl. NBI) og øvrige deltagere i RESIBA samt eksterne høringsinstanser.

Oslo, mai 2002

Trine Tvetter
Avdelingssjef

Jacob Mehus
Prosjektleder RESIBA

SAMMENDRAG

Bruk av resirkulert tilslag er avhengig av at materialet ikke har en negativ påvirkning på miljøet. Dette forutsetter at bygningsdeler av betong og tegl ikke inneholder miljøfarlige stoffer ved riving. Ved produksjon av resirkulert tilslag er materialstrømmen inn til gjenvinningsmottak viktig for kvaliteten til sluttproduktet. Denne rapporten beskriver regelverk som gir føringer eller setter vilkår for rivevirksomhet og avfallshåndtering på byggeplasser. Prosessen fra riving av bygningsdeler av betong og tegl til gjenvinning og produksjon av resirkulert tilslag er beskrevet.

En spørreundersøkelse blant rådgivende konsulenter i Oslo ble gjennomført for å belyse dagens praksis for kartlegging av miljøfarlig avfall i bygninger. Undersøkelsen viste at hyppigheten for kartlegging av miljøfarlige stoffer varierer for forskjellige stoffer og bygningsmaterialer. Dokumentasjon av håndtering av betong og tegl ved fire prosjekter med ulik grad av selektiv riving i Oslo viser at type bygg og rivemetodikk har stor innvirkning på sorteringsgrad og renhet ved kildesortering. Hovedkonklusjonen fra dette arbeidet er at det bør stilles krav til kompetanse for den som utfører miljøkartleggingen. Miljøsaneringsrapporter bør utarbeides etter en fast standard.

For å dokumentere hvilken påvirkning sluttproduktet har på miljøet, ble det gjennomført omfattende undersøkelser av de kjemiske egenskapene til resirkulert tilslag. Undersøkelsene omfattet både laboratorieforsøk og fullskalaforsøk med hensyn på utlekking av miljøfarlige stoffer.

Dokumentasjonen viste at resirkulert tilslag som er undersøkt i dette prosjektet, ikke vil representere noen helse- og miljøfare ved ubunden bruk i ufølsomme områder som for eksempel veier og grøfter. Utlekkingsforsøkene gjennomført på laboratoriet viser at de kjemiske egenskapene til sluttproduktet tilfredsstillende krav til utlekking og totalinnhold i land som Nederland, Tyskland, Sveits og Østerrike.

Dokumentasjonen viser også at kontroll av de kjemiske egenskapene til sluttproduktet er helt nødvendig til tross for sanering av miljøfarlige stoffer under riveprosessen. Dette vil være sentralt i en deklarasjonsordning.

INNHALDSFORTEGNELSE

FORORD	3
SAMMENDRAG	4
INNHALDSFORTEGNELSE	5
1. INNLEDNING	7
2. RESIRKULERT TILSLAG	8
3. RESIBA	9
4. PROBLEMSTILLING	10
5. REGELVERK OG RETNINGSLINJER	11
5.1 KOMMUNAL FORSKRIFT OM STYRING AV PRODUKSJONSAVFALL: OSLO KOMMUNE	11
6. UTFØRTE UNDERSØKELSER	14
6.1 MATERIALSTRØM I OSLO	14
6.1.1 Miljøkartlegging av bygg	14
6.1.2 Behandlingsmåter for betong og tegl etter riving	15
6.1.2.1 Ombruk	15
6.1.2.2 Materialgjenvinning på byggeplass	15
6.1.2.3 Materialgjenvinning på mottaksanlegg.....	15
6.1.3 Undersøkelse av fire riveprosjekter i Oslo	16
6.2 KJEMISKE EGENSKAPER	18
6.2.1 Utlekking og parametere som påvirker denne mekanismen	18
6.2.2 Testmetoder	20
6.2.3 Hvordan klassifiseres resirkulert tilslag	21
6.2.3.1 Klassifisering i Norge.....	21
6.2.3.2 Klassifisering i Norden.....	22
6.2.3.3 Klassifisering i Nederland, Tyskland, Sveits, Østerrike og EU	23
6.2.4 Undersøkelser på laboratoriet utført i RESIBA	24
6.2.4.1 Prøvematerialet.....	24
6.2.4.2 Utstyr.....	26
6.2.4.3 Prosedyrer	26
6.2.5 Dokumentasjon av kjemiske egenskaper i fullskala forsøk.....	26
6.2.5.1 Utstyr.....	27
6.2.5.2 Prøvemateriale.....	28
6.2.5.3 Prosedyrer	28
6.2.6 Kjemisk analyse.....	29
6.3 UTFØRTE UNDERSØKELSER UTENOM RESIBA	29
6.3.1 OMMAT-prosjektet	29
6.3.2 "Hvor rent er rent nok?"	30
7. RESULTATER OG VURDERINGER	31
7.1 SPØRREUNDERSØKELSE OM MILJØKARTLEGGING	31
7.2 SELEKTIV RIVING VED FIRE PROSJEKTER I OSLO	32
7.2.1 Pilestredet Park – riving av barneklubben ved det gamle Rikshospitalet	32
7.2.2 Marselis gate 24 - rehabilitering fra kornsilo til studentboliger	33
7.2.3 Stensgata 34 - riving av kontorbygning.....	34
7.2.4 Urtegata 6 - riving av boligblokk / bygård.....	35
7.3 DOKUMENTASJON AV KJEMISKE EGENSKAPER I LABORATORIET	37
7.3.1 Innvirkning på pH i eluat	37
7.3.2 Utlekking av klorid, sulfat, kalsium og magnesium.....	37
7.3.3 Utlekking av tungmetaller, PAH og PCB fra sortering 0-10 mm.....	38
7.3.4 Utlekking av tungmetaller, PAH og PCB fra sortering 10-20 mm.....	39
7.3.5 Utlekking av tungmetaller, PAH og PCB fra sortering 10-38 mm.....	41

7.3.6	<i>Utlekking av tungmetaller, PAH og PCB fra LECA sortering < 32 mm</i>	42
7.3.7	<i>Totalinnhold i 0-10 BM1-2, 10-20 BM1-2 og resirkulert tilslag benyttet i LECA BM</i>	42
7.3.8	<i>Sammenlikning av resultater med grenseverdier i andre land</i>	43
7.3.8.1	Nederland.....	44
7.3.8.2	Tyskland.....	45
7.3.8.3	Sveits.....	46
7.3.8.4	Østerrike.....	46
7.4	DOKUMENTASJON AV KJEMISKE EGENSKAPER I FULLSKALAFORSØK	47
7.4.1	<i>Påvirkningen resirkulert tilslag har på jordvæsken</i>	47
7.4.2	<i>Påvirkningen resirkulert tilslag har på nærliggende jord</i>	50
7.5	SAMLET VURDERING.....	52
8.	KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER	54
9.	DEFINISJONER	55
10.	REFERANSER	58

VEDLEGG

- VEDLEGG 1: SKJEMAER FOR DOKUMENTASJON AV AVFALLSHÅNDTERING I BYGGESAKER I OSLO KOMMUNE
- VEDLEGG 2: KORT UTDRAK AV SFT SIN RISIKOVURDERING
- VEDLEGG 3: RESEPT FOR UTSTØPING AV LECA LYDBLOKKER (LECA BM OG LECA REF)
- VEDLEGG 4: RESULTATER FRA SPØRREUNDERSØKELSE OM MILJØKARTLEGGING
- VEDLEGG 5: BILDER FRA RIVING AV SYKEHUSBYGNING I PILESTREDET PARK
- VEDLEGG 6: BILDER FRA REHABILITERING AV KORNSILO TIL STUDENTBOLIGER I MARSELIS GATE 24
- VEDLEGG 7: BILDER FRA RIVING AV KONTORBYGNING I STENERSGATA 34
- VEDLEGG 8: BILDER FRA RIVING AV BYGÅRD I URTEGATA 6
- VEDLEGG 9: BESTEMMELSE AV BLINDVERDIER
- VEDLEGG 10: UTLEKKING FRA RESIRKULERT TILSLAG SORTERING 0-10 MM OG 10-20 MM
- VEDLEGG 11: UTLEKKING FRA RESIRKULERT TILSLAG SORTERING 10-38 MM OG < 32 MM LECA
- VEDLEGG 12: SIKTEKURVER FOR PRØVE 10-38 BM1-2 OG LECA REF
- VEDLEGG 13: UTDRAK FRA DRIKKEVANNSFORSKRIFTEN

1. INNLEDNING

Resultater, konklusjoner og anbefalinger fra RESIBA-prosjektet presenteres gjennom prosjektrapporter og en felles veiledning som vil bygge på prosjektrapportene. Denne prosjektrapporten omhandler hvilken påvirkning resirkulert tilslag kan ha på miljøet.

Prosessen fra riving av tyngre bygningsmaterialer til fremstilling av resirkulert tilslag er nærmere beskrevet. Hensikten er å vurdere hvilken påvirkning selektiv rivning har eller kan ha på sammensetningen av resirkulert tilslag. Dette er vist gjennom dokumentasjon av fire byggeplasser hvor det er gjennomført ulik grad av selektiv riving.

Dokumentasjon er fremskaffet for de miljømessige egenskapene til ferdig produsert resirkulert tilslag. Avgivelse av miljøfarlige stoffer er bestemt ut ifra akselererte laboratorieforsøk og omfattende pilotprosjekt i felt hvor avgivelsen bestemmes under reelle betingelser.

2. RESIRKULERT TILSLAG

I prosjektrapportene fra RESIBA har vi konsekvent brukt ”resirkulert tilslag” i overensstemmelse med det europeiske standardiseringsorganet CENs betegnelse (eng.: recycled aggregate^{1,2}). Standardisering av tilslag foregår i Europa i CEN TC 154 Aggregates. Dette samsvarer med definisjon gitt i forslag til terminologiliste fra Pukk- og Grusleverandørenes Gjenvinningsforum der resirkulert tilslag er definert som: ”Tilslag fra bearbeidelse av inerte materialer tidligere brukt i bygg- og anleggsbransjen”³

Produksjon av resirkulert tilslag baseres på bearbeidelse (ofte nedknusing og sikting) av betong- og teglavfall fra BAE-næringen (bygg-, anleggs- og eiendomsnæringen). I Norge utgjør avfallet fra denne næringen mer enn 1,5 mill. tonn årlig, hvorav ca. 1,1 mill. tonn er betong og tegl⁴. I tillegg kommer store mengder av andre masser fra utgraving o.l. i størrelsesorden 10 – 15 millioner tonn⁵. Resirkulert tilslag er vanligvis ulike sorteringer av blandede masser (både betong og tegl) og ren betong. Eksempler på sorteringer er 0-10, 10-20, 20-38 og 38-120 mm.

Naturlig tilslag er i prosjektrapportene fra RESIBA brukt som betegnelse for tilslag fra moreneforekomster og knust fjell.

Ved bruk av resirkulert tilslag skilles det mellom ubunden og bunden bruk. Med ubunden bruk menes ulike former for utlegging og mekanisk stabilisering (avretting, tilbakefylling, grøfter, veier, fundamentering, drenering mm.). Med bunden bruk menes tilslag i en matriks som i all hovedsak er sement- eller asfaltbasert. I RESIBA-prosjektet behandles kun sementbaserte produkter.

3. RESIBA

RESIBA (Resirkulert tilslag for bygg og anlegg) er et tre-årig ØkoBygg-prosjekt (1999-2002) som har knyttet til seg noen av BAE-næringens mest sentrale aktører⁶. Både kunde- og leverandørsiden, det offentlige og forskningsmiljøer er representert.

RESIBA-prosjektets overordnede mål er å bidra til økt bruk av resirkulerte tilslag på en rekke områder innenfor bygg, anlegg og eiendom. RESIBA er delt inn i tre delprosjekter:

- *Delprosjekt 1: Deklarasjon og kvalitetskontroll.*
Målet med DP1 er å skaffe grunnlagsmateriale om resirkulert tilslag og dets tekniske egenskaper og mulige miljøpåvirkninger. I tillegg blir det utarbeidet forslag til deklarasjonsordning.
- *Delprosjekt 2: Demonstrasjonsprosjekter.*
Målet med DP2 er å vurdere egnethet av resirkulert tilslag i ferdige konstruksjoner. Gjennom pilotprosjekter blir egnethet av resirkulert tilslag i veier, grøfter og ulike sementbaserte produkter undersøkt.
- *Delprosjekt 3: Kunnskapsformidling.*
Målet med DP3 er å formidle kunnskap og erfaringer fra prosjektet gjennom egne internettsider, tekniske rapporter, byggdetaljblader, artikler i fagpresse, seminarer og kurs.

Denne rapporten er utarbeidet som en del av aktiviteten i delprosjekt 1.

4. PROBLEMSTILLING

I dagens produksjon av resirkulert tilslag er materialstrømmen inn til gjenvinningsmottak viktig for kvaliteten til sluttproduktet. Rapporten belyser prosessen fra riving av bygningsdeler med betong og tegl til gjenvinning og produksjon av resirkulert tilslag. Regelverk som gir føringer eller setter vilkår for rivevirksomhet og avfallshåndtering på byggeplasser, er beskrevet nærmere. Særlig vekt er lagt på kommunal forskrift for styring av produksjonsavfall, en frivillig forskrift som gir kommunen myndighet til å pålegge en bestemt sortering og behandlingsmåte for bygge- og riveavfall.

Bruk av resirkulert tilslag er avhengig av at materialet ikke har en negativ påvirkning på miljøet. Dette forutsetter at bygningsdeler av betong og tegl ikke inneholder miljøfarlige stoffer ved riving. Selektiv riving av bygningsdeler som inneholder miljøfarlige stoffer, og av andre typer materialer før riving av betong- og teglstrukturer er derfor viktig. En spørreundersøkelse er gjennomført for å belyse praksis for kartlegging av miljøfarlige stoffer i bygg før riving i Oslo. Videre er fire rive- og rehabiliteringsprosjekter med ulik grad av selektiv riving dokumentert.

Til tross for retningslinjene før og under riveprosessen, vil det også være behov for en kontroll av sluttproduktet resirkulert tilslag med hensyn på de tekniske og miljømessige egenskapene. Det er i dag et stort behov for å belyse hva resirkulert tilslag eventuelt kan påføre det ytre miljøet ved ubunden bruk. I denne rapporten er derfor påvirkningen på miljøet undersøkt i tillegg til materialstrømmen inn til gjenvinningsmottak.

Miljøpåvirkningen er studert gjennom de kjemiske egenskapene til sluttproduktet. Dette er utført ved å måle utlekkingen av miljøfarlige stoffer fra resirkulert tilslag i laboratoriet og under reelle betingelser i fullskalaforsøk. Dokumentasjon av de kjemiske egenskapene til resirkulert tilslag har ikke vært fremskaffet tidligere.

5. REGELVERK OG RETNINGSLINJER

Nedenfor listes de mest sentrale lover og forskrifter som direkte eller indirekte regulerer bygge- og rivevirksomhet samt avfallshåndtering. Samlet regulerer denne lovgivningen hvordan bygge- og anleggsarbeid skal planlegges, organiseres og utføres, omfang og plassering av ansvar for arbeidene, ryddighet på byggeplass, bruk og håndtering av særskilte materialer og avfallstyper, disponering av utfyllingsmasser m.m.

Lovgivningen har dermed påvirkning på hva slags materialer som kan ende opp som resirkulert tilslag og hvilke stoffer / materialer / produkter tilslaget kommer i kontakt med gjennom sitt livsløp i bygninger og anlegg.

- Plan- og bygningsloven⁷ med Teknisk forskrift⁸
- Forurensningsloven⁹
- Produktkontrollloven¹⁰
- Forskrift om spesialavfall¹¹
- Forskrift om polyklorerte bifenyler (PCB-forskriften¹²)
- Forskrift om kasserte elektriske og elektroniske produkter (EE-forskriften¹³)
- Kommunal forskrift om styring av produksjonsavfall¹⁴
- Bakkeplaneringsforskriften¹⁵
- Forskrift om asbest¹⁶
- Arbeidsmiljøloven¹⁷
- Kommunehelsetjenesteloven¹⁸
- Internkontrollforskriften¹⁹
- Byggherreforskriften²⁰
- NS 9431 Klassifisering av avfall²¹

5.1 Kommunal forskrift om styring av produksjonsavfall: Oslo kommune

Kommunal forskrift om styring av produksjonsavfall skiller seg ut ved at dette er en frivillig forskrift¹⁴. Kommunene i Oslo og Akershus fikk delegert myndighet på 90-tallet til å vedta en forskrift som inkluderer styringsrett over behandlingsmåte. Landets øvrige kommuner får i løpet av 2002 delegert myndighet til å vedta en forskriftsmodell hvor slik styringsrett ikke er inkludert.

I Oslo kommune trådte forskriften i kraft 18.03.96, og ble integrert som en del av byggesaksbehandlingen i Plan- og bygningsetaten 01.01.97. Forskriften omfatter produksjonsavfall som skal leveres til godkjent avfallsanlegg, men omfatter ikke produksjonsavfall som går til gjenbruk eller direkte materialgjenvinning.

I saker som reguleres av Plan- og bygningsloven, kan Plan- og bygningsetaten gjennom enkeltvedtak gi avfallsprodusent, dvs tiltakshaver, pålegg om

- å sortere bygge- og rivningsavfall
- en bestemt behandlingsmåte for bygge- og rivningsavfall fra Oslo

En slik styring av avfallet skal baseres på en samfunnsøkonomisk og miljømessig vurdering med utgangspunkt i følgende prioritering av behandlingsmåter:

1. Ombruk / gjenbruk
2. Direkte materialgjenvinning
3. Indirekte materialgjenvinning
4. Energiutnyttelse
5. Deponering

Forskriften innebærer at alle melde- eller søknadspliktige tiltak skal ha en godkjent avfallsplan før det gis tillatelse til bygging eller riving. Tabell 1 viser hvilke krav Oslo kommune stiller til informasjon avhengig av tiltakets størrelse og karakter.

Tabell 1: Krav til informasjon om avfallshåndtering for ulike tiltak.

Tiltak	Arealgrense, eller avfallsmengder der tiltaket ikke lar seg måle i areal*	Krav til informasjon
Nybygg	over 200 m ² over 2 tonn avfall	Avfallsplan Sluttrapport
	under 200 m ² 100 kg** - 2 tonn avfall	Forenklet avfallsplan
Riving	over 100 m ² under 2 tonn avfall	Avfallsplan Miljøsaneringsrapport Sluttrapport
	under 100 m ² 100 kg** - 2 tonn avfall	Forenklet avfallsplan
Rehabilitering	over 100 m ² over 2 tonn avfall	Avfallsplan Miljøsaneringsrapport Sluttrapport
	under 100 m ² 100 kg** - 2 tonn avfall	Forenklet avfallsplan

* tiltak som ikke lar seg måle i areal kan være for eksempel fasadeendringer, utskifting av tekniske installasjoner, eller arbeide med vann- og avløp.

** det kreves ikke informasjon om tiltak som produserer mindre enn 100 kg avfall

Standardskjemaer er utarbeidet for forenklet avfallsplan, avfallsplan og sluttrapport, se vedlegg 1. Oslo kommune har foreløpig ikke egne skjemaer for miljøsaneringsrapporter. En miljøsaneringsrapport skal være en fullstendig beskrivelse av en miljøbesiktigelse i et bygg som skal rives eller rehabiliteres. Alle materialer og/eller produkter med mulig innhold av spesialavfall eller miljøfarlig avfall skal kartlegges.

Miljøsaneringsrapporten forventes å inneholde følgende informasjon²²:

- Dato og hvem som gjennomførte kartleggingen
- Byggeår og hvilke bygninger / områder som ble gjennomgått
- Hvilke stoffer og komponenter det ble sett etter
- Nøyaktig hvor disse ble funnet og hvor store mengder de utgjør
- Hvordan stoffene / komponentene er planlagt fjernet og hvor de skal leveres
- Hvem som skal utføre miljøsaneringen

Miljøsaneringsrapporten skal omhandle fjerning av påviste materialer og produkter, samt gjøre rede for eventuelt forurenset byggegrunn dersom tiltaket omfatter gravearbeider.

6. UTFØRTE UNDERSØKELSER

Kartlegging og sanering av miljøfarlige stoffer i bygg før riving av betong- og teglstrukturer er avgjørende for sammensetningen av produktet resirkulert tilslag. Det er utført en spørreundersøkelse som omhandler praksis for miljøkartlegging i Oslo. Avfallshåndtering og materialstrøm ved varierende grad av selektiv riving er deretter undersøkt for fire prosjekter i Oslo kommune.

I tillegg til beskrivelser av materialstrømmen, er det utført omfattende undersøkelser på resirkulert tilslag som sluttprodukt. De kjemiske egenskapene til resirkulert tilslag produsert i Oslo er undersøkt gjennom omfattende laboratorieundersøkelser. En del av resultatene fra laboratorieforsøkene har dannet grunnlag for gjennomføring av demonstrasjonsforsøk i felt. Hensikten med feltforsøket har vært å dokumentere hvordan resirkulert tilslag påvirker det ytre miljøet under reelle betingelser. Resultatene er beskrivende for hvorvidt håndtering av betong og tegl til gjenvinning er tilfredsstillende.

6.1 Materialstrøm i Oslo

Oslo og Akershus genererte i 1998 rundt 15 % av landets totale produksjon på 1,1 millioner tonn avfall av tyngre bygningsmaterialer²³ (betong, tegl og lignende). Bygg- og anleggsbransjen har et høyt aktivitetsnivå i regionen, hvor både RESIBAs deltakervirksomheter og flere gjenvinningsanlegg for resirkulert tilslag er lokalisert. For prosjekter som er søknadspliktige etter Plan- og bygningsloven, krever Oslo kommune dokumentasjon av miljøfarlige stoffer i rive- og rehabiliteringsprosjekter over 100 m², samt behandlingsmåte for betong og tegl til ombruk eller gjenvinning.

6.1.1 Miljøkartlegging av bygg

Det forutsettes at stoffer og materialer som er underlagt leveringsplikt i henhold til spesialavfallsforskriften eller lignende forskrifter, blir kartlagt og sanert. Bygningsmaterialer kan likevel inneholde lave konsentrasjoner av miljøskadelige stoffer som ikke medfører plikt til levering.

Tabell 2 viser enkelte stoffer som anses å utgjøre potensielle miljøfarer i resirkulert tilslag, men i sterkt varierende konsentrasjon²⁴. Stoffene er listet enten fordi de inngår som en del av tegl- eller betongproduktet, eller fordi de har tilknytning til påført materiale eller forurensning på bygningsdelen.

Tabell 2 skiller ikke mellom stoffer som er påført etter oppføring av betong- eller teglstrukturen og stoffer som inngår i selve betongen eller teglen.

Basert på Tabell 2 ble en spørreundersøkelse blant et utvalg konsulentfirmaer i Oslo gjennomført høsten 2001. Formålet var å undersøke om omfang og praksis for miljøkartlegging av stoffer og materialer som har tilknytning til resirkulert tilslag er forskjellig.

Tabell 2: *Stoffer i bygningsmaterialer med en potensiell miljøfare i resirkulert tilslag.*

Bygningsmateriale	Miljøskadelig stoff
Malte materialer	Asbest*, azo-arener, isocyanater, kadmium, klorerte fenoler, kvikksølv, sink, bly, dioxan 1,4, ftalater, klorerte parafiner, krom, PCB
Fliser	Asbest*
Utvendig fasadetegl	Fenol
Glassert teglstein	Bly
Fugemasse	Bly, PCB, polyakrylat, ftalater, klorerte parafiner
Pipeløp (skorstein)	Bly
Betong	Dioxan 1,4
Ildfast stein	Krom
Asfalt	PAH

* Asbest er ikke et miljøskadelig stoff mht. forurensning, men er helseskadelig ved innånding.

6.1.2 *Behandlingsmåter for betong og tegl etter riving*

6.1.2.1 Ombruk

Direkte ombruk av betongmaterialer forekommer per i dag sjelden i Oslo. I forbindelse med riving i prosjektet Pilestredet Park har Statsbygg gjennomført et forskningsprosjekt som har vist at demontering av prefabrikkerte betongelementer er mulig. Disse betongelementene kan transporteres direkte til byggeplass selv om dette ikke ble gjort i dette tilfellet. Prosjektet er så langt ikke slutt rapportert.

Tegl har hittil vært mer egnet for ombruk, fordi det er mulig å rive individuelle steiner i hel tilstand. Lønnsomhet ved riving er imidlertid et viktig hensyn for ombruk av tegl, se kapittel 6.3 om OMMAT-prosjektet⁶⁰.

6.1.2.2 Materialgjenvinning på byggeplass

Knusing med anleggsmaskin eller mobilt knuseverk gjennomføres som regel med tanke på utfylling og oppfylling på byggetomter. Omfang varierer med tiltakets størrelse, fra riving av grunnmur på eneboliger til riving av hele bygninger oppført i betong og tegl.

Oslo kommune er restriktive i forhold til å tillate lokal knusing av tyngre bygningsmaterialer, da unødig belastning av nærmiljøet skal unngås, og fordi det eksisterer egne gjenvinningsanlegg for slike materialer i kommunen. Knusing på stedet har likevel blitt tillatt i to større prosjekter de siste årene - Lilleborg fabrikk og Pilestredet Park. Viktige vurderinger i disse tilfellene har vært plassering i forhold til tettbebygd strøk, transportbelastninger ved utkjøring av knuste/ikke knuste materialer og områdenes beskaffenhet med hensyn til skjerming av nærmiljø. Prosjektene har hatt intern oppfølging av miljøpåvirkningen av resirkulert tilslag.

6.1.2.3 Materialgjenvinning på mottaksanlegg

Permanente gjenvinningsanlegg for tyngre bygningsmaterialer tar imot betong og tegl med og uten armering for nedknusing. Materialene kan også inneholde trevirke og andre former for uønskede bestanddeler. I løpet av knuseprosessen fjernes

metaller via magnetseparatorer, og lettfraksjoner (trevirke, plast o.l.) tas ut f.eks. via luftutblåser. Etter gjenvinning kan materialet benyttes som tilslag i ny betong og ved en rekke andre bruksområder.

6.1.3 *Undersøkelse av fire riveprosjekter i Oslo*

Grad av selektiv riving kan variere med type bygninger. Fire forskjellige prosjekter innen riving og rehabilitering i Oslo kommune er dokumentert for å illustrere selektiv riving og påfølgende håndtering av betong og tegl. Bygningene er utvalgt, fordi de har svært ulik oppbygging og forskjellig innhold av bygningsmaterialer. Det medfører ulike grader av sortering av betong og tegl på byggeplass før produksjon av resirkulert tilslag.

Rivemetodikken ved de fire prosjektene har hovedsakelig vært som følger:

1. Miljøsanering: Fjerning av miljøfarlig avfall
2. Selektiv riving: Manuell stripping av bygget
3. Maskinell riving av råbygg
4. Manuell og maskinell grovsortering av betong og tegl
5. Materialgjenvinning av betong og tegl

En oversikt over involverte aktører og data om byggene ved de fire rive- og rehabiliteringsprosjektene er gitt i Tabell 3.

Tabell 3: Beskrivelser av fire byggeplasser med selektiv riving i Oslo kommune.

	Pilestredet Park ²⁵	Marselis gate 24 ²⁶	Stensgata 34 ²⁷	Urtegata 6 ²⁸
Tiltakshaver	Selmer Skanska AS, Region Bolig i Oslo	Studentsamskipnaden i Oslo	OBOS Utvikling AS	OBOS Utvikling AS
Ansvarlig foretak	Selmer Skanska AS, Region Bolig i Oslo	AS Anlegg	PEAB AS og AS Grave-Service	AS Grave-Service
Miljøkartlegger	Multiconsult AS	Scandiaconsult AS	Hjellnes COWI AS	Scandiaconsult AS
Om bygningen	Barneklubben. Hovedbygg på 8320 m ² oppført i 1950 i 4-8 etg. Plasstøpt betong med yttervegger av pusset tegl. Tilbygg på 1300 m ² oppført i 1989.	Kornsilo oppført i 1953 i plasstøpt betong.	Kontorbygning på 3415 m ² oppført i plasstøpt betong med teglfasader i 1928.	Boligblokk / bygård på 685 m ² oppført i tegl i 1862.
Avfallsplan:				
- armert betong	6596 tonn	1100 tonn	tegl + betong:	
- tegl	7004 tonn		2809 tonn	432 tonn
- forurensede matr.		2 tonn		
- spesialavfall e.l.	1,6 tonn	3 tonn	2,2 tonn	2,9 tonn
Miljøsaneringsrapport	Asbest i eternittkanaler og isolasjon rundt rørbend for varmeanlegg, bly i skjøter for avløpsrør og batterier, freon i kjøleanlegg, kvikksølv i termometre og termostater, PCB i lysarmaturer, diverse EE-avfall.	Bly i skjøter for avløpsrør, fugemasser med mulig PCB i servicedelen av bygningen (senere avkreftet), freon i kjøleanlegg, PCB i lysarmaturer, diverse EE-avfall.	Asbest i vind- / isolasjonsplater, bly i skjøter for avløpsrør, mulig PCB-holdig isolerglassrute, PCB i lysarmaturer, diverse EE-avfall.	Asbest i eternittkanaler, bly i skjøter for avløpsrør, PCB i lysarmaturer, diverse EE-avfall, gjensatte kjemikalier.
Håndtering av betong og tegl etter riving	Materialene ble knust og sortert med mobilt knuseverk på byggeplass.	Større betongblokker ble skjært ut for hull til dører og vinduer. Blokkene ble levert hele til gjenvinning.	Betongen ble noe bearbeidet med anleggsmaskin for fjerning av armering. Betong og tegl levert til gjenvinning.	Grovsortert tegl med noe innblandet trevirke levert til gjenvinning.

6.2 Kjemiske egenskaper

I denne rapporten defineres miljøpåvirkning som den kjemiske effekten resirkulert tilslag påfører det ytre miljøet (omgivelser). Dette kan skje ved at miljøfarlige stoffer avgis (utlekkning) til omgivelser fra resirkulert tilslag. En måte å beskrive de kjemiske egenskapene til resirkulert tilslag på, kan derfor være å beskrive utlekkingen til dette materialet.

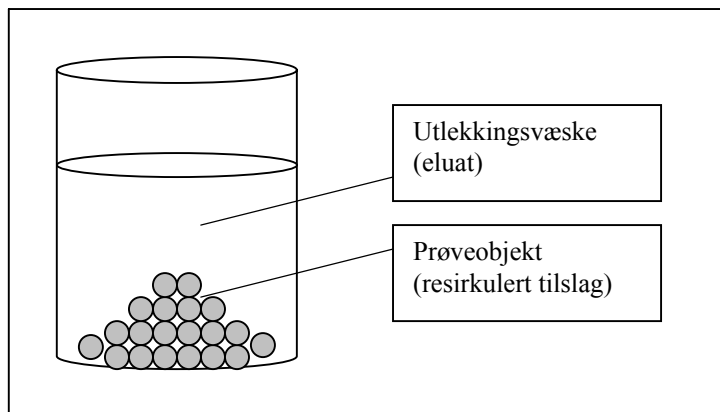
Noen materialer er tilnærmet inerte, som for eksempel rustfritt stål, enkelte plasttyper og glass. Disse materialene vil ikke avgis metaller i konsentrasjoner som er forbundet med helsefare. Andre materialer er mindre inerte og vil lettere avgis kjemiske stoffer. Tegl, nedkjust betong og tre er eksempler på slike materialer. Hvor mye disse materialene avgir av bestemte kjemiske stoffer er derimot avhengig av forskjellige betingelser som pH, kontakttid med væske, fraksjon etc.

I laboratoriet kan det uten større vanskeligheter utføres reproducerbare akselererte utlekkingsforsøk. Det er fordi forsøkene utføres under kontrollerte betingelser som for eksempel pH, temperatur og tid. Under reelle forhold blir resirkulert tilslag utsatt for svært varierende betingelser, og det er derfor vanskelig å relatere laboratorieresultater til det som reelt er tilfelle. Ved å gjennomføre utlekkingsforsøk i full skala (feltforsøk), kan den kjemiske effekten måles under reelle forhold og sammenliknes med laboratorieforsøkene. Dette er bakgrunnen for at det ble utført utlekkingsforsøk i felt.

6.2.1 Utlekking og parametere som påvirker denne mekanismen.

Utlekking kan defineres som avgivelse av kjemiske stoffer fra resirkulert materiale til omgivelser, som oftest til en væske med betegnelsen utlekkingsvæske (eksponeringsvæske) eller eluat. Figur 1 gir en skjematisk fremstilling av resirkulert tilslag og eluat. Prøven eksponeres i en utlekkingsvæske. Dersom en prøve under eksponering avgir kjemiske stoffer til væsken, defineres dette som utlekking. Etter en viss eksponeringstid (kontakttid), defineres utlekkingsvæsken som et eluat. Det utføres kjemisk analyse av eluatet for å bestemme hvilke stoffer og hvor mye (konsentrasjonen i eluatet) av hvert enkelt stoff som prøven har avgitt.

Konsentrasjonen oppgis enten i avgitt kjemisk stoff pr. liter eluat ($\mu\text{g/L}$) eller avgitt kjemisk stoff pr. masseenheter av prøvemateriale (mg/kg).

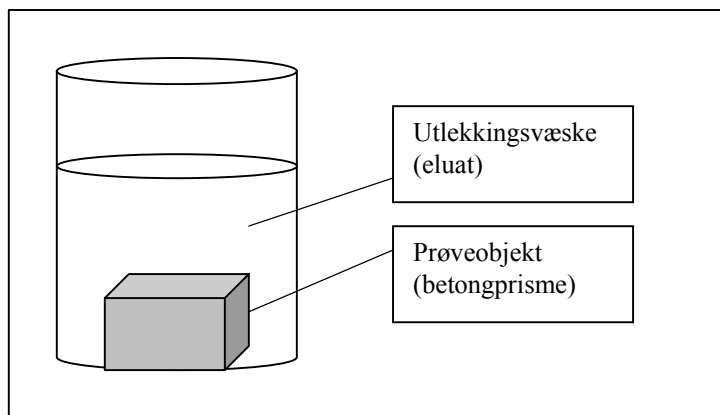


Figur 1 Prinsippkisse av utlekking fra granulært materialet på laboratoriet

Hastigheten på den beskrevne prosessen ovenfor styres etter de to hovedprinsippene likevekt- og diffusjonsstyrt utlekking²⁹. Likevektstyrt utlekking inntrer når en kjemisk forbindelse foreligger i likevekt med prøve og eluat. Ved likevekt vil konsentrasjonen i eluatet være konstant. Ved diffusjonsstyrt utlekking oppstår det en konsentrasjonsgradient mellom prøve og eluat (dvs. ikke likevekt). Dersom denne forskjellen i konsentrasjon avtar med eksponeringstiden, vil utlekkingshastigheten også avta (nærmer seg likevekt). I noen tilfeller styres utlekkingen etter begge hovedprinsippene.

Parametrene som påvirker utlekkingen er mange. Prøvematerialets partikkelstørrelse (sortering) og permeabilitet er de viktigste faktorene for prøvematerialet. Porøst granulært materialet med liten partikkelstørrelse og en hydraulisk permeabilitet $> 10^{-9}$ m/s er et eksempel der likevektstyrt utlekking er mest dominerende^{29, 30}. Figur 1 viser prinsippet til en utlekkingstest som styres etter denne mekanismen.

Utlekkingen til monolittisk tett materiale som for eksempel betong antas å være diffusjonsstyrt^{31, 32, 33}. Det vil si at utlekkingsmekanismen oppstår mellom eluatet og overflaten til prøven. Figur 2 viser prinsippet for en slik utlekkingstest.



Figur 2 Prinsippskisse av utlekking fra monolittisk materiale på laboratoriet

I tillegg til permeabilitet og partikkelstørrelse er forholdet mellom eluat og prøvematerialet viktig. Dette uttrykkes ofte som L/S-forhold (eng; liquid/solid-ratio), og kan beregnes i liter eluat pr. kg, overflateenhet eller volumenhet av prøve med henholdsvis disse enhetene L/kg, L/cm² og L/cm³. De mest benyttede enheten som uttrykker L/S-forholdet er L/kg, og denne vil også bli benyttet i denne rapporten. Når kjemiske egenskaper til et materiale skal beskrives i form av utlekkingsverdier, bør alltid verdiene relateres til L/S-forholdet. Vanligvis opereres det med L/S-verdier i området 2-10 i utlekkingstestene som i dag blir utført på laboratoriet.

Andre parametere som innvirker på utlekkingen er pH i utlekkingsvæsken, kontakttid (eksponeringstid), løselighet i eluat og temperatur. Det er også forskjellige parametere som styrer utlekkingen til forskjellige stoffgrupper. Det vil si at utlekkingsmekanismene som gjelder for eksempelvis tungmetaller, er helt forskjellige fra de som gjelder for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).

6.2.2 Testmetoder

Siden utlekkingsmekanismen er veldig kompleks og styres av mange parametere, finnes det i dag mange ulike metoder som måler utlekkingen til forskjellige materialer. Det er viktig å skille mellom de ulike metodene

- tank- og batchtest
- kolonnetest
- seriell test
- tilgjengelighetstest

Prinsippet for en *tanktest* er vist i Figur 1 og Figur 2. Dersom det benyttes omrøring, (magnetroring, rotasjon eller at tanken ristes) er betegnelsen en *batchtest*. I en *kolonnetest* vil det imidlertid være en bestemt gjennomstrømning av væske i en kolonne fylt med prøvemateriale, slik at man ikke oppnår likevekt. Dette medfører høy utlekkingshastighet. I *serielle tester* utføres det flere forsøk etter hverandre ved forskjellige L/S-forhold. Her bestemmes et utlekkingsforløp som funksjon av væske/faststoff forholdet. Serielle tester kan utføres på både tank- og kolonnetester, og fordelingen med serielle tester er at de viser utlekkingstrenden. Ulempen er at utførelsen er mer tidkrevende enn for eksempel en batchtest.

De ovennevnte testmetodene måler kun hvor mye av et kjemisk stoff som er avgitt fra et bestemt fast materiale til en væske i en gitt tidsperiode. Metodene viser ikke hvor mye stoff som maksimalt (teoretisk) kan avgis. Dette kan gjøres ved å bestemme totalinnholdet i prøvematerialet. Mange faste materialer avgir imidlertid bare deler av totalinnholdet til en væske over lengre tidsrom. Det kan derfor utføres en såkalt *tilgjengelighetstest* (eng: availability test) som viser hvor tilgjengelig et bestemt stoff er i et bestemt materiale. Metoden går ut på å måle utlekkingen på pulverisert materialet (< 125 µm) i en sur utlekkingsvæske.

Valg av metode er avhengig av hvilket materiale som skal testes, og hvilken partikkelstørrelsefordeling (kornfordeling) det skal inneha under testen. Kornfordelingen skal i mange metoder også gjenspeile den reelle bruken som kan være forskjellig.

I motsetning til mange andre europeiske land som Nederland, Sveits, Tyskland og Østerrike finnes det i Norge ingen standardiserte utlekkingsmetoder. Disse europeiske landene har også utarbeidet grenseverdier til utlekking. Det arbeides også i CEN med å utarbeide standardiserte utlekkingsmetoder. Det europeiske arbeidet foregår i både CEN/TC 154 (Aggregates) og CEN/TC 292 (Characterization of waste)^{34, 35}. En oversikt over de mest benyttede utlekkingsmetodene er gitt i Tabell 4.

Tabell 4 Standardiserte testmetoder for utlekkning.

Metode	Type	L/S	pH	Ekspone ringtid	Partikkels tørrelse	Anvendelse
prEN1744-3 ³⁴	Batch	10		24	< 32 mm	Naturlig og resirkulert tilslag
NEN 7345 ³⁶	Tank					Monolittisk BA- avfall
NEN 7343 ³⁷	Kolonne	1-10			< 4 mm	Jord- og steinete BA-avfall
NEN 7341 ³⁸	Tilgjengelighet	50	4 og 7		< 125 µm	” ”
NEN 7349 ³⁹	Seriell batch	20-100			< 4 mm	” ”
NT ENVIR 002 ⁴⁰	Kolonne	2-10			Granulær	Fast avfallsmaterialet
NT ENVIR 003 ⁴¹	Tilgjengelighet	100			< 0,125µm	
NT ENVIR 005 ⁴²	Seriell batch	2-10		24		
TVA eluate test ⁴³	Tank/batch	10	4-4,5	24		BA-avfall
DIN 38414 ⁴⁴	Batch	10		24	< 10 mm	*Slam og sedimenter
prEn 12457-1-4 ³⁵	Batch				2-10 mm	Avfall og slam

*Kan også anvendes på faste og porøse materialer

Metodene som er nevnt i Tabell 4 gjelder for slam, avfall og bygg- og anleggsavfall, bortsett fra prEN 1744-3 (Tests for chemical properties of aggregates - Part 3: Preparation of eluates by leaching of aggregates) som omfatter kun naturlig og resirkulert tilslag. I RESIBA er derfor denne standarden benyttet.

6.2.3 Hvordan klassifiseres resirkulert tilslag

Tabell 4 viser en rekke utenlandske metoder som omfatter avfall og slam, og under denne kategorien kommer bygg- og anleggsavfall. Det er derfor behov for å belyse hvordan klassifiseringen er i Norge og enkelte andre land.

6.2.3.1 Klassifisering i Norge

Gjennom EØS-avtalen forpliktet Norge til å følge EU-direktivet som omhandler deponering av avfall, inndeling i avfallsklasser og krav til klassifisering av avfall. Dette betyr at avfall skal deles inn i de tre kategoriene farlig avfall/spesialavfall, vanlig avfall og inert avfall²⁹. De ulike nivåene for hvilken kategori avfallet sorterer under er imidlertid ikke fastsatt bortsett fra spesialavfall. Det er avfallsprodusentens ansvar å karakterisere avfallet, slik at riktig deponi kan velges.

Dersom avfall ønskes deponert eller disponert utenfor godkjente deponier, stilles det krav til dokumentasjon avhengig av bruksområdet⁴⁵. Til for eksempel utfyllingsformål bør disponeringsscenario (stedsspesifikke forhold som klima,

resipient, biologi, hydrogeologi etc.), type avfall, mengde avfall og utlekking dokumenteres.

SFTs system for risikovurdering, som kan benyttes til å vurdere helse og miljøfare ved deponering, består av tre trinn (vedlegg 2 gir en kort sammenfatning)⁴⁶:

Trinn 1. Sammenlikning med normverdier for jord

Trinn 2. Beregning av eksponering

Trinn 3. Måling av eksponering

Til mest følsom arealbruk (se vedlegg 2 for definisjon) benyttes trinn 1, som består i å sammenlikne avfallens totalinnhold av enkelte kjemiske komponenter med SFTs normverdier. Dette er den mest konkrete og mest restriktive delen i risikovurderingen.

Dersom totalinnholdet av enkelte kjemiske komponenter overstiger normverdiene, tas aktuell arealbruk inn i vurderingen. Kan for eksempel området defineres som ikke følsom arealbruk, kan trinn 2 og/eller trinn 3 (utvidet risikovurdering) benyttes til tross for en overskridelse av normverdiene, dersom helse- og miljørisikoen ikke økes. Utvidet risikovurdering beregner og måler eksponering for henholdsvis trinn 2 og trinn 3.

I Norge benyttes ikke utlekkingstester som selvstendig metode for å beskrive de miljømessige egenskapene til avfall. Slike tester kan benyttes som en del av flere andre metoder i en risikovurdering, men er til nå forholdsvis lite utbredt i Norge sammenliknet med enkelte andre europeiske land^{46, 47}.

Resirkulert tilslag defineres som et produkt på lik linje med naturlig tilslag, og skal derfor tilfredsstillende de samme tekniske og miljømessige krav. De miljømessige kravene til naturlig tilslag er knyttet til kjemiske egenskaper, som for eksempel klorid- og sulfatinnhold (bunden bruk), fordi naturlig tilslag primært ikke er forbundet med noen helse- og miljøfare. Til tross for en klar definisjon av produktet, kan det i dag virke noe uklart om hvor grundig tilslaget skal miljødokumenteres. Det er ingen tvil om at resirkulert tilslag må gjennomgå strengere miljøkontroll enn naturlig tilslag.

Når resirkulert tilslag i dag benyttes til utfyllingsformål (ubunden bruk), blir det betegnet som et produkt med hensyn til de tekniske egenskapene og som avfall med hensyn til de miljømessige egenskapene med tilhørende kravspesifikasjoner i begge kategorier.

6.2.3.2 Klassifisering i Norden

I de øvrige nordiske landene deles deponi- eller avfallsklassene som regel inn i tre kategorier etter den potensielle helse- og miljørisiko som avfallet utgjør. Det stilles ikke spesifikke kriterier (grenseverdier) til hver deponiklasse. I for eksempel Sverige stilles det allmenne krav til egenskaper for avfall i de forskjellige klassene. Det gis også eksempler på avfall som typisk inngår i hver deponiklasse. Dette medfører at deponiklasse vurderes i hvert enkelt tilfelle. Dersom riveavfall som betong og tegl

skal klassifiseres, vil dette materialet i de fleste tilfeller inngått i den avfallsklassen som utgjør lavest helse- og miljørisiko. Følgende betegnelser benyttes for lavrisiko avfallsklassene²⁹:

- Sverige: Deponier med avfall som innebærer liten risiko for helse- og miljøskader.
- Danmark: Inert avfall
- Finland: Inert avfall

Til tross for at det ikke er nedsatt konkrete grenseverdier i Norden til de forskjellige avfallskategoriene, anbefales og/eller kreves det en karakterisering av avfallet med hensyn til sammensetning, innhold av organisk materiale, totalinnhold og utlekking av skadelige forbindelser. Sistnevnte anses som et nøkkelpunkt. Det finnes i Norden ingen nasjonale standarder med hensyn til utlekking (kun nordiske). Metodene som benyttes, er derfor i en del tilfeller hentet fra andre europeiske land. Tabell 5 viser hvilke utlekkingsmetoder som benyttes i Sverige, Danmark og Finland.

Tabell 5 Utlekkingsmetoder som benyttes i Danmark, Sverige og Finland.

Land	Utlekkingsmetode
Sverige	NT ENVIR 002 ⁴⁰ , NT ENVIR 003 ⁴¹ , NEN 7345 ³⁶
Danmark	NT ENVIR 002, NT ENVIR 003
Finland	NT ENVIR 002, NT ENVIR 003, DIN 38414 ⁴⁴ , TVA eluate test ⁴³

6.2.3.3 Klassifisering i Nederland, Tyskland, Sveits, Østerrike og EU.

Ved deponering i Nederland klassifiseres avfall etter utlekkbarheten²⁹. Ved gjenbruk tas det også hensyn til avfallets totalinnhold. I Nederland defineres bygg- og anleggsavfall som inert materiale, og miljøpolitikken innebærer at alt som er inert, skal gjenbrukes. Det finnes derfor ikke deponi for inert avfall²⁹. Bygg- og anleggsavfallet kan likevel deles inn i N1 (uten restriksjoner) og N2 (med restriksjoner). Det finnes grenseverdier til begge klassene med hensyn til både utlekking og totalinnhold. Til utfyllingsformål kan noen av restriksjonene være krav til en viss høyde over grunnvannspeil og at materialet ikke skal ha kontakt med regnvann.

Produsenter av resirkulert tilslag i Nederland har bygd opp egne kvalitetssikringssystem (KS-system) som sikrer kvalitetskontrollen i produksjonen. KS-systemet beskriver prøvetakning, kjemisk sammensetning, tekniske egenskaper og utlekking. Det kan derfor utstedes produktsertifikat for resirkulert tilslag med forankring i de konkrete grenseverdiene (myndighetskrav). Ved for eksempel Theo Pouw, som er et av Nederlands største gjenvinningsanlegg, tas det ut prøver med hensyn til utlekking hver dag (prøveuttak hvert 15. minutt som slås sammen til en blandeprøve)⁴⁸. I Nederland finnes det etablerte standardiserte utlekkingsmetoder (NEN-metoder) som er mye benyttet også ellers i Europa. De viktigste er gjengitt i Tabell 4.

I Tyskland finnes det deponier både på og under bakkenivå. Deponering på bakkenivå reguleres gjennom grenseverdier for fysiske parametere (deformasjon, glødetap etc.) og utlekking. Utlekkingsmetoden er den tyske standarden DIN 38414,

der innhold i eluatet er regulert med konkrete grenseverdier⁴⁴. Dersom avfallet skal gjenbrukes og ikke deponeres, gjelder den overordnede regelen at gjenbruk må være teknisk gjennomførbart. Gjenbruk skal heller ikke forårsake større miljøpåvirkning enn deponering. Bygg- og anleggsavfall reguleres derfor i utgangspunktet etter grenseverdiene for deponier på bakkenivå.

Sveits har innført gjenvinningsplikt for avfall. Dette betyr at bygg- og anleggsavfall som ikke er forurenset, skal gjenbrukes som for eksempel resirkulert tilslag til utfyllingsformål. Deponi- eller avfallsklassene deles også her inn i tre kategorier etter den potensielle helse- og miljørisiko som avfallet utgjør. Deponiklassen med lavest helse- og miljørisiko er inert avfall. I denne kategorien hører det meste av bygg- og anleggsavfallet. Karakteriseringen av avfallet gjøres ved total sammensetning og utlekkingssegenskaper med tilhørende grenseverdier. Total sammensetning betyr i klassen for inert materiale at > 95 % av avfallet skal bestå av silikater, karbonater og aluminater. Videre skal inert materiale i hovedsak inneholde de samme komponenter som jordmateriale, der tungmetallinnholdet er regulert med grenseverdier.

Utlekkingssegenskapene bestemmes ved den sveitsiske utlekkings testen TVA eluate test⁴³. Det er utarbeidet grenseverdier til de forskjellige avfallsklassene. Dersom bygg- og anleggsavfall skal inngå i kategorien inert avfall, må deponikravet til total sammensetning og utlekking utført etter TVA metoden være oppfylt. En av grunnprinsippene for gjenbruk i Sveits, er at miljøpåvirkningen som gjenbruk forårsaker, totalt sett er mindre enn førstegangsproduksjon av materialene.

I Østerrike finner vi de samme deponi- og avfallsklassene som i Sveits med inert avfall som klassen med lavest helse- og miljørisiko. Avfall som deponeres i denne klassen, sidestilles med omkringliggende jord. Sigevannet fra dette deponiet samles heller ikke opp, men slippes direkte ut til omgivelsene. Deponiet er regulert med både grenseverdier til totalinnhold og utlekking. Den tyske metoden DIN 38414 benyttes til å bestemme utlekkningen til avfallet⁴⁴. Tungt bygg- og anleggsavfall som tilfredsstillt kravene for inert avfall, vil derfor kunne bli benyttet til utfyllingsformål.

I EU deles deponiklassene grovt inn i farlig, kommunalt og inert avfall. Karakteriseringen av avfallet skal gjøres etter gjeldene standarder som utvikles i CEN/TC 292. Utlekkingsstandardene prEN 12457-1-4 er under votering³⁵.

6.2.4 *Undersøkelser på laboratoriet utført i RESIBA*

Det er blitt gjennomført en rekke utlekkingsforsøk på laboratoriet etter prEN 1744-3³⁴. Det er benyttet ulike typer resirkulert materialet i forskjellige sorteringer. I tillegg er det på noen prøver bestemt totalt innhold av de kjemiske stoffene. Nedenfor beskrives prøvematerialet, prøveutstyr, kjemisk analyse og laboratorieprosedyrene.

6.2.4.1 Prøvematerialet

Prøvemateriale er tatt ut i forbindelse med forprosjekt og delaktiviteter i RESIBA. Det gis en oversikt over undersøkte prøver, aktiviteter de er hentet fra og hvordan de kjemiske egenskapene er testet (utlekking eller totalinnhold) i Tabell 6. Tallkoden i prøvebetegnelse viser hvilken sortering som er benyttet, og BM og RB betegner

sorteringer av resirkulert tilslag for henholdsvis blandede masser og ren betong. Eksempel: Prøven 0-10 BM 1 har sorteringen 0-10 mm, består av resirkulert tilslag fra blandede masser og er prøveuttak nr.1 av 2.

Tabell 6 Prøvematerialet, kvalitet og kjemiske analyser. Prøvebetegnelsen BM og RB betyr henholdsvis blandede masser og ren betong.

Prøvebetegnelse	Sortering / Kvalitet	Opphav	Dato for prøveuttak	Kjemisk analyse*
0-10 BM1	0-10 mm / Blandet	NBI E 7753 ⁴⁹	08.06.98	U + T
0-10 BM2	0-10 mm / Blandet	” ”	08.06.98	U + T
0-10 RB	0-10 mm / Ren betong	” ”	08.06.98	U
10-20 BM1	10-20 mm / blandet	” ”	08.06.98	U + T
10-20 BM2	10-20 mm / blandet	” ”	08.06.98	U + T
10-20 RB	10-20 mm / Ren betong	” ”	08.06.98	U
10-38 BM1	10-38 mm / blandet	RESIBA demo. prosjekt ⁵⁰	19.11.01	U
10-38 BM2	10-38 mm / blandet	” ”	19.11.01	U
LECA BM	< 32 mm / LECA + blandet	RESIBA demo. prosjekt ⁵⁰	05.10.01	U + T**
LECA REF	< 32 mm / LECA REF	” ”	05.10.01	U

*U og T betyr henholdsvis utlekking og totalinnhold

**Totalinnholdet i den tilsatte resirkulerte tilslagsandelen er bestemt

I delprosjekt 2 ble det utstøpt to Leca-lydblokker. Prøve LECA BM er en lydblokk utstøpt med 30 % resirkulert tilslag av blandede masser (sortering 0-10 mm). Denne andelen erstattet tilsvarende andel naturlig tilslag. Prøve LECA REF som er benyttet som referanse, er en standard lydblokk uten innblanding av resirkulert materiale. Begge prøvene er utstøpt i laboratoriet til Optiroc Leca AS på Lillestrøm. De er deretter nedknust og siktet til en sortering < 32 mm ved NBI. En resept på utstøpingen er gitt i vedlegg 3.

Alle prøveuttak er utført ved BA Gjenvinning på Grønmo utenfor Oslo bortsett fra prøvene 10-38 BM1-2 som ble tatt på byggeplassen i Sørumsand (resirkulert tilslag er levert av BA Gjenvinning)⁵⁰. Prøvene er nedsplittet og siktet etter standardiserte prosedyrer ved NBI⁵².

6.2.4.2 Utstyr

Prinsippskisse av utstyret for gjennomføring av selve utlekkingsforsøkene er vist i Figur 1. Det benyttede utstyret bestod av glass og teflon og er utarbeidet i henhold til prEN 1744-3. Utstyr til filtrering og oppbevaring av eluatet er også beskrevet i denne standarden³⁴.

6.2.4.3 Prosedyrer

Glassutstyr, prøvekopper, prøvebeholdere etc. ble oppbevart i ca 5 % (m/m) HNO₃. Utstyret ble grundig skylt i avionisert vann før og etter bruk.

Prøveuttak og nedsplittning av prøve ble utført i henhold til NS-EN 932-1⁵¹ og EN 932-2⁵². Prøvene ble deretter tørket til konstant vekt ved 105 °C.

Den ferdig tørkede prøven på ca 2 kg (innveid nøyaktig), ble lagt på en innsatsrist som deretter ble senket ned i en glassbeholder fylt med ca 20 L avionisert vann (pH i området 5-7). Røring ble påsatt, og etter 24 h ble det tatt en prøve av eluatet som til slutt ble filtrert og konservert. Nærmere beskrivelse finnes i prEN 1744-3³⁴.

6.2.5 *Dokumentasjon av kjemiske egenskaper i fullskala forsøk*

I Skullerudkrysset langs E6 sør for Oslo bygget Statens vegvesen Oslo i 1997/1998 nytt veikryss med tilhørende bru og gang- og sykkelvei. Det ble benyttet resirkulert tilslag fra BA Gjenvinning. Til fundament og omfylling i overvannsgrøfter ble det benyttet masser med sortering 10-20 mm. Figur 3 viser prøvetakingsområdet hvor jord- og væskeprøver ble tatt ut. Overvannsledningen ligger i dette området 1,6 m under bakken.



Figur 3 Deler av Skullerudkrysset i Oslo, fotografert fra utvalgt prøvetakningsområdet. I forgrunnen vises et sedimenteringsbasseng, som skal rense overflatevannet fra veibanen.

6.2.5.1 Utstyr

Utstyret til prøvetakning av jordprøver ble gjort i henhold til veiledning fra SFT⁵³. Utstyr for opptak av jordvæske bestod av PRENART (Prenart Equipment ApS, København, Danmark) lysimetre og pumpe med vakuumbstyring fra NBI, se Figur 4.



Figur 4 Væskebeholdere og pumpesystem med vakuumbstyring, og et Prenart lysimeter.

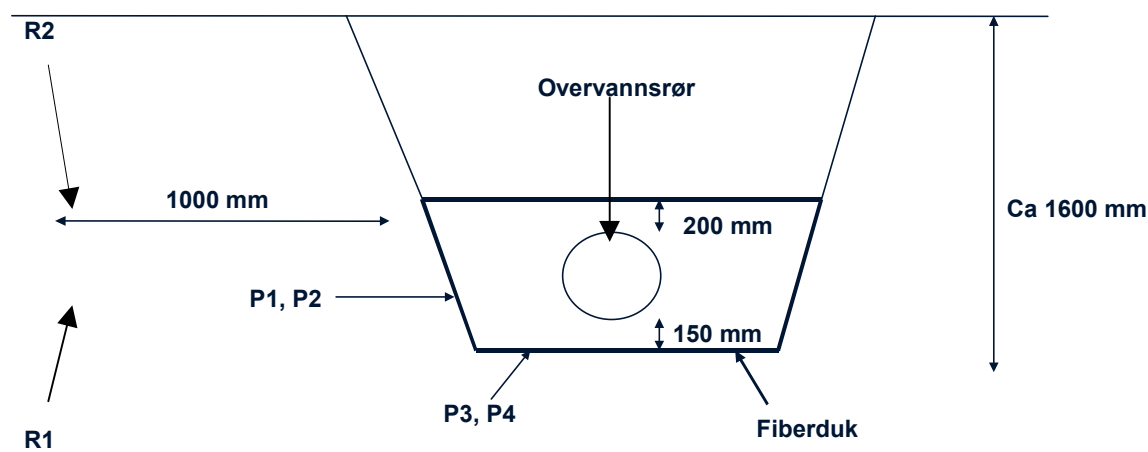
Lysimeteret graves/bankes ned til ønsket prøvetakningspunkt nede i grøften. Det ble benyttet silikamel mellom sonde og jordpartiklene for å sikre kappilær kontakt. Grøften ble deretter gjenfylt. Slangen fra lysimeteret kobles så til pumpesystemet over bakkenivå. Det ble satt ned 4 lysimetre i prøvetakningsområdet i grøften. For

at utstyret som ligger på bakkenivå skulle beskyttes, ble dette bygd inn i en kum med lokk, også vist i Figur 4.

6.2.5.2 Prøvemateriale

I dette feltforsøket var hensikten å bestemme utlekkingen av det resirkulerte tilslaget (10-20 mm) i grøften. Dette ble gjennomført ved å undersøke om tilslaget hadde påvirket jord som lå tett inntil. Det ble i tillegg tatt opp jordvæske. Jord- og væskeprøvene ble sammenliknet med referanseverdier og SFT sine normverdier.

Figur 5 viser et tverrsnitt av grøften. Det er fylt med resirkulert tilslag rundt overvannsledningen. Tilslaget er omsluttet med en vanngjennomtrengelig fiberduk. Inntil denne duken er det fylt med stedlige jordmasser. P1-P4 viser hvor det er tatt ut prøve, og R1-R2 viser hvor det er tatt ut referanseprøver. Det antas at R1-R2 ikke er påvirket av de resirkulerte massene, siden disse er tatt én meter fra prøvepunktene slik figuren viser.



Figur 5 Tverrsnittet av overvannsgrøften benyttet i feltforsøket. Den vanngjennomtrengelige fiberduken omslutter det resirkulerte tilslaget. Inntil denne duken er det tilbakefylt med stedlige jordmasser. Prøvepunktene er P1, P2, P3 og P4, og referansepunktene er R1 og R2.

6.2.5.3 Prosedyrer

Det ble nedsatt 4 lysimetre i P1-P3 og R1 for oppsamling av jordvæske (beskrevet i 6.2.5.1). Hensikten var å sammenlikne P1-P3 med referansepunktet R1. I tillegg ble det tatt jordprøver i P1-P4 og R1-R2. Jordprøvene ble tatt da lysimeterene ble nedsatt i grøften. Etter at lysimetrene var nedsatt og jordprøver tatt, ble prøveområdet gjenfylt. Oppgraving og gjenfylling av grøften ble utført maskinelt.

Væskeprøvene ble tatt etter hvert som det ble oppsugd væske i prøvebeholderne. Denne prøvetakningsperioden varte i 6 uker. Fullskalaforsøket startet 22.mai 2000. I oktober 2001 ble prøvetaking av jordvæske gjentatt. Det ble ikke tatt ut jordprøver under denne perioden. Alle jordvæskeprøver ble konserverte og oppbevart kjølig før de skulle analyseres. Jordprøvene ble oppbevart i henhold til veiledningen til SFT⁵³.

6.2.6 Kjemisk analyse

Det ble utført kjemisk analyse av både organiske og uorganiske komponenter. En oversikt over disse stoffene er vist i Tabell 7. I tillegg ble det utført omfattende bestemmelser av pH. Bortsett fra sulfat og klorid som ikke ble bestemt under feltforsøket, ble samtlige stoffer bestemt i alle prøver.

Tabell 7 Kjemiske komponenter som er analysert i de uttatte prøvene.

	Kjemisk komponent	Kjemisk tegn	
Uorganiske stoffer	arsen	As	
	bly	Pb	
	kadmium	Cd	
	krom (totalt krom)	Cr	
	kobber,	Cu	
	kvikksølv	Hg	
	nikkel	Ni	
	sink	Zn	
	kalsium	Ca	
	klorid	Cl ⁻	
	sulfat	SO ₄ ²⁻	
	Organiske stoffer	polysykliske aromatiske hydrokarboner	PAH
		polyklorerte bifenyler	PCB

De kjemiske analysene er utført etter prinsipper og analyseteknikker gjengitt i litteraturen. Bestemmelse av As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn og Ca ble utført med analyseteknikkene atomabsorpsjonsspektrometri (GFAAS og FAAS) og induktivt koplet plasma atomemisjonsspektrometri (ICP-AES)^{54,55}. Det ble benyttet gasskromatografi (GC) for bestemmelse av PAH og PCB^{56,57}. Dersom annet ikke er opplyst, er alle konsentrasjoner av PAH i denne rapporten er oppgitt som summen av 16 PAH-forbindelser anbefalt av USEPA (United States Environmental Protection Agency)⁶³. Bestemmelse av klorid og sulfat er basert på henholdsvis standardene NS 3671⁵⁸ og NS 3090⁵⁹.

6.3 Utførte undersøkelser utenom RESIBA

Av andre prosjekter som har gjort undersøkelser relatert til kvalitet eller bruksområder for bygningsmaterialer etter riving, nevnes ett om ombruk av teglstein og ett om retningslinjer for renhet og kvalitet for gjenvinningsprodukter.

6.3.1 OMMAT-prosjektet⁶⁰

Formålet med ”OMMAT-prosjektet” er å vinkle en industriell tilnærming til ombruk av materialer. Bærekraftig utvikling og redusert avfall med fokus på tegl og murverk er hovedtema for samarbeidspartnerne Statsbygg, Oslo kommune, Økobygg og Gether AS.

Under bestemte forutsetninger synes det mulig å opparbeide årlig ca 4 millioner teglstein til ombruk, med sannsynlig salgspris på 4,50-4,60 kr pr stein. Det meste av denne steinen egner seg til innendørs stein. Ombrenning for å gjøre steinen

frostsikker vil øke kostnadene med ca 1,30 kr pr stein. I Norge brukes årlig ca 30 millioner stein, med salgspris mellom 2,60 og 5,50 pr stein avhengig av partiets størrelse. Tegl er konkurransedyktig med nye materialer i skoler, eldrecentre og lignende. Ombruk som frilagt tegl vil likevel stå for bare 2-6 % av alt tungt bygg- og anleggsavfall.

6.3.2 *"Hvor rent er rent nok?"*

Prosjekt "Hvor rent er rent nok?" har et mål om å utvikle retningslinjer for å vurdere om en konstruksjon kan materialgjenvinnes med lønnsomhet. Prosjektansvaret ligger hos Franzefoss. Samarbeidspartnere er blant annet Oslo kommune, NBI, SFT og Statens vegvesen, Vegdirektoratet.

Utgangspunktet for prosjektet er behovet for å dokumentere at gjenvinningsprodukter er "rene nok", både med hensyn til kvalitet av det endelige produktet og til miljøet. Ved å utvikle praktiske og enkle testmetoder, og ved å stille krav og grenseverdier for kvalitetskontroll av bygg, anlegg og veier vil vi være sikre på at materialene som leveres til mottak, er rene for kjemisk forurensing. En viktig del av prosjektet er å prøve ut testmetoder og kvalitetssystemer i demonstrasjons- og markedsprosjekter. Det foreligger ennå ikke sluttrapportering fra dette prosjektet.

7. RESULTATER OG VURDERINGER

Sanering av miljøfarlige stoffer fra et bygg før riving skal i alle tilfeller gjennomføres i henhold til spesialavfallsforskriften og annet gjeldende lovverk. Hvordan dette skal dokumenteres er imidlertid ikke fastsatt gjennom sertifiseringsordninger eller standarder. Resultater fra en spørreundersøkelse om kartlegging av slike stoffer blant et utvalg konsulentvirksomheter i Oslo er diskutert i kapittel 7.1.

Sorteringsgraden av betong / tegl på byggeplass varierer med type bygg. Betong- og teglmasser som leveres for produksjon av resirkulert tilslag, kan inneholde varierende innslag av trevirke, armering eller andre komponenter. Dette er illustrert gjennom dokumentasjon av riving og rehabilitering ved fire prosjekter i Oslo hvor ulik grad av selektiv riving er gjennomført. Resultatene er diskutert i kapittel 7.2.

Dokumentasjonen av de kjemiske egenskapene i laboratoriet er utført på forskjellige sorteringer av resirkulert tilslag. Resultatene er sammenliknet med norske drikkevannskriterier og grenseverdier til utlekking i andre europeiske land. Resultatene er diskutert i kapittel 7.3

I fullskalaforsøket er jord og væske som ligger nært det resirkulert tilslaget undersøkt, for å måle en eventuell påvirkning fra det resirkulerte tilslaget her benyttet som fyllmasser. Konsentrasjonen av kjemiske stoffer i jord- og væskeprøver er sammenliknet med referanseverdier, SFT sine normverdier og typiske konsentrasjoner i norsk jord og overvann. Resultatene er diskutert i kapittel 7.4.

7.1 Spørreundersøkelse om miljøkartlegging

Kartlegging og håndtering av miljøfarlige stoffer og spesialavfall krever ofte spisskompetanse, og det finnes et marked for rådgivende virksomhet innen miljøbesiktigelse og miljøsanering. Norge har ikke etablert sertifiseringsordninger som stiller kompetansekrav ovenfor den som utfører slike besiktigelser, hvilket medfører behov for spisskompetanse ved vurdering av dokumentasjon hos kommunens saksbehandlere.

Resultatene fra undersøkelsen er gitt i vedlegg 4 og viser følgende praksis for kartlegging av stoffer og komponenter tilknyttet resirkulert tilslag:

Høy hyppighet for kartlegging:

- PCB-holdig fugemasse, isolerglassruter
- Skorstein
- Dekker med oljesøl eller lignende
- Annet: gulvbelegg, asbest

Lav hyppighet for kartlegging:

- PCB-holdig sklisikker maling
- PCB-holdig reparasjonsmasse (for eksempel Borvibet)
- Glassert teglstein
- Ildfast teglstein

- Tapet
- Malte materialer

I Oslo kommune er det pr i dag ikke vanlig at utvendig fasadetegl, glassert teglstein, ildfast stein eller malte materialer kartlegges i miljøsaneringsrapporter. Dette skyldes at stoffer som kan utgjøre en miljøfare i disse materialene, ikke opptrer i så høye konsentrasjoner at materialet klassifiseres som spesialavfall. Slike materialer vil derfor bli levert på gjenvinningsanlegg.

Undersøkelsen viste også at konsulenter engasjeres for kartlegging i alle faser av et prosjekt. Omfanget av kartleggingen varierer fra deler av prosjektet til hele prosjektet, men beslutningen om å ta prøver ved usikkerhet ligger hos konsulenten. Mange har dessuten utviklet egne rutiner og veiledere for kartlegging. Til en viss grad legges også eksternt litteratur og beskrivelser fra oppdragsgiver til grunn.

Miljøsaneringsrapportene utarbeides med nøyaktige angivelser av mengder (tonn, antall enheter e.l.). Metodikk for forskriftsmessig håndtering av avfallet, samt typer miljøfarlig avfall som ikke er kartlagt, beskrives ofte. Hvilke mottaksanlegg som er godkjent for ulike avfallstyper angis imidlertid ikke alltid.

7.2 Selektiv riving ved fire prosjekter i Oslo

I vedlegg 5-8 vises alle bildene fra befaringen ved fire ulike rive- og rehabiliteringsprosjekter. De viktigste observasjonene er beskrevet nedenfor. Undersøkelsene viste at ulike typer bygninger (kontorbygg, bygårder, sykehus) vil medføre varierende behov for sortering, nedknusing eller lignende for å oppnå rene fraksjoner av tegl og betong ved riving.

7.2.1 *Pilestredet Park – riving av barneklubben ved det gamle Rikshospitalet*

Pilestredet Park består av en rekke ulike sykehusbygninger fra det tidligere Rikshospitalet. Bygningene er oppført i forskjellige tidsperioder og med forskjellige byggematerialer. Riving og rehabilitering medfører samlet opp mot 100.000 tonn tyngre bygningsmaterialer (betong og tegl) som blir gjenvunnet på byggeplass med mobilt knuseverk. Barneklubben bestod av to bygninger, oppført i henholdsvis 1950 og 1989 i plasstøpt betong med noe yttervegger i pusset tegl. Rive- og avfallshåndtering av ved Pilestredet Park er vist i Figur 6.

Undersøkelsene viste følgende:

- Riving av barneklubben genererte ca 13.500 tonn betong og tegl.
- Alle miljøfarlige komponenter ble fjernet før riving av de bærende konstruksjonene.
- Utstrakt manuell selektiv riving av innredning ble gjennomført, og bygningsdeler for ombruk inngikk i Pilestredet Parks eget ombrukstorg.
- Betong og tegl ble klippet ned og grovsortert maskinelt før gjenvinning i mobilt knuseverk på byggeplass. Metaller og andre materialer av en viss størrelse ble sortert ut før knusing.

- Massene ble knust to ganger for å oppnå ønskede sorteringer for det resirkulerte tilslaget.

Mer utfyllende dokumentasjon gjennom bilder av rive- og avfallshåndteringen er vist i vedlegg 5.

Gjennomgang av dokumentasjonen tilknyttet avfallsplan og miljøsaneringsrapport, godkjent av plan- og bygningsetaten i dette riveprosjektet, viste at miljøsaneringen ble tilfredsstillende utført²⁵.



Figur 6 Riving og håndtering av betong og tegl ved Pilestredet Park.

7.2.2 Marselis gate 24 - rehabilitering fra kornsilo til studentboliger

Bygningen som skulle rehabiliteres for å skape studentboliger, var en kornsilo oppført i 1953 i plassenbetong. Bygningen bestod av 14 siloceller, en servicedel i 10 etasjer samt kjeller, se Figur 7. Ved støping av etasjeskiller i cellestrukturene, ble hull for dører og vinduer skåret ut i større blokker som ble levert til BA Gjenvinning i Oslo

Undersøkelsene viste følgende:

- Rehabiliteringen av kornsiloen genererte ca 1100 tonn betong og tegl.
- Bygningen inneholdt liten grad av andre bygningsmaterialer i cellestrukturen. Betongblokkene krevde dermed ingen videre sortering eller håndtering.
- Ingen miljøfarlige komponenter hadde direkte tilknytning til veggene i silocellene eller utskjæringen av betongblokkene.

Mer utfyllende dokumentasjon gjennom bilder av rive- og avfallshåndteringen er vist i vedlegg 6.

Gjennomgang av dokumentasjonen tilknyttet avfallsplan og miljøsaneringsrapport, godkjent av plan- og bygningsetaten i dette rehabiliteringsprosjektet, viste at miljøsaneringen ble tilfredsstillende utført²⁶.



Figur 7 Utskjæring av betongblokker fra vegger av kornsilo i Marselis gate.

7.2.3 Stensgata 34 - riving av kontorbygning

Kontorbygningen på fem etasjer var oppført i plasstøpt betong med teglfasader i 1928. Bygget har de senere år vært brukt som lager, hvilket medførte minimalt med innredning og byggematerialer, se Figur 8. Flere av etasjene hadde forøvrig malte dekker i stedet for gulvbelegg.

Undersøkelsene viste følgende:

- Rivningen av kontorbygningen genererte ca 2.800 tonn betong og tegl.
- Forurenset tegl fra pipeløp ble revet og sortert særskilt for deponering.
- Ingen miljøfarlige komponenter hadde direkte tilknytning til veggene i silocellene eller utskjæringen av betongblokkene.
- Etter miljøsanering og selektiv riving gjenstod kun deler av ventilasjonskanaler i tillegg til de bærende konstruksjonene av betong og tegl. Dette førte til at sortering av revet betong og tegl på byggeplass kunne gjennomføres maskinelt uten særskilt behov for utsortering av andre fraksjoner.
- Deler av massene ble benyttet til oppfylling av kjelleretasje som grunnlag for anleggsmaskinene under riving.

Mer utfyllende dokumentasjon gjennom bilder av rive- og avfallshåndteringen er vist i vedlegg 7.

Gjennomgang av dokumentasjonen tilknyttet avfallsplan og miljøsaneringsrapport, godkjent av plan- og bygningsetaten i dette riveprosjektet, viste at miljøsaneringen ble tilfredsstillende utført²⁷.



Figur 8 Riving av kontorbygg oppført i plasstøpt betong med teglfasader.

7.2.4 Urtegata 6 - riving av boligblokk / bygård

Bygården ble oppført i tegl med fire etasjer pluss kjeller og loft i 1862, se Figur 9. Etter så lang tids bruk var rommene i bygget blitt bygd om og pusset opp ved flere anledninger. Selektiv riving ble til en viss grad gjennomført, men alle bygningsmaterialer kunne av sikkerhetshensyn ikke tas ut ved selektiv riving.

Undersøkelsene viste følgende:

- Rivningen av bygården genererte ca 2.800 tonn betong og tegl.
- Ved riving av bærende konstruksjoner inneholdt teglmassene en god del trevirke og diverse andre komponenter fra innredning.
- Alt miljøfarlig avfall ble imidlertid sanert før riving.
- Grovsortering ble foretatt maskinelt på byggeplass før massene ble sendt BA Gjenvinning for videre sortering og gjenvinning.

Mer utfyllende dokumentasjon gjennom bilder av rive- og avfallshåndteringen er vist i vedlegg 8.

Gjennomgang av dokumentasjonen tilknyttet avfallsplan og miljøsaneringsrapport, godkjent av plan- og bygningsetaten i dette riveprosjektet, viste at miljøsaneringen ble tilfredsstillende utført²⁸.



Figur 9 Riving av bygård oppført i tegl.

7.3 Dokumentasjon av kjemiske egenskaper i laboratoriet

Vedlegg 10-11 viser alle resultatene fra laboratorieundersøkelsene knyttet til utlekking. Det gis et utdrag av de viktigste resultatene nedenfor. Disse er deretter diskutert og sammenliknet i forhold til norske drikkevannskriterier og grenseverdier i enkelte andre europeiske land. Utstyr til å måle utlekking ble kontrollert for eventuelle forurensningsbidrag (kontaminering). Resultatene viste at utstyret ikke kontaminerte prøven, se vedlegg 9.

7.3.1 Innvirkning på pH i eluat

Resirkulert tilslag inneholder en stor andel sementbaserte materialer som har basisk overflate. Det kan derfor forventes en økning av pH i eluatet etter en gitt eksponeringstid. Dette forløpet vises tydelig i Tabell 8, som gir en oversikt over alle bestemmelser av pH under utlekkingsforsøkene. Det vises en betydelig økning for samtlige prøver. Tyske retningslinjer har en anbefalt øvre grense ved pH på 13,5, ved utlekking i 24 timer etter DIN 38414 for resirkulert tilslag⁶¹.

Tabell 8 pH-verdien ved start, og etter utlekking i 24 timer.

Prøve	pH-verdi	
	Start	Slutt
0-10 BM1	5,4	10,9
0-10 BM2	5,4	11,1
0-10 RB	5,3	10,8
10-20 BM1	5,3	9,9
10-20 BM2	5,3	10,1
10-20 RB	5,3	10,6
10-38 BM1	5,5	11,2
10-38 BM2	5,4	11,1
LECA BM	5,3	12,0
LECA REF	5,3	11,8

7.3.2 Utlekking av klorid, sulfat, kalsium og magnesium

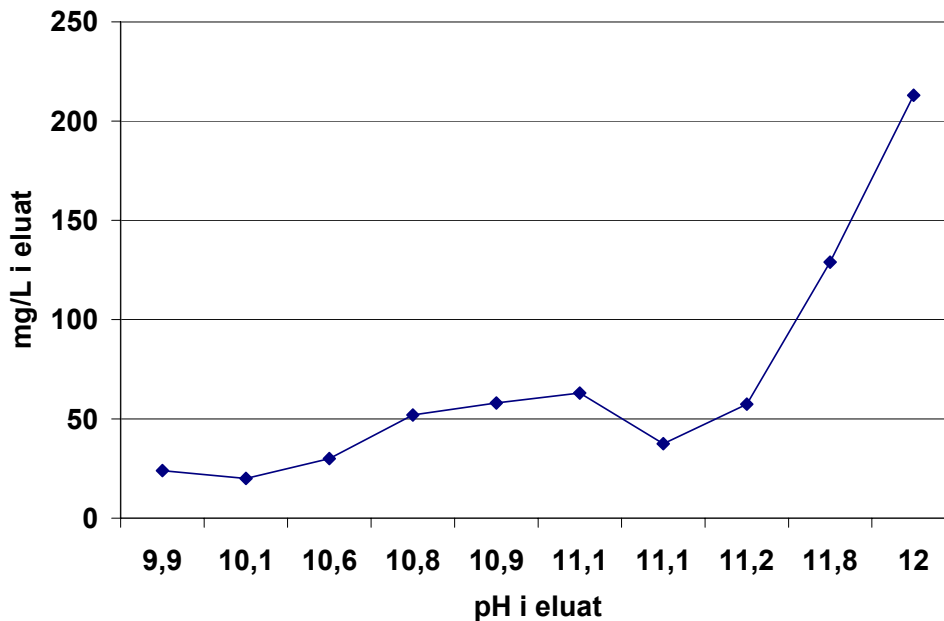
Utlekking av klorid, sulfat, kalsium og magnesium fra resirkulert tilslag forbindes primært ikke med negativ påvirkning på miljøet. Klorid og sulfat kan medføre problemer dersom det lekker ut tilstrekkelig mengder som kan angripe for eksempel betongkonstruksjoner. Undersøkelsene på laboratoriet viste ikke målbare mengder av klorider og sulfater i eluatet, se Tabell 9. Det er derfor lite trolig at kjemiske angrep fra klorider og sulfater på betongkonstruksjoner vil forekomme. Ut fra et miljøsynspunkt og resultatene i tabellen nedenfor, ble det ikke gjennomført målinger av klorid og sulfat i de andre prøvene.

Tabell 9 Utlekking av klorid og sulfat fra sorteringene 0-10 mm og 10-20 mm.

Parameter	Konsentrasjon i eluat (mg/L)			
	0-10 BM1	0-10 BM 2	10-20 BM1	10-20 BM2
Klorid	< 12	< 12	< 36	< 18
Sulfat	< 10	< 10	<10	< 10

Kalsium foreligger i betong blant annet som kalsiumhydroksid $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$ og kalsiumkarbonat $[\text{CaCO}_3]$. Resirkulert tilslag inneholder relativt store mengder av slike kalsiumforbindelser, og det kan forventes å finne signifikante mengder kalsium under utlekkingsforsøkene. Avgivelse av kalsiumforbindelser er en av flere basiske forbindelser i betong som vil øke pH i eluatet.

Resultatene i vedlegg 10-11 viser at det ble funnet kalsium under alle utlekkingsforsøkene. Mengden varierte i området 20-213 mg/L. Tabell 8 viser at pH i eluatet økte i alle forsøkene. Figur 10 viser mengden avgitt kalsium som funksjon av pH i eluatet. Det er en klar sammenheng mellom pH og avgitt kalsium. I de forsøkene hvor det ble målt klart høyest pH, ble også de største mengdene kalsium funnet i eluatet.



Figur 10 Konsentrasjonen av Ca etter 24 timer utlekking som funksjon av pH målt ved samme tid. Hvert målepunkt representerer et utlekkingsforsøk.

Utlekking av magnesium (Mg) ble også målt i alle forsøkene. Bakgrunnen for dette er at Mg i likhet med Ca er sentrale komponenter i jord og jordvæske. De finnes også i omtrent samme konsentrasjonsnivå i jordsystemet. Ved å måle på de samme komponentene i feltforsøket, kan resultatene benyttes til å se på korrelasjonen mellom akselererte laboratorieforsøk og feltforsøket. Det ble i de fleste forsøkene ikke funnet utlekkbare mengder Mg.

7.3.3 Utlekking av tungmetaller, PAH og PCB fra sortering 0-10 mm

Tabell 10 viser resultatene fra utlekkingsforsøkene utført på prøvematerialet med fraksjon 0-10 mm. Målingene viser at det er kun Cu og Cr som ligger over analyseinstrumentets påvisningsgrense med hensyn til tungmetaller. Et utdrag av

drikkevannsforskriften i Norge er gitt i vedlegg 13⁶². Forskriften setter blant annet grenseverdier for Cu og Cr på henholdsvis 100 og 50 µg/L i drikkevann. Av bruksområdene til resirkulert tilslag, omtalt i dette prosjektet, går det tydelig fram at resirkulert tilslag ikke kommer i direkte kontakt med drikkevann. Grenseverdiene er derfor ikke direkte sammenlignbare. Likevel setter de laboratorieresultatene i et perspektiv. Tabell 10 viser derfor at de oppnådde resultatene for tungmetallene ligger under grenseverdiene for drikkevann i Norge.

Utlekking av de organiske miljøgiftene PCB og PAH er også vist i Tabell 10 nedenfor. Mengden PCB i eluatet oversteg ikke den gitte påvisningsgrensen. Det ble imidlertid målt signifikante mengder (0,5-1,5 µg/L) PAH i alle tre prøvene. PAH er en fellesbetegnelse på mange forskjellige forbindelser av polysykliske aromatiske hydrokarboner. Konsentrasjonene av PAH i denne rapporten omfatter summen av de 16 mest vanlige forbindelsene i henhold til USEPA (United States Environmental Protection Agency)⁶³. I drikkevannsforskriften er grenseverdien satt til 0,1 µg/L, men denne verdien gjelder kun for de 4 PAH-forbindelsene⁶²:

- benzo(b)fluoranten
- benzo(k)fluoranten
- benzo(ghi)perylene
- indeno(1,2,3-cd)pyren.

I prøvene med sortering 0-10 mm ble disse forbindelsene funnet i konsentrasjoner på < 0,02 µg/L som ligger innenfor kravene i drikkevannsforskriften.

Det går frem av resultatene at forskjellen mellom blandede masser (BM) og ren betong (RB) var liten i disse forsøkene. Det ble kun målt signifikant lavere utlekking av Cu i 0-10 RB sammenliknet med 0-10 BM1-2.

Tabell 10 Utlekking fra resirkulert tilslag sortering 0-10 mm.

Parameter	Konsentrasjon i eluat / µgL ⁻¹		
	0-10 BM1	0-10 BM2	0-10 RB
As	< 0,3	< 0,3	< 1
Pb	< 1	< 1	< 10
Cd	< 0,2	< 0,2	< 0,5
Cu	29	31	< 5
Cr	32	33	30
Hg	< 0,1	< 0,1	< 0,01
Ni	< 10	< 10	< 5
Zn	< 50	< 50	< 5
PCB	< 0,005	< 0,005	< 0,01
PAH	0,8	1,5	0,5

7.3.4 Utlekking av tungmetaller, PAH og PCB fra sortering 10-20 mm

Tabell 11 viser resultatene fra utlekkingsforsøkene utført på prøvematerialet med sortering 10-20 mm. Det ble ikke funnet tungmetallkonsentrasjoner som oversteg grenseverdiene i drikkevannsforskriften. Målingene viser at det kun ble funnet små

mengder Cu og Cr av tungmetallene. Konsentrasjon var på $< 10 \mu\text{g/L}$, noe som er lavere enn fraksjon 0-10 mm.

Det ble funnet $0,2 \mu\text{g/L}$ PAH i eluatet. Dette er mindre mengder enn de som ble funnet for sorteringen 0-10 mm. Konsentrasjonen av kun benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(ghi)perylene og indeno(1,2,3-cd)pyren var imidlertid $< 0,02 \mu\text{g/L}$. Resultatene viser at det er ikke forskjell på resirkulert tilslag blandede masser og ren betong for sortering 10-20 mm i disse utlekkingsforsøkene.

Tabell 11 Utlekking fra resirkulert tilslag sortering 10-20 mm.

Parameter	Konsentrasjon i eluat / $\mu\text{g/L}^{-1}$		
	10-20 BM1	10-20 BM2	10-20 RB
Arsen (As)	$< 0,3$	$< 0,3$	< 1
Bly (Pb)	< 1	< 1	< 10
Kadmium (Cd)	$< 0,2$	0,4	$< 0,5$
Kobber (Cu)	4	< 2	< 5
Krom (Cr)	7	7	8
Kvikksølv (Hg)	$< 0,1$	$< 0,1$	$< 0,01$
Nikkel (Ni)	< 10	< 10	< 5
Sink (Zn)	< 50	< 50	< 5
PCB	$< 0,005$	$< 0,005$	$< 0,005$
PAH	0,2	0,2	$< 0,30$

Det ble også utført korntelling av 10-20 BM for å kontrollere materialsammensetningen til prøvene. Resultatene er vist i Tabell 12. Prøvene inneholder, i tillegg til betong, stein og tegl, omtrent 8-11 vekt-% asfalt.

Tabell 12 Materialsammensetning i resirkulert tilslag sortering 10-20 mm. Innholdet er bestemt ved korntelling.

Materiale	Masse %	
	10-20 BM1	10-20 BM2
Betong	34	35
Stein	41	44
Tegl	15	12
Asfalt	11	7,9
Lettklinker	0,0	1,0
Gassbetong	0,0	0,1
Glass	0,0	0,0
Tre	0,0	0,1
Papir/plast	0,0	0,0
Metall	0,0	0,0
Annet	0,0	0,0
Sum	100	100

7.3.5 Utlekking av tungmetaller, PAH og PCB fra sortering 10-38 mm

Tabell 13 viser resultatene fra utlekkingsforsøkene utført på prøvematerialet med sortering 10-38 mm. I disse forsøkene ble det kun funnet 1,1-1,6 µg/L PAH i eluatet. Konsentrasjonen av kun PAH-forbindelsene benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(ghi)perylene og indeno(1,2,3-cd)pyren var imidlertid < 0,02 µg/L.

Tabell 13 Utlekking fra resirkulert tilslag sortering 10-38 mm.

Parameter	Konsentrasjon i eluat / µgL ⁻¹	
	10-38 BM1	10-38 BM2
As	< 1	< 1
Pb	< 10	< 10
Cd	< 0,5	< 0,5
Cu	< 5	< 5
Cr	< 5	< 5
Hg	< 0,05	< 0,05
Ni	< 5	< 5
Zn	< 5	< 5
PCB	< 0,005	< 0,005
PAH	1,1	1,6

Det ble utført korntelling på prøvene 10-38 BM1-2 for å kontrollere materialsammensetningen til prøvene. Resultatene er vist Tabell 14. Sammensetningen var betong, stein og tegl. Det ble også tatt opp siktekurver for begge prøvene. Disse siktekurvene er vist i vedlegg 12.

Tabell 14 Materialsammensetning i 10-38 BM1-2. Innholdet er bestemt ved korntelling.

Materialet	Masse %	
	10-38 BM1	10-38 BM2
Betong	61	49
Stein	25	33
Tegl	13	17
Asfalt	0,9	0,0
Lettbetong	0,0	0,0
Tre	0,0	0,2
Annet	0,7	0,5
Sum	100	100

7.3.6 Utlekking av tungmetaller, PAH og PCB fra LECA sortering < 32 mm

Tabell 15 viser resultatene fra utlekkingsforsøkene utført på prøvematerialet LECA og innstøpt med resirkulert tilslag (LECA BM). Prøveblokken er nedknust til fraksjon < 32 mm. Prosedyren ble også utført på standard LECA lydblokk (LECA REF) uten resirkulert tilslag. Det ble funnet Cu, Cr og Hg i eluatet fra LECA BM. Utlekket mengde av Cu og Cr er i samme område (20-50 µg/L) som for sortering 0-10 mm og forbindes ikke med noen helse- og miljøfare. Det ble også funnet 0,16 µg/L Hg i den samme prøven, og det ble funnet < 0,01 µg/L Hg i referanseprøven (LECA REF). Grenseverdien for Hg til drikkevann i Norge er imidlertid på 0,5 µg/L.

Av organiske stoffer ble det funnet 1,5 µg/L PAH i eluatet fra LECA BM. Konsentrasjonen av kun PAH-forbindelsene benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(ghi)perylene og indeno(1,2,3-cd)pyren var imidlertid på < 0,02 µg/L. I referanseprøven ble det kun funnet < 0,3 µg/L PAH.

I disse forsøkene ble det målt en signifikant forskjell på prøve og referanse med hensyn til Hg og PAH. Hvorvidt dette skyldes innblanding av resirkulert tilslag kan ikke avgjøres på bakgrunn av dette datagrunnlaget. Tidligere forsøk har vist at utlekking av Hg fra resirkulert tilslag ikke har forekommet. De har også vist at en målbar mengde PAH har lekket ut fra samme materialet. På grunnlag av disse resultatene er det sannsynlig at konsentrasjonen av Hg i LECA BM er tilfeldig, og at mengden avgitt PAH kan skyldes innblanding av resirkulert tilslag. Likevel viser resultatene at det er liten forskjell på LECA BM og LECA REF. Det ble også tatt opp siktekurver for begge prøvene, vedlegg 12.

Tabell 15 Utlekking fra LECA BM og LECA REF (sortering < 32 mm).

Parameter	Konsentrasjon i eluat / µgL ⁻¹	
	LECA BM	LECA REF
As	< 1	< 1
Pb	< 10	< 10
Cd	< 0,5	< 0,5
Cu	46	23
Cr	39	43
Hg	0,16	< 0,01
Ni	6	< 5
Zn	< 5	< 5
PCB	< 0,01	< 0,01
PAH	1,5	< 0,3

7.3.7 Totalinnhold i 0-10 BM1-2, 10-20 BM1-2 og resirkulert tilslag benyttet i LECA BM

Totalinnholdet av tungmetaller, PCB og PAH er blitt bestemt i enkelte prøver. Resultatene vises i Tabell 16. Utfylling i veier og grøfter er et stort bruksområdet for resirkulert tilslag i ubunden bruk. Det er derfor naturlig å sammenlikne totalinnholdet av forskjellige stoffer i resirkulert tilslag med bakgrunns- og normverdier til SFT for jord. Verdiene er vist i Tabell 17.

Tabell 16 Totalt innhold bestemt i forskjellige sorteringer av resirkulert tilslag.

Parameter	Totalkonsentrasjon i fast prøve / mgkg ⁻¹				
	0-10 BM1	0-10 BM2	10-20 BM1	10-20 BM2	LECA BM*
As	2,9	1,3	3,1	1	1,6
Pb	17	15	9	6	33
Cd	0,2	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Cu	17	16	18	15	64
Cr	82	74	65	72	64
Hg	0,04	0,05	0,02	0,01	0,07
Ni	19	20	20	20	17
Zn	137	121	71	64	172
PCB	0,013	0,013	0,017	0,030	0,14
PAH	3,26	3,1	19,8	0,74	8,81

*Totalinnhold bestemt i andelen resirkulert tilslag (0-10 mm)

Sammenlikningen viser at konsentrasjonen av As, Pb, Cd, Cu, Hg og Ni i de analyserte prøvene med få unntak ikke overstiger normverdiene. Konsentrasjonen av Zn og Cr ligger noe høyere enn både normverdi og rapportert bakgrunnsnivå. Dette gjelder også konsentrasjonen av PCB og PAH .

Tabell 17 Bakgrunnsverdier og normverdier for norsk jord⁴⁶.

Parameter	Konsentrasjon / mgkg ⁻¹	
	Bakgrunnsverdi i norsk jord**	Normverdi*
As	0,7-8,8	2
Pb	8,5-107	60
Cd	0,1-1,7	3
Cu	6-27	100
Cr	3-30	25
Hg	0,05-0,20	1
Ni	3-19	50
Zn	25-104	100
PCB	0,003-0,03	0,01
PAH	0,005-0,8	2

*Gjelder mest følsom arealbruk som definert i vedlegg 2

**Data fra 1993

7.3.8 Sammenlikning av resultater med grenseverdier i andre land

Grenseverdier i Nederland, Tyskland, Sveits og Østerrike er sammenliknet med resultatene oppnådd i RESIBA. Det må understrekes at resultatene i dette prosjektet er blitt sammenliknet med gjeldende utenlandske grenseverdier på noe forskjellig grunnlag. Årsaken er at de utenlandske utlekkingsmetodene er forskjellig fra metoden benyttet i RESIBA. Resultatene som skal sammenliknes med grenseverdien, er derfor frembrakt etter forskjellige metoder. En sammenlikning er likevel blitt utført, siden det ikke finnes konkrete grenseverdier for utlekking i Norge.

Utlekkingsverdiene for 0-10 BM1-2, 10-20 BM1-2, 10-38 BM1-2 og LECA BM I er nedenfor satt sammen i intervaller fra lavest til høyest verdi; < 0,05-0,46 betyr at laveste oppnådde verdi er < 0,05 og høyeste verdi er 0,46. I Nederland er

grenseverdiene for utlekking oppgitt i mg/kg (mg avgitt stoff/kg prøvemateriale). Ved sammenlikning med disse grenseverdiene er utlekkingsverdiene rapportert (her omregnet til denne enheten).

7.3.8.1 Nederland

Bygg- og anleggsavfallet får etter behandling på gjenvinningsanlegg betegnelsen BSA-granulaat og er den sorteringen som på norsk betegnes blandede masser⁶⁴. Hovedsammensetningen er betong, tegl og asfalt. BSA deles inn i kategori 1 (bruk uten restriksjoner) og kategori 2 (med restriksjoner) i Nederland. Tabell 18 viser grenseverdiene som gjelder for kategori 1 som også er de mest restriktive. Bruksområdet til BSA er hovedsaklig veier og grøfter. Utlekkingsmetoden som skal benyttes er NEN 7343 (kolonnetest) som måler en akkumulert utlekking ved L/S = 10 i en sur eksponeringsvæske³⁷.

Tabell 18 viser at resultater fra RESIBA for både utlekking og totalinnhold ligger under grenseverdiene i Nederland bortsett fra Cu. Tabell 17 ovenfor viser bakgrunnsverdier og normverdier for norsk jord. Disse verdiene ligger langt under grenseverdiene for totalinnhold i Nederland. Årsaken til dette er at de nederlandske grenseverdiene for totalinnhold i Tabell 18 er utarbeidet med hensyn til bruksområdet (utfylling, veibygging etc.)

Tabell 18 Grenseverdier i Nederland kategori 1 sammenliknet med resultater fra RESIBA.

Parameter	Grenseverdier i Nederland ^{64, 29}		Resultater RESIBA	
	mg/kg		mg/kg	
	Utlekking	Totalinnhold	Utlekking	Totalinnhold
As	0,3	375	< 0,01	1,0-3,1
Pb	0,8	1250	< 0,1	6-33
Cd	0,01	10	< 0,005	< 0,1-0,2
Cu	0,35	375	< 0,05-0,46	16-64
Cr	1	1250	< 0,05-0,43	64-82
Hg	0,005	5	< 0,0005-0,0016	0,01-0,07
Ni	0,35	250	< 0,05	17-20
Zn	1,4	1250	< 0,05	64-172
PCB	----	0,5	< 0,00005	0,013-0,14
PAH	----	75	0,002-0,016	0,74-19,8

---- Ingen oppgitt verdi

Typiske middelverdier av tungmetaller for nederlandsk jord ligger noe høyere sammenliknet med norske bakgrunnsverdier. Dette er vist i Tabell 19.

Tabell 19 Typiske konsentrasjoner av tungmetaller i nederlandsk og norsk jord.

Parameter	Konsentrasjon av tungmetaller i jord / mgkg ⁻¹	
	Nederland*	Norge**
As	29	0,7-8,8
Pb	85	8,5-107
Cd	0,8	0,1-1,7
Cu	36	6-27
Cr	100	3-30
Hg	0,3	0,05-0,20
Ni	35	3-19
Zn	140	25-104

*Data fra 1991

**Data fra 1993

7.3.8.2 Tyskland

Oppgitte grenseverdier gjelder for deponering på bakkenivå. Dersom bygg- og anleggsavfall skal gjenbrukes og ikke deponeres, gjelder grenseverdiene forutsatt at gjenbruk ikke forårsaker større miljøpåvirkning enn deponering. Utlekkingsmetoden som skal benyttes er den tyske standardiserte metoden DIN 38414 (batchtest), som måler utlekking ved L/S = 10 ved eksponering i destillert/avionisert vann i 24 timer⁴⁴.

Tabell 20 viser grenseverdiene sammenliknet med resultater fra RESIBA. Alle verdiene ligger under de tyske grenseverdiene med hensyn til tungmetallene. Det er ikke oppgitt grenser spesifikt for PAH og PCB. De tyske retningslinjer stiller krav til mengden totalt organisk karbon (TOC) som skal være under 200 µg/L.

Den tyske utlekkingsmetoden har forøvrig sentrale likhetstrekk med metoden som er benyttet i RESIBA. Det benyttes for eksempel avionisert/destillert vann som eksponeringsvæske i begge metoder som også betyr lik pH. Eksponeringstid og L/S forhold er også identiske for begge metodene. Disse betingelsene er som nevnt i avsnitt 6.2.1, noen av de viktigste for utlekkingsprosessen.

Tabell 20 Grenseverdier i Tyskland sammenliknet med resultater fra RESIBA.

Parameter	Konsentrasjon i eluat / µgL ⁻¹	
	Grenseverdi i Tyskland ⁶¹	Resultater RESIBA
As	50	< 1
Pb	100	< 10
Cd	5	< 0,5
Cu	200	< 5-46
Cr	100	< 5-43
Hg	2	< 0,05-0,16
Ni	100	< 5
Zn	400	< 5
PCB	----	< 0,005
PAH	----	0,2-1,6

---- Ingen oppgitt verdi

7.3.8.3 Sveits

Oppgitte grenseverdier gjelder for deponering av inert materiale. Dersom bygg- og anleggsavfall skal inngå i denne kategorien, må deponikravet til utlekking være oppfylt. Utlekkingsmetoden som skal benyttes er den sveitsiske metoden TVA (Technische Verordnung über Abfälle) eluattest (batchtest), som måler utlekking ved $L/S = 10$ ved eksponering i destillert/avionisert vann i 24 timer⁴³. Når utlekking av tungmetaller skal bestemmes justeres pH i eksponeringsvæsken ned til 4-4,5 med gjennombobling av CO₂-gass. Utlekking av organiske komponenter bestemmes ved eksponeringsvæskens naturlige pH.

Tabell 21 viser grenseverdiene sammenliknet med resultater fra RESIBA. Alle verdiene ligger under de sveitsiske grenseverdiene med hensyn til tungmetallene. Det er ikke oppgitt grenser spesifikt for PAH og PCB. Sveitsiske retningslinjer stiller krav til mengden totale hydrokarboner (THC) som skal være under 500 µg/L.

Tabell 21 Grenseverdier i Sveits sammenliknet med resultater fra RESIBA.

Parameter	Konsentrasjon i eluat / µgL ⁻¹	
	Grenseverdi i Sveits ²⁹	Resultater RESIBA
As	10	< 1
Pb	100	< 10
Cd	10	< 0,5
Cu	200	< 5-46
Cr	50*	< 5-43
Hg	5	< 0,05-0,16
Ni	200	< 5
Zn	500	< 5
PCB	----	< 0,005
PAH	----	0,2-1,6

---- Ingen oppgitt verdi

*Gjelder for Cr (III)

7.3.8.4 Østerrike

Oppgitte grenseverdier gjelder for deponering av inert materiale. Dersom bygg- og anleggsavfall skal inngå i denne kategorien, må deponikravet til utlekking og totalinnhold være oppfylt. Utlekkingsmetoden som skal benyttes, er den tyske standardiserte metoden DIN 38414⁴⁴.

Tabell 22 viser grenseverdiene sammenliknet med resultater fra RESIBA. Alle verdiene (utlekking og totalinnhold) ligger under de sveitsiske grenseverdiene med hensyn til tungmetallene. Det er ikke oppgitt grenser spesifikt for PAH og PCB. Østerrikske retningslinjer stiller krav til mengden totalt organisk karbon (TOC) som skal være under 2 vekt % av total sammensetning.

Tabell 22 Grenseverdier i Østerrike sammenliknet med resultater fra RESIBA.

Parameter	Grenseverdier i Østerrike ²⁹		Resultater RESIBA	
	Utlekking µg/L	Totalinnhold mg/kg	Utlekking µg/L	Totalinnhold mg/kg
As	50	50	< 1	1,0-3,1
Pb	100	150	< 10	6-33
Cd	5	2	< 0,5	< 0,1-0,2
Cu	200	100	< 5-46	16-64
Cr	100	300	< 5-43	64-82
Hg	1	1	< 0,05-0,16	0,01-0,07
Ni	100	100	< 5	17-20
Zn	1000	200	< 5	64-172
PCB	----	----	< 0,005	0,013-0,14
PAH	----	----	0,2-1,6	0,74-19,8

---- Ingen oppgitt verdi

7.4 Dokumentasjon av kjemiske egenskaper i fullskalaforsøk

Resultatene oppnådd under fullskalaforsøket er diskutert og sammenliknet med referansemålinger, SFTs normverdier og typiske bakgrunnsverdier for norsk jord.

Resultatene er også vurdert på grunnlag av typiske konsentrasjoner i overvann.

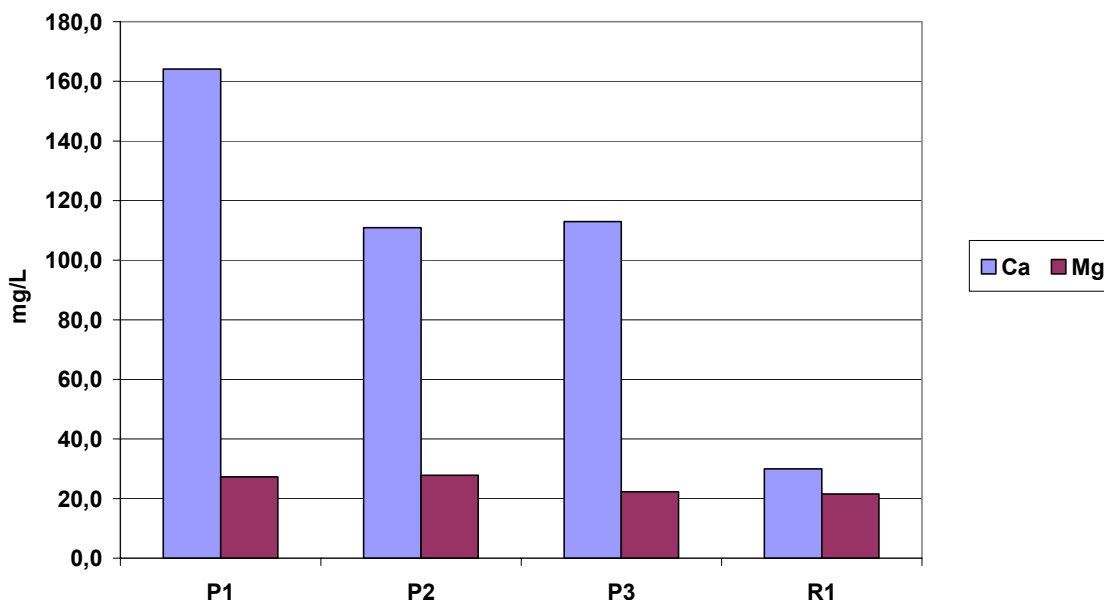
7.4.1 Påvirkningen resirkulert tilslag har på jordvæsken

Det er mange parametere å forholde seg til i et jordvæskesystem. Kjemien er kompleks, og noen reaksjonsmekanismer er ikke fullt ut forstått. Kalsium (Ca) og magnesium (Mg) er naturlig tilstede i jord og jordvæske. Disse stoffene er plassert i samme hovedgruppe i det periodiske system, og de har derfor omtrent like egenskaper. Ca og Mg er derfor sentrale parametere i jordkjemien. De kan foreligge enten som mineraler (CaCO₃, MgCO₃ etc), ioner overflatebundet til jordpartikler (Ca²⁺, Mg²⁺) eller oppløste ioner (Ca²⁺ og Mg²⁺ komplekseres med H₂O og danner akvakomplekser) i jordvæsken. De nevnte stoffene ligger i størrelsesorden 1000 ganger høyere i konsentrasjon (mg/L nivå) enn for eksempel Cu og Cr (µg/L nivå). Siden jordvæske inneholder Ca og Mg i naturlig høye konsentrasjoner sammenliknet med tungmetallene, vil målingene av Ca og Mg i mindre grad enn tungmetallene være påvirket av variasjoner i feltet.

I kapittel 6.2.5.3 er det beskrevet hvor og hvordan jordvæskeprøvene er tatt. Formålet med undersøkelsene var å sammenlikne jordvæske tatt helt inntil resirkulert tilslag (P1-P3) med jordvæske fra et referansepunkt (R1) som antas å være upåvirket av eventuell utlekking fra det resirkulerte tilslaget.

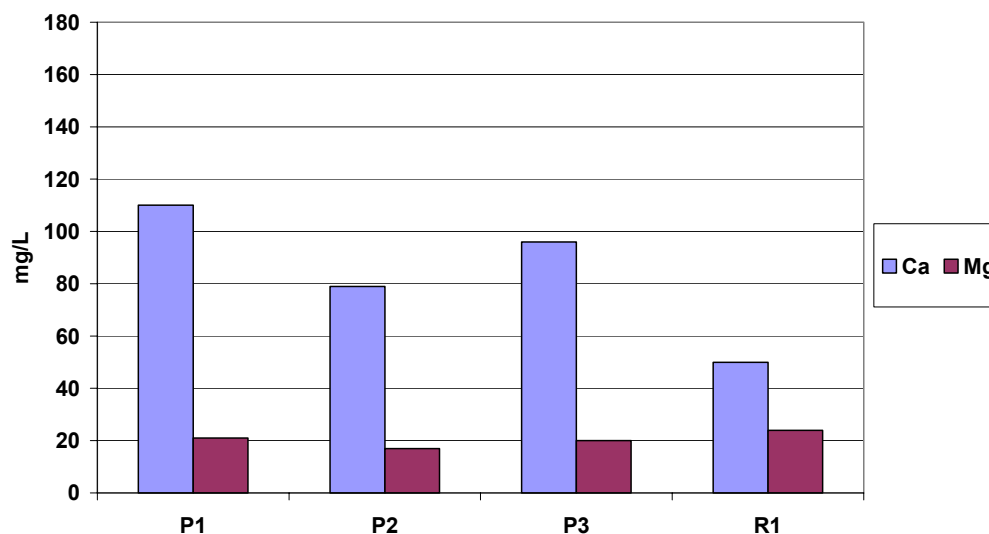
Resultatene viser forhøyede verdier av Ca i jordvæske tatt helt inntil resirkulert tilslag (P1-P3). I laboratoriet ble det påvist høye konsentrasjoner og konsentrasjoner under påvisningsgrensen av henholdsvis Ca og Mg. Det ble derfor foretatt bestemmelse av Mg som også er naturlig tilstede i jordvæsken. Figur 11 viser resultatene fra målingene utført våren 2000. Det vises tydelig at målingene i P1-P3 har signifikant høyere konsentrasjoner av Ca i forhold til R1. Det måles omtrent

samme konsentrasjonen av Mg i alle prøvetakningspunktene. Det er derfor sannsynlig at de forhøyede verdiene av Ca skyldes utlekking fra det resirkulerte tilslaget.



Figur 11 Konsentrasjonen av Ca og Mg i jordvæske tatt i P1-P3 sammenliknet med referansepunktet R1. Målingene er utført våren 2000.

De samme målingene av jordvæsken ble gjentatt høsten 2001. Figur 12 viser resultatene fra disse bestemmelsene. Det ble funnet noe mindre Ca i prøvepunktene P1-P3 i denne perioden. Konsentrasjonen av Ca i P1-P3 er imidlertid fortsatt signifikant høyere enn i R1. Figur 12 viser at konsentrasjonen av Mg også er stabil i denne perioden. Det er derfor samsvar mellom målingene fra våren 2000 og høsten 2001.



Figur 12 Konsentrasjonen av Ca og Mg i jordvæske tatt i P1-P3 sammenliknet med referansepunktet R1. Målingene er utført høsten 2001.

I prøvepunktene P1-P3 og referansepunktet R1 ble det også utført målinger av tungmetaller, PCB og PAH. Resultatene for våren 2000 er gjengitt i Tabell 23, som viser at det er liten forskjell på P1-P3 sammenliknet med R1. Det eneste verdiene som var høyere enn referansepunktet, var konsentrasjonen av Zn på 237 $\mu\text{g/L}$ og konsentrasjonen av PAH på 0,19 $\mu\text{g/L}$.

SFT utførte i 1996 en landsomfattende undersøkelse av kjemiske stoffer i overvann fra forskjellige områder (bolig-, næring- og sentrumsområder) i Norge⁶⁵. Tabell 23 viser resultatene fra overvann i forskjellige boligområder. En sammenlikning av resultatene fra P1-P3 med undersøkelsen til SFT viser at det er liten forskjell på måleverdiene.

Tabell 23 Konsentrasjonen av tungmetaller og organiske stoffer i P1, P2, P3, R1. Målingene er utført våren 2000. Typiske konsentrasjoner i overvann er også oppgitt.

Parameter	Konsentrasjon / μgL^{-1}				
	P1	P2	P3	R1	Overvann ⁶⁵
As	< 1	< 1	< 1	< 1	----
Pb	< 10	< 10	< 10	< 10	< 1-8
Cd	< 1	< 1	< 1	1	< 0,1-0,4
Cu	26	8	< 5	62	3-15
Cr	< 5	< 5	< 5	< 5	< 1-12
Hg	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	< 0,2
Ni	7	< 5	< 5	23	< 1-10
Zn	237	6	< 5	25	< 5-140
PCB	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,1	----
PAH	< 0,1	0,1	0,19	< 0,1	0,1-0,8

---- Ingen oppgitt verdi

De samme målingene av jordvæsken ble gjentatt høsten 2001. Tabell 24 viser resultatene fra disse bestemmelsene. I denne perioden måles det høyere verdier for Hg i P3 (0,2 µg/L) og R1 (0,89 µg/L) i forhold til målingene utført våren 2000. Det er imidlertid vanskelig å si hva årsaken til dette skyldes uten ytterligere målinger i feltet.

Forhøyede verdier måles også for PAH i P2 (1,6 µg/L) og P3 (1 µg/L). Fra laboratorieundersøkelsene ble det også målt utlekking av PAH, noe som kan indikere at målingene av PAH i feltet skyldes resirkulert tilslag. For å underbygge dette bør det også her gjøres ytterligere målinger i feltet.

Tabell 24 Konsentrasjonen av tungmetaller og organiske stoffer i P1, P2, P3, R1. Målingene er utført høsten 2001. Typiske konsentrasjoner i overvann er også oppgitt.

Parameter	Konsentrasjon / µgL ⁻¹				
	P1	P2	P3	R1	Overvann ⁶⁵
As	< 1	< 1	< 1	< 1	----
Pb	< 10	< 10	< 10	< 10	< 1-8
Cd	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,1-0,4
Cu	41	16	12	56	3-15
Cr	< 5	< 5	< 5	< 5	< 1-12
Hg	0,03	0,01	0,2	0,89	< 0,2
Ni	24	< 5	< 5	42	< 1-10
Zn	26	19	7	151	< 5-140
PCB	< 0,05	< 0,05	< 0,05	----	----
PAH	< 0,30	1,6	1	< 0,30	0,1-0,8

---- Ingen oppgitt verdi

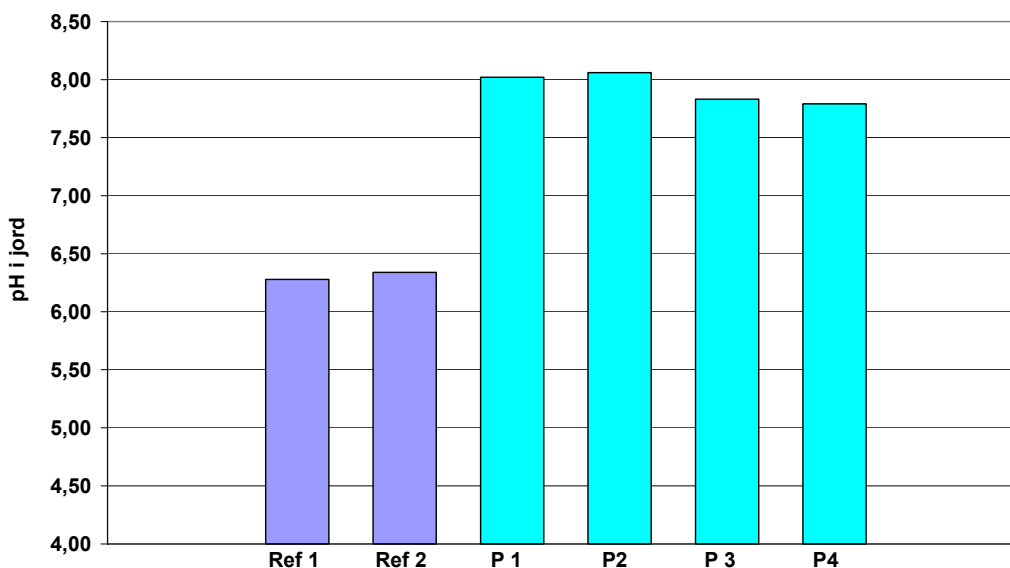
7.4.2 Påvirkningen resirkulert tilslag har på nærliggende jord

Jord (leire) består av en fast-, en væske- og en gassfase. Fastfasen består av uorganiske stoffer, organiske stoffer og organismer. Dette betyr at jordpartikkelen kan adsorbere både organisk og uorganiske stoffer. På grunn av ladningsubalanse i for eksempel leirmineraller har jordpartikkelen en negativ ladet overflate som har evne til spesielt å adsorbere tungmetaller (på kationform; Pb²⁺, Cu²⁺ etc.) ved hjelp av ionebytting. Leirefraksjoner i grunnen har derfor stor evne til å binde tungmetaller på kationform^{66, 67}.

Siden jorda inneholder organisk materiale, vil stoffer som har liten løselighet i væskefasen (porevannet) også adsorberes til jordpartiklene. PAH og PCB er organiske stoffer som har liten løselighet i vann. Disse stoffene adsorberes av den grunn lettere til jord enn å foreligge i jordvæskefasen. Jorda benyttes derfor i dette arbeidet som en adsorbent av både organiske og uorganiske miljøfarlige stoffer.

I feltarbeidet ble det foretatt pH-målinger av jord (P1-P4) nærliggende til resirkulert tilslag. Disse målingene er sammenliknet med pH i referansepunktene (R1-R2) som antas å være upåvirket av de nevnte massene. Resultatene er fremstilt i Figur 13 som tydelig viser forskjell på P1-P4 og R1-R2. Det er en signifikant økning av pH i jord

som ligger helt inntil det resirkulerte tilslaget. Det er derfor sannsynlig at resultatene i Figur 13 skyldes naturlige utlekking fra resirkulert tilslag.



Figur 13 Fremstilling av pH i jordprøvene P1-P4 sammenliknet med referanseprøvene R1 og R2.

En økning av pH i jord kan imidlertid ikke direkte fortelle noe om opptaket av tungmetaller og organiske stoffer. Det er derfor utført omfattende kjemisk analyse av uttatte jordprøver i de samme prøve- og referansepunktene. Tabell 25 viser resultatene. Det ble gjennomført en statistisk analyse for å avgjøre om gjennomsnittene av P1-P4 og R1-R2 er signifikant forskjellige. En F-test og en t-test ble derfor benyttet på henholdsvis standardavvik og gjennomsnittsverdi⁶⁸. Det ble konstatert at det ikke er signifikant forskjell mellom middelverdiene for alle de målte stoffene.

Tabell 25 Bestemmelsene i jordprøvene og SFTs normverdier for mest følsomt arealbruk jord.

Parameter	Konsentrasjon / mg kg ⁻¹						Normverdi
	P1	P2	P3	P4	R1	R2	
As	3,6	3,2	2,7	2,8	3,1	2,5	2
Pb	15	20	12	13	21	14	60
Cd	0,1	0,1	0,1	0,05	0,1	< 0,02	3
Cu	13	15	10	13	22	15	100
Cr	23	27	23	24	28	28	25
Hg	0,019	0,020	0,014	0,017	0,039	0,015	1
Ni	21	21	18	20	22	26	50
Zn	72	68	55	20	85	66	100
PCB	< 0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01
PAH	2,5	0,14	0,04	0,2	0,24	< 0,01	2

Tabell 25 gir også en oversikt over SFT sine normverdier for mest følsomt arealbruk. Ingen av de målte stoffene i jord overstiger normverdiene bortsett fra As. Konsentrasjonen av As i prøve og referanse er imidlertid ikke forskjellig. Det er derfor sannsynlig at dette er et naturlig bakgrunnsnivå som er forårsaket av andre kilder enn resirkulert tilslag. Det må også legges til at feltområdet ligger i nærheten av en høytrafikkert motorvei som ikke defineres som følsomt område.

7.5 Samlet vurdering

Ved riving av bygninger med konstruksjoner av betong og tegl, vil renheten av rivematerialene avhenge av både bygningens konstruksjon og anvendt rivemetode. Komplekse bygninger som integrerer mange bygningsmaterialer (innvendige vegger, innredning og installasjoner m.m), vil være mer krevende å rive i forbindelse med sortering av betong og tegl til produksjon av resirkulert tilslag. Sortering ved kilden kan være vesentlig mer utstrakt ved riving av en bygård som er oppført i tegl, enn ved riving av et kontor- eller lagerbygg som er oppført i plasstøpt betong. Bygningstype og byggets historie med hensyn til ombygginger og liknende gir med andre ord føringer for grad av kildesortering ved riving.

Sanering av miljøfarlige stoffer skal i alle tilfeller gjennomføres i tråd med gjeldende lovverk. Selektiv riving er imidlertid en frivillig metodikk som ikke er regulert gjennom lov eller forskrift. Gjennomføring av selektiv riving resulterer imidlertid i økt antall sorterte fraksjoner og bedre renhet ved sortering på byggeplass, hvilket både er kostnadseffektivt for tiltakshaver ved levering til avfallsmottak, og ressursparende for avfallsmottaket ved gjenvinning av de ulike fraksjonene.

Selv om en tilfredsstillende miljøsanering er blitt utført, vil dette ikke gi noen garanti for at byggeavfallet ikke inneholder små mengder miljøfarlige stoffer. Årsaken til dette er at dersom ikke avfallet skal spesialhåndteres (regulert med grenseverdi), i praksis vil havne på et gjenvinningsanlegg. De undersøkte kjemiske egenskapene til resirkulert tilslag viser at noen kjemiske stoffer alltid vil påvises i små konsentrasjoner. Disse stoffene vil være svært vanskelig å sanere bort under riveprosessen.

Dokumentasjonen i laboratoriet av de kjemiske egenskapene til resirkulert tilslag viser som forventet, en stor økning av pH i eluatet. Målingene er imidlertid langt under den anbefalte grenseverdi som er foreslått i tyske retningslinjer. Økningen i pH var proporsjonal med utlekkingen av Ca.

Utlekking av tungmetaller, PCB og PAH på laboratoriet vurderes som minimal sammenliknet med norske drikkevannskriterier og utenlandske grenseverdier, til tross for de ulike metodene som benyttes ellers i Europa.

Metodene som benyttes til å bestemme utlekkingen av organiske komponenter, er for øvrig mangelfulle, da mange organiske komponenter har liten løselighet i vann. Det finnes derfor ikke alltid grenseverdi til utlekking for slike komponenter. I stedet stilles det krav til totalinnholdet i resirkulert tilslag.

I RESIBA har undersøkelsene av organiske komponenter omfattet PCB og PAH. Totalinnholdet av PCB i de målte prøvene har med få unntak ligget noe over SFT sin normverdi for mest følsom arealbruk. Bruk av resirkulert tilslag i ufølsomme områder som veier og grøfter, vil sannsynligvis ikke utgjøre noen helse- og miljøfare med hensyn på PCB. For å bekrefte dette, kan det utføres en risikovurdering i forhold til bruksarealet.

Totalinnholdet av PAH varierte mer enn totalinnholdet av PCB. Dette kan skyldes forskjellig innhold av asfalt i fraksjonene. Dette innholdet kan imidlertid kontrolleres ettersom asfalt innblandes etter riving. På grunnlag av dette vurderes de oppnådde resultatene for PAH til å være forbundet med liten helse- og miljøfare. Det anbefales også her å gjennomføre en risikovurdering med hensyn til bruksarealet.

Resultatene fra feltforsøket bekrefter sammenhengen mellom pH og utlekking av Ca funnet på laboratoriet. Den eneste kjemiske effekt som med sikkerhet forårsakes av resirkulert tilslag, er en økning av pH i jord og en økning i konsentrasjonen av Ca i jordvæsken. Dette forbindes ikke med ikke med negativ miljøpåvirkning. Det ble ikke funnet oppkonsentrering av tungmetaller, PCB og PAH, i de undersøkte jordprøvene. Det ble funnet enkelte konsentrasjoner i jordvæske av PAH som var høyere enn typiske verdier for overvann. Det kan imidlertid ikke fastslås om dette skyldes utlekking fra de resirkulerte massene, eller om de er forårsaket av andre kilder.

8. KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER

Det bør stilles krav til kompetanse for den som utfører miljøkartlegging, og miljøsaneringsrapporter bør utarbeides etter en fast standard. Tiltakshaver har behov for ensartede og klare bestemmelser om krav til den dokumentasjon som skal utarbeides. Dette er ikke tilrettelagt i forhold til den nasjonale miljøpolitikken hvor all bevisbyrde og alt ansvar plasseres hos tiltakshaver. Slik det fungerer i Oslo kommune i dag, kreves det spisskompetanse av kommunens saksbehandlere ved vurdering av miljøsaneringsrapporters kvalitet og omfang.

Et bedre virkemiddel kan derfor være at krav til avfallshåndtering tas inn i Plan- og bygningsloven og underlegges samme krav som resterende forhold i byggesaker. Det gjelder kontrollplaner, ansvarsretter for utførelse og andre regulerende forhold. På den måten vil samme krav stilles til alle aktører uten variasjon mellom kommuner.

Forutsatt at de komponenter som pr i dag erfaringsvis inngår i miljøsaneringsrapporter blir sanert før riving, er risikoen lav for at resirkulert tilslag skal inneholde miljøskadelige stoffer i høye konsentrasjoner. Enkelte bygningskomponenter kan likevel utgjøre en risiko for resirkulert tilslag, da de av flere årsaker ikke omfattes av dagens kartlegging. Dette gjelder malte flater, fliser, glasert teglstein m.m. En deklarasjonsordning for resirkulert tilslag må derfor ta særlig hensyn til disse, inntil det foreligger et standardisert system som ivaretar en mer komplett utarbeidelse av miljøsaneringsrapporter.

Dokumentasjonen av de kjemiske egenskapene til resirkulert tilslag viser at materialet, undersøkt i dette prosjektet, ikke vil representere noen helse- og miljøfare ved ubunden bruk i veier og grøfter som er definert som ufølsomme områder. Noen usikkerheter finnes rundt vurderingene av totalinnhold og utlekking av PAH. Ytterligere undersøkelser bør derfor utføres for å få entydige resultater.

En sammenlikning med grenseverdier i andre europeiske land, viste entydig at de kjemiske egenskapene tilfredsstiller disse kravene både med hensyn til utlekking og totalinnhold. Det bør understrekes at noen av metodene knyttet til utlekking som benyttes ellers i Europa, er forskjellige fra metoden benyttet i dette prosjektet. Ved å prøve ut noen av de europeiske metodene på resirkulert tilslag i Norge, kan resultatene sammenliknes direkte.. Dette kan gi grunnlag for en utarbeidelse og oppbygging av veiledende utlekkingsverdier for resirkulert tilslag i Norge ved for eksempel ubunden bruk i veier og grøfter.

9. DEFINISJONER

Akseptkriterier: Kriterier basert på forskrifter, standarder, nasjonale eller regionale retningslinjer, erfaring og/eller teoretisk kunnskap som legges til grunn for akseptabel risiko.

Avfall²¹: Kasserte løse gjenstander eller stoffer.

Avfallshåndtering²¹: Alt som foretas med avfallet, fra det oppstår til det er endelig disponert.

Avfallsklassifisering²¹: Systematisk inndeling av avfall i klasser etter opprinnelse, håndterbarhet, sammensetning eller andre egenskaper.

Avfallsplan⁶⁹: En avfallsplan er et mer detaljert skjema hvor tiltakshaver skal angi forventet mengde og type avfall som skal sorteres på byggeplass, samt spesifisere godkjente transportører og avfallsanlegg i henhold til fastsatte krav til behandlingsmåte.

Avfallsprodusent¹⁴: Virksomhet som produserer avfall. I byggesaker tilsvarer dette tiltakshaver.

Behandlingsmåte¹⁴: Disponering av avfall. Tillatelse til disponering gis på bakgrunn av følgende prioriterte rekkefølge: Ombruk - direkte materialgjenvinning, indirekte materialgjenvinning - energiutnyttelse - deponering.

Deponering: Endelig plassering av avfall på fyllplass.

EE-avfall¹³: Kasserte produkter som er avhengige av elektriske strømmer eller elektromagnetiske felt for korrekt funksjon, samt utrustning for generering, overføring, fordeling og måling av disse strømmer og felt. Herunder omfattes de deler som er nødvendige for avkjøling, oppvarming, beskyttelse m.m. av de elektriske og/eller elektroniske delene.

Eksponering: Kontakt mellom kjemisk stoff og en organisme (menneske eller økosystem).

Eksponeringsvei: Angir hvilken rute et kjemisk stoff vil følge for å komme i kontakt med en organisme.

Eluat: Etter at det faste materialet har vært i kontakt med utlekkingsvæsken, kalles væsken eluat.

Forbruksavfall⁹: Vanlig avfall, også større gjenstander som inventar og lignende fra husholdninger, mindre butikker og lignende og kontorer. Det samme gjelder avfall av tilsvarende art og mengde fra annen virksomhet.

Forenklet avfallsplan: En egenerklæring på at tiltakshaver kjenner til produksjonsavfallsforskriften med retningslinjer, f.eks. krav til sorteringsgrad og at alt avfall må transporteres av godkjente transportører til godkjente avfallsanlegg.

Forurensningsmyndighet⁹: På landsnivå: Miljøverndepartementet og Statens forurensningstilsyn. På fylkesnivå: Fylkeskommunen og fylkesmannen. På kommunalt nivå: Kommunen.

Gjenvinning¹⁴: Gjenbruk, direkte og indirekte materialgjenvinning, samt energiutnyttelse.

Kildesortering⁷⁰: Inndeling av avfall i ulike kategorier og komponenter etter hvert som det oppstår (dvs på byggeplassen).

Materialgjenvinning⁷⁰: Utnyttelse av avfall slik at materialet beholdes helt eller delvis. Ved direkte materialgjenvinning brukes avfallet som råstoff for liknende produkter. Ved indirekte materialgjenvinning omdannes avfallet til andre typer produkter.

Mest følsomt arealbruk: Områder/arealer hvor mennesker kan eksponeres for en forurensning via definerte eksponeringsveier.

Miljøfarlig avfall: Avfall fra materialer eller produkter som inneholder miljøskadelige stoffer²², dvs miljøgifter som omfattes av Spesialavfallsforskriften eller tilsvarende forskrifter.

Miljøkartlegging²²: Kartlegging av bygningskomponenter med innhold av helse- og miljøskadelige stoffer i riveobjektet.

Miljøsanering²²: Kartlegging og fjerning av bygningskomponenter med innhold av helse- og miljøskadelige stoffer i forbindelse med rehabilitering eller riving samt fjerning av forurensninger i bygg eller byggegrunn. En del enkle veiledere og litteratur om miljøsanering og miljøfarlig avfall i bygninger er tilgjengelig^{24,22,71,72,73,74,75,76,77}.

Miljøsaneringsrapport²²: Beskrivelse av hvor i bygget komponenter med miljøskadelig avfall finnes og hvordan disse fjernes fra bygget.

Miljøskadelige stoffer²²: Alle miljøgifter som omfattes av Spesialavfallsforskriften eller tilsvarende forskrifter.

Normverdi: Grenseverdi som i seg selv ikke er bindende. Forstås som akseptabel toleranseverdi. Ved behandling i enkelte saker kan disse gjøres bindende.

Ombruk⁷⁰: Utnyttelse av avfall i dets opprinnelige form.

Omgivelser: Det mediet som er i direkte kontakt med materialet som avgir forurensningen. For eksempel jord, vann eller luft.

Organisme: Fellesbetegnelse på mennesker, dyr, fugler, planter, sopp, alger, fisk, krepsdyr, skalldyr og bakterier.

Produksjonsavfall⁹: Avfall fra næringsvirksomhet og tjenesteyting som i art eller mengde skiller seg vesentlig fra forbruksavfall, herunder bygge- og riveavfall.

Produkt²¹: Råvare, hjelpestoff, halvfabrikata og ferdig vare av ethvert slag

Referansepunkt: Prøvepunkt som forventes upåvirket av ytre omgivelser i forhold til prøvetakningspunkt.

Renovator¹⁴: Virksomhet / person som mottar avfall for behandling eller deponering. Herunder regnes også anlegg for omlasting og sortering av produksjonsavfall.

Risiko: Uttrykk for den fare som uønskede hendelser representerer for menneske, miljø og materielle verdier. Uttrykkes (tallfestes) ved sannsynligheten for at alle de uønskede hendelsene inntreffer.

Risikoanalyse: Systematisk fremgangsmåte for å beskrive og/eller beregne risiko.

Risikovurdering: Sammenlikning av resultater fra risikoanalyser med definerte akseptkriterier.

Selektiv riving²²: Rivemetode der materialer / bygningsdeler demonteres og avfall sorteres med henblikk på størst mulig ombruk og gjenvinning og minst mulig deponering, i praksis ofte gjennomført som en omvendt byggeprosess.

Sluttrapport⁶⁹: Avfallsplanen skal ved tiltakets slutt følges opp med en sluttrapport, et skjema hvor tiltakshaver skal gjøre rede for den reelle avfallshåndteringen, samt eventuelle endringer og avvik i forhold til godkjent avfallsplan. Dokumentasjonen kan bestå av kvitteringer for levert avfall, samlet statistikk fra benyttede avfallsanlegg eller lignende.

Spesialavfall¹¹: Avfall som ikke hensiktsmessig kan håndteres sammen med forbruksavfall, fordi det kan medføre alvorlige forurensninger eller fare for skade på mennesker og dyr.

Spesier: Et kjemisk stoff kan foreligge på forskjellige former. Vi sier at stoffet foreligger som forskjellige kjemiske spesier. Analyser som bestemmer hvilken kjemisk form spesiet foreligger på kalles spesieringsanalyser.

Stoff²¹: Et grunnstoff eller en kjemisk forbindelse av flere grunnstoffer.

Totalinnhold: Konsentrasjonen av et kjemisk stoff i et materiale. Angis ofte i mikrogram (μg), milligram (mg) eller prosent (%) pr. kilogram tørt materiale avhengig av mengden.

Utlekking: Kjemiske stoffer som avgis fra resirkulert materiale til omgivelser, som oftest til en væske med betegnelse utlekkingsvæske. Avgivelse er også et dekkende uttrykk.

10. REFERANSER

- 1 prEN 13285, Unbound mixtures, CEN/TC 227, 1998
- 2 prEN 13242, Aggregates for unbound and hydraulically bound materials for use in civil engineering work and road construction, CEN/TC 154, 1998
- 3 Forslag til terminologi knyttet til resirkulert tilslag, Høringsutkast, Pukk- og Grusleverandørenes Gjenvinningsforum, juni 2001
- 4 Statistisk sentralbyrå: Bygg- og anleggsavfall 1998 – 1,5 millioner tonn bygg- og riveavfall, Ukens statistikk nr. 50/1999 s.5-6, (<http://www.ssb.no/avfbygganl/>).
- 5 Bøe, T.: Pukkverksdrift kontra gjenvinning – kan vi spille på lag ? Innlegg under seminaret ”Resirkulert betong og tegl – en stor bløff eller et kvalitetsprodukt ?” i regi av RESIBA og Akershus fylkeskommune, Veidekke, Skøyen 25. nov. 1999
- 6 <http://www.grip.no/okobygg>
- 7 Plan- og bygningsloven av 14 juni 1985 nr 77., senest endret 24 nov 2000 nr 82.
- 8 Teknisk forskrift etter plan- og bygningsloven av 14 juni 1985 nr 77. med endringer, senest ved forskrift desember 1999 nr 1296.
- 9 Forurensningsloven, lov av 13 mars 1981 nr 6. om vern av forurensning og avfall, senest endret 08 des 2000 nr 85.
- 10 Produktkontrollloven av 11 juni 1976 nr 79, senest endret 08 des 2000 nr 85.
- 11 Spesialavfallsforskriften, fastsatt av Miljøverndepartementet 19 mai 1994 nr 362, senest endret 10 aug 2000 nr 868.
- 12 Forskrift om polyklorerte bifenyler (PCB), fastsatt av Miljøverndepartementet 17 april 2000 nr 413.
- 13 Forskrift om kasserte elektriske og elektroniske produkter (EE.avfall) fastsatt av Miljøverndepartementet 16 mars 1998 nr 197, med endringer av 11 juni 1999 nr 696.
- 14 Kommunal forskrift om styring av produksjonsavfall, vedtatt av Oslo bystyre 30 nov 1994 med endringer i bystyrevedtak av 15 nov 1995.
- 15 Forskrift om bakkeplanering av 3 april 1989 nr 249, fastsatt av Miljøverndepartementet, senest endret 09 feb 1996 nr 174.
- 16 Forskrift om asbest, fastsatt av Kommunaldepartementet 16. august 1991 med hjemmel i lov av 4. februar 1977 nr 4 om arbeidervern og arbeidsmiljø §§7 nr 2 og 3, 8 nr 4, 11 nr 2,3,4 og 5, 12 nr 5, 14 tredje ledd, 18 nr 3 og 22 og med hjemmel i lov av 11. juni 1976 om produktkontroll §4. Endret 30 juni 1995 nr 607, 31 august 2001 nr 1016, 21 juni 2001 nr 1119.
- 17 Arbeidsmiljøloven, lov om arbeidervern og arbeidsmiljø m.v. av 4 februar 1977 nr 4, senest endret 21 des 2000 nr 125.
- 18 Kommunehelsetjenesteloven: Lov om helsetjeneste i kommunen av 19 nov 1982 nr 66, senest endret 21 des 2000 nr 127.
- 19 Internkontrollforskriften. Forskrift om systematisk helse-, miljø- og sikkerhetsarbeid i virksomheter, fastsatt av Kommunal- og regionaldepartementet 12 juni 1996 nr 1127, senest endret 09 mars 2000 nr 270.
- 20 Byggherreforskriften, forskrifter om sikkerhet, helse og arbeidsmiljø på bygge- og anleggsplasser av 21 april 1995 nr 377.

-
- 21 Norges Standardiseringsforbund: NS-9431 Klassifisering av avfall, 1. utgave november 2000, ICS 13.030.01.
 - 22 Norsas (red.): Miljøriktig riving - et ledd i byggets kretsløp, Kommuneforlaget, 1999, 192 s.
 - 23 Statistisk Sentralbyrå: Bygg- og anleggsavfall. Avfall fra nybygging, rehabilitering og riving. Resultater og metode, Olav Rønningen, RAPP 2000/8. ISBN 82-537-4791-8.
 - 24 Statens forurensningstilsyn: "Miljøskadelige stoffer i bygg- og anleggsavfall. Konsekvenser for gjenvinning og sluttdisponering", Hjeltnes COWI AS, 1993, 123 s.
 - 25 Dokumenter fra saksmappe 200010627 hos Plan- og bygningsetaten, Oslo kommune.
 - 26 Dokumenter fra saksmappe 200002416 hos Plan- og bygningsetaten, Oslo kommune.
 - 27 Dokumenter fra saksmappe 200008771 hos Plan- og bygningsetaten, Oslo kommune.
 - 28 Dokumenter fra saksmappe 199802446 hos Plan- og bygningsetaten, Oslo kommune.
 - 29 Karstensen K., Ødegård KE., Torstensen TK., Rustad I. og Andersen T.: Status for bruk av utlekkings tester ved karakterisering og klassifisering avfall og forurensede masser, STF 66 A98525, SINTEF rapport, 1999.
 - 30 Domenico P.A. and Schwarts F.W., Physical and Chemical Hydrogeology, 2nd ed., p. 37-38, ISBN 0-471-59762-7, 1998.
 - 31 Hillier SR., Sangha CM., Plunkett BA. and Walden PJ.: Long-term leaching of toxic trace metals from Portland cement concrete, Cement and Concrete Research, vol. 29, no. 4, 1999.
 - 32 Hohberg I., deGroot GJ., vanderVeen AMH and Wassing W.: Development of a leaching protocol for concrete, Waste Management, vol. 20, no. 2-3, 2000.
 - 33 Andersson AC. and Stromvall AM.: Leaching of concrete admixtures containing thiocyanato and resin acids, Environmental Science & Technology, vol. 35, no. 34, 2001.
 - 34 CEN/TC 154 Aggregates Work Programme:
http://www.cenorm.be/standardization/tech_bodies/cen_bp/workpro/tc154.htm
 - 35 CEN/TC 292 Work Program:
http://www.cenorm.be/standardization/tech_bodies/cen_bp/workpro/tc292.htm
 - 36 NEN 7345, Leaching characteristics of solid earthy and stony building and waste materials, Nederlands Normalisatie-instituut, 1995.
 - 37 NEN 7343, Leaching characteristics of solid earthy and stony building and waste materials, Nederlands Normalisatie-instituut, 1995.
 - 38 NEN 7341, Leaching characteristics of solid earthy and stony building and waste materials, Nederlands Normalisatie-instituut, 1995.
 - 39 NEN 7349, Leaching characteristics of solid earthy and stony building and waste materials, Nederlands Normalisatie-instituut, 1995.
 - 40 NT ENVIR 002, Solid waste, granular inorganic material: Column leaching test, Nordtest metode, 1995.
 - 41 NT ENVIR 003, Solid waste, granular inorganic material: Availability test, Nordtest metode, 1995.

-
- 42 NT ENVIR 005, Solid waste, granular inorganic material: Compliance batch leaching, Nordtest metode, 1998.
 - 43 Bericht zum Entwurf für eine Technische Verordnung über Abfälle (TVA). 1988. Département Fédéral de l'Intérieur, Switzerland.
 - 44 DIN 38414, TEIL 4, Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S 4), DEUTSCHER NORMENAUSSCHUB [HRSG.], 1984.
 - 45 Statens forurensningstilsyn: Bruk av utlekkings tester for klassifisering av avfall og forurenset masse, krav til dokumentasjon og testing 99:03, 1999.
 - 46 Statens forurensningstilsyn: Risikovurdering av forurenset grunn, veiledning 99:01a, 1999.
 - 47 Statens forurensningstilsyn: Risikovurdering av forurenset grunn, eksempelsamling, veiledning 99:01b, 1999.
 - 48 RESIBA Studietur til Nederland, 28. – 30. mars 2000, intern prosjektrapport.
 - 49 Jacobsen S.: Deklarasjon av egenskaper for resirkulert tilslag – forprosjekt 1998 (foreløpig rapport pr. 10.12.98), rapport E 7753, NBI, Oslo 1998.
 - 50 Beskrivelse av demonstrasjonsprosjekter i RESIBA: <http://www.byggforsk.no/prosjekter/resiba/>
 - 51 NS-EN-932-1, Prøvmingsmetoder for generelle egenskaper for tilslag-Del 1: Metoder for prøvetaking, 1996.
 - 52 EN-932-2, Test for general properties of aggregates Part 1: Methods and sampling, 1994.
 - 53 Statens forurensningstilsyn; Prøvetakning og bestemmelse av tungmetaller i jord fra dyrket mark, veiledning 99:11, 1995.
 - 54 Engelsen C. og Wibetoe G., Determination of Al, Cu, Li and Mn in spruce seeds and plant reference materials by slurry sampling graphite furnace atomic absorption spectrometry, Fresenius J Anal Chem, 366, 5, 2000.
 - 55 Kos V., Budic B., Hudnik V., Lobnik F. and Zupan M., Determination of heavy metal concentrations in plants exposed to different degrees of pollution using ICP-AES, Fresenius J Anal Chem, 354, 4-5, 1996.
 - 56 Lazzari L., Sperti L., Salizzato M. and Pavoni B., Gas chromatographic determination of organic micropollutants in samples of sewage sludge and compost: Behaviour of PCB and PAH during composting, CHEMOSPHERE, 38, 8, 1999.
 - 57 Boisselle C., Hildebrandt G. and Schnull H., A Rapid and easily applicable procedure for the quantitative determination of polychlorinated biphenyls (PCB) in fuel oils, Fresen Z Anal Chem, 328, 7, 1987.
 - 58 NS 3671, Betongprøving - Herdet betong – Kloridinnhold, Norges Standardiseringsforbund, 1987.
 - 59 NS 3090, Portlandement: Methods for determination of the main constituents, Norges byggstandardiseringsråd, 1970.
 - 60 Statsbygg m.fl: Industriell tilnærming til ombruk av materialer. Bærekraftig utvikling og redusert avfall med fokus på tegl og murverk. OMMAT-prosjektet, 2000, 60 s.
 - 61 Deutscher Ausschuss für Stahlbeton-DAfStb, Baustoffkreislauf-Richtlinie; Teil 2, Vertriebs-Nummer 65028, 1998.
 - 62 Forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannsforskriften), HD (Helsedepartementet), 2001.
 - 63 Internettisider for United States Environmental Protection Agency: <http://www.epa.gov/>

-
- 64 BSA-granulaten voor toepassing in de betonbouw en wegenbouw, Nationale Beoordelingsrichtlijn, BRL 2506, 1999.
- 65 Statens forurensningstilsyn, Miljøgifter i overvann, rapport 96:18, 1996.
- 66 Appelo CAJ. and Postma D., Geochemistry, groundwater and pollution. AA Balkema, Rotterdam, ISBN 9054101059, 1993.
- 67 Bolt GH. and Bruggenwert MGM. (eds.), Soil Chemistry. A. Basic Elements, Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, 1976.
- 68 Miller JC. and Miller JN., Statistics for Analytical Chemistry, 3. Edition, Ellis Horwood, Chichester, England, 1993.
- 69 Oslo kommune, Plan- og bygningsetaten, kvalitetshåndbok dokument 88-7130 Retningslinjer for behandling av bygge- og riveavfall. <http://www.byggesak.com/>.
- 70 Stortingsmelding nr 44, 1991-92.
- 71 Økobygg: Miljøsaneringsveileder. Håndbok i miljøsanering av bygninger., Grip senter 1999, 55s.
- 72 Statens forurensningstilsyn: Fakta-ark "PCB i bygg", TA-1730/2000, 8s.
- 73 Statens forurensningstilsyn: "PCB i bygningsmaterialer", TA-1545/1998, 21s.
- 74 Norsas: Avfallsplan for bygg- og anleggsavfall, 42s. <http://www.norsas.no>
- 75 Norges byggforskningsinstitutt Byggforvaltning, byggedetaljblader: 700.802 Miljøsanering ved riving og rehabilitering, 700.804 Riving av bygninger, 700.806 Riving av bygninger. Planlegging og gjennomføring.
- 76 Norsas: Avfall 2000. Fraksjoner, mengder, rammebetingelser og aktører, 142 s. <http://www.norsas.no>
- 77 Statens forurensningstilsyn: Faktaopplysninger om bygg- og anleggsavfall. Beregning av avfallsmengder, Hjellnes COWI AS, 1998, 80s.

SKJEMA FOR SØKNAD OM FORENKLET AVFALLSPLAN

Blankett nr **88-7125**

SØKNAD OM FORENKLET AVFALLSPLAN for mindre arbeider i Oslo kommune		Plan og bygningsetatens saksnr.	
Bygge-/riveplass			
Adresse :		Gnr.:	Bnr.:
Tiltakshaver			
Navn:		Adresse :	

Arbeidets art:
 Nybygg Rehabilitering Riving Tiltakets bruttoareal : m2
Byggematerialer:
 Betong Mur Tre Annet Beskriv:

I følge Oslo kommunes forskrift om kommunal styring av produksjonsavfall (pkt. 3.3) kan kommunen ved enkelt vedtak bestemme behandlingsmåten for produksjonsavfall. For mindre tiltak åpner kommunen for at tiltakshaver kan utfylle en forenklet avfallsplan der han erklærer at avfallsbehandlingen vil være i samsvar med forskriften og de til en hver tid gjeldene kommunale retningslinjer.

Tiltakshaver erklærer at:

- tiltakshaver kjenner til Oslo kommunes forskrift om styring av produksjonsavfall m/veiledning, samt retningslinjer for behandling av bygge- og riveavfall.
- alt avfall skal leveres til godkjent avfallsanlegg.
- dersom tiltakshaver ikke transporterer avfallet selv, skal det transporteres av renovatør med godkjenning av Oslo kommune v/Renovasjonsetaten.

Underskrift		
Tiltakshaver :	Sted :	Dato:

Fylles ut av forurensningsmyndighetene		
<input type="checkbox"/> Søknaden er godkjent	<input type="checkbox"/> Søknaden er avslått av følgende grunn.:	
Sted :	Dato :	Underskrift :

SKJEMA FOR AVFALLSPLAN I BYGGESAKER

Blankett nr **88-7110**

AVFALLSPLAN for bygge- og rivearbeid i Oslo kommune Må utarbeides og godkjennes før igangsettingstillatelsen gis.		Plan- og bygningsetatens saksnr.:		
Bygge-/riveplass	Adresse:	Gnr.:	Bnr.:	Bruksareal:
Tiltakshaver	Navn:	Adresse:	Postnr.: Poststed:	Tlf. dagtid:
Ansvarlig foretak	Navn:	Adresse:	Postnr.: Poststed:	Tlf. dagtid:
Beskrivelse av prosjektet:		Gjennomføring av avfallshåndteringen i prosjektet:		
Sted:		Dato:		<u>Tiltakshavers</u> underskrift:

Vedlegg 1 side 2:5

SKJEMA FOR AVFALLSPLAN I BYGGESAKER

 Blankett nr **88-7110**

Side 2:

Fraksjoner	Kravsreferanse	Krav til behandling	Mengde	Transportør	Godkjent avfallsanlegg	Dokumentasjon
Avfallstyper som forventes å oppstå i tiltaket.	Hvor oppstår krav – hvilken forskrift i medhold av forurensningsloven.	Hvilket krav kommunen har til behandling av avfallet.	Oppgis i tonn.	Foretaket skal være godkjent av Renovasjonsetaten.	Hvilket anlegg skal benyttes. Anlegget skal være godkjent av kommunen eller fylkesmannen.	Hvordan dokumenteres avfallsbehandlingen i sluttrapporten.
Tyngre bygningsmaterialer <ul style="list-style-type: none"> • Armert betong • Tegl • Ren betong 	Oslo kommunes forskrift om produksjonsavfall med retningslinjer for BA-avfall (Produksjonsavfallsforskr.)	Ombruk, Gjenvinning				
Forurenset tegl/betong	Retningslinjer fra SFT	Deponi				
	Retningslinjer fra SFT	Spesial behandling				
	Retningslinjer fra SFT	Gjenvinning				
	Produksjonsavfallsforskriften	Ombruk, gjenvinning, forbrenning				
(Malt, lakkert e.l.)	Produksjonsavfallsforskriften	Ombruk, gjenvinning, forbrenning				
<ul style="list-style-type: none"> • Plast • Papp 	Produksjonsavfallsforskriften	Gjenvinning, forbrenning				
<ul style="list-style-type: none"> • Armeringsjern • Bly • Sink • Kobber • Annet 	Produksjonsavfallsforskriften	Gjenvinning				
<ul style="list-style-type: none"> • Stein • Grus • Sand • Leire • Jord 	Produksjonsavfallsforskriften	Fyllmasse på fyllinger godkjent etter plan- og bygningsloven. § 84 og bakkeplaneringsforskriften				
	Spesialavfallsforskriften	ihht. miljøsaneringsrapport				
<ul style="list-style-type: none"> • Robuste enheter • Knuselige enheter • Elektriske kabler 	Forskrift om kasserte elektriske og elektroniske produkter	ihht miljøsaneringsrapport. OBS ! Underpunkter må sorteres separat !				
til sentral sortering	Produksjonsavfallsforskriften	Ombruk, gjenvinning, forbrenning, deponi				
Annet avfall						

Vedlegg 1 side 3:5

SKJEMA FOR SLUTTRAPPORT FOR AVFALLSBEHANDLING

Blankett nr

88-7115

AVFALLSPLAN - SLUTTRAPPORT for bygge- og rivearbeid i Oslo kommune Må utarbeides når arbeidene er avsluttet. Dokumentasjon på at avfallsplanen er oppfylt må kunne fremvises på forlangende.		Plan- og bygningsetatens saksnr.:		
Bygge-/riveplass	Adresse:	Gnr.:	Bnr.:	Bruksareal:
Tiltakshaver	Navn:	Adresse:	Postnr.: Poststed:	Tlf. dagtid:
Ansvarlig foretak	Navn:	Adresse:	Postnr.: Poststed:	Tlf. dagtid:
Beskrivelse av prosjektet:		Gjennomføring av avfallshåndteringen i prosjektet:		
Sted:		Dato:		<u>Tiltakshavers</u> underskrift:

Vedlegg 1 side 4:5

SKJEMA FOR SLUTTRAPPORT FOR AVFALLSBEHANDLING

Blankett nr **88-7115**

Fraksjoner	Mengde i godkjent avfallsplan	Registrerte mengder	Levert til avfallsanlegg	Begrunnelse for avvik	Dokumentasjon	Kommentarer
Avfallstyper.	Oppgis i tonn.	Oppgis i tonn.	Hvilket avfallsanlegg er benyttet.	Hvis mengde eller avfallsanlegg avviker fra avfallsplan - begrunn hvorfor.	Vektkvitteringer (evt samlet statistikk) fra transportør og avfallsanlegg legges ved.	Kommentarer til avvik eller vedlegg.
Tyngre bygningsmaterialer						
<ul style="list-style-type: none"> • Armert betong • Tegl • Ren betong 						
Forurenset tegl/betong						
(Malt, lakkert o.l.)						
<ul style="list-style-type: none"> • Plast • Papir 						
<ul style="list-style-type: none"> • Armeringsjern • Bly • Sink • Kobber • Elektriske kabler • Annet 						
<ul style="list-style-type: none"> • Stein • Grus • Sand • Leire • Jord 						
jfr. miljøaneringsrapport						
jfr. miljøaneringsrapport						

Vedlegg 1
side 5:5

Kort utdrag av SFT sin risikovurdering av forurenset grunn

Sannsynligheten for at et stoff opptas til en eller flere resipienter, er et mål på sannsynligheten for at stoffet påvirker miljøet negativt. Denne sannsynligheten kan beregnes ved en risikoanalyse. Ved å sammenligne resultater fra risikoanalyser, som har definerte akseptkriterier for risiko, foretar man en risikovurdering. Statens forurensningstilsyn (SFT) har utgitt en veileder på slike beregninger og vurderinger, som omhandler forurenset grunn. Her defineres området mest følsom arealbruk, som områder hvor mennesker eksponeres for en forurensning via følgende definerte eksponeringsveier:

- Oralt inntak av jord eller støv
- Hudkontakt med jord eller støv
- Innånding av støv
- Innånding av gasser gjennom kjeller i bolighus plassert på eiendommen
- Inntak av drikkevann fra grunnvannsbrønn lokalisert på området
- Inntak av grønnsaker og korn dyrket på området
- Inntak av fisk eller skalldyr fra nærliggende resipient

Typiske områder som denne definisjonen omhandler er barnehager, dyrket mark, badestrender etc. Til disse områdene har SFT utarbeidet normverdier, som er en beregnet akseptabel toleransedose basert på toksikologiske data for mennesker og miljø. Normverdiene inngår derfor i den norske risikovurderingen, som forøvrig er oppbygd i tre trinn:

- Trinn 1. Forenklet risikovurdering: Sammenligning med normverdier
- Trinn 2. Utvidet risikovurdering: Beregning av eksponering
- Trinn 3. Utvidet risikovurdering: Måling av eksponering

Det er derfor tilstrekkelig med trinn 1 (forenklet risikovurdering) i en risikovurdering i områder der ingen av de kontrollerte miljøfarlige stoffer overstiger normverdiene. Trinn 2 tas i bruk der det forekommer overskridelse av normverdiene. Risikoberegningen i dette trinnet anvender derfor bare de aktuelle eksponeringsveier på det aktuelle området. Trinn 3 i risikovurderingen utføres på samme måte som trinn 2. Forskjellen er at dataene som benyttes her i størst mulig grad skal stamme fra feltmålinger i stedet for beregninger. Dette er reelle målinger av hvor mye av forurensningen som er tatt opp til omgivelsene.

Resept for utstøping av LECA lydblokker (LECA BM og LECA REF)

LECA BM er lydblokk utstøpt etter følgende resept:

- 4-10 mm rund: 15 l
- Grovsand: 4 l
- Resirkulert tilslag (0-10 mm): 9,5 l
- Sement: 3 kg
- Vann

Ved utstøping av LECA BM utgjorde resirkulert tilslag 30 vekt %.
LECA REF er standard lydblokk utstøpt uten resirkulert tilslag

RESULTATER FRA SPØRREUNDERSØKELSE OM MILJØKARTLEGGING

I hvilken utstrekning gjennomføres miljøkartlegging av følgende materialer ved riving / rehabilitering?

TILKNYTTET BETONG OG TEGL

PCB-holdig

- Fugemasse mellom betongelementer / mellom vinduer og vegger
- Sklisikker maling
- Reparasjonsmasse i sprekker (f.eks Borvibet)
- Annet (isolerglassruter, gummilister m.m)

Informasjon om byggeår og tidspunkter for rehabilitering inkluderes i kartleggingen (pga eliminasjon eller påvisning av PCB eller lignende ut fra tidsperioder)

Glassert teglstein (inneholder blyforbindelser)

Ildfast tegl (inneholder kromforbindelser)

Skorstein (sotforurensninger)

Dekker med oljesøl eller lignende

Malte materialer

Fuktskader

Gulvbelegg

Tapet

Asbest

Ved usikkerhet tas prøver for analyse (PCB / forurenset grunn / annet)

	Alltid	Ofte	Av og til	Sjelden	Aldri
	6	2	2	1	
	1	2	1	3	3
	2	2	2	1	3
	9	2			
	8	1		2	
	3			3	4
	1	1		5	3
	4	3	1	1	1
	8	1	1	1	
	3	1		5	2
	3	1	1	3	3
	5	3	1	1	1
	1		1	6	3
	10	1			
	5	4	1		

I hvilken grad er følgende beskrivelser riktige i forhold til deres virksomhet?

TILKNYTTET PROSJEKTET

Konsulenter engasjeres

- i god tid før oppstart i prosjektet (nok tid til evt prøvetaking o.l)
- rundt tidspunkt for oppstart i prosjektet
- etter oppstart i prosjektet

		4	5	1	
		5	4	1	
		2	4	4	1

	Alltid	Ofte	Av og til	Sjelden	Aldri
Konsulenter engasjeres for å gjennomføre		7	2		1
- komplett kartlegging av miljøfarlig avfall		4	3	2	2
- deler av kartleggingen (begrensninger ved prøvetaking, forurenset grunn e.l)					
Avgjørelsen om å ta evt prøver for analyse tas av			3	6	1
- tiltakshaver			1	7	2
- entreprenør	4	6	1		
- konsulent som utfører kartleggingen					
Oppdragsgiver gir tilbakemelding om miljøsanering i etterkant av kartlegging				8	2

I hvilken grad gjennomføres kartlegging og rapportering som beskrevet?

TILKNYTTET VIRKSOMHETENS EGNE RUTINER FOR KARTLEGGING

Kartlegging utføres med bakgrunn i

- egne sjekklister eller veiledere
- eksterne veiledere (ØkoByggs miljøsaneringsveileder e.l)
- beskrivelser fra oppdragsgiver
- annet; beskriv: _____

6	2	1		1
3	1	4	1	1
1	2	2	3	3
1		1		2

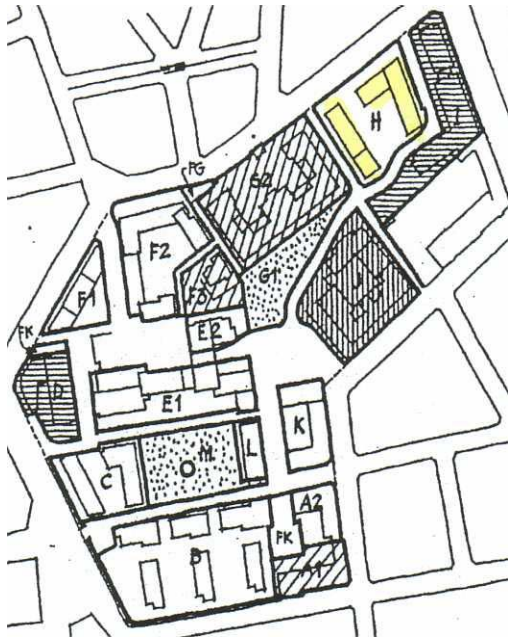
Miljøsaneringsrapport omhandler

- nøyaktig mengdeangivelse (antall, tonn, løpemeter e.l)
- korrekt håndtering (demontering, oppbevaring o.l)
- godkjente mottaksanlegg for respektive avfallstyper
- informasjon om evt ikke kartlagte stoffer / materialer

8	2		1	
8	2		1	
5	2	3	2	
7	3		2	

BILDER FRA RIVING AV SYKEHUSBYGNING I PILESTREDET PARK

Bildene fra barneklirikken ble tatt ved befaring februar 2001.



Figur 1: Oversiktsbilde av Pilestredet Park. Barneklirikken merket med H.

Figur 2: Barneklirikkens hovedbygning, oppført i plasstøpt betong med yttervegger av pusset tegl i 1950.



Figur 3: Bygget ble revet maskinelt med utstyr fra det svenske firmaet Demotec. Saksen på anleggmaskinen som klippet ned konstruksjonene var som vist av kraftig dimensjon.



Figur 4: Nærbilde av konstruksjonen under riving. Strukturen består som vist av både armert betong og teglkonstruksjoner.



Figur 5: Etter riving ble større betongbiter klippet fra armeringen maskinelt. Deretter ble massene grovsortert. Til høyre står deler av tilbygget til barneklubben, oppført i 1989.



Figur 6 De grovsorterte massene ble bearbeidet for å få skille ut mest mulig armering fra betongen før gjenvinning i knuseanlegg.



Figur 7 Armeringsjern ble sortert separat for levering til metallgjenvinning.



Figur 8 Etter grovsortering er betong med små mengder gjenværende armering klar for gjenvinning.



Figur 9 Gjenvinning ble gjennomført med et mobilt knuseverk, levert av det danske entreprenørfirmaet Karsten Rasmussen AS. Etter to omganger med knusing var det ferdige produktet tegl eller betong i fraksjonene 0-45 mm, 45-80 mm og 0-80 mm.



Figur 10 Betong etter første gangs knusing. Armeringsjern ble fjernet med magnetbånd mellom knuseenheten og transportbåndet.



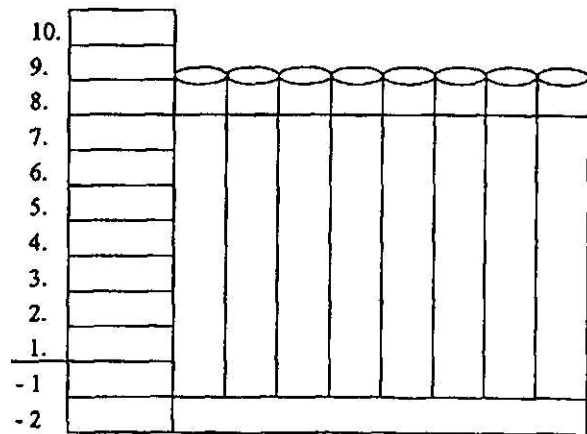
Figur 11 Fraksjonen 45-80 mm etter andre gangs knusing.



Figur 12 Fraksjonen 0-45 mm etter andre gangs knusing.

Bilder fra rehabilitering av kornsilo til studentboliger i Marselis gate 24

Bildene er tatt ved befaring mars 2001.



Etasjeforklaring:

9-10 Øverste etasjer i servicebygget

8 Etasje over silocellene

-1-7 Servicebygget

-2 Kjeller m/gang under silocellene

Figur 1 Snitt av kornsiloen med servicedel Bygningen er oppført i plasstøpt betong i 1953.



Figur 2 Større betongblokker ble skjært ut som åpninger til vinduer og dører i silocellene. De utskjærte blokkene målte ca 1,2x2m, og ble heist ned til bakkenivå ved hjelp av kran.



Figur 3 Utskjæring av betongblokker fra vinduer og dører ble utført med spesialutstyr styrt av en operatør. Det stiplede omrisset viser størrelsen på blokken som skal skjæres ut.



Figur 4 Betongblokkene ble samlet på bakkenivå for transport til gjenvinningsanlegg.

BILDER FRA RIVING AV KONTORBYGNING I STENSGATA 34

Bildene er tatt ved befaring oktober 2000.



Figur 1 Kontorbygning oppført i plaststøpt betong med teglfasader fra 1928. Bildet er tatt etter gjennomføring av miljøsanering. Vinduene ble tatt ut hele som del av den selektive rivingen.



Figur 2 Råbygget inneholdt til slutt bare enkelte deler av ventilasjonssystemet, noe trevirke, og gulvbelegg i enkelte etasjer.



Figur 3 Ved oppstart av riving på taket. Takstein ble sortert separat, mens trevirke, metaller og tegl ble tippet på bestemte sider av bygget for sortering i containere på bakkenivå. Forurenset tegl fra pipeløp ble sortert separat og levert til deponi.



Figur 4 Teglstrukturen i pipeløpet nærmest tilstøtende bebyggelse var svært løs og porøs. Den ble fjernet med stor forsiktighet for å unngå at deler skulle falle ned i bakgården.



Figur 5 Bærende strukturer bestod av plasstøpt betong, med teglfasade. Bygningen ble revet med samme type anleggsmaskin som ved Pilestredet Park.



Figur 6 Tegl og betong ble etter riving skilt ved maskinell sortering så langt det lot seg gjøre.



Figur 7 Etter grovsortering og nedklipping av større betongklumper fra armeringen, ble massene levert gjenvinningsanlegg for videre nedknusing og materialgjenvinning.



Figur 8 Tegl ble i riveperioden benyttet til oppfylling av kjelleren slik at anleggsmaskinene kunne bevege seg inntil bygget under riving.



Figur 9 Sortert tegl for transport til gjenvinningsanlegg.



Figur 10 Sortering av trevirke ble gjennomført i bakgården etter hvert som riveprosessen pågikk i etasjene.

BILDER FRA RIVING AV BYGÅRD I URTEGATA

Bildene ble tatt ved befaring august 2000.



Figur 1 Bygård oppført i tegl i 1862. Bygget ble tømt for løsøre, og miljøsanering gjennomført før maskinell riving av bærende konstruksjoner startet.



Figur 2 Et inntrykk av dimensjonen på anleggsmaskinen som ble benyttet ved riving.



Figur 3 Innvendige vegger var utført med trevirke, og en del stenderverk i trevirke medførte også at teglmassene inneholdt mye trevirke ved riving.



Figur 4 Trevirke ble sortert ut både maskinelt og manuelt før levering av tegl til materialgjenvinning.



Figur 5 Nærbilde av rivemasser før grovsortering.



Figur 6 Trevirke etter maskinell grovsortering.

Bestemmelse av blindverdier

Tabell 1 Utlekkingsforsøk uten prøvemateriale. En bestemmelse av blindverdier.

Parameter	*Konsentrasjon i eluat / μgL^{-1}	
	Blind 1	Blind 2
pH _{start}	5,2	5,8
pH _{slutt}	5,2	5,8
Klorid (Cl ⁻)	< 36	< 36
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	n. d.	n. d.
Kalsium (Ca)	< 0,2	< 0,2
Magnesium (Mg)	< 0,1	< 0,1
Arsen (As)	< 0,3	< 0,3
Bly (Pb)	< 1	< 1
Kadmium (Cd)	< 0,2	< 0,2
Kobber (Cu)	< 2	< 2
Krom (Cr)	< 1	< 1
Kvikksølv (Hg)	< 0,1	< 0,1
Nikkel (Ni)	< 10	< 10
Sink (Zn)	< 50	< 50
PCB	< 0,005	< 0,005
PAH	< 0,005-0,04	< 0,005-0,04

*Konsentrasjonen av klorid, sulfat kalsium og magnesium er angitt i mg/L. pH er angitt i standard enheter.

Utlekking fra resirkulert tilslag sortering 0-10 mm og 10-20 mm

Tabell 1 Utlekking fra 0-10 BM1-2 og 0-10 RB.

Parameter	*Konsentrasjon i eluat / μgL^{-1}		
	0-10 BM1	0-10 BM2	0-10 RB
pH _{start}	5,4	5,4	5,3
PH _{slutt}	10,9	11,1	10,8
Klorid (Cl ⁻)	< 12	< 12	–
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	< 10	< 10	–
Kalsium (Ca)	58	63	52
Magnesium (Mg)	< 0,1	< 0,1	0,21
Arsen (As)	< 0,3	< 0,3	< 1
Bly (Pb)	< 1	< 1	< 10
Kadmium (Cd)	< 0,2	< 0,2	< 0,5
Kobber (Cu)	29	31	< 5
Krom (Cr)	32	33	30
Kvikksølv (Hg)	< 0,1	< 0,1	< 0,01
Nikkel (Ni)	< 10	< 10	< 5
Sink (Zn)	< 50	< 50	< 5
PCB	< 0,005	< 0,005	< 0,01
PAH	0,8	1,5	0,5

*Konsentrasjonen av klorid, sulfat kalsium og magnesium er angitt i mg/L. PH er angitt i standard enheter.
– Ikke målt

Tabell 2 Utlekking fra 10-20 BM1-2 og 10-20 RB.

Parameter	*Konsentrasjon i eluat / μgL^{-1}		
	10-20 BM1	10-20 BM2	10-20 RB
pH _{start}	5,3	5,3	5,3
PH _{slutt}	9,9	10,1	10,6
Klorid (Cl ⁻)	< 36	< 18	–
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	< 10	< 10	–
Kalsium (Ca)	24	20	30
Magnesium (Mg)	< 0,1	< 0,1	0,18
Arsen (As)	< 0,3	< 0,3	< 1
Bly (Pb)	< 1	< 1	< 10
Kadmium (Cd)	< 0,2	0,4	< 0,5
Kobber (Cu)	4	< 2	< 5
Krom (Cr)	7	7	8
Kvikksølv (Hg)	< 0,1	< 0,1	< 0,01
Nikkel (Ni)	< 10	< 10	< 5
Sink (Zn)	< 50	< 50	< 5
PCB	< 0,005	< 0,005	< 0,005
PAH	0,2	0,2	< 0,30

*Konsentrasjonen av klorid, sulfat kalsium og magnesium er angitt i mg/L. pH er angitt i standard enheter.
– Ikke målt

Utlekking fra resirkulert tilslag sortering 0-10 mm og 10-20 mm

Tabell 1 Utlekking fra 0-10 BM1-2 og 0-10 RB.

Parameter	*Konsentrasjon i eluat / μgL^{-1}		
	0-10 BM1	0-10 BM2	0-10 RB
pH _{start}	5,4	5,4	5,3
PH _{slutt}	10,9	11,1	10,8
Klorid (Cl ⁻)	< 12	< 12	–
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	< 10	< 10	–
Kalsium (Ca)	58	63	52
Magnesium (Mg)	< 0,1	< 0,1	0,21
Arsen (As)	< 0,3	< 0,3	< 1
Bly (Pb)	< 1	< 1	< 10
Kadmium (Cd)	< 0,2	< 0,2	< 0,5
Kobber (Cu)	29	31	< 5
Krom (Cr)	32	33	30
Kvikksølv (Hg)	< 0,1	< 0,1	< 0,01
Nikkel (Ni)	< 10	< 10	< 5
Sink (Zn)	< 50	< 50	< 5
PCB	< 0,005	< 0,005	< 0,01
PAH	0,8	1,5	0,5

*Konsentrasjonen av klorid, sulfat kalsium og magnesium er angitt i mg/L. PH er angitt i standard enheter.
– Ikke målt

Tabell 2 Utlekking fra 10-20 BM1-2 og 10-20 RB.

Parameter	*Konsentrasjon i eluat / μgL^{-1}		
	10-20 BM1	10-20 BM2	10-20 RB
pH _{start}	5,3	5,3	5,3
PH _{slutt}	9,9	10,1	10,6
Klorid (Cl ⁻)	< 36	< 18	–
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	< 10	< 10	–
Kalsium (Ca)	24	20	30
Magnesium (Mg)	< 0,1	< 0,1	0,18
Arsen (As)	< 0,3	< 0,3	< 1
Bly (Pb)	< 1	< 1	< 10
Kadmium (Cd)	< 0,2	0,4	< 0,5
Kobber (Cu)	4	< 2	< 5
Krom (Cr)	7	7	8
Kvikksølv (Hg)	< 0,1	< 0,1	< 0,01
Nikkel (Ni)	< 10	< 10	< 5
Sink (Zn)	< 50	< 50	< 5
PCB	< 0,005	< 0,005	< 0,005
PAH	0,2	0,2	< 0,30

*Konsentrasjonen av klorid, sulfat kalsium og magnesium er angitt i mg/L. pH er angitt i standard enheter.
– Ikke målt

Utlekking fra resirkulert tilslag sortering 10-38 mm og

LECA < 32 mm

Tabell 1 Utlekking fra 10-38 BM1-2

Parameter	*Konsentrasjon i eluat / μgL^{-1}	
	10-38 BM1	10-38 BM2
pH _{start}	5,5	5,4
PH _{slutt}	11,2	11,1
Klorid (Cl ⁻)	–	–
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	–	–
Kalsium (Ca)	57,4	37,5
Magnesium (Mg)	< 0,1	< 0,1
Arsen (As)	< 1	< 1
Bly (Pb)	< 10	< 10
Kadmium (Cd)	< 0,5	< 0,5
Kobber (Cu)	< 5	< 5
Krom (Cr)	< 5	< 5
Kvikksølv (Hg)	0,03	0,02
Nikkel (Ni)	< 5	< 5
Sink (Zn)	< 5	< 5
PCB	< 0,005	< 0,005
PAH	1,1	1,6

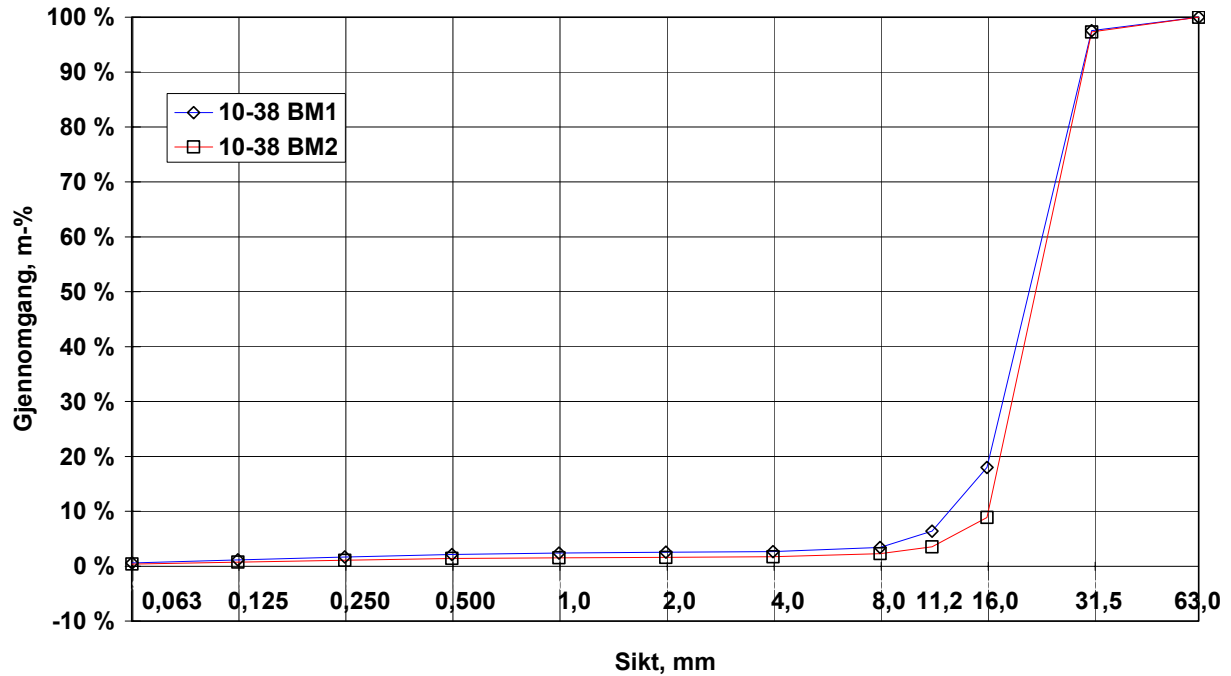
*Konsentrasjonen av klorid, sulfat kalsium og magnesium er angitt i mg/L. PH er angitt i standard enheter.
– Ikke målt

Tabell 2 Utlekking fra LECA BM og LECA REF sortering < 32 mm.

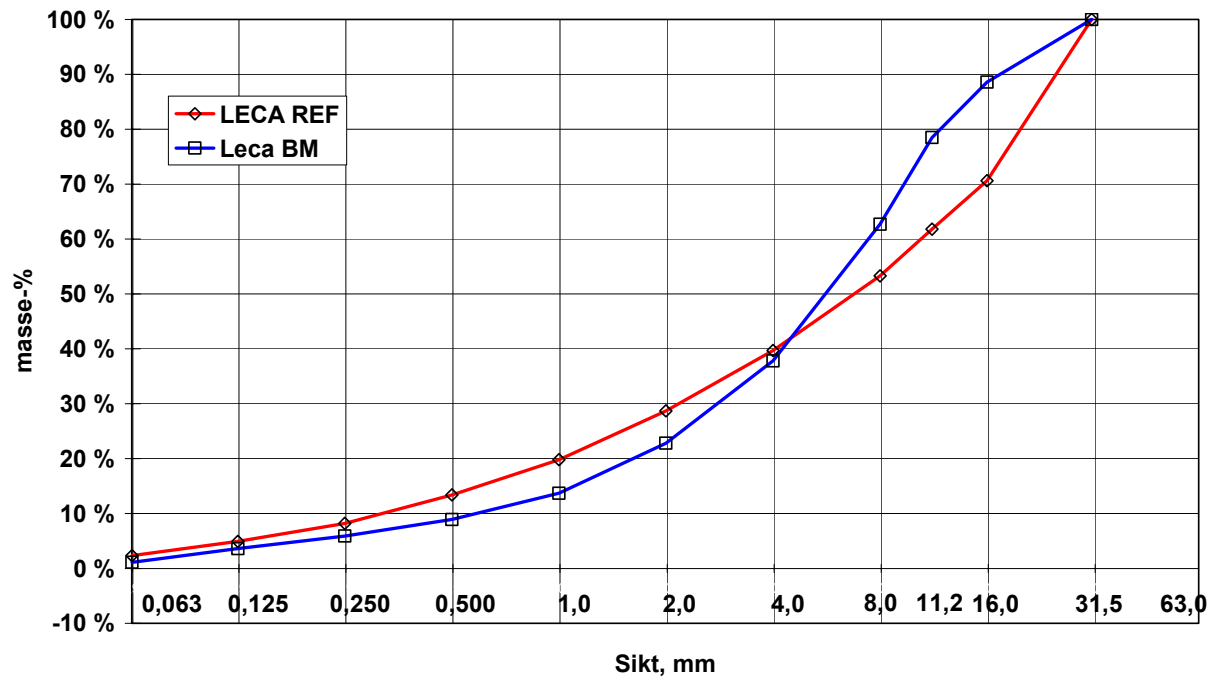
Parameter	*Konsentrasjon i eluat / μgL^{-1}	
	LECA BM	LECA REF
pH _{start}	5,3	5,3
PH _{slutt}	12	11,8
Klorid (Cl ⁻)	–	–
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	–	–
Kalsium (Ca)	213	129
Magnesium (Mg)	< 0,1	< 0,1
Arsen (As)	< 1	< 1
Bly (Pb)	< 10	< 10
Kadmium (Cd)	< 0,5	< 0,5
Kobber (Cu)	46	23
Krom (Cr)	39	43
Kvikksølv (Hg)	0,16	< 0,01
Nikkel (Ni)	6	< 5
Sink (Zn)	< 5	< 5
PCB	IP	IP
PAH	1,50	< 0,30

*Konsentrasjonen av klorid, sulfat kalsium og magnesium er angitt i mg/L. PH er angitt i standard enheter.
– Ikke målt

Siktekurver for prøve 10-38 BM1-2, LECA BM og LECA REF



Figur 1 Siktekurver for 10-38 BM1-2.



Figur 2 Siktekurver for LECA BM og LECA REF.

Utdrag fra drikkevannsforskriften

Tabell 1 Grenseverdier for drikkevann

Parameter	Grenseverdi / μgL^{-1}
Arsen (As)	10
Bly (Pb)	10
Kadmium (Cd)	5
Kobber (Cu)	100
Krom (Cr)	50
Kvikksølv (Hg)	0,5
Nikkel (Ni)	20
Sink (Zn)	---
PAH	0,1*

*Gjelder summen av benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(ghi)perylene og indeno(1,2,3-cd)pyren

--- ingen oppgitt verdi