

ENERGIASKOR FÖR VÄG- OCH ANLÄGGNINGSÄNDAMÅL

MILJÖASPEKTER

Innehållsförteckning

Ordlista och begreppsförklaring

Förord

0	SAMMANFATTNING.....	5
1	INLEDNING	8
2	ENERGIASKOR FÖR VÄG- OCH ANLÄGGNINGSPROJEKT.....	9
2.1	ALLMÄNT.....	9
2.2	EXEMPEL PÅ ANVÄNDNING.....	10
2.3	INTERNATIONELL ERFARENHET.....	12
3	BESKRIVNING AV NÅGRA OLIKA ANLÄGGNINGSMATERIAL	13
3.1	ASFALT	14
3.2	NATURMATERIAL	16
3.2.1	<i>Morän</i>	16
3.2.2	<i>Bergkross</i>	18
3.2.3	<i>Naturgrus</i>	20
3.3	ENERGIASKOR.....	20
3.3.1	<i>Slaggrus</i>	24
3.3.2	<i>Kolaska</i>	26
3.3.3	<i>Övriga askor</i>	30
3.4	ÖVRIGT	35
3.4.1	<i>Betongkross</i>	35
3.4.2	<i>Hyttsten</i>	36
4	MILJÖPÅVERKAN FRÅN FRAMSTÄLLNING AV PRODUKTEN	38
4.1	NATURMATERIAL	38
4.1.1	<i>Morän</i>	38
4.1.2	<i>Bergkross</i>	40
4.1.3	<i>Naturgrus</i>	40
4.2	ENERGIASKOR.....	41
4.3	ÖVRIGT	42
4.3.1	<i>Betongkross</i>	42
5	MILJÖPÅVERKAN FRÅN TRANSPORTER	43
5.1	BILTRANSPORTER.....	43
5.2	FARTYGSTRANSPORTER	44
5.3	TÅGTRANSPORTER	44
6	MILJÖPÅVERKAN VID UTLÄGGNING.....	45

7	MILJÖPÅVERKAN FRÅN ANVÄNDNING.....	46
7.1	UTLAKNING PER VIKTENHET	46
7.2	UTLAKNING PER LÄNGDENHET VÄG	51
7.2.1	<i>Morän</i>	53
7.2.2	<i>Bergkross</i>	54
7.2.3	<i>Naturgrus</i>	54
7.2.4	<i>Slaggrus</i>	55
7.2.5	<i>Kolaska</i>	56
7.2.6	<i>Övrig aska</i>	58
7.2.7	<i>Betongkross</i>	64
7.2.8	<i>Jämförelser</i>	64
8	EXEMPEL PÅ MILJÖPÅVERKAN FÖR FYLLNADSMATERIAL VID VÄGBYGGNAD - HELA KEDJAN FRÅN FRAMSTÄLLNING TILL ANVÄNDNING	67
9	KVALITETSSÄKRING OCH FÖRSLAG TILL UPPFÖLJNING	71
9.1	KVALITETSSÄKRING AV ASKA	71
9.2	MÖJLIGHETER ATT FÖRBÄTTRA OCH FÖRÄNDRA ASKAN	71
9.3	FÖRSLAG TILL MILJÖMÄSSIG OCH TEKNISK UPPFÖLJNING.....	72
10	DISKUSSION.....	73

BILAGOR

- 1 Gällande regler och anvisningar för användning av material för vägfyllnad
- 2 Miljöansvar (Alruz' PM)
- 3 Provtagning och miljömässig karakterisering av askor
- 4 Slaggrus ett material i kretslopp! SYSAV visar vägen.
- 5 Referenser

Ordlista och begreppsförklaring

Förkortningar

EGOM	analys av den totala mängden organiska ämnen som går att extrahera med aceton.
EOX	mängden halogenerade substanser som går att extrahera.
EFO	Energiaskor AB består av följande företag: Sundsvall Energi AB, Uppsala Energi AB, Tekniska Verken i Linköping AB, Söderenergi AB, Eskilstuna Energi & Miljö AB, Örebro Energi AB, Stockholm Energi AB, Norrköping Miljö och Energi AB och Västerås Energi och Vatten AB.
PAH	Polyaromatic hydrocarbons (polyaromatiska kolväteföreningar)
L/S	Liquid/Solid, dvs kvoten mellan mängden vätska och fast fas
NV	Naturvårdsverket
PFBC	Pressurised Fluidised Bed Combustion (trycksatt fluidiserad bädd)
RDF	Refuse derived fuel (utsorterat avfall)
RTF	Returträ
RVF	Svenska RenhållningsverksFöreningen
SFA	Sopförbränningsanläggning
SIG	Statens geotekniska institut
SNCR	Selective Non-catalytic Reduction (selektiv icke katalytisk reduktion)
SP	Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut
SYSAV	Sydvästra Skånes Avfallsbolag
TS	Torrsubstans
VTI	Statens väg- och transportforskningsinstitut

Begrepp

Begrepp för provtagning och analyser förklaras i bilaga 3

Diffusionsstyrd utlakning

Ytutlakning, uttransporten genom diffusion dominerar över uttransporten genom flöde.

Microtox	en typ av toxicitetstest
Monolit	gjuten kropp
Spårämne	ämne i låga koncentrationer

Förord

Föreliggande rapport - Energiaskor för väg- och anläggningsändamål, miljöaspekter - har utarbetats av Maria Carling, SGI och Anna-Karin Hjalmarsson, ÅF-Energikonsult på uppdrag av EFO Energiaskor AB, vars arbetsgrupp har bestått av;

Sam Bohman Eskilstuna Energi & Miljö AB

Bert-Ola Bruce Västerås Energi och Vatten AB

Bo Dagert EFO AB

Åke Eriksson Tekniska Verken i Linköping AB

Göran Jonsson Norrköping Miljö och Energi AB

Jan Kroppegård (Johansson) Sundsvall Energi AB

Anneli Megner Birka Teknik och Miljö AB

Bo Skoglund Örebro Energi AB

Håkan Westas Uppsala Energi AB

Bengt Westergård Söderenergi AB, sammankallande

Arbetsgruppen har givit underlag till rapporten.

För att bevaka de tekniska och miljömässiga aspekterna på energiaskor för väg- och anläggningsändamål har en speciell referensgrupp tillsatts som bestått av;

Tor Borinder Naturvårdsverket

Åke Knutz Vägverket

Jan Rogbeck SGI

Dessa har också deltagit i ordinarie sammanträden.

0 Sammanfattning

På uppdrag av EFO Energiaskor AB har ÅF-Energikonsult Stockholm AB tillsammans med Statens Geotekniska Institut undersökt miljöpåverkan från användning av olika material för väg- och anläggningsbyggnad, där främst olika naturmaterial har jämförts med energiaskor. Med energiaskor avses de restprodukter som bildas vid förbränning i anläggningar som producerar fjärrvärme och el. Totalt produceras närmare en miljon ton energiaskor i Sverige, varav företagen inom EFO Energiaskor producerade knappt hälften under 1996. Miljöpåverkan har studerats för hela kedjan från produktion till användning som väg- eller anläggningsmaterial.

I Sverige har hittills inte kriterier tagits fram på vilken utlakning eller vilket metallinnehåll i askor som är acceptabelt för olika slags nyttiggörande. Detta beror bl a på att naturmaterial funnits tillgängligt till en låg kostnad. Det finns därför en stor osäkerhet hos de myndigheter som har att bedöma tillståndsärenden när det gäller askor till vägbyggnad. Resultatet från denna rapport bör kunna användas som underlag för att ta fram kriterier för nyttiggörande av energiaskor.

Energiaskor har i Sverige hitintills endast använts i enstaka projekt för väg- och anläggningsändamål. Stabiliserad aska från koleldning har använts för utfyllnad av hamnen i Västerås. Bottenaska från koleldning har i Norrköping använts som fyllnadsmaterial till vägar, parkeringsplatser och hamnutfyllnad. Slaggrus från avfallsförbränning har använts i samband med byggandet av en ny containerterminal i Malmö. Tillstånd har i dessa fall lämnats av tillsynsmyndigheterna för de specifika projekten, vilka har varit länsstyrelser i de aktuella länen.

Internationellt är användningen av energiaskor klart mer utbredd och detta även gäller länder med på flera områden hårda miljökrav som bl a USA, Tyskland, Danmark och Nederländerna.

Vid en miljömässig karakterisering av produkterna undersöks vanligtvis totalhalten av olika ämnen i ett material, hur stor del av ämnena som är lakbara och hur utlakningsförloppet ser ut. En sådan karakterisering har genomförts på askor från olika anläggningar inom EFO Energiaskor. Kompletterande analyser har utförts på naturmaterial. Tester har även genomförts i syfte att bestämma innehållet av organiska ämnen och toxiciteten hos materialen. Prov har tagits ut från förbränning av olika bränslen, kol, torv, biobränsle och från sameldning av olika bränslen samt i olika typer av anläggningar. Jämförelse görs även med resultat från tidigare undersökningar.

Emissionerna från framställning av material för anläggningsändamål kan variera mellan specifika väg- eller anläggningsprojekt beroende på att förutsättningar varierar och att olika typer av utrustning används. Transportavståndet har givetvis stor betydelse för emissioner från transporter. Förutsättningarna är inte desamma i alla typer av projekt och kan också vara olika beroende på om det gäller naturmaterial eller energiaskor. De projekt som är troligast för energiaskor är i närheten av eller i tätorter nära förbränningsanläggningen där energiaskorna produceras. Transportavståndet för energiaskor i dessa projekt blir då ofta kortare än för naturmaterial. I vägbyggnadsprojekt utanför tätorter blir förhållandet det omvända. Emissionerna från produktion och transport av naturmaterial kan bli högre än från energiaskor.

Jämförelse av miljöpåverkan från användning mellan naturmaterial och de energiaskor som ingått i denna studie visar att det finns askor som har lika eller bättre miljöegenskaper än naturmaterial. Det gäller både med avseende på tillgänglig mängd (totalt utlakbart) samt utlakade mängder i ett kortare perspektiv av de tungmetaller som analyserats i detta projekt. Det finns dock även askor som troligtvis är mindre lämpliga för nyttiggörande.

Att avsättningsområdet för energiaskor är främst inom anläggningens närområde medför att användningen av energiaskor främst kommer att ske inom urbaniserade områden för utfyllnings-, gatubyggnads- eller vägändamål. Askorna bör läggas under hårdgjorda ytor, vilket i hög grad reducerar lakvattenproduktionen.

Ytterligare en aspekt att ta hänsyn till vid bedömning av den totala miljöpåverkan är det faktum att användning av energiaska i stället för naturmaterial innebär ett minskat uttag av

naturresurser. Intresset för att hushålla med naturresurser står delvis i konflikt med intresset att skydda miljön mot den påverkan en användning av energiaskor innebär. Alternativet till användning av energiaskor inom väg- och anläggningsprojekt är i de flesta fall deponering. Beträffande miljöbelastningen från energiaskor som deponeras kommer i det långa tidsperspektivet alla lakbara ämnen att lämna en deponi oavsett vilka skyddsåtgärder som vidtas. Jämförs detta med att energiaskor används för väg- eller anläggningsändamål, innebär detta att det i princip endast är ett val av lokalisering. De frågeställningar som då uppkommer gäller vilka halter som uppstår och hur stora mängder som omgivningen totalt kommer att belastas med.

Eftersom många faktorer har betydelse för den totala miljöpåverkan från användning av restprodukter, är det svårt att göra en bedömning som gäller för alla fall. Därför skall en miljökonsekvensbeskrivning eller miljöbelastningsberäkning göras för varje enskilt fall vid användning av energiaskor. Föreliggande rapport beskriver översiktligt metodiken för en sådan miljöbelastningsberäkning. Den ger också exempel på miljöpåverkan för olika delsteg med varierande förutsättningar. Rapporten kan tjäna som underlag vid beskrivningar av miljöpåverkan i ett enskilt fall.

I avsaknad av verkliga försök med olika slags energiaskor, med undantag för bottenaska från koleldning på rooster, föreslås med utgångspunkt från resultaten i denna utredning att ett antal mindre försök genomförs med i första hand de mest lämpade materialen.

Lämpligheten hos de askor som undersökts i denna studie för prov i anläggningsprojekt sammanfattas i Tabell 0.1. Analysresultaten som tagits fram i denna studie bygger på prov tagna vid några enstaka tillfällen. Det är viktigt att komma ihåg att bränslets sammansättning och därmed innehåll av tungmetaller varierar. Tungmetallinnehållet kan till exempel variera mycket mellan olika kolsorter så väl som mellan olika torvsorter. I askan från träeldning i CFB ingår en mindre andel returträ (kreosotimpregnerat trä), som kan innehålla föroreningar i varierande utsträckning. Egenskaperna hos de askor som i Tabell 0.1 anges som tveksamma kan förbättras genom stabilisering eller annan behandling och kan då bli lämpliga för anläggningsprojekt.

<i>Energiaskor</i>	<i>Lämplighet för att provas i anläggningsprojekt</i>
Bottenaska från koleldning på roster	Kan användas
Rökgasreningprodukt från kolpulvereldning	Kan användas
PFBC-aska	Kan användas
Bottenaska från kol och gummi på roster	Bör kunna användas ¹⁾
Rökgasreningprodukt från torv- och träpulver	Kan användas
Flygaska från förbränning av torv och trä i CFB	Tveksamt ^{2) 3)}
Flygaska från torvpulver och beckolja	Bör kunna användas ⁴⁾
Flygaska från beckolja	Tveksamt ³⁾

- 1) beror på andelen gummi
- 2) beror på andelen returträ (kreosotflis)
- 3) behandling kan göra askan lämplig för användning
- 4) beror på andelen beckolja

Tabell 0.1 Lämpligheten hos energiaskor, som ingått i denna studie, för att provas i anläggningsprojekt.

Försöken bör inledningsvis genomföras på sådana mindre vägar, parkeringsplatser m m där risken är liten för att skyddsvärd miljö (vatten och mark) påverkas. I försöken följs storleksordningen av utlakning och övrig eventuell miljöpåverkan upp.

1 Inledning

På uppdrag av EFO Energiaskor AB har ÅF-Energikonsult Stockholm AB tillsammans med Statens Geotekniska Institut (SGI) undersökt miljöpåverkan från användning av olika material för vägbyggnad. De material som har undersökts är naturmaterial; såsom morän, bergkross och naturgrus; energiaskor och övrigt material som betongkross, hyttsten och gruvavfall. Med energiaskor avses de restprodukter som bildas vid förbränning i anläggningar som producerar fjärrvärme och el. Miljöpåverkan har studerats för hela kedjan från produktion av materialet till användning som vägmateriäl. Kedjan har delats in i produktion eller framställning av fyllnadsmateriäl till vägbyggnad, transporter av materialen, övrig hantering (lagring), utläggning och användning.

I dagens samhälle ökar kraven på att i möjligaste mån kretsloppsanpassa verksamheter. I detta ingår även att hushålla med naturresurser. Därför bör man eftersträva att recirkulera avfall och restprodukter. Det produceras för närvarande närmare en miljon ton restprodukter från förbränning för fjärrvärme- och elproduktion per år i Sverige. Dessa askor benämns energiaskor och större delen går idag till deponering. Ett flertal undersökningar har kommit till slutsatsen att många energiaskor är väl lämpade att användas som fyllnadsmateriäl vid vägbyggen. Flera testvägar har byggts i landet. Alla askor är dock inte lämpliga som vägmateriäl. Det finns även andra användningsområden för energiaskor. Rapporten behandlar inte tekniska egenskaper för de olika materialen.

Landets totala årliga uttag av sand, grus och berg uppgår till cirka 87 miljoner ton. Av denna mängd går i storleksordningen 50 % till väg- och gatubyggnad och cirka 20 % till andra fyllnadsändamål.

Internationellt används energiaskor i större utsträckning än i Sverige. I bland annat Holland och Danmark finns fastställda krav avseende miljöegenskaperna vid användning av energiaskor, t ex kolaskor. I denna rapport behandlas enbart svenska förhållanden.

Syftet med rapporten är att redovisa och jämföra miljöegenskaper mellan traditionella fyllnadsmateriäl vid väg- och anläggningsprojekt, som morän, naturgrus och bergkross med lämpliga energiaskor från förbränning av kol, torv, träbränslen och avfall.

EFO Energiaskor AB består av följande företag: Sundsvall Energi AB, Uppsala Energi AB, Tekniska Verken i Linköping AB, Söderenergi AB, Eskilstuna Energi & Miljö AB, Örebro Energi AB, Stockholm Energi AB, Norrköping Miljö och Energi AB och Västerås Energi och Vatten AB. Totalt producerade medlemmarna i EFO Energiaskor cirka 400 000 ton energiaskor under 1996. Av dessa återfördes cirka 1 000 ton biobränsleaska till skogen, cirka 16 000 ton kolaska användes för anläggningsändamål och resterande mängd deponerades.

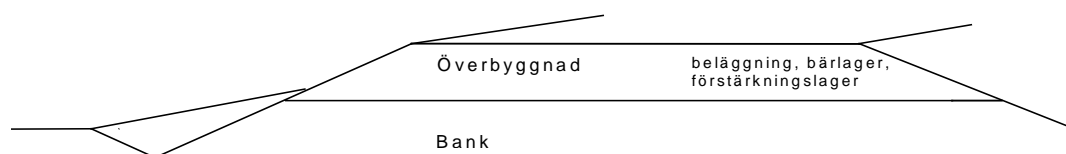
Rapporten inleds med en allmän beskrivning av olika väg- och anläggningsmateriäl som dels används i dag och dels kan vara tänkbara i framtiden. Därefter beskrivs miljöpåverkan från framställning av materiäl genom sprängning, schaktning, lastning, transport, krossning och siktning. Vidare genererar transporter och i förekommande fall mellanlagring miljöpåverkan. Slutligen innebär själva användningen en miljöpåverkan. Avslutningsvis behandlas kvalitetssäkring och förslag till uppföljning vid användning av askor som väg- och anläggningsmateriäl. Inom ramen för projektet har ingått att ta ut nya askprov och genomföra analyser på de olika typerna av askor som beskrivs samt vissa av de övriga materialen. Jämförelser med tidigare utförda analyser och publicerat materiäl ingår också.

2 Energiaskor för väg- och anläggningsprojekt

2.1 Allmänt

Vägverket ansvarar för 25 % av vägnätet i Sverige, medan 15 % av den totala vägsträckan i Sverige har en kommunal väghållare. Resterande del av vägnätet (60 %) har en enskild väghållare.

På Vägverkets vägar går en stor del av den tunga trafiken. Trafikbelastningen är en av de parametrar som i stor utsträckning påverkar kraven på vägbyggnadsmaterialet. Material till vägar med hög trafikbelastning måste därför ha mycket goda tekniska egenskaper. Andra faktorer som påverkar kraven på vägmaterial är vägens standard och beläggningstyp.



Figur 2.1 Exempel på väggropp i genomskärning.

I Figur 2.1 ges exempel på en väggropp i genomskärning. Ju högre upp i väggroppen ett material befinner sig, desto större krav ställs på det på grund av att påkänningarna blir större. Vilka krav som ställs på material för vägar som byggs i Vägverkets regi finns angivet i VÄG 94.

Sammantaget innebär detta att energiaskor inledningsvis bör användas som mindre kvalificerat material, dvs de bör provas på mindre vägar och långt ned i vägkonstruktionen. På det sättet kan erfarenhet samlas kring användning av energiaskor i vägar, samtidigt som konsekvenserna blir små om materialet inte fungerar tillfredsställande.

Vad gäller miljöeffekter spelar det i princip mindre roll var i väggroppen materialet läggs. Det som är av betydelse för miljöeffekterna är lagrets tjocklek, typ av beläggning och om materialet ligger över eller under vatten, se vidare kapitel 7, Miljöpåverkan från användning. Att olika material har olika densitet har också betydelse för utlakningsförloppet och därigenom på miljöbelastningen. Utlakningen styrs i stor utsträckning av vattenomsättningen, dvs hur mycket vatten som kommer i kontakt med en viss mängd material. Det innebär att för material med olika densitet är det inte bara den för utlakning tillgängliga mängden föroreningar som är intressant utan också hur stor mängd material som används i ett anläggningsprojekt. Det betyder att för två material med olika densitet, men med samma tillgängliga mängd av ett visst ämne (uttryckt i mg/kg material), kommer utlakningen för samma volym material att bli högre för det tyngre materialet.

Förutom som vägbyggnadsmaterial kan energiaskor användas som fyllningsmaterial. Med fyllningar avses här i princip alla former av utfyllnader, alltifrån vägbankar och andra ytor med

förhållandevis höga krav på bärighet och beständighet, till utfyllnader där inga särskilda krav ställs, typ insyns- och bullervallar.

Många utfyllnader har lägre krav på den färdiga ytans beskaffenhet än vad som gäller för bär- och förstärkningslager enligt VÄG 94. För fyllningar som ska tjäna som upplagsytor inom t ex industri- eller hamnområden är materialkraven många gånger låga och kostnaden den avgörande faktorn. Parkeringsplatser och hamnutfyllnader är exempel på objekt där restprodukter använts som fyllningsmaterial i stället för naturmaterial.

2.2 Exempel på användning

Energiaska från det kolpulvereldade kraftvärmeverket i Västerås har använts för utfyllnad av hamnen i Västerås. Cefyll, som är en blandning av flygaska, avsvavlingsprodukt, cement och vatten, tillverkades vid Västerås kraftvärmeverks blandningsstation och pumpades sedan ner till hamnen. Utfyllnaden skedde innanför en spont. Sponten tätades ytterligare med hjälp av ett geomembran. Utfyllnaden pågick mellan 1994 och 1996. Totalt användes cirka 47 500 ton färdig Cefyll, varav cirka 28 000 ton restprodukter. Den horisontala ytan av fyllningen är cirka 6 000 m², se Figur 2.2.



Figur 2.2 Utfyllnad av hamnen i Västerås.

Tillstånd enligt miljöskyddslagen erhöles 1994 av Länsstyrelsen för användningen i Västerås. Miljökonsekvensbeskrivningen visade att miljöpåverkan blev mindre än alternativet att deponera. Kontroll enligt kontrollprogram har genomförts.

I ett tillstånd från Länsstyrelsen enligt miljöskyddslagen, beslut från 1992-09-09, äger Norrköpings Energi AB (numera Norrköping Miljö och Energi AB) rätt att utnyttja kolbottenaska som fyllnadsmaterial inom Norrköpings tätort. Användningen av aska som fyllnadsmaterial innebär att motsvarande kvantiteter av naturmaterial kan sparas för andra ändamål. Aska produceras nära de tänkta förbrukningsställena, vilket medför minskat transportbehov. I tillståndet fastställs villkor för nyttiggörandet av askan. Det finns även kontrollprogram som reglerar verksamheten genom provtagning, analys genom laktester, journalföring samt rapportering till Länsstyrelse och tillsynsmyndighet.

Totalt har 511 000 m³ bottenaska från koleldning på rost vid Händelöverket använts för utfyllnadsändamål till och med 1996. Av dessa användes 82 000 m³ som lätt fyllningsmaterial i samband med utbyggnaden av E4 strax norr om Norrköping. Askan har även använts för bankfyllningar i samband med anläggandet av ett par trafikplatser. Genom utnyttjandet av aska har behovet av förstärkningsåtgärder kunnat minskas.

För övrigt har askan använts för mindre vägar, parkeringsplatser och hamnutfyllnad. Exempel på hamnutfyllnad är Valdemarsviks hamn, där cirka 10 000 m³ aska från Norrköping har använts, se Figur 2.3. Askans låga densitet kunde utnyttjas.



Figur 2.3 Bottenaska från koleldning på rooster används som lättfyllningsmaterial i Valdemarsviks hamn (foto J. Rogbeck).

I Linköping har restprodukter från PFBC använts som förstärkningslager i en mindre industriväg. En mix av bäddmaterial och cyclonaska härdades och krossades sedan i en konventionell bergkrossanläggning. Vägen byggdes 1988 och de uppföljningar som skett indikerar att materialet fungerar till full belåtenhet.

Aska från avfallsförbränning i form av slaggrus har använts sedan 1983 vid anläggning av vägar på SYSAVs deponi i Spillepeng. Cirka 45 000 ton av SYSAVs slaggrus har använts till egna vägar. Den första storskaliga och kommersiella användningen av slaggrus i Sverige var i SJs nya kombiterminal i Malmö. Slagggruset har där använts som fyllningsmaterial. Totalt 40 000 m³ slaggrus användes till terminalen som ersättning för naturgrus. Naturgrus är idag en bristvara i

Skåne, framför allt i Malmöregionen (RECYCLING, 1997), se bilaga 4. Ett kontrollprogram finns för uppföljning.

2.3 Internationell erfarenhet

Internationellt är användningen av energiaskor i olika anläggningssammanhang mycket vanligare än i Sverige (Hartlén et al, 1996). I Tabell 2.1 sammanfattas några områden där askor från kolförbränningen använts.

<i>Flygaska</i>	<i>Bottenaska</i>
Cement-, betongindustri Råmaterial till skumbetong Bindemedel i asfaltbetong Artificiella aggregat, "syntetiskt grus" Fyllning Bärlager Förstärkningslager Stabilisering av jord	Fyllning Förstärkningslager

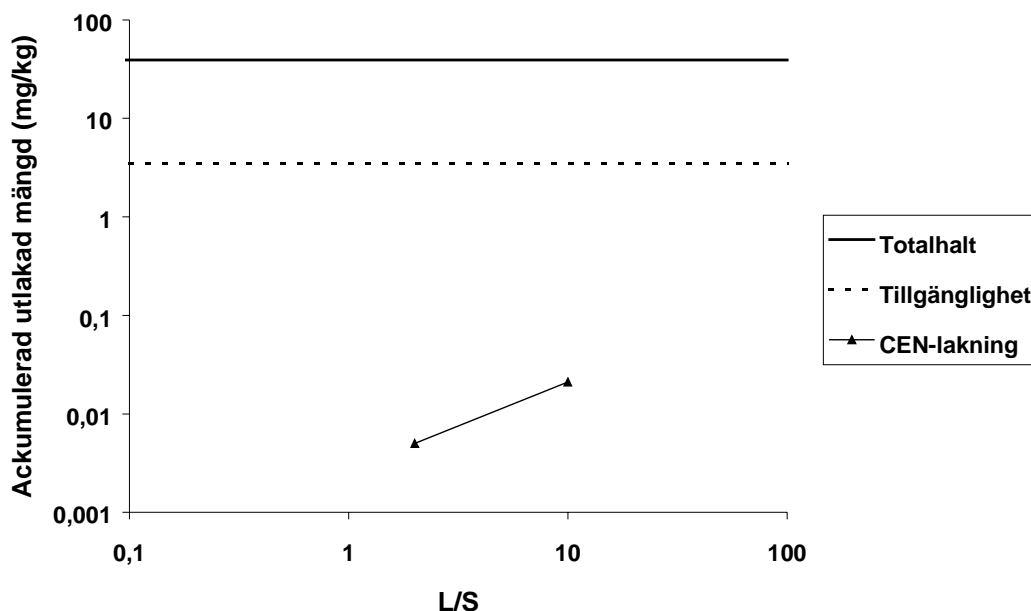
Tabell 2.1 Exempel på användningsområden för aska från kolförbränning

I många länder, däribland Holland, Danmark och Tyskland, finns också olika typer av förordningar som reglerar användningen av restprodukter. SGI har på uppdrag av Vägverket gjort en sammanställning av internationella erfarenheter kring användning av restprodukter i vägbyggnad. I sammanställningen ingår också en översiktlig beskrivning av krav som ställs i andra länder vid användning av bl a energiaskor. Arbetet kommer sannolikt att publiceras under 1998.

3 Beskrivning av några olika anläggningsmaterial

För att kunna använda ett material, vare sig det är fråga om naturmaterial eller restprodukt, vid byggande av till exempel vägar krävs att det har lämpliga tekniska egenskaper för ändamålet och att dess påverkan på miljön kan accepteras. Båda dessa förutsättningar är var för sig avgörande, men också delvis beroende av varandra. Exempel på materialtekniska egenskaper som är av betydelse för konstruktionsmaterial är kornfördelning, densitet, permeabilitet, hållfasthet, bärrighet liksom materialets packningsegenskaper. Dessa behandlas dock ej i denna rapport.

De miljömässiga egenskaperna bestäms genom en sk miljömässig karakterisering. Vid en miljömässig karakterisering undersöks vanligtvis totalhalten av olika ämnen i ett material, hur stor del av de olika ämnena som är lakbara och hur utlakningsförloppet ser ut. Vanligtvis är endast en mindre del av den totala mängden av ett ämne tillgängligt för utlakning, även på mycket lång sikt. Hur utlakningsförloppet ser ut i ett kortare tidsperspektiv kan man få en uppfattning om genom skak- eller kolonnförsök (t ex CEN-test). I Figur 3.1 görs en principiell jämförelse mellan den totala halten av ett ämne, hur stor del av ämnet som är lakbart och utlakningsförloppet i ett kortare tidsperspektiv. L/S kan omräknas till en tidsskala.



Figur 3.1 Förhållandet mellan totalhalt, lakbar mängd och utlakad mängd (utlakningsförloppet), principiellt.

De metoder som använts vid den miljömässiga karakteriseringen av olika energiaskor och naturmaterial inom ramen för detta projekt beskrivs närmare i Bilaga 3. Karakteriseringen följer huvudsakligen de rekommendationer för karakterisering av avfall som Naturvårdsverket (1996a) ger i sitt förslag till allmänna råd för deponering. De metoder som föreslås av Naturvårdsverket är i olika hög grad etablerade metoder. När det gäller bestämning av innehållet och utlakning av organiska ämnen saknas idag standard eller förslag till standard. Naturvårdsverket förlår att screening-analyser (dvs översiktliga analyser av en ämnesgrupp) av organiska ämnen utförs vid avfallskaraktisering. I projektet har därför EGOM- och EOX-analyser utförts. EGOM-analys innebär analys av den totala mängden organiska ämnen som går att extrahera med aceton. EOX-analys anger mängden halogenerade substanser som går att extrahera. För att bestämma toxiciteten har Microtox-test utförts på fast material och lakvatten från lakförsök. Det finns mycket liten erfarenhet av att utföra toxicitetstest på avfall/restprodukter, och resultaten från Microtox-test på fast material visade sig vara svårtolkade. En av anledningarna var att

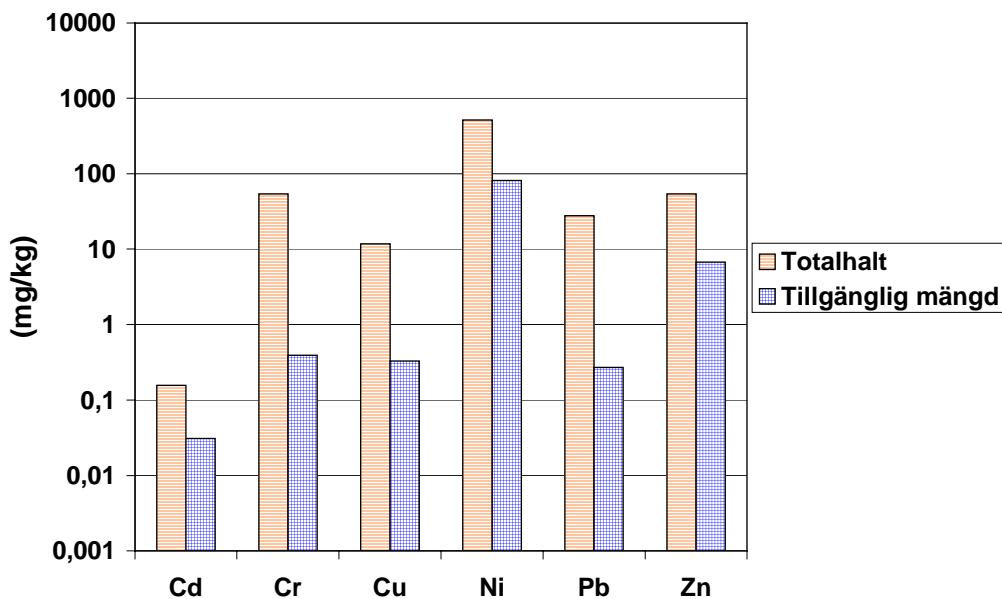
materialen sinsemellan var mycket olika, bl a med avseende på kornstorleksfördelning, torrsvikt och organiskt innehåll. Resultaten från toxicitetstest på lakvatten var lättare att utvärdera.

3.1 Asfalt

Vid underhåll av beläggningsytor rivs asfalt upp. Asfalt tas även bort i samband med att gator och vägar grävs upp vid ombyggnad och för olika typer av installationer. Asfaltåtervinning kan delas in i varmblandad och kallblandad teknik. I princip kan den återvunna asfalten antingen användas som material till slitlager eller som bärlagermaterial. Mest kostnadseffektivt är att återvinna asfalt till slitlager. Inom Vägverket är asfaltåtervinning den klart dominerande typen av återvinning. Under 1997 återvann Vägverket 92 % av all asfalt (Knutz, 1998).

Det finns få studier på hur mycket tungmetaller och organiska ämnen som lakar ut från asfalt. Till skillnad från flertalet material som behandlas i denna rapport, kan man förvänta sig att utlakningen från asfalt med stor sannolikhet är diffusionsstyrd, dvs sker som ytutlakning.

I Figur 3.2 redovisas några resultat från bestämning som gjorts inom ramen för detta projekt av totalhalt och tillgänglig mängd tungmetaller för utlakning i gammal asfalt (se bilaga 2 för definition av material).



Figur 3.2 Totalhalt och tillgänglig mängd hos asfalt.

CEN-läkning för att bestämma den tidsberoende utlakningen har inte gjorts på asfalt, eftersom materialet kan antas laka ut genom ytutlakning.

Även analys av organiska ämnen (EGOM- och EOX-analys samt analys av PAH) och toxicitetstest har utförts på asfalt. Analyserna som utförts i detta projekt innebär en bestämning av 16 olika polyaromatiska föreningar (PAH). Resultaten redovisas i Tabell 3.1. En jämförelse av resultaten med Naturvårdsverkets gradering av påverkan (Naturvårdsverket, 1996c) visar på en måttlig föroreningspåverkan med avseende på EGOM och en stor föroreningspåverkan med avseende på EOX. Analys av PAH ger värden som i många fall överskrider uppmätta bakgrundshalter i urban jord (Naturvårdsverket, 1997a). Halten cancerogena PAH överskrider de generella riktvärdena för förorenad mark (Naturvårdsverket, 1997b). Jämförelsen med riktvärden och påverkansgrad för förorenad mark är dock inte helt relevant när det gäller användning av restprodukter.

	<i>Asfalt</i>
Total mängd organiska ämnen som går att extrahera med aceton, EGOM (mg/kg TS)	25
Extraherbar mängd halogenerade substanser, EOX (mg/kg TS)	3,1
Polyaromatiska kolväten, PAH (mg/kg TS)	<0,1-9,1*

*Av 16 undersökta PAH ligger alla utom naftalen och acenaftylen över detektionsgränsen.

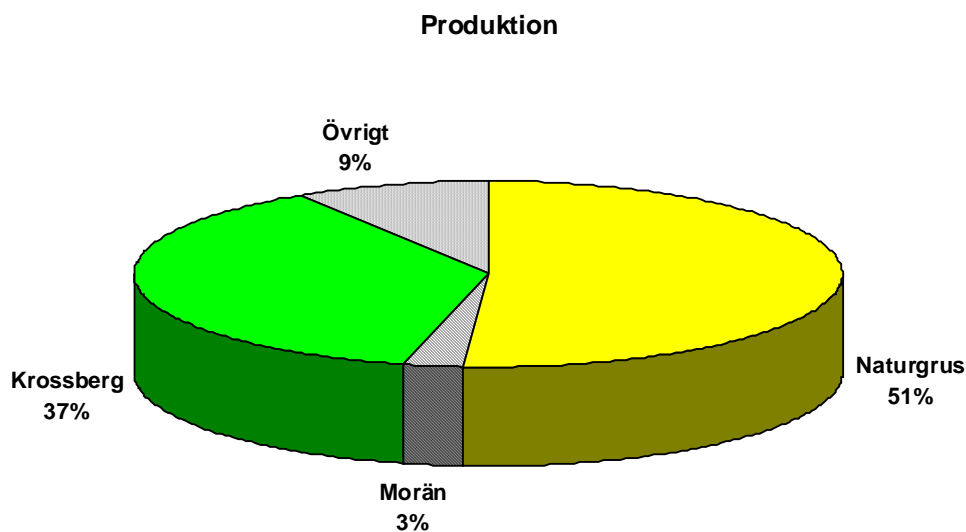
Tabell 3.1 Resultat från analyser av organiska ämnen hos asfalt.

Även toxicitetstest (Microtox) har utförts på lakvatten från asfalt inom ramen för EFO-projektet. Resultatet visar på en måttlig toxicitet. Observera dock att endast ett prov har testats.

3.2 Naturmaterial

I samband med vägbyggande tas naturresurser i anspråk, bl a i form av sand, grus och berg som används som vägbyggnadsmaterial. Det årliga uttaget av sand, grus och berg uppskattas till cirka 87 miljoner ton (SGU, 1996). Mer än hälften av detta utgörs av naturgrus, se Figur 3.3. Merparten (drygt 60 %) av ballastproduktionen används för väg- och gatubyggande.

Figur 3.3 Sveriges produktion av ballast 1995 fördelad på materialslag



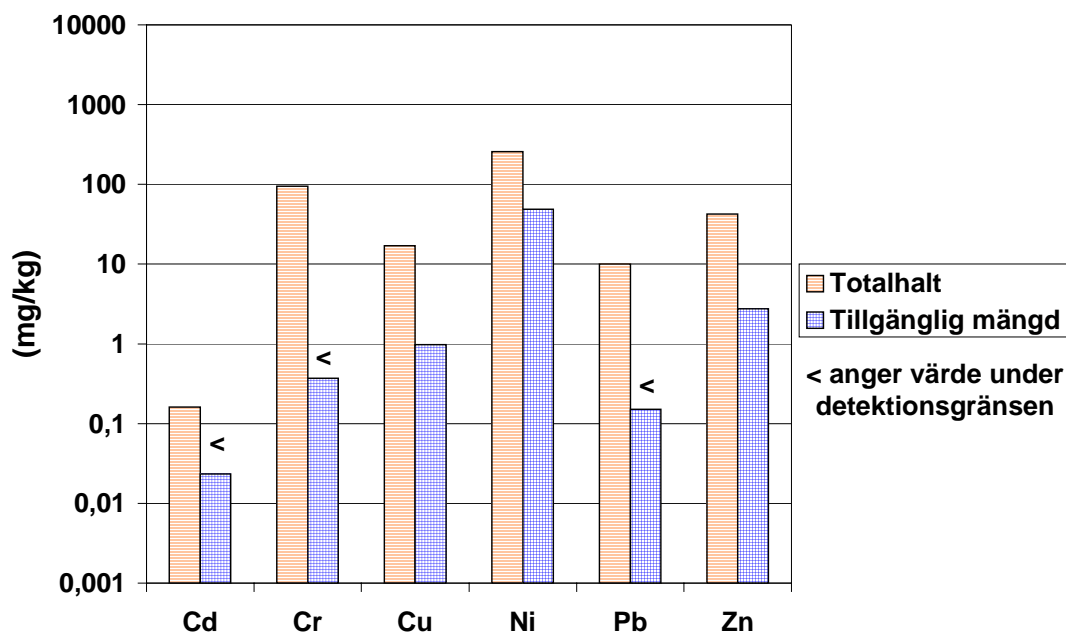
(SGU, 1996).

3.2.1 Morän

Morän är den helt dominerande jordarten i Sverige. Närmare 70 % av jordarterna i markytan består av morän. Trots den goda tillgången utgör morän endast 3 % av den årliga ballastproduktionen. År 1995 producerades 2,6 miljoner ton morän som ballast (SGU, 1996).

I första hand är det de grova moränerna som kan komma i fråga som vägbyggnadsmaterial. För att i ökad omfattning kunna använda morän som alternativ till naturgrus har Vägverket utarbetat en metod för att identifiera moräner med lämplig sammansättning för vägbyggnad (Vägverket, 1996a).

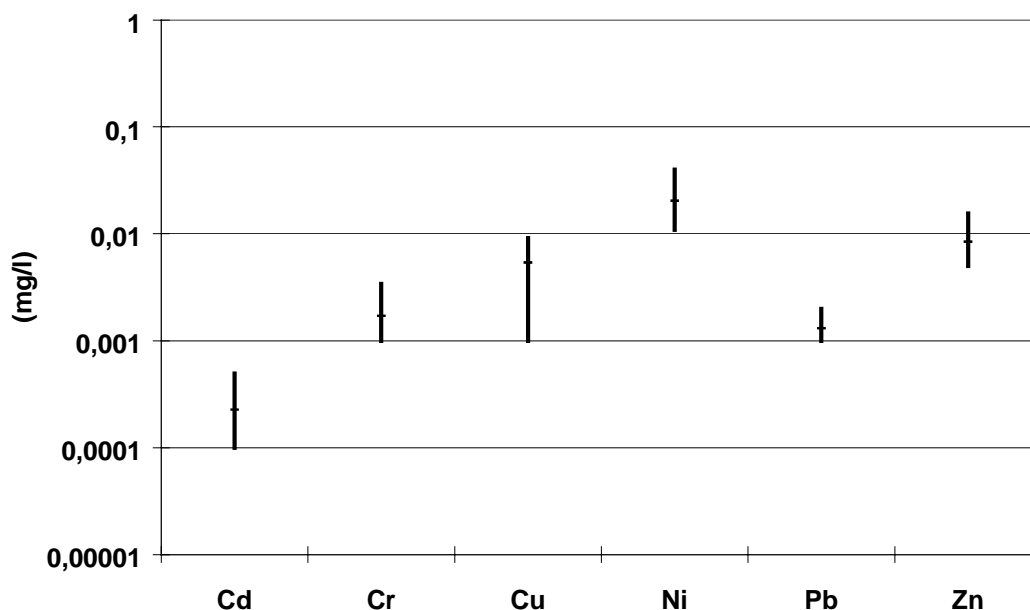
Miljömässig karakterisering av morän har bland annat utförts i ett examensarbete av Kälvesten (1996). Ett fåtal andra data på morän finns i SGI:s lakvattendatabank. I Figur 3.4 presenteras totalhalter och tillgängligt utlakbar mängd av tungmetaller hos morän. Ur figuren framgår att det endast är en liten del av totala halten tungmetaller som är tillgänglig för utlakning även på lång sikt.



Figur 3.4 Totalhalt (medelvärde av fem prover) och tillgänglig mängd (medelvärde av sex prover) hos morän (delvis baserad på Kälvesten, 1996; SGI:s lakvattendatabank).

Lakförsök visar att utlakningen av de flesta ämnen går långsamt.

Totalhalt, tillgänglig mängd och lakvattenhalter varierar mellan olika prov av morän. Flest analyser har utförts på lakvatten vid L/S2 (där lakvattnet framställts enligt standardiserad metod). I Figur 3.5 redovisas hur utlakningen mellan olika prov av morän kan variera. I kapitel 7 redovisas även variationen av tillgänglig mängd.



Figur 3.5 Morän. Lakvattenhalter vid L/S2.

Analys av organiska ämnen samt toxicitetstest har utförts på morän inom ramen för detta projekt. Resultaten visar att av de undersökta organiska parametrarna är halterna låga, i nivå med bakgrundshalten eller under detektionsgränsen. Lakvatten från det undersökta provet uppvisade en låg toxicitet.

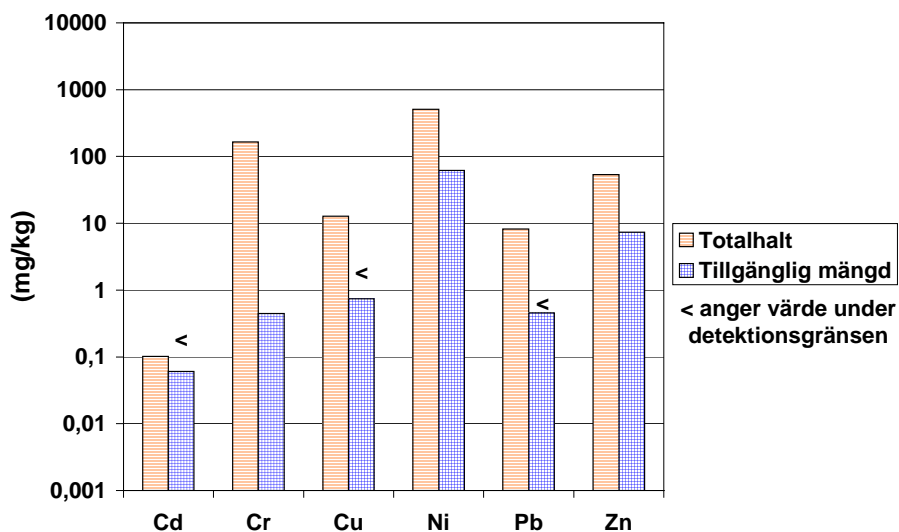
3.2.2 Bergkross

Till skillnad från många andra länder i Europa har Sverige god tillgång på lämpligt krossberg. Den svenska berggrunden består till största delen av kristallina bergarter av varierande kvalitet. I regioner med sedimentär berggrund, t ex Öland, Gotland, Skåne, Närke, Östergötland och fjällregionen, är dock berggrunden många gånger inte lämplig att använda som ballastmaterial.

För att få öppna en täkt krävs tillstånd enligt Naturvårdslagens §18 med länsstyrelsen som tillståndsgivande myndighet. Om produktionen överstiger 25 000 ton per år, krävs dessutom en prövning enligt miljöskyddslagen.

År 1995 producerades totalt i Sverige 32 miljoner ton bergkross. Det innebär att bergkross utgör mer än 37 % av den totala ballastproduktionen. I områden där naturgrus är en bristvara är andelen krossat berg högre.

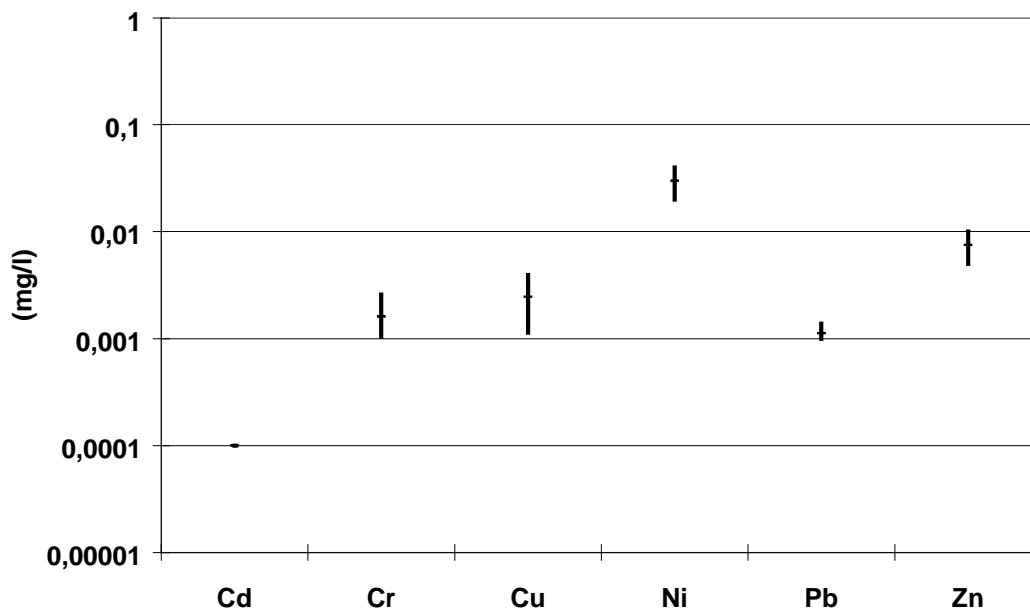
Totalhalter och tillgänglig utlakbar mängd av tungmetaller hos bergkross redovisas i Figur 3.6. Det är endast en liten del av den totala halten tungmetaller som är tillgänglig för utlakning även på lång sikt, vilket framgår av figuren. Mindre än 0,3 % av den totala mängden kross är till exempel tillgängligt för utlakning.



Figur 3.6 Totalhalt (medelvärde av fyra prover) och tillgänglig mängd (medelvärde av sex prover) hos bergkross (delvis baserad på Kälvesten, 1996).

Tidigare lakförsök visar att utlakningen från bergkross i allmänhet går långsamt.

För både fast material och lakvatten gäller att halterna av olika ämnen varierar naturligt mellan olika bergkrossprov. Flest analyser finns gjorda av halterna i lakvatten vid L/S2. För att visa på variationen redovisas i Figur 3.7 lakvattenhalterna i de bergkrossprov som studerats vid SGI.



Figur 3.7 Bergkross. Lakvattenhalter vid L/S2.

Inom ramen för detta projekt har analys av organiska ämnen gjorts. Resultaten visar att av de undersökta organiska parametrarna är halterna låga, i nivå med bakgrundshalten eller under detektionsgränsen. Toxiciteten i lakvatten från bergkross har undersökts med hjälp av Microtox-test. Resultaten visar på små effekter (låg toxicitet).

3.2.3 Naturgrus

Med naturgrus avses sten, grus och sand som kommer från naturligt sorterade jordarter dvs jordmaterial som med hjälp av vatten eller vind har transporterats, sorterats efter kornstorlek och därefter avlagrats. Jordarternas bildningssätt kan variera från olika typer av isälvsavlagringar och svallavlagringar till älvsediment eller vindavlagringar. Till största delen förekommer naturgrus i form av isälvsavlagringar (t ex rullstensåsar).

Grustillgångarnas storlek och kvalitet varierar kraftigt. I vissa regioner, bl a Västkusten, västra Skåne och stora delar av ostkusten, är naturgrus redan idag en bristvara. Utnyttjandet av naturgrus begränsas också av att många åsar är skyddsvärda ur vattenförsörjningssynpunkt eller med hänsyn till natur- och kulturvårdsintressen.

År 1995 producerades i hela landet cirka 45 miljoner ton naturgrus. Andelen naturgrus har under perioden 1984-1995 sjunkit från 82 till 51 % av den totala ballastproduktionen (SGU, 1996).

Någon miljömässig karakterisering finns inte gjord på naturgrus. Utlakningen från naturgrus är dock jämförbar med utlakningen från andra naturmaterial som bergkross och morän.

3.3 Energiaskor

Restprodukter som uppkommer vid förbränning för fjärrvärme- och elproduktion benämns energiaskor. Energiaskornas sammansättning och egenskaper beror till stor del på vilket bränsle som används, men även andra faktorer såsom eldningsteknik, förbränningsbetingelser och rökgasrening påverkar askorna. Askor kan indelas i olika grupper beroende på bränsle, eldningssätt och asktyp enligt Tabell 3.2.

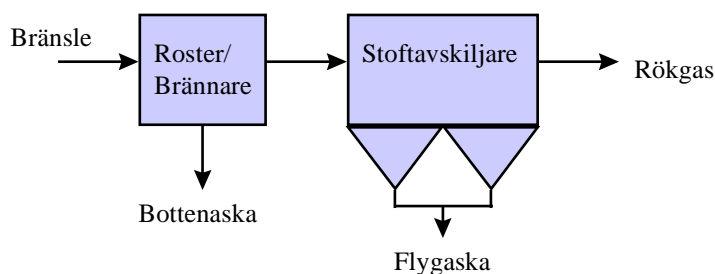
<i>Bränsle</i>	<i>Eldningsätt</i>	<i>Restprodukttyp</i>
Kol Avfall Trädbränslen Torv Övriga bibränslen Övriga fastbränslen	Fluidbädd Roster Brännare Övrigt	Flygaska Bottenaska Bäddaska Rökgasreningsprodukt

Tabell 3.2 Bestämning av asktyper (SS 18 71 10).

Den totala restproduktmängden beror till största delen på askinnehållet i bränslet men även på utbränningsgraden. Askan eller restprodukten från förbränningen faller antingen ut vid förbränningen, som bottenaska eller bäddaska, eller följer med rökgaserna som flygaska och avskiljs med stoftavskiljare. Används rökgaskondensering kan en viss mängd flygaska avskiljas och hamna i kondensatet eller dess reningsprodukt. Olika typer av eldningsätt ger olika typer av restprodukter och varierande andel flygaska.

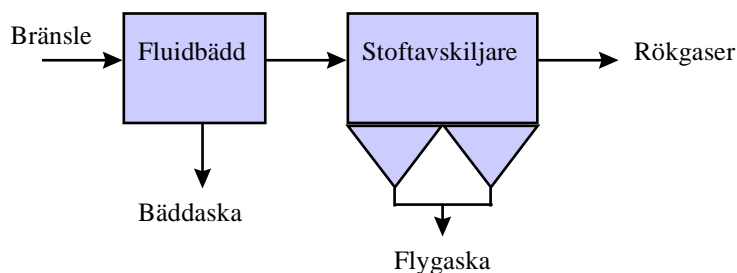
Den vanligaste utformningen av en fastbränsleanläggning är enligt Figur 3.8 med en panna, vanligast roster och en stoftavskiljare (cyklon, elfilter eller slangfilter). Askan som tas ut i botten på panna kallas för *bottenaska*. Den kyls ofta i ett vattenbad och lagras därför i vått tillstånd. Vid förbränning av avfall kallas bottenaskan för slagg. *Flygaskan* avskiljs från rökgaserna med en stoftavskiljare. Den avskilda flygaskan hanteras oftast torrt och lagras torrt. Bottenaska och flygaska lagras oftast separat i containrar eller i silor. Det finns även anläggningar där botten- och flygaska lagras tillsammans.

Vissa anläggningar har selektiv icke-katalytisk reduktion med tillsatts av ammoniak eller urea för att minska utsläppen av kväveoxider, så kallad SNCR. En del av den ammoniaken som inte reagerar, binds i flygaskan.



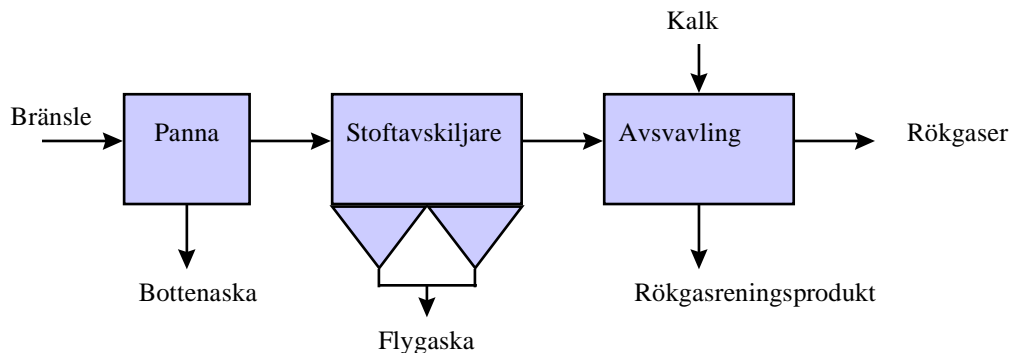
Figur 3.8 Roster- eller pulverpanna med stoftavskiljare.

Förbränning i fluidiserad bädd är vanligt för olika typer av fasta bränslen och blandningar av bränslen. Materialet som tas ut från bädden kallas *bäddaska* och består av en blandning av inertmaterial från bränslet och sand från bädden. Bäddaskan hanteras oftast torrt. Flygaskan avskiljs på samma sätt som för rosterpannor, se Figur 3.9. Vid SNCR binds en viss del ammoniak i askan.



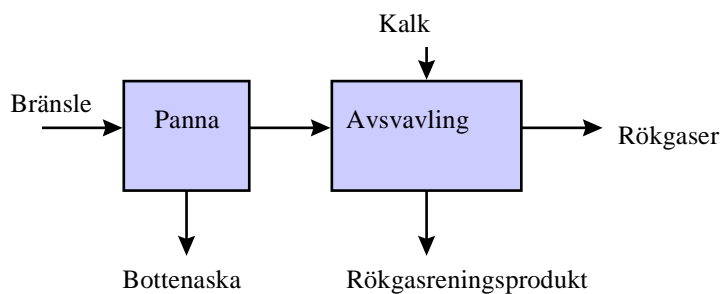
Figur 3.9 Fluidbäddpanna med stoftavskiljare.

För svavelhaltiga bränslen som kol och i vissa fall torv krävs rökgasavsvavling. Förbränning av avfall kräver även rening av andra ämnen såsom klorider. Vanligtvis sätts någon kalkprodukt till rökgaserna för att binda de olika föroreningarna. Restprodukten kallas *rökgasreningsprodukt*. I vissa fall finns en stoftavskiljare för rökgasavsvavlingen, se Figur 3.10. Flygaskan tas då omhand separat och skilt i från avsvavlingsprodukten. I avsvavlingsanläggningen ingår ofta, om det är en våttorr eller torr rening, ytterligare en stoftavskiljare.



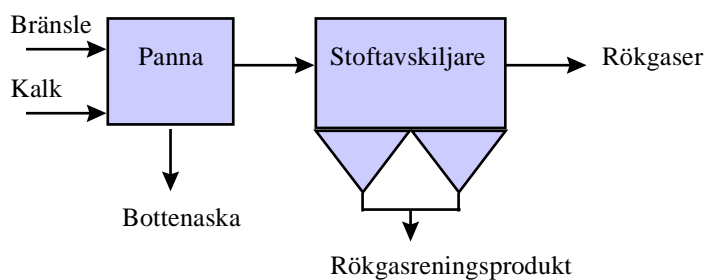
Figur 3.10 Rökgasavsvavling med stoftavskiljare för flygaska.

Om det inte finns någon separat stoftavskiljare före avsvavlingen innehåller rökgasreningsprodukten även flygaska, se Figur 3.11. I dessa anläggningar ingår stoftavskiljning i avsvavlingsanläggningen.



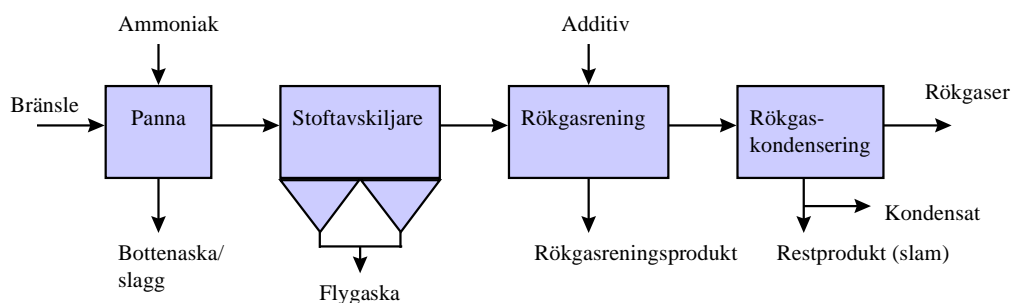
Figur 3.11 Rökgasavsvavling utan separat stoftavskiljare för flygaska.

Avsvavling kan även ske genom tillsats av kalk till eldstaden. Detta sker till exempel i fluidiserade bäddar. Rökgasreningsprodukten som avskiljs i stoftavskiljaren består då av en blandning av flygaska och avsvavlingsprodukt, se Figur 3.12.



Figur 3.12 Rökgasavsvavling med kalktillsats i eldstaden.

Förbränning av avfall sker vanligtvis på i en rosterpanna, men fluidbäddtekniken används även för avfall. Pannorna är vanligt utrustade med mer långtgående rökgasrening än de som beskrivits ovan. I Figur 3.13 ges exempel på en avfallseldad anläggning. Endast bottenaskan/slaggen är aktuell för användning.



Figur 3.13 Exempel på avfallsförbränning med rökgasrening.

Totalt producerade medlemmarna i EFO-Energiaskor cirka 400 000 ton restprodukter under 1996. Av dessa återfördes cirka 1 000 ton biobrännslaska till skogen, cirka 16 000 ton kolaska användes för anläggningsändamål och resterande mängd deponerades. I Tabell 3.3 presenteras askmängder som producerades 1996 av medlemmarna i EFO-Energiaskor AB.

Ägare	Anläggning	Bränsle	Botten/ bäddaska ton/år	Botten/ bäddaska +flygaska, ton/år	Flygaska ton/år	Rökgas- renings- produkt ton/år
Sundsvall Energi	Korstaverket	RDF, ind.kros, bark, spån	1 328		1 778	
Uppsala Energi	KVV, HVC	torv, trä (25 %)	2 800			28 000
	KVV, HVC	kol	640			5 800
	SFA	avfall	45 000			6 000
	Knivsta	trä		600		
Tekniska Verket, Linköping	KVV	kol, gummi	10 000			5 000
	KVV	trä, RTF		10 000		
	Gärstad	avfall	40 000			5 000
Söderenergi	Igelsta, P1	torv, becolja	700			4 800
	Igelsta, P2	torv, becolja	700			5 800
	Igelsta, P3	trä, RTF	2 900			3 400
	Fittjaverket	becolja			100	
Eskilstuna Energi & Miljö	Vattumannen	trä	600		1 504	
Örebro Energi	Åbyverket	trä, kol	500		2 000	
		trä, torv	1 000		8 000	
Stockholm Energi	Värtan	kol	10 100			28 400
	Hässelby	trä, olja	678		1 285	
	Högdalen	avfall	49 932			5 267 8 413
Norrköping Miljö & Energi	Händelö P11	trä	4 300		3 700	
	Händelö P12	kol	5 050		2 250	
	Händelö P13	trä, kol			9 900	
Västerås	Block1,2,4	kol	9 200		12 500	58 800
	Block 3	olja			12	
Summa			185 428	10 600	43 029	164 680

Tabell 3.3 Mängder energiaskor som producerades av medlemmarna i EFO-Energiaskor, 1996.

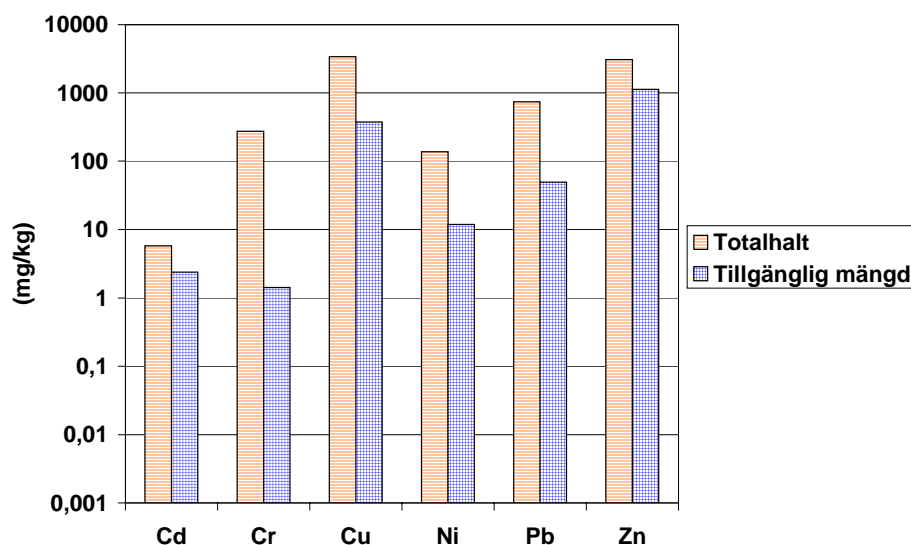
3.3.1 Slaggrus

Drygt 50 % av det svenska hushållsavfallet och cirka 8-9 % av det ej branschspecifika industriavfallet går till förbränning. I Sverige finns för närvarande 21 anläggningar för förbränning av avfall. Förbränningen genererade cirka 335 000 ton bottenaska, som vid avfallsförbränning kallas för slagg (RVF, 1997). Andra restprodukter som uppkommer vid avfallsförbränning är flygaska och rökgasreningsprodukt. Dessa kan ej nyttiggöras på grund av ett högt innehåll av klorider och spårämnen.

Slaggen, som idag huvudsakligen deponeras, har sådana egenskaper att den skulle kunna nyttiggöras inom anläggningssektorn. För att kunna nyttiggöra slaggen krävs dock att vissa kriterier uppfylls. Erfarenheten visar att det är nödvändigt att slaggen sorteras genom siktning och magnetseparering samt att den lagras 1-3 månader innan nyttiggörande (International Ash Working Group, 1994). I Sverige rekommenderar branschen minst sex månaders lagring innan nyttiggörande. Lagringen förbättrar både den kemiska och fysikaliska stabiliteten, genom processer som hydratisering, karbonatisering och oxidation.

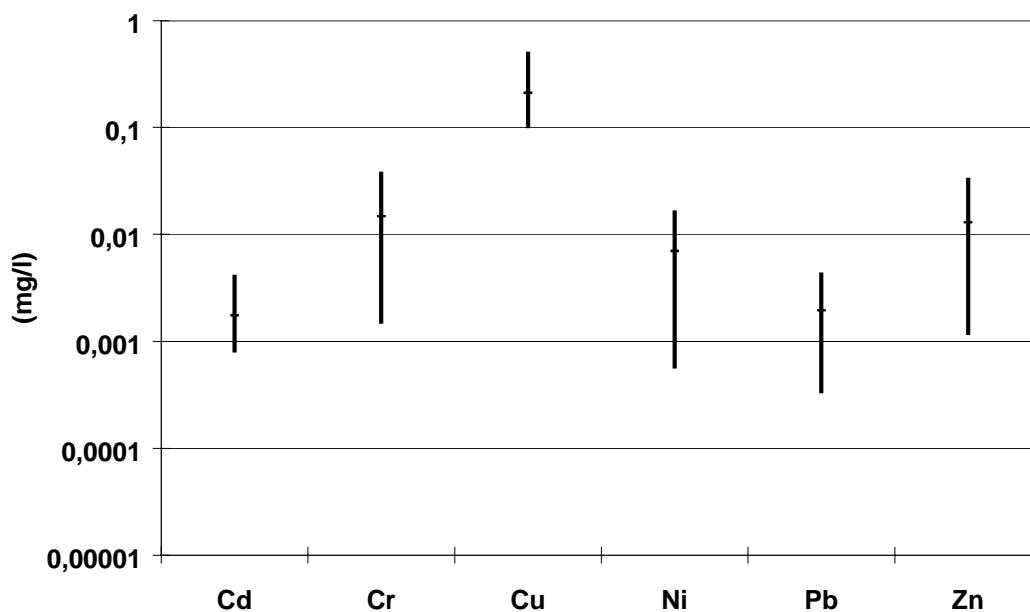
Sorterad och lagrad slagg benämns *slaggrus*. Definitionsmässigt menar man med slaggrus material i fraktionen 0-50 mm som lagrats i 6 månader, där allt magnetiskt material sorterats ut. Sortering förekommer vid ett fåtal av de svenska anläggningarna. Utifrån hittills utförda undersökningar verkar slaggrus ha goda förutsättningar att kunna användas för vägbyggnadsändamål. SYSAV har i några projekt bland annat studerat packningsegenskaperna hos slaggrus. Resultaten visar att slaggruset är tekniskt väl lämpat att användas som fyllnads-material (SYSAV, 1997).

Slaggrus finns undersökt bland annat av Fällman (1997), se Figur 3.14.



Figur 3.14 Totalhalt och tillgänglig mängd hos slaggrus (Fällman, 1997).

Slaggrusets egenskaper varierar bl a beroende på anläggning och tidpunkt för provtagning. Mest underlagsmaterial som visar denna variation finns från analys av lakvatten L/S2. Figur 3.15 visar hur lakvattenhalterna varierar mellan olika slaggrus, baserat på data från SGIs lakvattendatabank. Observera att kornfördelningen hos de undersökta materialen kan avvika något från fraktionen 0-50 mm.



Figur 3.15 Slaggrus. Lakvattenhalter vid L/S2.

3.3.2 Kolaska

De vanligaste teknikerna i Sverige vid kolförbränning är roster- och pulvereldning, men även förbränning i cirkulerande fluidiserande bädd (CFB) och trycksatt fluidiserande bädd (PFBC) förekommer. De olika förbränningsteknikerna genererar restprodukter med olika materialtekniska och miljömässiga egenskaper. I Tabell 3.4 ges exempel på anläggningar inom EFO Energiaskor AB, där kol eldas enbart eller blandat med andra bränslen.

Förbränningsteknik	Exempel på anläggningar	Restprodukter
Rostereldning	Norrköping Miljö & Energi	bottenaska flygaska rökgasreningsprodukt
Pulvereldning	Västerås Energi och Vatten	bottenaska rökgasreningsprodukt
CFB	Örebro Energi	bäddaska rökgasreningsprodukt
PFBC	Stockholm Energi, Värtaverket	bäddaska rökgasreningsprodukt (cyklonaska+filteraska)

Tabell 3.4 Olika förbränningstekniker och genererade restprodukter.

De huvudsakliga beståndsdelarna i kolaska är SiO_2 , Al_2O_3 , CaO , MgO och Fe_2O_3 . Dessutom förekommer K_2O och Na_2O och mindre mängder av andra ämnen som tungmetaller.

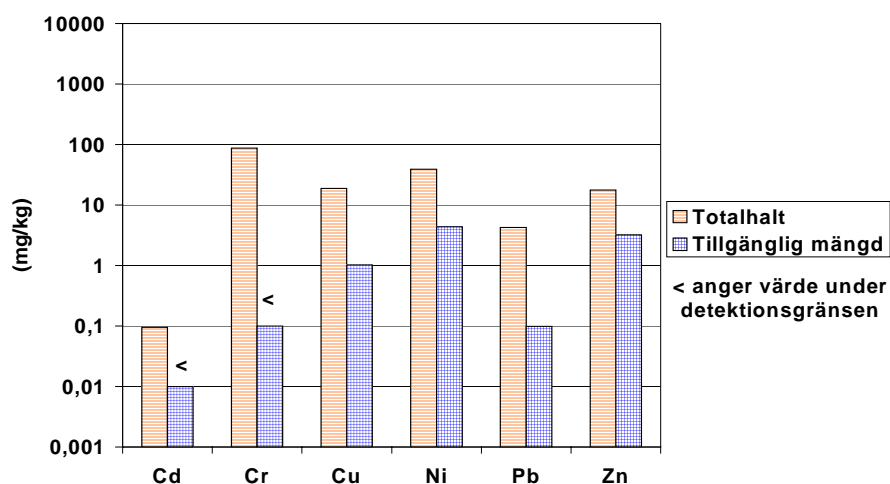
Bottenaska från koleldning på roster är en grovkornig, förglasad och sintrad produkt, vars kornfördelning motsvaras av grusig sand till grus. Materialet har allmänt goda materialtekniska

egenskaper. Den låga skrymdensiteten gör den lämplig för kompensationsgrundläggning och annan grundläggning på sättningbenägen jord eller där stabilitetsproblem föreligger.

Flygaska från kolpulvereldning utgör cirka 85-95 % av den aska som bildas vid pulvereldning. Askan består främst av släta sfäriska partiklar och utgörs till 10-35 % av kvarts, ullit och kaliumoxid, och till resterande del av amorft glas av silikater och aluminater (Hartlén et al, 1989). Materialet är finkornigt och kornstorleksfördelningen motsvarar silt.

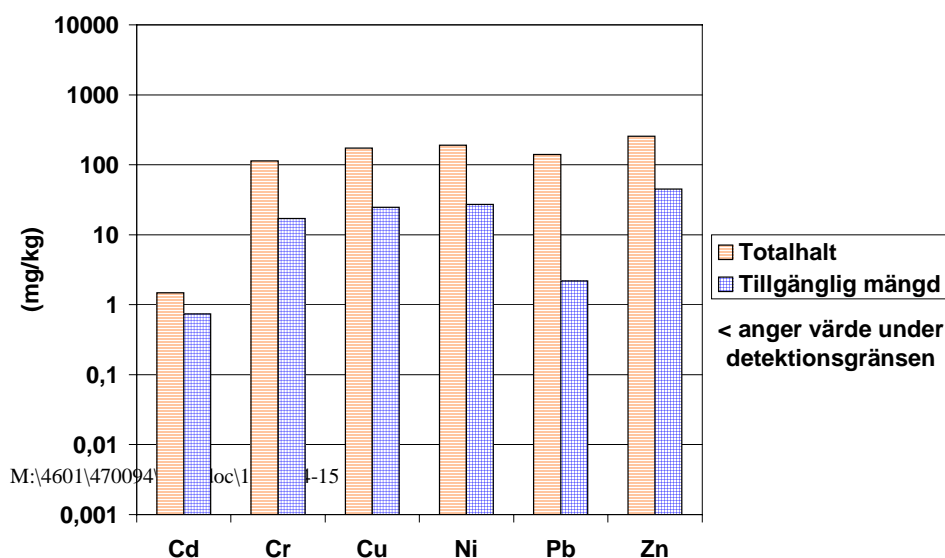
PFBC-askor består, liksom andra kolaskor, till största delen av amorft glas och kristallina faser samt en mindre del oförbränt material. Huvudbeståndsdelarna är kisel, kalcium, aluminium och järn. Genom att blanda bädd- och cyklonaskor, tillsätta vatten och sedan vibropacka blandningen, erhålls ett betongliknande material med mycket goda materialtekniska egenskaper. Materialet kan antingen användas som monolitiska fyllningar eller krossas för att framställa ett "syntetiskt grus" (Rogbeck, 1996).

I Figur 3.16-Figur 3.18 redovisas totalhalter och tillgänglig utlakbar mängd tungmetaller i bottenaska från rostereldning (Norrköping), rökgasrengöringsprodukt (flygaska blandat med rökgasavsvavlingsprodukt) från kolpulvereldning i Västerås samt PFBC-aska från Värtaverket (Stockholm). Från Norrköping har även en blandaska undersökts, bottenaska från sameldning av kol och gummi, se kapitel 3.3.3. Samtliga av dessa askor har undersökts inom detta projekt.



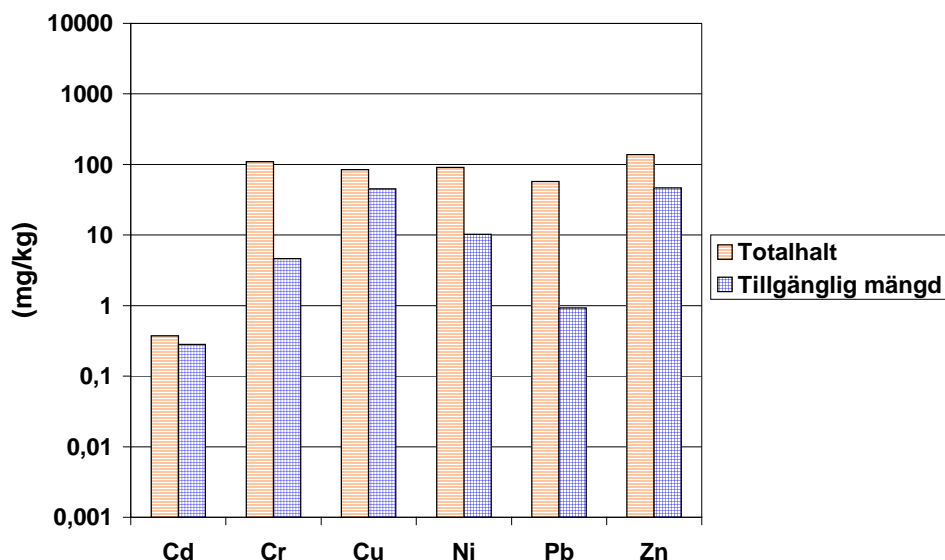
Figur 3.16 Totalhalt och tillgänglig mängd hos bottenaska från koleldning på roster i Norrköping.

En jämförelse mellan de båda Norrköpingsaskorna (Figur 3.16 och Figur 3.20) visar att inblandningen av gummi ger något högre halter av koppar och zink. I övrigt är skillnaden



relativt liten.

Figur 3.17 Totalhalt och tillgänglig mängd hos rökgasreningprodukt från pulvereldning av kol.

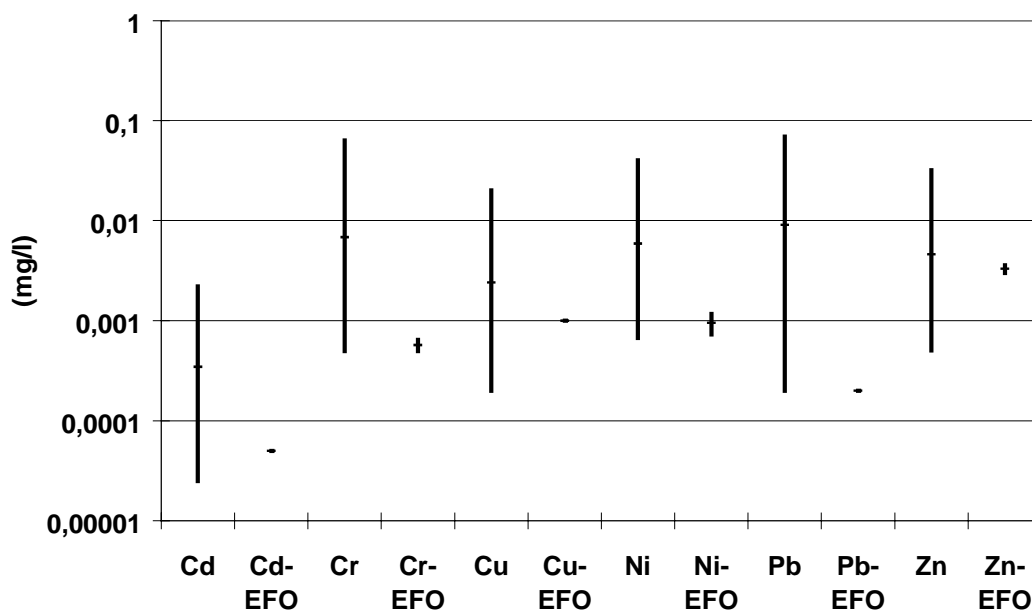


Figur 3.18 Totalhalt och tillgänglig mängd hos PFBC-aska i pulverform (cirka 25% bäddaska, cirka 0,5% filteraska och cirka 75% cyklonaska).

Resultat från CEN-läkningar visar att för de flesta metaller sker utlakningen ganska långsamt. Bottenaska från koleldning på rooster i Norrköping uppvisar halter som i många fall ligger under detektionsgränsen. Detta gäller båda de undersökta askorna (kol respektive blandning av kol och gummi som bränsle). Lakvattnet från askan med blandning av kol och gummi som bränsle har dock högre zinkhalt och högre salthalt än den rena kolaskan. Flygaskan från pulvereldning har generellt de högsta lakvattenhalterna med avseende på metaller.

Den tillgängliga mängden salter (klorid och sulfat) ligger i de flesta fall i storleksordningen 1000 mg/kg. För rökgasreningprodukten (flygaska och avsvavlingsprodukt) från Västerås ligger både klorid- och sulfathalten avsevärt mycket högre (Cl cirka 15 000 mg/kg och SO_4 cirka 185 000 mg/kg), liksom sulfathalten i PFBC-askan (cirka 95 000 mg/kg). Resultat från CEN-läkningarna visar att salterna lakar ut relativt snabbt.

Lakningsegenskaperna hos bottenaska från koleldning på rooster har undersökts ett flertal gånger tidigare. I Figur 3.19 jämförs lakvattenhalterna vid L/S2 från de nu utförda försöken, med tidigare resultat. Man kan förvänta sig att totalhalter och tillgänglig mängd varierar på likartat sätt.



Figur 3.19 Bottenaska från koleldning på roster. Lakvattenhalter vid L/S2. Staplar märkta EFO redovisar resultat från föreliggande projekt.

Även analys av organiska ämnen (EGOM- och EOX-analys samt analys av PAH) och toxicitetstest har utförts på askorna. EGOM-analys innebär analys av den totala mängden organiska ämnen som går att extrahera med aceton. EOX-analys anger mängden halogenerade substanser som går att extrahera. PAH-analyserna, som utförts i detta projekt, innebär en bestämning av 16 olika polyaromatiska föreningar. Resultaten redovisas i Tabell 3.5. En jämförelse med Naturvårdsverkets bakgrundsvärden och gradering av påverkan (Naturvårdsverket, 1996c) visar att halterna i flera fall är i nivå med bakgrundshalten. Endast värdena (EGOM och EOX) för bottenaska från koleldning på roster kan betecknas som "liten föroreningspåverkan". Jämförelsen med riktvärden och påverkansgrad för förorenad mark är dock inte helt relevant när det gäller användning av restprodukter. Lakvatten från flygaska från pulvereldning och PFBC-aska visade ingen akuttoxisk effekt med avseende på de undersökta bakterierna (Microtox-test). Små effekter konstaterades för lakvatten från bottenaska från koleldning på roster.

	<i>Bottenaska från rostereldning</i>	<i>Rökgasreningsprodukt från pulvereldning</i>	<i>PFBC-aska</i>
Total mängd organiska ämnen som går att extrahera med aceton EGOM (mg/kg TS)	14	0,98	0,38
Extraherbar mängd halogenerade substanser, EOX (mg/kg TS)	0,39	0,1	0,05
Polyaromatiska kolväten, PAH (mg/kg TS)	<0,1	<0,1	<0,1

Tabell 3.5 Resultat från analys av organiska ämnen, i askor från koleldning.

3.3.3 Övriga askor

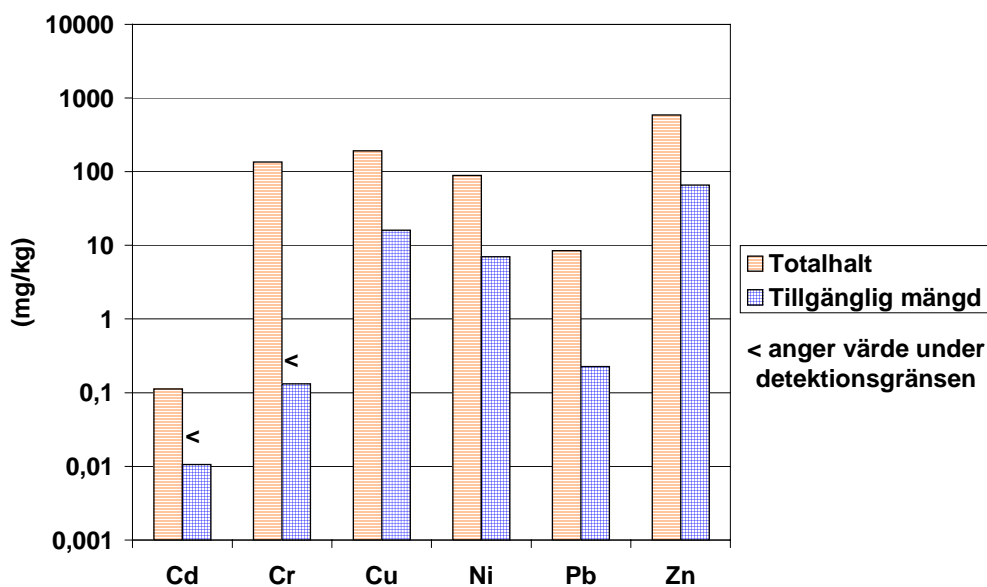
Blandaska

Egenskaper hos restprodukter från förbränning av blandade bränslen beror på blandning och förbränningsmetod. Det är därför svårt att beskriva dessa askor mer än mycket generellt.

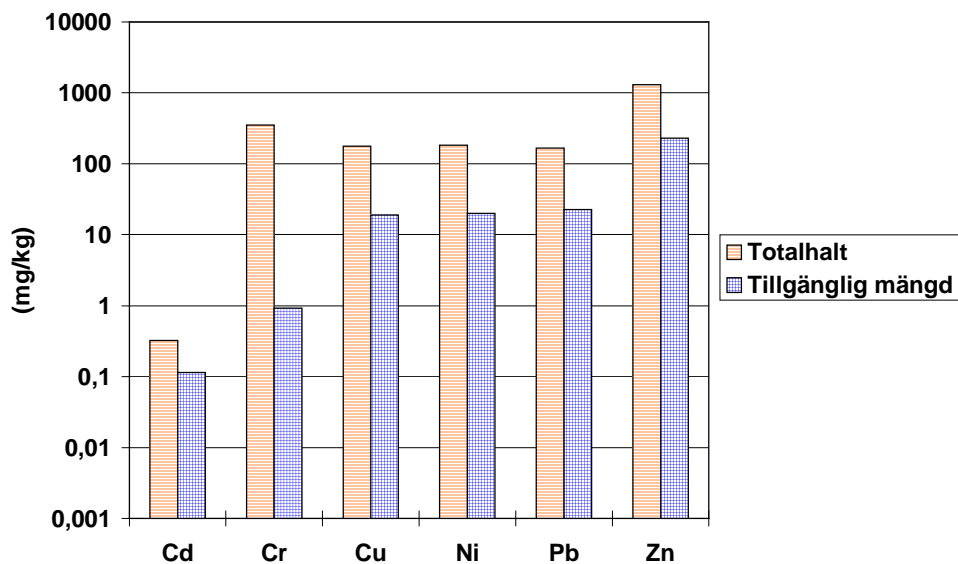
Inom ramen för detta projekt har askor från olika bränsleblandningar undersökts. Blandningarna är kol och gummi (70-80 % kol och 20-30 % gummi) vid Tekniska Verken i Linköping och Norrköping Miljö och Energi, torv (70 %) och bekolja vid Söderenergi samt torv och trä vid Örebro Energi och Uppsala Energi. Askor från Uppsala är från eldning av 75 % torv och 25 % trä och den består av en blandning av flygaska och rökgasavsvavlingsprodukt. Flygaskan från Örebro är från eldning av 70 % trä (varav 10 % returträ i form av kreosotimpregnerat trä) och 30 % torv.

Generellt gäller för aska från ren torvförbränning att egenskaperna i många avseenden liknar egenskaperna hos kolaskor. Det innebär att kol- och torvaska från en specifik anläggning och förbränningsmetod är mer lika varandra än kol- respektive torvaska från olika anläggningar. Tungmetallhalterna i torv är i allmänhet lägre än i kol, men även askhalten är lägre. Det innebär att tungmetallhalterna i torvaska kan bli lika höga som i motsvarande kolaska. Både de materialtekniska och de miljömässiga egenskaperna hos torvaska liknar kolaska (Zintl, 1991).

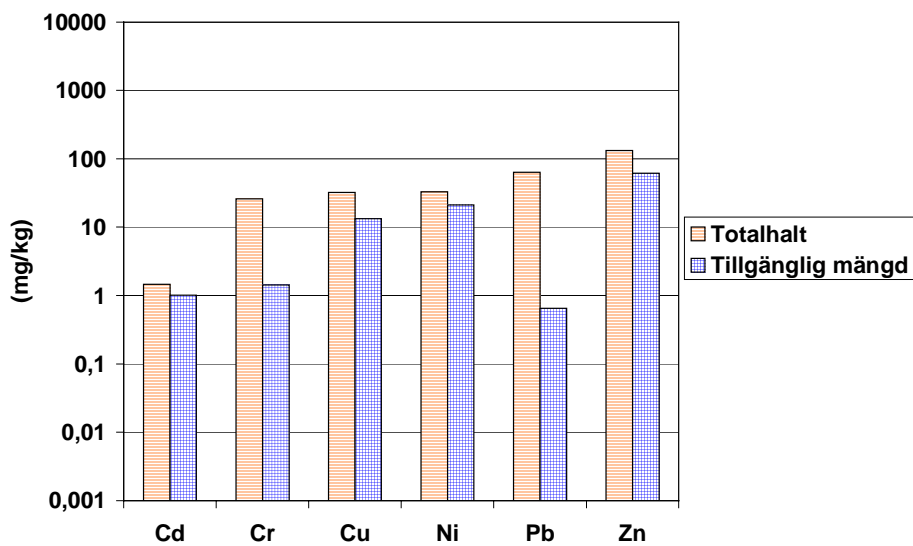
I Figur 3.20 till och med Figur 3.24 redovisas totalhalter och tillgänglig mängd för några utvalda ämnen.



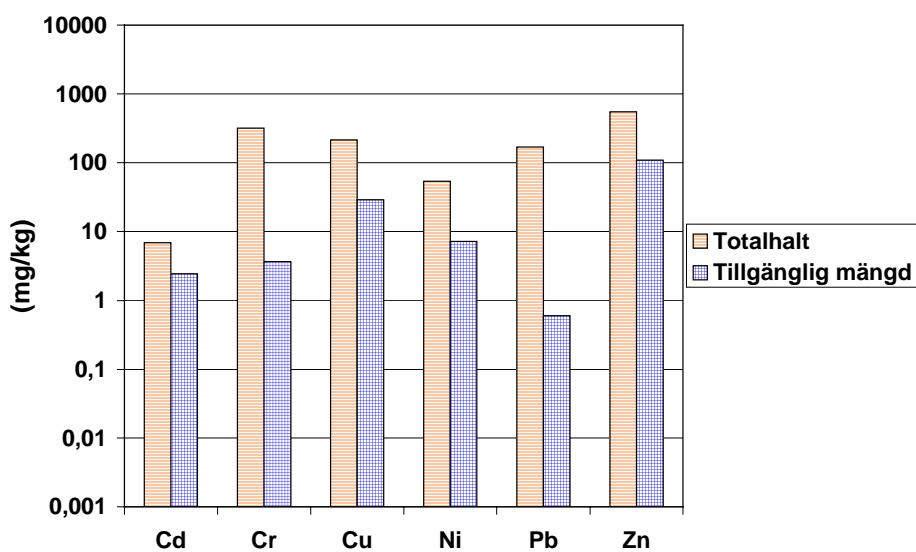
Figur 3.20 Totalhalt och tillgänglig mängd hos bottenaska från sameldning av kol och gummi på rooster i Norrköping.



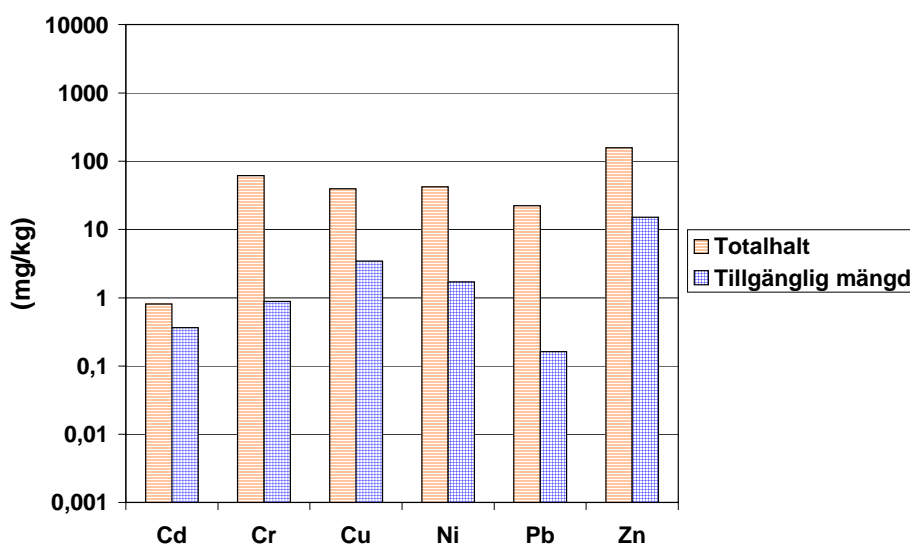
Figur 3.21 Totalhalt och tillgänglig mängd hos bottenaska från sameldning av kol och gummi i Linköping.



Figur 3.22 Totalhalt och tillgänglig mängd hos flygaska från torvpulver- och beckoljeeldning i Södertälje.



Figur 3.23 Totalhalt och tillgänglig mängd hos aska från torv- och träeldning i CFB, Örebro.



Figur 3.24 Totalhalt och tillgänglig mängd hos aska (rökgasreningsprodukt) från torv och träpulvereldning, Uppsala.

En jämförelse av den tidsberoende utlakningen visar att halterna av kadmium och nickel i de flesta fall ligger under detektionsgränsen. För torvaskorna är krom och bly de ämnen (av de särskilt studerade) med snabbast utlakningsförlopp (med undantag för sulfat och klorid som generellt är lättlakade). Halterna mellan dessa askor varierar dock. De båda askorna från kol-/gummiförbränning uppvisar generellt lägre halter än torvaskorna. För askan från Linköping är kadmium det ämne som lakar ut snabbast. Utlakningen går dock långsamt. Halterna av tillgänglig mängd klorid och sulfat är högre i torvaskorna än i övriga blandaskor (cirka 2700-4200 mg/kg för klorid och cirka 64 000-83 000 mg/kg för sulfat).

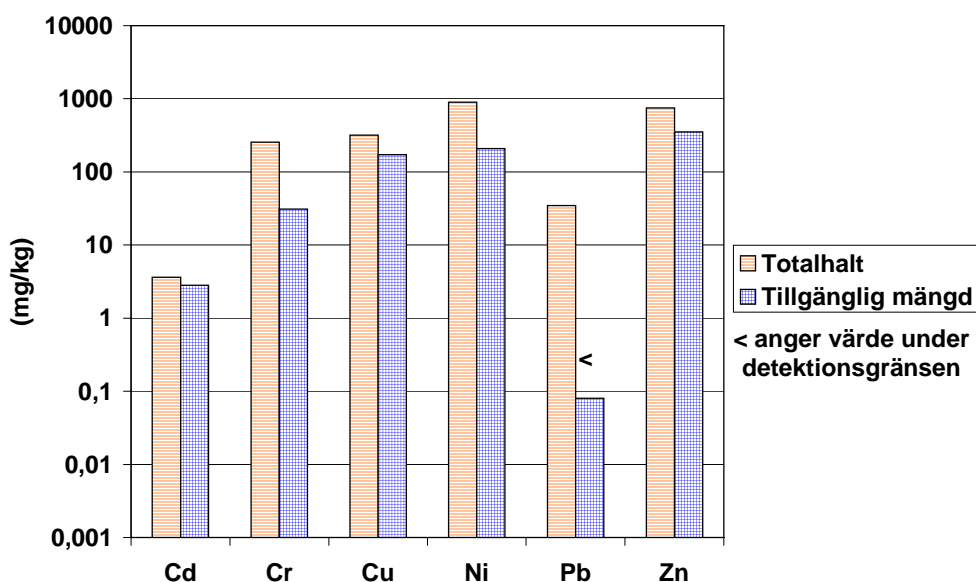
I Tabell 3.6 redovisas resultaten från de organiska analyser som gjorts på de olika askorna från förbränning med blandade bränslen från Linköping, Norrköping, Södertälje respektive Örebro. För kol- och gummiaskan samt torv- och bekoljeaskan ligger halterna i nivå med detektionsgränsen eller bakgrundshalter. Flygaskan från torv- och träförbränning från Örebro uppvisar något högre halter. En jämförelse med Naturvårdsverkets bakgrundsvärden visar att EGOM-analysen tyder på en liten föroreningspåverkan, medan föroreningspåverkan med hänsyn till EOX-analysen kan betecknas som måttlig. Jämförelsen med riktvärden och påverkansgrad för förorenad mark är dock inte helt relevant när det gäller användning av restprodukter. Resultat från toxicitetstest på lakvatten från de olika askorna visade på låg eller ingen akuttoxisk effekt.

	<i>Kol- och gummiaska (Norrköping)</i>	<i>Kol- och gummiaska (Linköping)</i>	<i>Torv- och beckoljeaska</i>	<i>Torv- och träaska (Örebro)</i>	<i>Torv- och träaska (Uppsala)</i>
Total mängd organiska ämnen som går att extrahera med aceton, EGOM (mg/kg TS)	<1,3	0,23	<1	7,4	<1,2
Extraherbar mängd halogenerade substanser, EOX (mg/kg TS)	0,12	0,13	0,2	0,5	0,1
Polyaromatiska kolväten, PAH (mg/kg TS)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Tabell 3.6 Resultat från organiska analyser av olika blandaskor.

Beckoljeaska

Vid Söderenergis anläggning Fittjaverket eldas enbart tallbeckolja. I Figur 3.25 redovisas totalinnehållet och den för utlakning tillgängliga mängden av några ämnen. En jämförelse med övriga undersökta askor visar på högre halter generellt med undantag för bly.



Figur 3.25 Totalhalt och tillgänglig mängd hos beckoljeaska.

På grund av mycket höga salthalter (sulfatinnehållet vid CEN-lakning cirka 150 g/l) var det problem med att analysera lakvatten. För ett flertal ämnen innebar detta höga detektionsgränser, vilket gör resultaten svårtolkade. Halterna av kadmium, koppar, bly, zink och klorid låg under detektionsgränsen vid CEN-lakningen. Förutom klorid och sulfat som generellt är lättutlakat, tycks även krom laka ut snabbt från askan.

Beckoljeaskan kan förväntas härda i kontakt med vatten. Utlakningen från ett sådant betongliknande material blir förmodligen lägre än vad det nu utförda lakförsöket visar.

De organiska analyser som utförts ger resultat som ligger under detektionsgränsen eller i nivå med bakgrundsvärden (Naturvårdsverket, 1996c), se Tabell 3.7. Lakvatten från beckoljeaska uppvisar en måttlig toxicitet med avseende på Microtox-metoden.

	<i>Beckoljeaska</i>
Total mängd organiska ämnen som går att extrahera med aceton, EGOM (mg/kg TS)	<0,5
Extraherbar mängd halogenerade substanser, EOX (mg/kg TS)	0,05
Polyaromatiska kolväten, PAH (mg/kg TS)	<0,1

Tabell 3.7 Resultat från analys av organiska ämnen hos beckoljeaska.

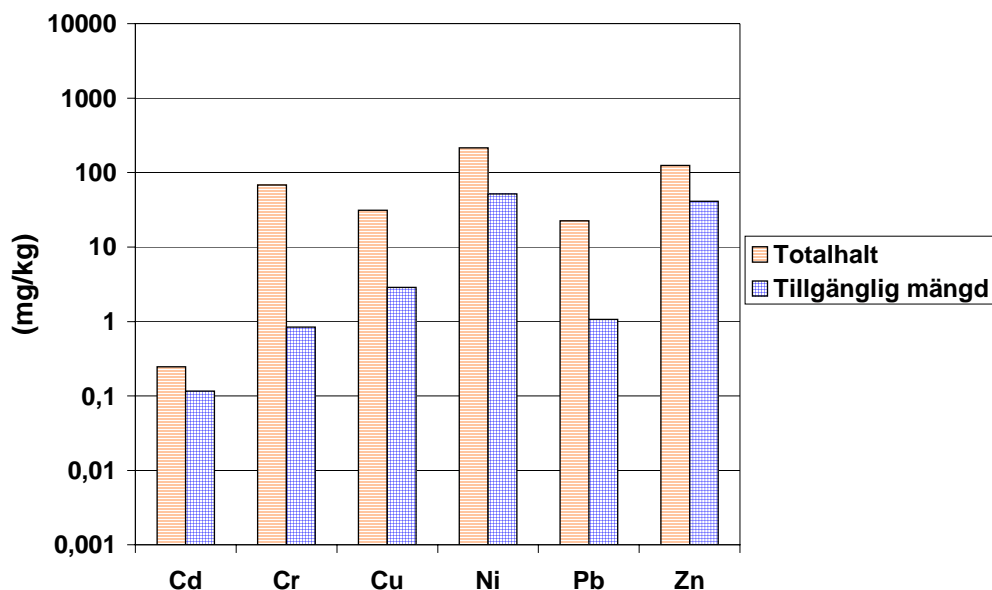
3.4 Övrigt

Andra exempel på restprodukter som har potentiella möjligheter att användas för väg- och anläggningsändamål är bl a betongkross, hyttsten, stålslagg och vissa typer av gruvavfall. Den i särklass största mängden utgörs av gruvavfall. Av transportekonomiska skäl (gruvavfallet finns huvudsakligen i norra Sverige) är det dock svårt att utnyttja detta. Nedan beskrivs betongkross och hyttsten, som har störst potential.

3.4.1 Betongkross

Bygg- och rivningsavfall är resultatet av många olika former av bygg- och anläggningsverksamhet. Uppgifter om mängder varierar från drygt en till åtta miljoner ton per år (Vägverket 1996c). Den allra största delen av bygg- och rivningsavfallet är mineraliskt avfall, där betong och tegel utgör en del. I dag går en stor del av avfallet till deponi. Norrthon (1996) anger mängden betong som uppkommer vid rivning till 200 000-400 000 ton/år. Återvinning av betong är en relativt ny företeelse i Sverige, medan det förekommit internationellt i ett femtiotal år. Ydrevik et al (1996) beskriver i en rapport kortfattat svårigheterna att få betongåtervinning lönsamt i Sverige. Krossad betong är ett relativt tungt material, vilket innebär kostsamma transporter. Det finns ett fåtal svenska sorterings- och krossanläggningar för mineraliskt bygg- och rivningsavfall. Undersökningar utförda på VTI (bl a Ydrevik et al, 1996) pekar på att betongkross är ett lämpligt alternativ till konventionella ballastmaterial.

I Figur 3.26 redovisas några resultat från bestämning av totalhalt och tillgänglig mängd för utlakning av tungmetall som gjorts inom ramen för detta projekt.



Figur 3.26 Totalhalt och tillgänglig mängd hos betongkross.

Dessutom har analys av organiska ämnen samt toxicitetstest utförts. Resultaten visar att betongkrossen innehåller en viss del organiska ämnen, se Tabell 3.8. Vid en jämförelse med Naturvårdsverkets bakgrundsvärden (Naturvårdsverket 1996c) visar EGOM-testet en liten föroreningspåverkan. Resultat från EOX-analysen visar däremot på en mycket stor föroreningspåverkan hos den undersökta betongkrossen. Jämförelsen med riktvärden och påverkansgrad för förorenad mark är dock inte helt relevant när det gäller användning av restprodukter. Av de undersökta PAH-föreningarna låg de flesta under detektionsgränsen. De två som låg över detektionsgränsen låg dock inom intervallet för bakgrundshalter i urban jord (Naturvårdsverket, 1997a). Observera att dessa analysresultat kommer från *ett* betongkrossprov. Det är osäkert om det finns andra undersökningar av organiska ämnen i betongkross som kan verifiera ovanstående resultat. Betongkross är ett mycket heterogent material, där kemisk sammansättning och utlakning varierar beroende på rivningsobjekt. Resultat från toxicitetstest på lakvatten från den här undersökta betongkrossen visar på en måttlig toxicitet med avseende på Microtox-metoden.

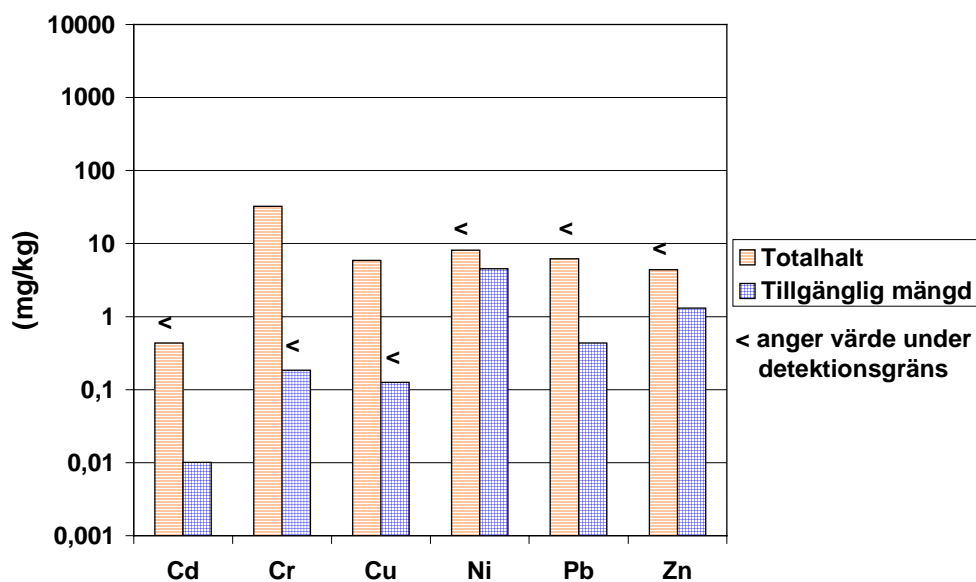
	<i>Betongkross</i>
Total mängd organiska ämnen som går att extrahera med aceton, EGOM (mg/kg TS)	12
Extraherbar mängd halogenerade substanser, EOX (mg/kg TS)	6,6
Polyaromatiska kolväten, PAH (mg/kg TS)	0,1

Tabell 3.8 Resultat från organiska analyser av betongkross.

3.4.2 Hyttsten

Masugnsslagg erhålls som en restprodukt vid framställning av tackjärn i masugn. Beroende på hur slaggen kyls, erhålls olika typer av masugnsslagg. Luftkyld masugnsslagg benämns hyttsten. Hyttsten har flera egenskaper som gör den lämplig som vägbyggnadsmaterial, bl a har den hög

hållfasthet och god värmeisolerande förmåga. I Sverige genereras årligen cirka 400 000 ton masugnsslagg, varav ungefär hälften i Oxelösund och hälften i Luleå. Merparten av den svenska masugnsslaggen utgörs av hyttsten. De miljömässiga egenskaperna hos hyttsten från Luleå och Oxelösund har undersökts tidigare (Fällman, 1997; Rogbeck och Elander, 1995). I Figur 3.27 redovisas totalhalter och tillgänglig mängd tungmetaller för utlakning av några utvalda metaller hos hyttsten.



Figur 3.27 Totalhalt och tillgänglig mängd hos hyttsten (medelvärde av fyra prover från Luleå och Oxelösund).

4 Miljöpåverkan från framställning av produkten

Resultatet av beräkningar för miljöpåverkan från produktion beror till stor del på de antaganden och avgränsningar som görs. I detta avsnitt har så långt det varit möjligt de principer för beräkning av miljöpåverkan vid vägbyggnation som framtagits av Stripple, 1995 följts. Syftet har varit att använda likartade principer vid beräkningar längre bak i kedjan och för material som ej varit med i ovan nämnda studie.

Kraven på vägmaterial varierar bl a med vägens standard, fordonsbelastning, beläggningstyp etc. Generellt gäller att ju högre upp i vägkroppen ett material ligger desto högre blir kraven på materialet. Kraven på olika material finns angivna i VÄG 94.

De nedan studerade materialen syftar till att användas antingen i terasslagret eller i det s k förstärkningslagret (se Figur 2.1). Genom att använda energiaska i terasslagret kan detta få en bättre kvalitetsprofil vilket kan leda till att det krävs mindre naturmaterial i förstärkningslagret. På så sätt leder användning av energiaska i vägbyggnad till en miljöförbättring genom t ex minskat behov av naturgrus i förstärkningslagret vid vägbyggnad.

I denna studie bortses från exakt var i vägkroppen materialet ska placeras samt vilka specifika kvalitetskrav som gäller. I studien förutsätts även att alla material kommer utifrån, dvs produceras på annan plats än vid själva vägprojektet.

För materialen morän och bergkross är detta inte alltid det verkliga fallet då stora mängder morän och sprängt berg blir en produkt vid vägschaktning. I de fall dessa material finns tillgängliga vid själva vägbygget är det osannolikt att något annat material utifrån kommer att väljas. Vidare är inte indirekt miljöpåverkan från framställning av till exempel arbetsmaskiner, anläggningar etc medtagna i denna analys.

Syftet med detta kapitel är inte att ge exakta värden, utan att beskriva en metod och ge storleksordningar på olika typer av miljöpåverkan.

4.1 Naturmaterial

4.1.1 Morän

Processen för att framställa vägbyggnadsmaterial av morän har följande huvudsteg:

1. Losstagning
2. Schaktning
3. Transport
4. Krossning/Siktning
5. Lastning

Processen kan variera beroende på var i Sverige vägen byggs och hur stort vägbygget är. Den morän som används tas till största delen från väglinjen, dvs som en produkt på plats. I denna studie behandlas endast morän som kommer utifrån, dvs produceras på annan plats än vid själva vägbygget.

En principiellt viktig skillnad är om krossningen av morän sker på den plats där uttaget sker, med hjälp av ett mobilt kross/siktningssystem, eller om moränen först måste transporteras till en fast kross/siktningssystem. Skillnaden mellan de två alternativen är den längre transporten och eventuella mellanlagringen av moränen.

Miljöpåverkan från framställning av morän beror till stor del på var i Sverige vägen byggs och vilken tillgång det finns på morän i närområdet. Idag finns det få specialiserade "moränproducenter" utan den mesta moränen produceras med hjälp av mobila krossverk så nära vägbygget som möjligt. Därför behandlas här fallet med ett mobilt krossverk.

Beräkningarna är baserad på ett nytt mobilt krossverk, en Citycrascher 80 från Nordberg. Produktionen per timme har antagits vara 100 ton morän (Andersson, 1997). Då morän som material kan variera mycket kraftigt är det en stor osäkerhet inbyggd i denna siffra. Produktionsvolymen varierar kraftigt med kvalitén på moränen, t ex förekomsten av stora block (Andersson, 1997). Citycraschern drar cirka 15 liter diesel per timme. Dieselförbrukningen förändras endast lite vid förändrad produktionsvolym. Däremot förändras utsläppen beroende på varvtal och körcykel ganska kraftigt. Analysen är baserad på uppgifter från tillverkaren Nordberg för normaldriftvärden och medvetet låg producerad volym för att inte underskatta miljöpåverkan från detta steg.

För att mata citycraschern behövs en grävmaskin. En grävmaskin drar cirka 25-35 liter diesel per timme (Hellman, 1997). Studie utgår från den grävmaskin med s k lågemissionsmotor som använts i Stripple, 1995. För att räkna om värdena till gram per ton producerad morän har antagits schaktbarhetsklass 4 och att en kubikmeter morän har en vikt på 2 ton. I Tabell 4.1 framgår emissionsfaktorer för produktion av morän, summan av emissioner från krossverk och grävmaskin.

	<i>CO₂</i>	<i>SO₂</i>	<i>NO_x</i>	<i>Stoft</i>	<i>CO</i>	<i>N₂O</i>	<i>HC</i>	<i>CH₄</i>
g/ton	1048	0,30	17,44	0,53	5,87	0,013	1,23	0,0004

Tabell 4.1 Emissionsfaktorer för produktion av morän.

4.1.2 Bergkross

Bergkross finns i olika kvalitets- och storleksklasser. Processen för att framställa bergkross innehåller följande huvudsteg, som alla kvalitetsklasser går igenom:

1. Sprängning av berg
2. Utgrävning/Lastning
3. Transport
4. Krossning/Siktning
5. Lastning

I studien har bergkross jämförts med makadam. Makadam är definitionsmässigt en ren krossprodukt (främst från bergkross) med en specifik kornstorlek. Processen för produktion av makadam är densamma som för bergkross.

Produktion av makadam startar vid en bergtäkt. Berget sprängs med hjälp av sprängämne (ofta Dynamex och Emulan). I nästa steg grävs sprängstenen ut, lastas och transporteras med en dieseldriven arbetsmaskin till en stenkross. Sprängstenen krossas och siktas sedan till en färdig produkt.

Emissionsfaktorer för produktion av makadam vid en anläggning med en tillverkningsprocess enligt ovan framgår av Tabell 4.2.

	<i>CO₂</i>	<i>SO₂</i>	<i>NO_x</i>	<i>Stoft</i>	<i>CO</i>	<i>N₂O</i>	<i>HC</i>	<i>CH₄</i>
g/ton	1420	-	12,3	0,49	1,49	0,036	0,87	0,0038

Tabell 4.2 Emissionsfaktorer för produktion av makadam, g/ton makadam (Stripple, 1995).

Analysen grundar sig på verkliga totalvärden för energianvändningen för en hel fabrik inkluderande all energianvändning för anläggningen. Vid analysen av de dieseldrivna arbetsmaskinerna har värden för en standardmotor för arbetsfordon använts. Emissionerna från elförbrukningen är beräknade utifrån medelvärdet för elproduktion i Sverige.

Sprängämnets miljöpåverkan har antagits som försumbar då sprängning kan liknas vid en extremt effektiv förbränning. Den huvudsakliga miljöpåverkan från en sprängning är bildandet av nitrosa gaser samt risk för kväveläckage från borrhål. För varje ton producerad makadam går det åt cirka 0,4 kilo sprängämne (Karlsson, 1997).

I analysen av produktion av makadam har bortsetts från underhåll, läckage, olyckor etc.

4.1.3 Naturgrus

Utvinning av naturgrus har antagits ske ur en täkt där gruset grävs ut med en hjullastare och lastas på lastfordon för vidare transport. Produktionen av naturgrus har följande huvudmoment:

1. Schaktning
2. Transport
3. Krossning/Siktning
4. Lastning

I Stripple, 1995 har data för miljöpåverkan från produktion av naturgrus hämtats från en verklig anläggning och värdena framgår av Tabell 4.3.

	CO_2	SO_2	NO_x	<i>Stoft</i>	CO	N_2O	HC	CH_4
g/ton	72,8	0,047	0,60	0,023	0,074	0,0023	-	0,0004

Tabell 4.3 Emissionsfaktorer för produktion av naturgrus (Stripple, 1995).

4.2 Energiaskor

Produktion av energiaskor belastas inte med några emissioner, eftersom de är en restprodukt från förbränningen. Emissioner från förbränningen hänförs i stället till fjärrvärme- eller elproduktionen.

Framtagningen av energiaskor för väg- och anläggningsändamål kan bestå av följande moment:

1. Behandling av bottenaska från avfallsförbränning
2. Transport till eventuell mellanlagring
3. Lastning

Om inte askan används för anläggningsändamål, deponeras den och de två första momenten ovan ingår.

Den behandling som sker av bottenaska från avfallsförbränning för att producera slaggrus krävs även om askan skall deponeras. Vid deponering separeras dock materialet i två fraktioner (0-0,2 mm och >0,2 mm). Lagring av energiaskor kan i vissa fall behövas innan användning som vägmaterial. Cirka 2-3 års lagring på mellanlager kan behövas. För slaggrus rekommenderas dock 6 månaders lagring för att förbättra dess egenskaper (se avsnitt 3.3.1).

Det moment som tillkommer vid användning av energiaskor jämfört med deponering är i huvudsak lastning. Emissionerna för det momentet har försumrats för samtliga material.

I anläggningar, där ammoniak eller urea tillsatts för att minska utsläppen av kväveoxider, kan en mindre mängd ammoniak bindas i askan. Andelen ammoniak som lämnar anläggningarna med askan är mätt i relativt få anläggningar och de mätningar som har gjorts är endast stickprovsmätningar. Uppgifter på ammoniakinhåll i aska varierar starkt. Aska från avfallsförbränning med ammoniak tillsats, SNCR, har de högsta halterna, mellan 3 och 4 g NH₃/kg aska. Askan från förbränning av övriga bränslen i anläggningar med SNCR har lägre ammoniakinhåll, ned mot 50 mg NH₃/kg aska. Viss del av den ammoniak som binds i askan avgår till luft (Hjalmarsson och Hedin, 1996).

4.3 Övrigt

4.3.1 Betongkross

Processen att framställa betongkross har följande huvudsteg:

1. Lastning
2. Transport
3. Krossning/Siktning
4. Lastning

Betongkross är ett material som ännu ej kommit till kommersiell användning för vägbyggnation, men försök pågår. Betongen kommer som en restprodukt från rivning av fastigheter och infrastruktur. Därför belastas inte miljöpåverkan för produktion av betongkross med utgrävning och lastning då det kan antas att detta ändå skulle ha behövt utföras.

Krossning och siktning av betongen kan ske på olika platser, t ex vid rivningsplatsen, vid en lokal återvinningsstation eller vid ett permanent krossverk. Det troliga är att ett mobilt krossverk kommer att användas antingen på plats eller vid en återvinningsstation, eftersom det uppkommer så många andra fraktioner. Beroende på var i Sverige vägen byggs och betongavfallet finns kan därför transportbehovet variera avsevärt.

Då betongkross ännu bara använts i försöksprojekt har analysen av miljöpåverkan utgått från värden för ett nytt mobilt krossverk (citycrascher från Nordberg). Den kan krossa mellan 20-200 ton betong per timme. En viktig faktor som avgör hur mycket betong som kan krossas per timme är hur mycket armering som måste avskiljas med hjälp av magneter. En produktion på cirka 80 ton färdig betongkross per timme har antagits vara en ekonomiskt försvarbar och försiktigt tilltagen produktionsvolym. I Tabell 4.4 redovisas emissionsfaktorer för produktion av betongkross.

	<i>CO₂</i>	<i>SO₂</i>	<i>NO_x</i>	<i>Stoft</i>	<i>CO</i>	<i>N₂O</i>	<i>HC</i>	<i>CH₄</i>
G/ton	525	-	14,7	0,39	6,49	-	1,03	-

Tabell 4.4 Emissionsfaktorer för produktion av betongkross.

5 Miljöpåverkan från transporter

Vägmateriäl transporteras huvudsakligen per väg. Biltransport av vägmateriäl, främst bergkross och naturgrus, är det dominerande transportsättet och utgör enligt en grov uppskattning cirka hälften av alla vägtransporter i Sverige idag (Svärd, 1997). Stor flexibilitet och relativt låga kostnader antas vara orsaker till detta. Transporterna av dessa materiäl är vanligtvis korta, maximalt ett par mil, med undantag för storstadsområden där vägmateriäl på plats inte alltid räcker till och längre transporter kan vara nödvändiga (Eljmar, 1997).

Morän produceras ofta i anslutning till vägbygget och behöver sällan transporteras. Mängden morän som produceras för vägbygget varierar med de naturliga förutsättningarna i landskapet. I denna studie har antagits att allt materiäl inklusive morän produceras på annan plats och därmed kräver transport.

Transport med sjöfrakt och järnväg av vägmateriäl är förhållandevis små, och är mer vanligt av beläggingsmateriäl än ballastmateriäl. En ökad förfrågan från byggbolag om möjligheter att frakta vägmateriäl per tåg har märkts de senaste åren i Sverige och är en sannolik utveckling (Alm, 1997).

Generellt har sjöfarten den lägsta lasttonspecifika energiåtgången för godstransport medan spårburna godstransporter ger de lägsta ekvivalenta avgasemissionerna (VTI, 1993).

5.1 Biltransporter

Lastbiltransporter av vägmateriäl vid vägbyggnation representeras här av två typer av lastbilar vid två olika körförhållanden, dels transport med distributionslastbil utanför tätort, dels fjärrtransport med långtradare. Lastkapaciteterna är 7 och 14 ton för distributionslastbilen och 32 ton för fjärrtransportbilen.

Vikten antas vara den begränsande faktorn för lastkapaciteten vid transport av bulkmateriäl med hög densitet som exempelvis jord, grus, sten, sand, betong mm. Vid transport av energiaskor som kol-, torv- och blandaskor samt slaggrus och övrigt materiäl för vägbyggnad antas samma förutsättningar gälla. Medellastfaktor har antagits till 48 % för distributionstransporten och 60 % för fjärrtransporten (VTI, 1993).

<i>Energi</i> (kWh/tonkm)	<i>CO₂</i> (g/tonkm)	<i>NO_x</i> (g/tonkm)	<i>CO</i> (g/tonkm)	<i>HC</i> (g/tonkm)
0,63	166	1,81	0,83	0,24

Tabell 5.1 Energi- och avgasekvivalenter för kortväga godstransporter med distributionsbil. Medellastfaktor 48 %.

Avgas- och energiäkvivalenter för fjärrtransporter redovisas i Tabell 5.2. Medellastfaktorn antas vara 60 % (VTI, 1993).

<i>Energi</i> (kWh/tonkm)	<i>CO₂</i> (g/tonkm)	<i>NO_x</i> (g/tonkm)	<i>CO</i> (g/tonkm)	<i>HC</i> (g/tonkm)
0,19	50	0,67	0,24	0,06

Tabell 5.2 Energi- och avgasekvivalenter för långväga godstransporter med fjärrlastbil. Medellastfaktor 60 %.

5.2 Fartygstransporter

Vissa transporter av material för vägbyggnad sker med sjöfrakt men är, relativt bilburen transport, väldigt små.

Ett fartygs energiförbrukning och emissioner påverkas inte mycket av hur stor last som transporteras. Av betydelse är däremot hastigheten och vilken typ av fartyg som transporterar. Energiåtgång och emissioner kan därför variera kraftigt vid båttransporter.

De energi- och avgasvärden som varit utgångspunkt vid beräkningar av ekvivalentvärden för sjöfart är de som anges i VTI Meddelande, 1993 (NV, 1992 och Alexandersson, 1991). Lastfaktorn 60 % har antagits.

<i>Energi</i> (kWh/tonkm)	<i>CO₂</i> (g/tonkm)	<i>NO_x</i> (g/tonkm)	<i>CO</i> (g/tonkm)	<i>HC</i> (g/tonkm)
0,051	13	0,45	0,03	0,01

Tabell 5.3 Energi- och avgasekvivalenter för svensk sjöfart. Medellastfaktor 60 %.

5.3 Tågtransporter

Transport av vägmaterial via järnväg förekommer idag i mycket liten eller obefintlig omfattning. Främst beror detta på att bilburen transport är mer flexibel och mer ekonomiskt fördelaktig. Tågtransporter är relativt andra transportsätt inte dyra, men nödvändiga omlastningar är både dyra och tidskrävande.

Eltåg används vanligtvis vid längre tågtransporter, medan dieseltåg distribuerar last på kortare avstånd. Utsläpp och energiförbrukning vid järnvägsfrakt varierar av fyllnadsgrad i tågen och hur elenergin produceras. Emissioner från dieseltåg är betydligt högre än från eltåg, medan energiförbrukningen är relativt lika.

Miljöeffekter av tågtransporter är i de allra flesta fall lägre än de av bilburen transport.

I denna rapport har beläggningssituationen beräknats enligt VTI Meddelande, 1993 (Backman och Cordi, 1984). Enligt många källor anges ofta medellast-faktorn för spårburen trafik till 40 %. Senare års effektivisering har ofta angivit 80 % som medellastfaktor, sammanställning av dessa båda lastfaktorer har här använts.

I Tabell 5.4 ses emissioner och energianvändning av tågtransporter med eltåg.

<i>Energi</i> (kWh/tonkm)	<i>CO₂</i> (g/tonkm)	<i>NO_x</i> (g/tonkm)	<i>CO</i> (g/tonkm)	<i>HC</i> (g/tonkm)
0,084	2,7	0,004	0,005	-

Tabell 5.4 Energi- och avgasekvivalenter för eldrivna godstransporter med järnväg. Medellastfaktor 60 %.

6 Miljöpåverkan vid utläggning

Den miljöpåverkan som uppkommer vid hantering och utläggning av aska eller konventionellt konstruktionsmaterial beror bland annat på användningsområde och hur utläggningen går till. Av betydelse är till exempel om materialet används över eller under grundvattenytan, typ av beläggning, väderlek vid utläggningen och förfarande vid utläggningen (typ av vält, antal överfarer etc). Detta gäller vare sig materialet används som vägmaterial eller för någon typ av fyllningsändamål.

Många askor är sprödare än konventionella material. Det innebär bl a att materialet vanligtvis inte kan packas på konventionellt sätt. Ett felaktigt packningsförfarande kan medföra att materialet krossas ned, vilket leder till bland annat förändrad (högre) densitet och ett accelererat utlakningsförlopp (t ex genom ökad specifik yta).

Bottenaska från koleldning på roster är den energiaska som i störst utsträckning kommit till användning i anläggningssammanhang och där erfarenhet finns kring utläggning etc. På grund av partiklarnas sprödhet rekommenderas att packning av bottenaska från koleldning i rosterpanna sker med lätta vibrovältar, gärna med stor valsdiameter och låg amplitud. I Figur 6.1 visas packningsarbete vid byggande av E4:an utanför Norrköping, där bottenaska från koleldning i rosterpanna användes som fyllnadsmaterial i upp till 6 m höga bankar.



Figur 6.1 Packning av bottenaska från koleldning på roster vid E4:an utanför Norrköping (J. Rogbeck).

De emissioner som uppkommer från arbetsfordon beror på typ av fordon och antal överfarer. Vilken fordonstyp som är lämplig och det antal överfarer som krävs för att erhålla en tillräckligt god packning är i sin tur avhängigt anläggningens art och typen av aska. Innan tillräcklig erfarenhet finns kring användning av askor, bör detta undersökas i varje enskilt fall. För närvarande pågår vid SGI, VTI och SP ett projekt i Vägverkets regi, där en målsättning är att kunna ge förslag på lämpligt utförande vid användning av bl a energiaskor i vägbyggnad.

Ett annat miljöproblem i samband med utläggning är det arbetsmiljöproblem som hänger samman med damning från askan (främst ett problem vid hantering av torr flygaska).

7 Miljöpåverkan från användning

Den miljöpåverkan som uppkommer vid användning av energiaskor som material till vägbyggnad och andra konstruktioner hör framför allt samman med utlakning av spårämnen och salter. Hur stor utlakningen blir beror på en mängd olika faktorer. Av stor betydelse är naturligtvis den mängd av ett ämne som finns tillgängligt för utlakning i det aktuella materialet (kan bestämmas genom s k tillgänglighetstest). För granulära material spelar vattenomsättningen dessutom en stor roll för hur stor utlakningen blir. Vattenomsättningen styrs bland annat av omgivningsfaktorer som klimat (nederbörd) och grundvattenförhållanden, men också i stor utsträckning av hur anläggningen är konstruerad. En tät beläggning, asfalt eller betong, medför till exempel att infiltrationen ner i det underliggande materialet blir mycket liten. Finns materialet i vägsrännor kommer mer vatten att komma i kontakt med materialet och utlakningen går snabbare. En annan viktig faktor, som påverkar hur stor den totala utlakningen blir, är hur stor mängd material som används. Mängden material som används beror på vägbredd, bankhöjd etc.

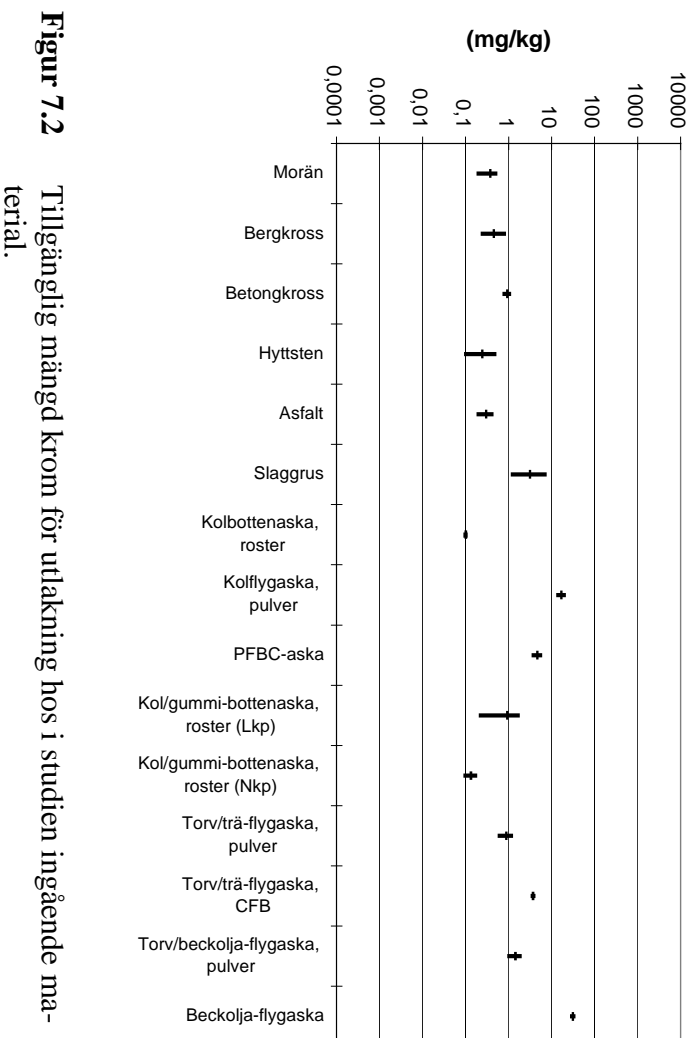
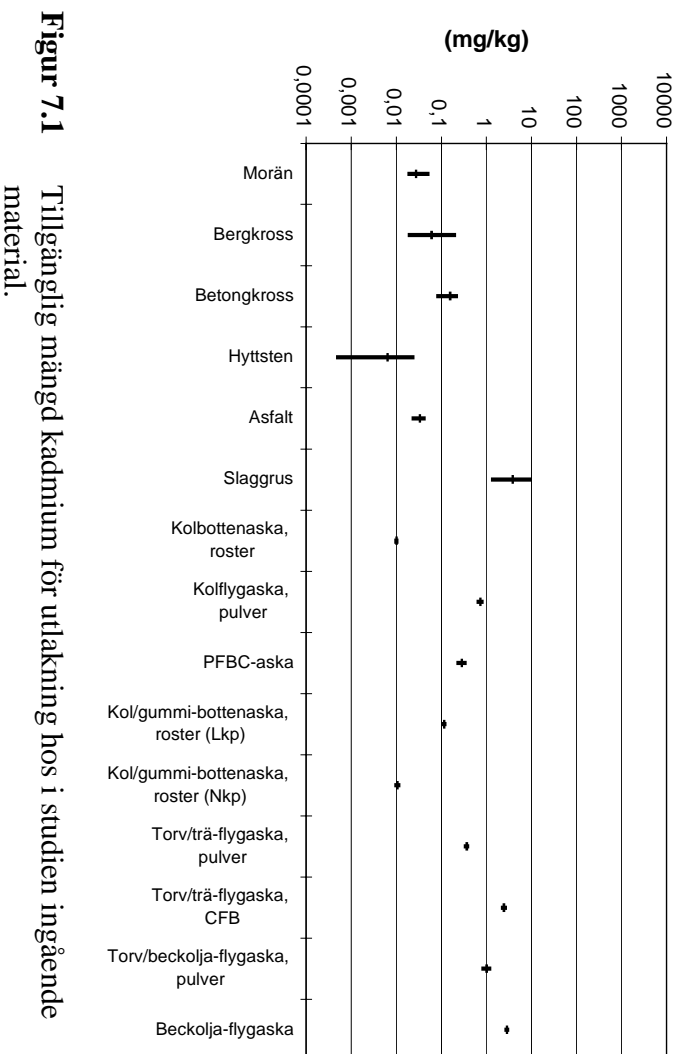
Sammantaget innebär detta att det är omöjligt att göra en generell bedömning av den miljöpåverkan som uppkommer på grund av utlakning vid användning av restprodukter. Det beror på anläggningens utformning och var den är lokaliserad. En rekommendation är därför att göra en miljökonsekvensbeskrivning eller miljöbelastningsberäkning i varje enskilt fall där användning av energiaskor kan bli aktuellt.

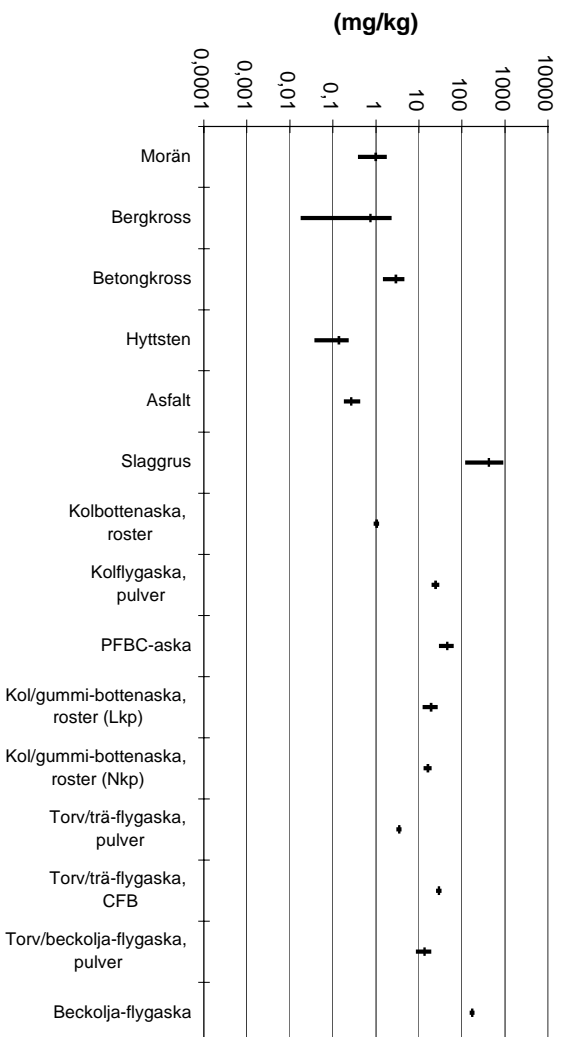
För att belysa miljöpåverkan från användning ges först en jämförelse av utlakningen från de aktuella materialen per viktenhet. Därefter presenteras två beräkningsexempel för att ytterligare belysa jämförelse mellan materialen för en viss vägsträcka.

7.1 Utlakning per viktenhet

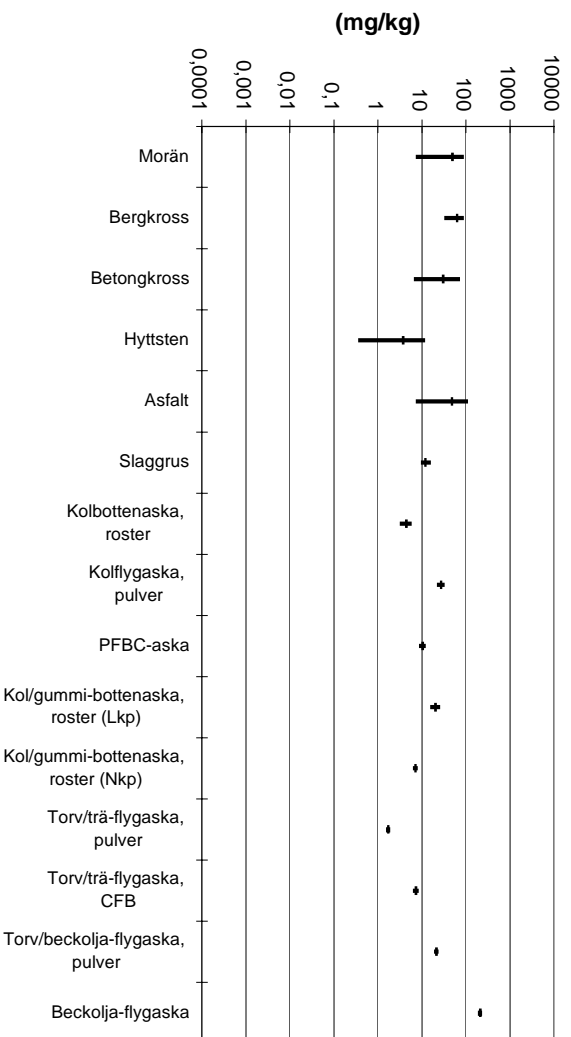
En grov uppskattning av ett materials relativa miljöpåverkan på grund av utlakning kan göras genom att jämföra den för utlakning tillgängliga mängden hos olika material (jämför beskrivning av material i kapitel 3). Jämförelsen blir dock inte helt relevant, eftersom materialen har olika densitet och delvis har olika användningsområden. Att materialen har olika densitet innebär att samma volym material väger olika mycket. Den för utlakning tillgängliga mängden anges ofta i mg/kg. Den utlakade mängden från en bestämd volym material beror alltså dels på vad som faktiskt är tillgängligt för utlakning (mg/kg), dels på hur mycket materialet väger (kg). I följande exempel förklaras ovanstående resonemang. För rostereldad kolbottenaska som är ett lätt material med skrymdensiteten $1,1 \text{ ton/m}^3$ i packat tillstånd har den tillgängliga mängden koppar beräknats till $1,03 \text{ mg/kg}$ (utifrån resultat från tillgänglighetstest). Mängden koppar som kan laka ut blir då $1,1 \text{ g/m}^3$. På motsvarande sätt blir den mängd koppar som kan laka ut från morän $1,8 \text{ g/m}^3$ (baserat på skrymdensitet $1,9 \text{ ton/m}^3$ i packat tillstånd och tillgänglig mängd $0,97 \text{ mg/kg}$). Båda materialen har alltså en tillgänglig mängd koppar som är cirka 1 mg/kg . Vid en jämförelse av lika stora volymer material, får morän en högre utlakning på grund av den högre densiteten. Eftersom densiteten har betydelse för utlakningen är det också viktigt att använda rätt värde på densiteten när utlakningen ska beräknas. Skrymdensiteten på ett packat material (vid användningen kommer materialet att packas) är högre än om man mäter densiteten på ett torrt, löst ifyllt, material. På kort sikt spelar även andra faktorer än densiteten in. Det är inte heller säkert att det är samma volym material som skall jämföras, eftersom materialen kan användas på olika sätt. Ett material med låg densitet kan användas för kompensationsgrundläggning, alternativet är kanske en annan typ av dimensionering eller konstruktion, i stället för ett annat material.

I Figur 7.1-Figur 7.8 jämförs den tillgängliga mängden för utlakning av några utvalda ämnen hos naturmaterial och energiaskor (materialen beskrivs i kapitel 3). Uppgifter från lakförsök saknas dock för naturgrus. De utvalda ämnena är sådana med kända negativa effekter för växter och djur. Graden av toxicitet skiljer sig dock åt. Observera att uppgifterna om tillgänglig mängd kommer från ett fåtal undersökningar, dvs det statistiska underlaget är litet. Detta gäller speciellt de olika typerna av energiaskor.

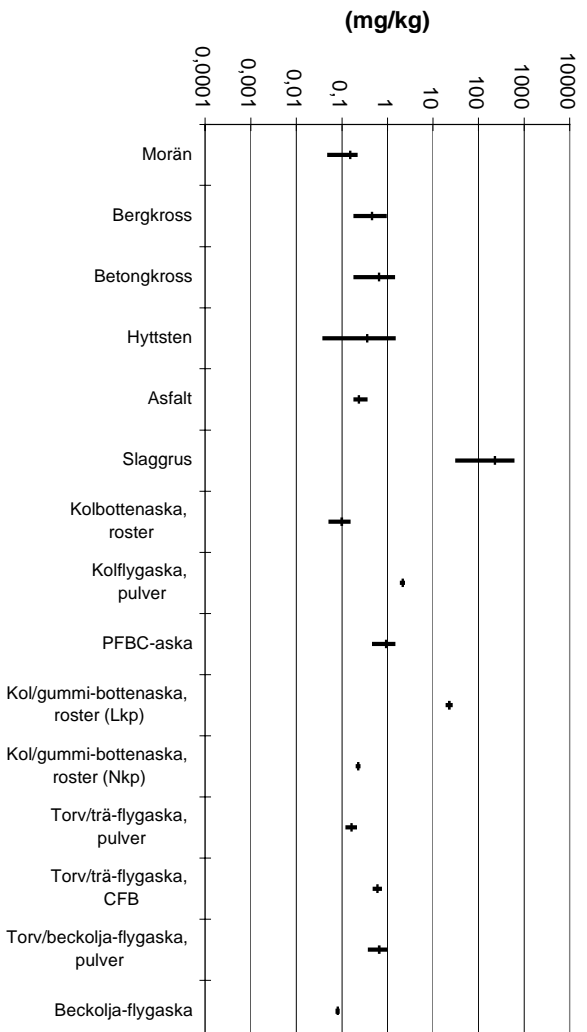




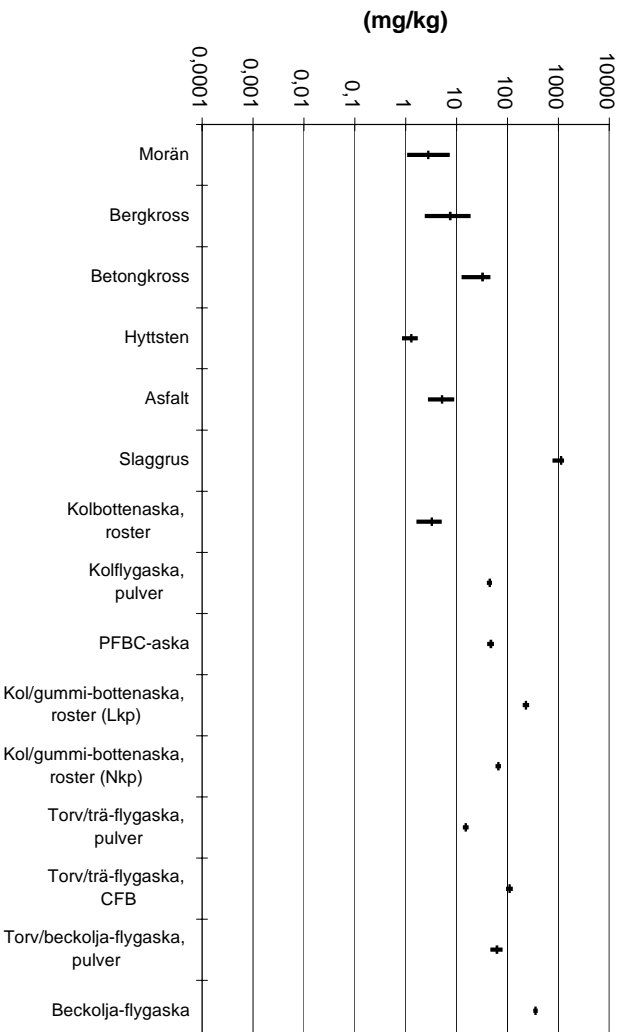
Figur 7.3 Tillgänglig mängd koppar för utlakning hos i studien ingående material.



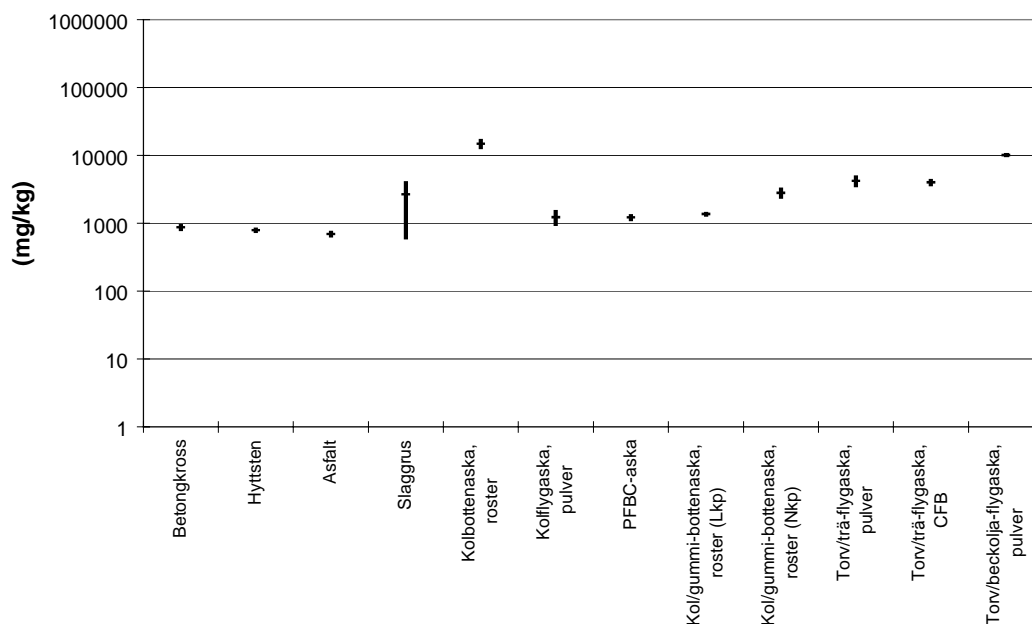
Figur 7.4 Tillgänglig mängd nickel för utlakning hos i studien ingående material.



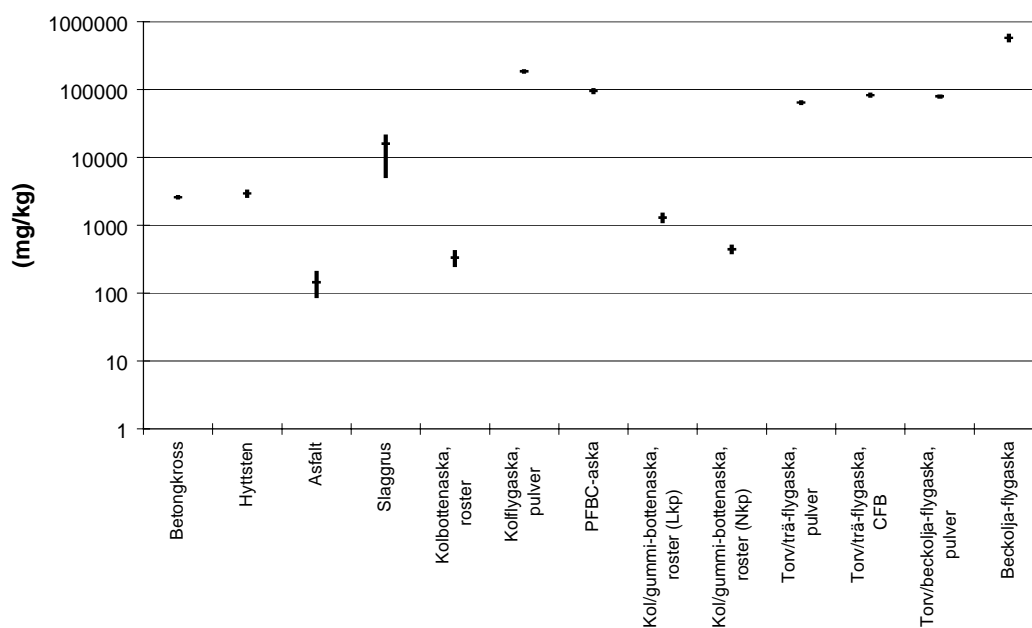
Figur 7.5 Tillgänglig mängd bly för utlakning hos i studien ingående material.



Figur 7.6 Tillgänglig mängd zink för utlakning hos i studien ingående material.



Figur 7.7 Tillgänglig mängd klorid för utlakning hos i studien ingående material. Observera skalan.



Figur 7.8 Tillgänglig mängd sulfat för utlakning hos i studien ingående material. Observera skalan.

I Figur 7.1-Figur 7.8 visar jämförelse mellan naturmaterial (morän och bergkross) och energiaskor följande:

Slaggrus har markant större tillgänglig mängd av tungmetaller för utlakning jämfört med naturmaterialen, förutom för nickel. Bottenaska från koleldning på rooster har för flera tungmetaller (Cd, Cr och Ni) lägre tillgänglig mängd än naturmaterial och för övriga i nivå med

naturmaterialen. Rökgasreningssprodukt från kolpulvereldning har större tillgängliga mängder för samtliga tungmetaller jämfört med naturmaterial utom för nickel som är i nivå med naturmaterialen. PFBC-aska har större tillgängliga mängder framför allt av kadmium och krom jämfört med naturmaterialen, nickel och bly är dock i nivå med naturmaterialen.

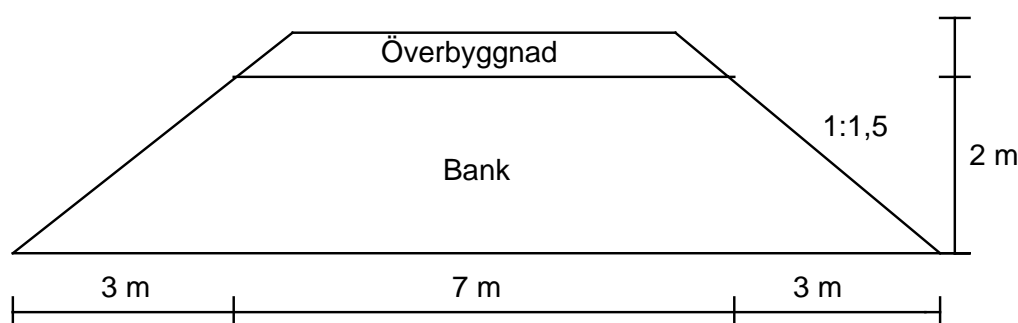
Resultaten från prov på de två olika bottenaskorna från sameldning av kol och gummi på roster skiljer sig. Askan från Linköping är i samma storleksordning som för naturmaterial utom för koppar, bly och zink som är större än naturmaterialen. Askan från Norrköping har mindre tillgänglig mängd av kadmium, krom och nickel jämfört med naturmaterialen, medan koppar och zink är större och bly i samma storleksordning som för naturmaterialen. För sameldning av torv och trä är de tillgängliga mängderna större från CFB än från pulvereldning. Det bör dock noteras att vid CFB ingår en mindre del returträ (kreosotimpregnerat trä) som bränsle. De tillgängliga mängderna är större än för naturmaterial för de flesta av de studerade ämnena förutom nickel och bly. Askor från eldning med becolja enbart eller sameldning med torvpulver har relativt stora mängder av tungmetaller som är tillgängliga för utlakning. De högsta halterna är från eldning av enbart becolja. Jämfört med naturmaterialen är de tillgängliga mängderna i askorna från becoljeeldning större för samtliga studerade tungmetaller förutom bly, som är i samma storleksordning.

Hyttsten har mindre eller lika stor tillgänglig mängd av tungmetaller jämfört med naturmaterialen. Betongkross har ungefär i storleksordning lika stor tillgänglig mängd eller strax över jämfört med naturmaterialen. De tillgängliga mängderna för utlakning i asfalt är i nivå med de i naturmaterialen.

Klorid och sulfat har inte analyserats hos naturmaterialen, men utlakningen av dessa ämnen kan förväntas vara mycket låg. Det innebär att jämfört med naturmaterial är utlakningen av salter från energiaskor hög eller mycket hög. Salter är generellt lättutlakade, vilket innebär att salter kan förväntas laka ut under en relativt kort tidsperiod.

7.2 Utlakning per längdenhet väg

För att ytterligare belysa miljöpåverkan från användning görs två beräkningsexempel med jämförelser av utlakning mellan de olika materialen per meter väg. I exemplen antas materialet användas som bankfyllnad. Vägen förutsätts vara konstruerad enligt Figur 7.9.



Figur 7.9 Vägkonstruktion för beräkningsexempel (principskiss).

I Tabell 7.1 redovisas beräkningsförutsättningarna för respektive exempel.

	EXEMPEL 1	EXEMPEL 2
Vägkonstruktion	enligt Figur 7.9	enligt Figur 7.9
Nettonederbörd	400 mm	400 mm
Beläggning	tät asfalt	tät asfalt

Infiltration genom asfaltytan	försumbar	försumbar
Infiltration i vägslänter	400 mm	200 mm

Tabell 7.1 Beräkningsförutsättningar.

Beräkningsförutsättningarna för *Exempel 1* är konservativt valda och närmast att betrakta som "värsta fallet". Hela den nederbörd som årligen faller över vägen och vägslänterna antas infiltrera ner i vägslänterna. Även om en viss del av nederbörden skulle infiltrera genom asfaltytan, så är denna del mycket liten jämfört med mängden vägbyggnadsmaterial. Det innebär att den utlakade mängden blir liten och därför kan försummas i beräkningarna. Likaså motsvarar materialets permeabilitet (k-värde) ett icke härdat material. Flygaska från pulvereldning liksom PFBC-aska härdar vid kontakt med vatten, vilket innebär att materialets permeabilitet blir låg och att mängden vatten som infiltrerar i materialet blir avsevärt lägre. I *Exempel 2* antas att hälften av nederbörden rinner av från vägområdet i form av ytvatten eller i samband med snöröjning.

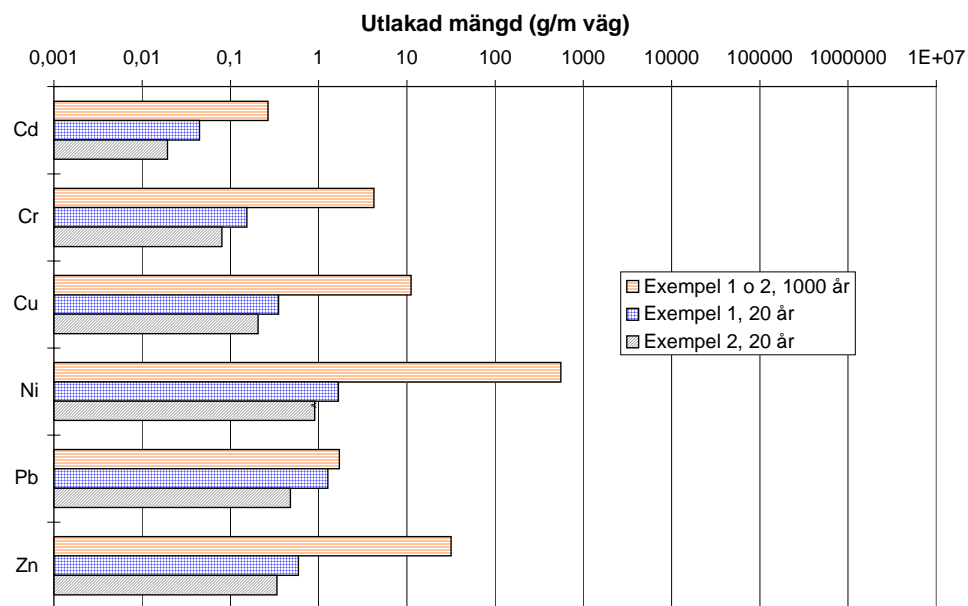
Beräkningarna visar den totalt utlakade mängden efter 20 respektive 1000 år. 20 år motsvarar vägens halva tekniska livslängd. Man kan anta att massorna efter de fyrtio år som motsvarar den tekniska livslängden hos vägen, antingen används igen, t ex i en ny väg, eller deponeras. Båda dessa alternativ innebär att man även fortsättningsvis försöker minska infiltrationen av vatten ner i materialet. I exemplet motsvarar 1000-årsperspektivet att vägen istället har lämnats utan åtgärd, vilket då är ett konservativt antagande.

Utlakningshastigheten är normalt störst i inledningsskedet för att sedan plana ut. Den uppskattade utlakningen är gjord utifrån resultat från lakförsök i laboratorium enligt CEN-metoden. Värden som motsvarar 20 år har tagits fram genom inter- eller extrapolering. För 1000 års-perspektivet har resultat från tillgänglighetstest använts. Det bör observeras att den beräknade utlakningen baseras på laboratorievärden som ofta tenderar att vara konservativa. Ingen hänsyn har till exempel tagits till fastläggningsprocesser i jorden som sannolikt kommer att reducera halterna innan lakvattnen når någon grundvatten- eller ytvattenrecipient. För asfalt och hyttsten saknas analysresultat från jämförbara lakförsök. Dessa material har därför inte tagits med.

7.2.1 Morän

Om banken är uppbyggd av morän (skrymdensitet vid packat tillstånd 1,9 ton/m³) utgör de båda vägslänterna tillsammans drygt 11 ton/m väg. Den totala mängden som lakat ut från vägslänterna på 1 meter väg efter 20 år redovisas Figur 7.10.

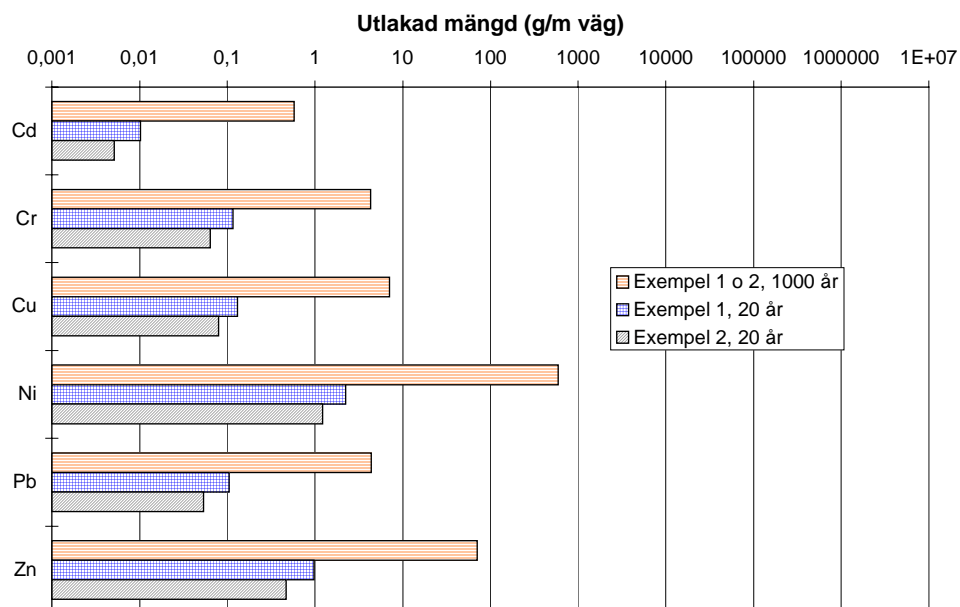
Några analysresultat på utlakning av klorid och sulfat från morän finns inte, men kan förmodas vara mycket liten.



Figur 7.10 Morän. Utlakad mängd under 20 respektive 1000 år.

7.2.2 Bergkross

Väglänterna i en bank uppbyggd av bergkross utgör 9,6 ton/m väg (skrymdensitet vid packat tillstånd 1,6 ton/m³). Den uppskattade utlakningen redovisas i Figur 7.11. Utlakning av klorid och sulfat från bergkross har inte analyserats, men kan förmodas vara mycket liten.



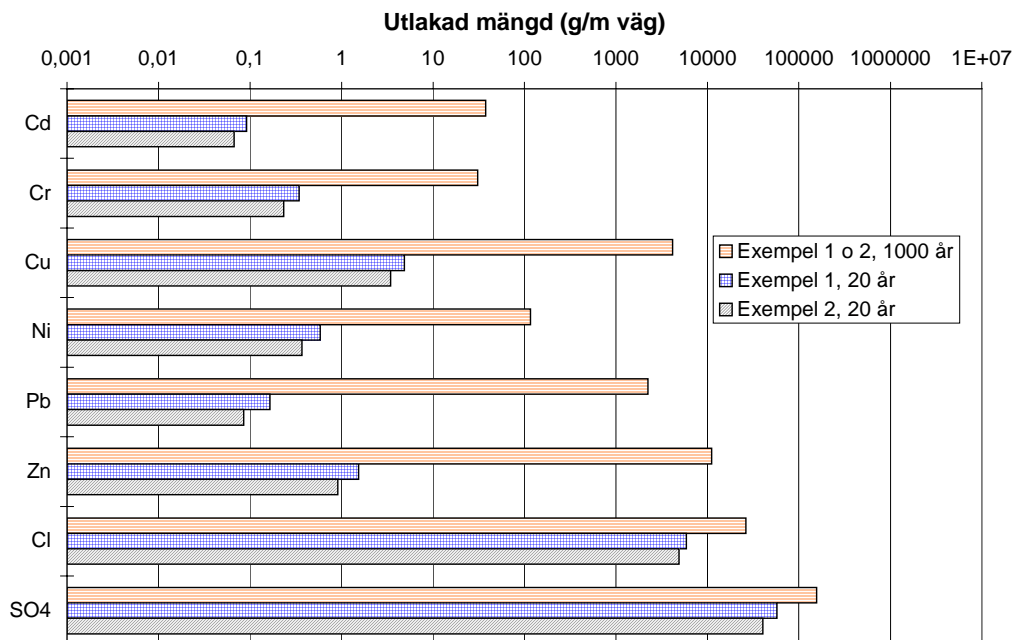
Figur 7.11 Bergkross. Utlakad mängd under 20 respektive 1000 år.

7.2.3 Naturgrus

Några lakförsök på naturgrus har inte gjorts, men utlakningen kan antas vara ganska lik eller högre än den från bergkross och morän.

7.2.4 Slaggrus

Med slaggrus (skrymdensitet vid packat tillstånd 1,65 ton/m³) utgör vägslänterna 9,9 ton per längdmeter väg. De föroreningsmängder som beräknas laka ut redovisas i Figur 7.12.

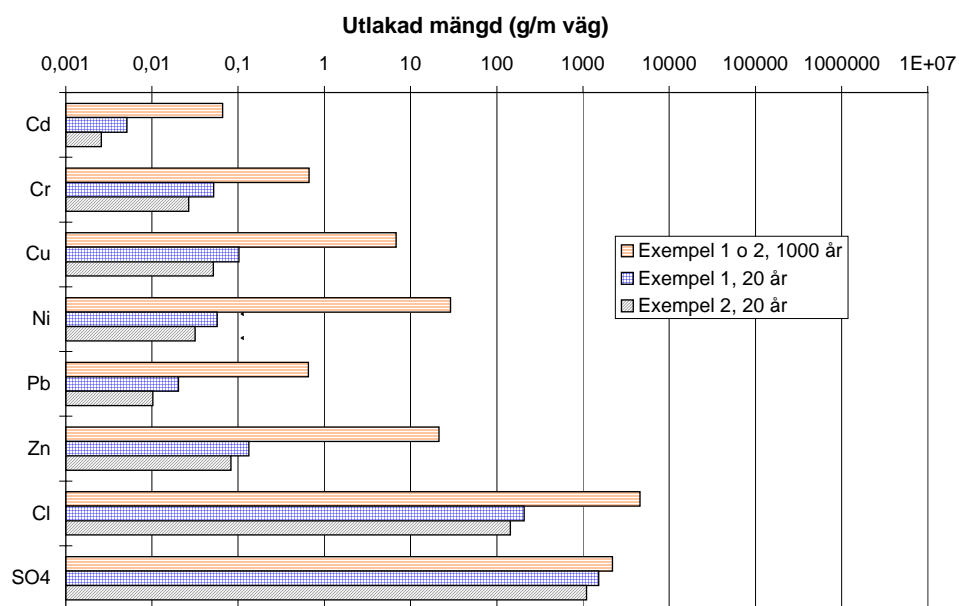


Figur 7.12 Slaggrus. Utlakad mängd under 20 respektive 1000 år.

7.2.5 Kolaska

Bottenaska från rostereldning

Med densiteten 1,1 ton/m³ (skrymdensitet, packat tillstånd) utgör vägsänorna i beräkningsexemplet 6,6 ton/ längdmeter väg. Den mängd som lakat ut redovisas i Figur 7.13. Som jämförelse redovisas också den mängd som kan förväntas laka ut på 1000 år.

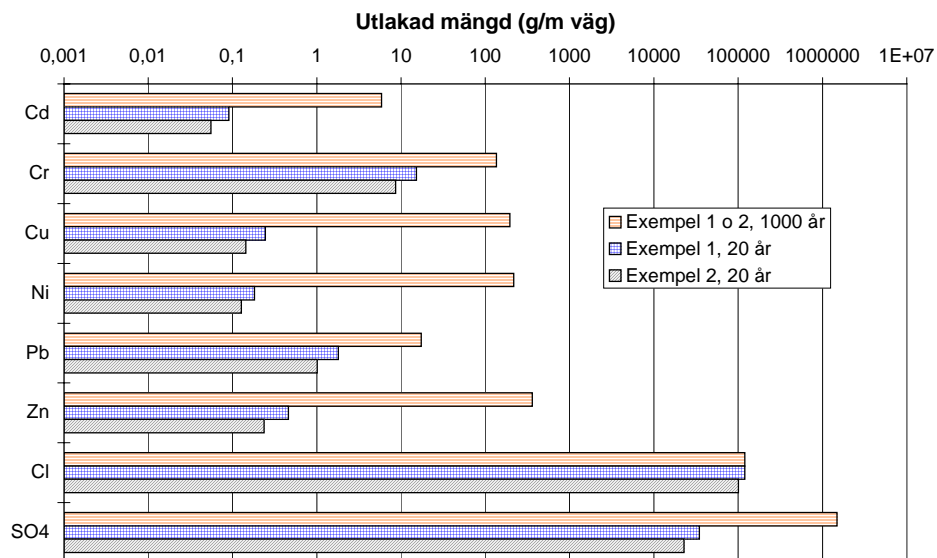


Figur 7.13 Bottenaska från koleldning på roster. Utlakad mängd under 20 respektive 1000 år.

Rökgasreningsprodukt från pulvereldning

Om banken utgörs av rökgasreningsprodukt (flygaska och rökgasavsvavlingsprodukt) från kolpulvereldning utgör vägslänterna cirka 8,1 ton/m väg (förutsatt skrymdensiteten vid packat tillstånd 1,35 ton/m³). Den mängd som kan förväntas laka ut redovisas i Figur 7.14. Klorid är lättutlakat och i princip all klorid kan förväntas laka ut under de första 20 åren.

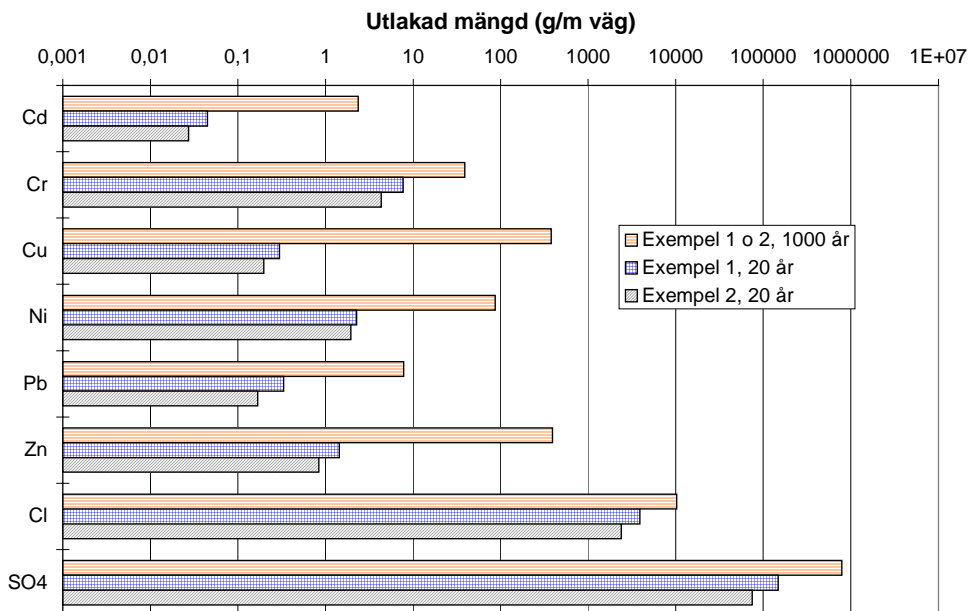
Figur 7.14 Rökgasreningsprodukt från kolpulvereldning. Utlakad mängd un-



der 20 respektive 1000 år.

PFBC-aska

Vägsränorna i en väg delvis uppbyggd av PFBC-aska (enligt exemplet) utgör 8,4 ton per längdmeter väg (antaget medelvärde för skrymdensitet vid packat tillstånd är 1,4 ton/m³). I Figur 7.15 redovisas den förväntade utlakningen. Observera dock att PFBC-askan är ett härdande material, vilket innebär att utlakningen i verkligheten blir avsevärt lägre.

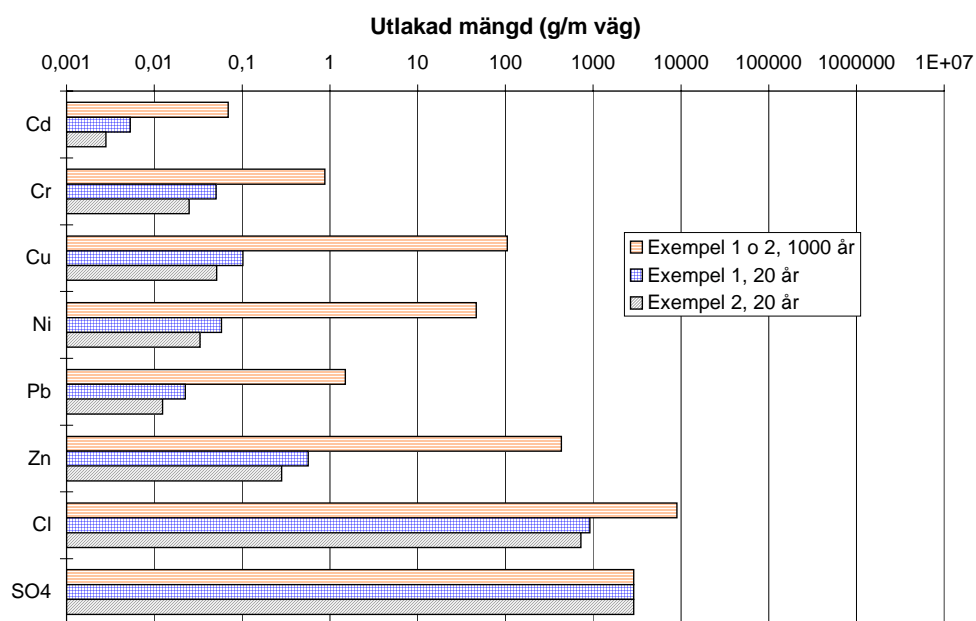


Figur 7.15 PFBC-aska. Utlakad mängd under 20 respektive 1000 år.

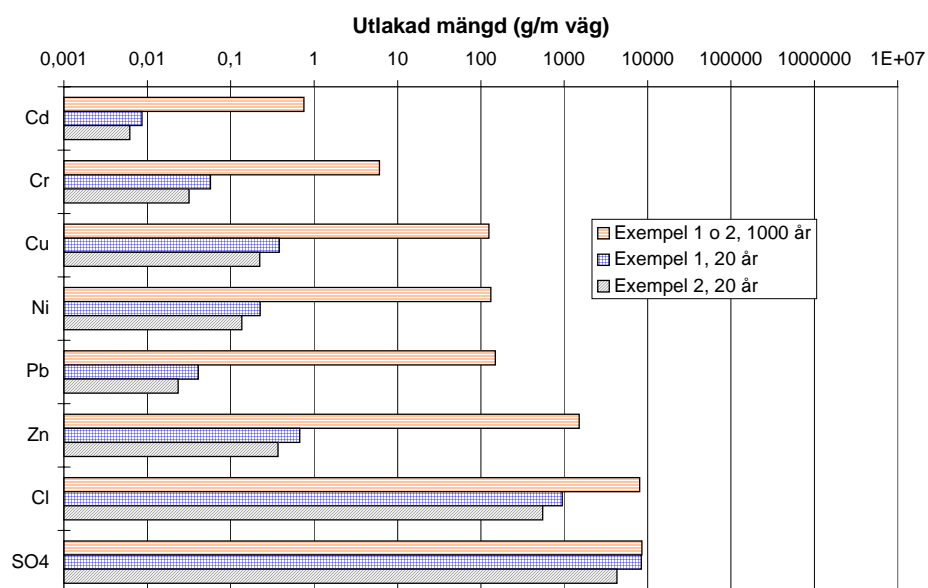
7.2.6 Övrig aska

Bottenaska från sameldning av kol och gummi på roster

Densiteten hos askan förutsätts var lika som bottenaskan vid förbränning av enbart kol (skrymdensitet i packat tillstånd 1,1 ton/m³). Det innebär att vägsränorna i de båda beräkningsexemplen utgör 6,6 ton/m³. I Figur 7.16 (Norrköpingsaska) och Figur 7.17 (Linköpingsaska) redovisas den beräknade utlakningen från askan. Klorid och sulfat lakar ut snabbt. För Norrköpingsaskan tycks hela den tillgängliga mängden sulfat laka ut redan under de tjugo första åren.



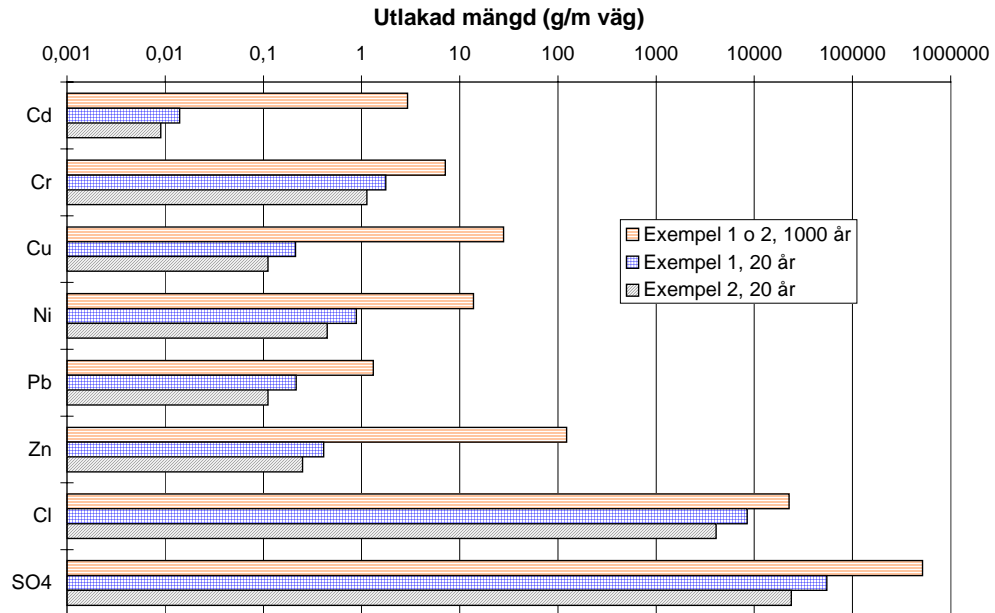
Figur 7.16 Bottenaska från sameldning av kol och gummi på roster (Norrköping). Utlakad mängd under 20 respektive 1000 år.



Figur 7.17 Bottenaska från sameldning av kol och gummi på roster (Linköping). Utlakad mängd under 20 respektive 1000 år.

Rökgasreningsprodukt från sameldning av torv- och träpulver

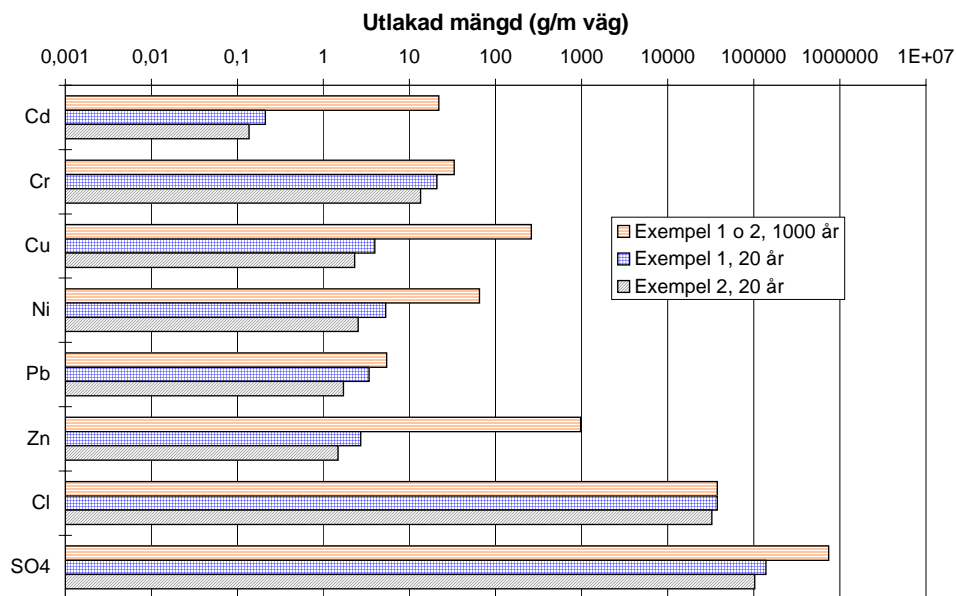
Vägsänterna utgör cirka 8,1 ton/m väg (skrymdensitet i packat tillstånd 1,25 ton/m³). Den beräknade utlakningen redovisas i Figur 7.18.



Figur 7.18 Rökgasreningsprodukt från sameldning av torv- och träpulver. Utlakad mängd under 20 respektive 1000 år.

Flygaska från sameldning av torv och trä i CFB

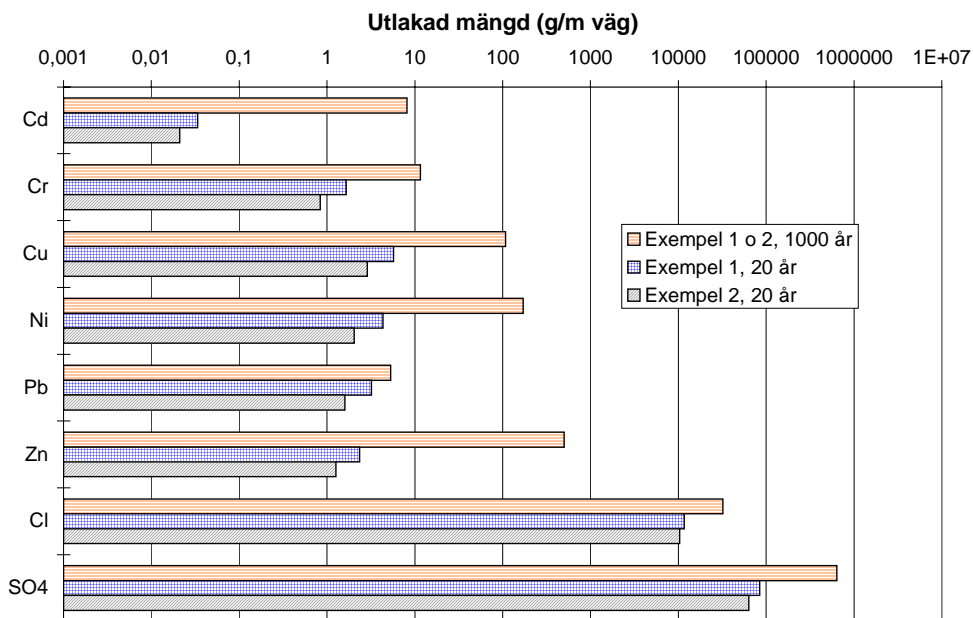
Med flygaska från sameldning av torv och trä i CFB i banken utgör vägslänterna cirka 9 ton per längdmeter väg (skrymdensitet vid packat tillstånd 1,1 ton/m³). Den beräknade utlakningen redovisas i Figur 7.19. Klorid som är lätt lakar ut nästan fullständigt under de första 20 åren.



Figur 7.19 Flygaska från sameldning av torv och trä i CFB. Utlakad mängd under 20 respektive 1000 år.

Flygaska från sameldning av torvpulver och beckolja

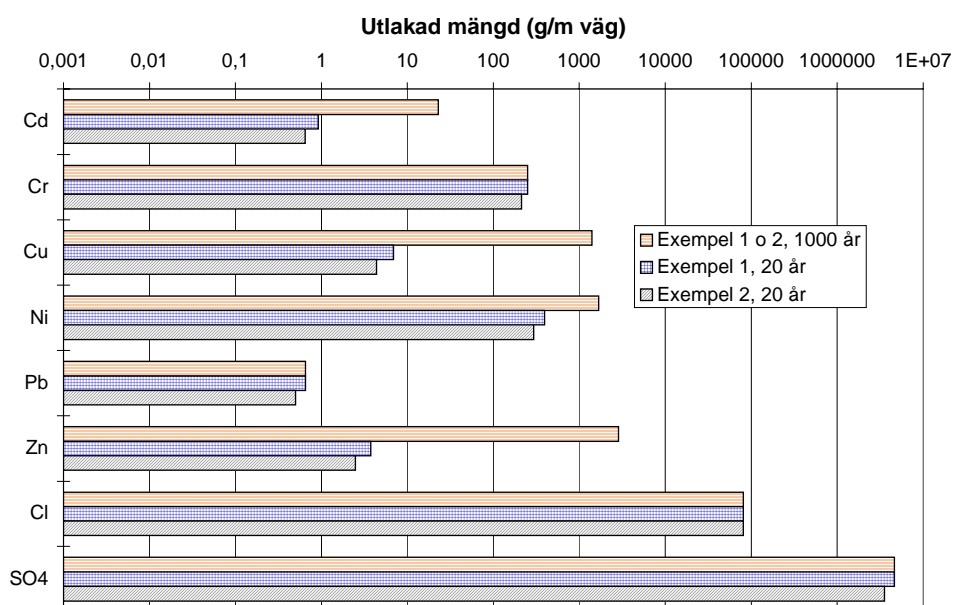
Askan antas ha samma densitet som flygaska från kolpulvereldning, vilket innebär att vägslänterna utgör cirka 8,1 ton/m väg (antagen skrymdensitet 1,35 ton/m³ vid packat tillstånd). I Figur 7.20 visas hur stor den utlakade mängden beräknas bli med flygaska från sameldning av torv och beckolja som vägbyggnadsmaterial.



Figur 7.20 Flygaska från sameldning av torvpulver och beckolja. Utlakad mängd under 20 respektive 1000 år.

Flygaska från beckolja

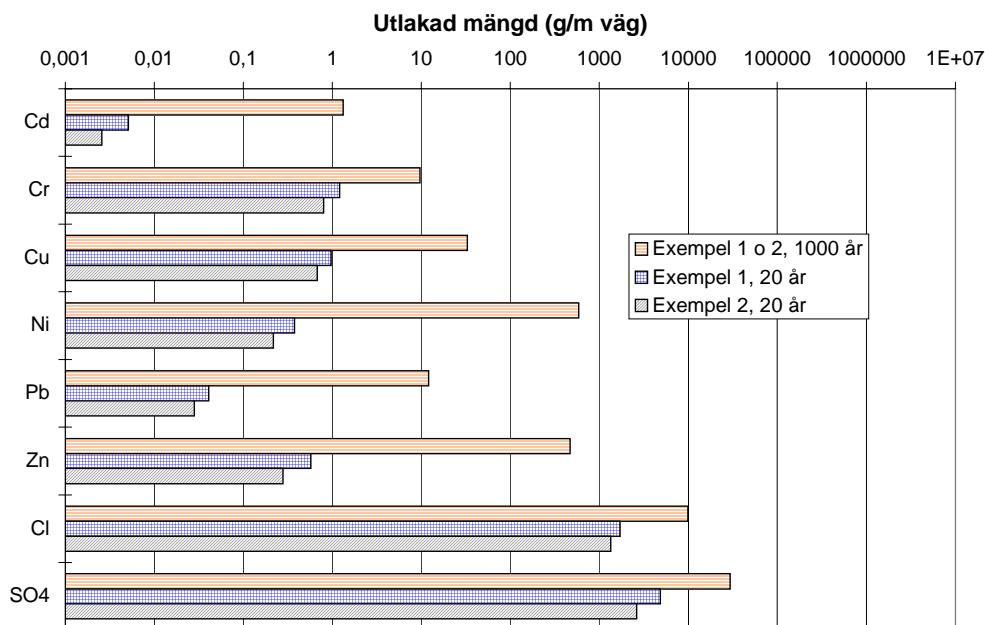
Densiteten hos flygaskan från förbränning av beckolja antas vara lika som för flygaska från sameldning av torv och beckolja (skrymdensitet 1,35 ton/m³ vid packat tillstånd). Det innebär att vägslänterna i exemplet utgör 8,1 ton/m väg. Utlakningen från askan har uppskattats grovt, se Figur 7.21. På grund av höga salthalter fanns vissa analysproblem, vilket gör att resultaten delvis är svårtolkade. Utlakningen blir förmodligen lägre i ett verkligt fall, eftersom askan härdras i kontakt med vatten.



Figur 7.21 Flygaska från beckolja. Utlakad mängd under 20 respektive 1000 år.

7.2.7 Betongkross

Betongkross antas ha en skrymdensitet vid packat tillstånd på 1,9 ton/m³. Det innebär i detta beräkningsexempel att betongkrosset i vägslänterna utgör 11,4 ton/m väg. Den mängd som förväntas laka ut redovisas i Figur 7.22.



Figur 7.22 Betongkross. Utlakad mängd under 20 respektive 1000 år.

7.2.8 Jämförelser

I Figur 7.10-Figur 7.22 visar en jämförelse mellan naturmaterial (morän och bergkross) och energiaskor följande:

Slaggrus har generellt en högre utlakning än naturmaterialen, med undantag för bly där utlakningen inledningsvis (beräkningsexempel 20 år) är lägre, och nickel där utlakningen på både kort och lång sikt är lägre. Bottenaska från koleldning på roster har mindre utlakade mängder av samtliga undersökta tungmetaller jämfört med naturmaterialen. Rökgasreningsprodukt från kolpulvereldning ger utlakade mängder av tungmetaller som är högre eller i nivå med naturmaterial, förutom koppar och zink där den utlakade mängden efter 20 år är lägre. Den utlakade mängden nickel är lägre även på lång sikt. Utlakningen av kadmium, koppar och bly från PFBC-aska under de första 20 åren är i nivå med den från naturmaterial, medan den utlakade mängden av övriga studerade metaller är större. Observera att härdning av askan ger lägre utlakning. På mycket lång sikt lakas större mängder ut av samtliga undersökta metaller från PFBC-askan än från naturmaterial. Bottenaska från sameldning av kol och gummi ger på kort sikt lägre mängder av utlakade tungmetaller jämfört med naturmaterial, med undantag för zink där utlakningen är i samma storleksordning. På mycket lång sikt (1000 år) är utlakningen av kadmium, koppar, bly och zink högre från askan än från naturmaterialen.

Askor från sameldning av torv och träbränslen skiljer sig markant sinsemellan beroende på förbränningsteknik. De utlakade mängderna är större från förbränning i CFB än pulvereldning. För askan från pulvereldning är utlakningen av de undersökta tungmetallerna på kort sikt lägre än eller i nivå med den från naturmaterial, med undantag för krom där utlakningen är högre. På lång sikt är utlakningen från askan från torv- och träpulvereldning högre än från naturmaterial. De utlakade mängderna från CFB-askan är större för samtliga undersökta metaller jämfört med naturmaterialen på både kort och lång sikt. Det bör dock noteras att vid CFB ingår en mindre del returträ (kreosotimpregnerat trä) som bränsle. Flygaskan från sameldning av torvpulver och becolja ger större mängder utlakade tungmetaller jämfört med naturmaterial, utom för krom där utlakningen på kort sikt är i nivå med naturmaterialen.

Flygaska från förbränning av enbart becolja ger höga mängder av utlakade metaller jämfört med naturmaterialen, med undantag för bly, där utlakningen i ett 20-årigt perspektiv är lägre. Eftersom becoljeaskan härdar i kontakt med vatten, bör dock utlakningen i ett verkligt fall bli lägre. Flygaska från becolja ger den största utlakningen av de undersökta energiaskorna.

Betongkross ger i ett kortare tidsperspektiv lägre utlakade mängder av flera tungmetaller jämfört med naturmaterialen. De utlakade mängderna av krom och koppar är dock högre från betongkross jämfört med naturmaterialen.

Sammanfattningsvis visar jämförelsen att utlakningen hos de flesta askor går långsamt och att de utlakade mängderna efter cirka 20 år i flera fall är lägre från energiaskor än från naturmaterial. I ett mycket långt tidsperspektiv (1000 år) är utlakningen från de flesta energiaskor högre, med undantag för rostereldad kolbottenaska där utlakningen även på lång sikt är lägre än från naturmaterial.

De utlakade mängderna i Exempel 1 och 2 skiljer sig åt i storlek. Utlakningen går långsammare i Exempel 2 på grund av att mindre vatten kommer i kontakt med materialet. Generellt är dock förhållandet mellan utlakning från aska respektive naturmaterial ungefär detsamma i de båda exemplen.

Det finns även andra aspekter att ta hänsyn till vid bedömning av miljöpåverkan vid användning av energiaskor som vägbyggnadsmaterial. Det gäller t ex resurshushållning och alternativet deponering av askor. Detta diskuteras närmare i kapitel 10, Diskussion.

Totalhalterna av föroreningar i energiaskor kan t ex jämföras med de halter som förekommer i vägdikesmassor (Vägverket, 1997), se Tabell 7.2. Vägdikesmassor är de massor som grävs bort vid rensning av vägdiken. Jämförelsen visar att halterna i energiaskor i många fall är lägre än de halter som förekommer i vägdiken.

<i>Materials</i> lag	<i>Cd</i> (mg/kg)	<i>Cu</i> (mg/kg)	<i>Pb</i> (mg/kg)	<i>Zn</i> (mg/kg)
Vägdikesmassor ¹⁾	0,17-1,4	9-106	19-590	31-266
Bottenaska från koleldning på rooster	0,096	19	4,3	18
Rökgasreningsprodukt från kolpulvereldning	1,5	172	140	256
PFBC-aska	0,37	85	58	138
Bottenaska från kol och gummi på rooster (Norrköping)	0,11	191	8,4	591
Bottenaska från kol och gummi på rooster (Linköping)	0,16	177	167	1300
Rökgasreningsprodukt från torv- och träpulver	0,81	39	22	157
Flygaska från förbränning av torv och trä i CFB	6,9	215	170	553
Flygaska från torvpulver och beckolja	1,5	32	63	132
Flygaska från beckolja	3,6	320	35	752

Tabell 7.2 Jämförelse av totalhalter av vissa tungmetaller i energiaskor och vägdikesmassor (¹⁾ Vägverket, 1998).

Halterna i lakvatten från energiaskor kan också jämföras med opåverkat ytvatten och de föroreningshalter som förekommer i vägdagvatten (Lundberg och Lindmark, 1994), se Tabell 7.3. Det bör observeras att lakvattenhalterna baseras på laboratorieförsök (CEN-lakning L/S=2), i verkligheten kan halterna förväntas bli lägre, bland annat beroende på härdning av materialet. Ur tabellen framgår att lakvattenhalterna är högre än bakgrundshalten (i detta fall opåverkat ytvatten), men i de flesta fall lägre än angivna halter i vägdagvatten.

<i>Materials</i> lag	<i>Cd</i> (µg/l)	<i>Cu</i> (µg/l)	<i>Pb</i> (µg/l)	<i>Zn</i> (µg/l)
Ytvatten, opåverkat	0,01-0,05	0,3-1,0	0,2-1,0	1-5
Vägdagvatten ¹⁾	-	5-25	50-125	125-400
Bottenaska från koleldning på rooster	<0,05	<1	<0,2	3,3
Rökgasreningsprodukt från kolpulvereldning	<1,9	<4,5	28	<5
PFBC-aska	<0,90	<7,7	3,2	25
Bottenaska från kol och gummi på rooster (Norrköping)	<0,07	<1	0,36	5,3
Bottenaska från kol och gummi på rooster (Linköping)	0,32	7,8	0,78	11
Rökgasreningsprodukt från torv- och träpulvereldning	<0,7	<5	5,4	18
Flygaska från förbränning av torv och trä i CFB	<4,9	68	34	37
Flygaska från torvpulver och beckolja	<0,75	55	59	30
Flygaska från beckolja	<28	163	<20	<100

Tabell 7.3 Jämförelse av halter av vissa tungmetaller i lakvatten och vägdagvatten (¹⁾ Lundberg och Lindmark, 1994).

8 Exempel på miljöpåverkan för fyllnadsmaterial vid vägbyggnad - hela kedjan från framställning till användning

För att ge exempel på miljöpåverkan från hela kedjan från framställning av vägmateriale till användning görs här några räkneexempel. Syftet är att belysa hur materialet i tidigare kapitel kan användas för att göra egna analyser och jämförelser. Det är viktigt att poängtera att jämförelsen dock inte blir en fullständig livscykelanalys.

Observera att en jämförelse mellan olika material inte blir helt relevant beroende på att materialen har olika densitet och användningsområden. Likaså beror den miljöbelastningen som kommer från vägen genom utlakning från vägbyggnadsmaterialet på hur vägen är konstruerad, vilket varierar från fall till fall. Sammantaget innebär detta att det är omöjligt att göra en generell bedömning av den miljöpåverkan som uppkommer på grund av utlakning vid användning av restprodukter. Det beror på anläggningens utformning och var den är lokaliserad. Ett krav är därför att göra en miljökonsekvensbeskrivning eller miljöbelastningsberäkning *i varje enskilt fall* där användning av energiaskor kan bli aktuellt.

En aspekt att ta hänsyn till vid bedömning av den totala miljöpåverkan är också det faktum att användning av energiaska i stället för naturmaterial innebär ett minskat uttag av naturresurser. Dessutom innebär det att ny mark inte behöver tas i anspråk för deponering.

De olika delar som behandlas är:

- framställning av produkten, emissioner till luft
- transporter, emissioner till luft
- utläggning anses i stort sett lika för de olika bränslena
- användning, utlakning

Baserat på förutsättningar och uppgifter angivna i kapitel i kapitel 0-7 redovisas resultatet från de jämförande beräkningarna i Tabell 8.1-Tabell 8.4. Transportavståndet har i beräkningarna antagits till 20 km för samtliga material. För transporterna är räknat med att fordonen går tomma i retur.

Emissionerna från framställning kan variera mellan specifika väg- eller anläggningsprojekt, med varierande förutsättningar och typer av utrustning som används. I Tabell 8.1 ges exempel på emissioner med förutsättningar som anges i kapitel 4. Transportavståndet har givetvis stor betydelse för emissioner från transporter. Förutsättningarna för jämförelse mellan olika projekt och användning av naturmaterial jämfört med energiaskor, varierar. De projekt som är troligast för energiaskor är i närheten eller i tätorter nära förbränningsanläggningen där energiaskorna produceras. Transportavståndet för energiaskor i dessa projekt blir då ofta kortare än för naturmaterial. I vägbyggnadsprojekt utanför tätorter blir förhållandet det omvända.

Material	Emission till luft från framställning och transport g/m väg							
	CO ₂ x1000	SO ₂	NO _x	Stoft	CO	N ₂ O	HC	CH ₄
Morän	166	11,4	2038	20,1	854	0,49	229	0,02
Bergkross	152	0,0	1552	15,7	579	1,15	181	0,12
Naturgrus	109	1,5	1178	0,7	534	0,07	154	0,01
Betongkross	146	0,0	1934	14,8	877	0,00	222	0,00
Energiaska,								
slaggrus	110	0	1195	0	548	0	158	0
bottenaska från koleldning på roster	73	0	796	0	365	0	106	0
rökgasreningprodukt från kolpulvereldning	90	0	977	0	448	0	130	0
PFBC-aska	93	0	1014	0	465	0	134	0
bottenaska från kol och gummi på	73	0	796	0	365	0	106	0

roster								
rökgasreningsprodukt från torv- och träpulver	83	0	905	0	415	0	120	0
flygaska från förbränning av torv och trä i CFB	73	0	796	0	365	0	106	0
flygaska från torvpulver och becolja	90	0	977	0	448	0	130	0
flygaska från becolja	90	0	977	0	448	0	130	0

Tabell 8.1 Jämförelse av emissioner till luft från framställning och transport.

Material	Utlakning av tungmetaller ackumulerat under 20 år											
	g/m väg											
	Cd		Cr		Cu		Ni		Pb		Zn	
	Ex 1	Ex 2	Ex 1	Ex 2	Ex 1	Ex 2	Ex 1	Ex 2	Ex 1	Ex 2	Ex 1	Ex 2
Morän	0,044	0,019	0,15	0,08	0,35	0,21	1,68	0,90	1,27	0,48	0,59	0,34
Bergkross	0,010	0,005	0,12	0,06	0,13	0,08	2,23	1,22	0,10	0,05	0,97	0,47
Naturgrus	0,010	0,005	0,12	0,06	0,13	0,08	2,23	1,22	0,10	0,05	0,97	0,47
Betongkross	0,005	0,003	1,21	0,80	0,96	0,68	0,37	0,22	0,04	0,03	0,57	0,28
Energiaska,												
slaggrus	0,092	0,067	0,34	0,23	4,86	3,45	0,59	0,37	0,17	0,09	1,54	0,91
bottenaska från koleldning på roster	0,005	0,003	0,05	0,03	0,10	0,05	0,06	0,03	0,02	0,01	0,13	0,08
flygaska från kolpulvereldning	0,091	0,055	15,2	8,65	0,24	0,14	0,18	0,13	1,81	1,01	0,46	0,24
PFBC-aska	0,045	0,027	7,66	4,34	0,30	0,20	2,27	1,94	0,33	0,17	1,44	0,84
bottenaska från kol och gummi på roster	0,007	0,004	0,05	0,03	0,24	0,14	0,14	0,08	0,03	0,02	0,62	0,33
flygaska från torv- och träpulver	0,014	0,009	1,76	1,13	0,21	0,11	0,88	0,45	0,22	0,11	0,41	0,25
flygaska från förbränning av torv och trä i CFB	0,212	0,137	20,8	13,5	3,97	2,31	5,31	2,52	3,39	1,71	2,73	1,48
flygaska från torvpulver och becolja	0,034	0,021	1,66	0,84	5,71	2,87	4,32	2,04	3,20	1,60	2,35	1,26
flygaska från becolja	0,926	0,647	252	214	6,93	4,40	394	295	0,65	0,50	3,77	2,50

Tabell 8.2 Jämförelse av utlakning av tungmetaller vid användning, ackumulerat under 20 år.

Material	Utlakning av salter ackumulerat under 20 år			
	kg/m väg			
	Cl		SO ₄	
	Ex 1	Ex 2	Ex 1	Ex 2
Morän	-	-	-	-
Bergkross	-	-	-	-
Naturgrus	-	-	-	-
Betongkross	1,7	1,3	4,8	2,6
Energiaska,				
slaggrus	5,9	4,9	58	40
bottenaska från koleldning på roster	0,2	0,1	1,5	1,1
rökgasreningsprodukt från kolpulvereldning	120	100	35	23
PFBC-aska	3,9	2,4	148	75
bottenaska från kol och gummi på roster	0,9	0,6	5,6	3,6
rökgasreningsprodukt från torv- och träpulver	8,4	4,1	55	24
flygaska från förbränning av torv och trä i CFB	38	33	139	103
flygaska från torvpulver och becolja	12	10	84	63
flygaska från becolja	81	81	4648	3539

Tabell 8.3 Jämförelse av utlakning av salter vid användning, ackumulerat

under 20 år.

Material	Utlakning av tungmetaller och salter ackumulerat under 1000 år							
	Tungmetaller g/m väg						Salter kg/m väg	
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Cl	SO ₄
Morän	0,27	4,23	11	556	1,7	32	-	-
Bergkross	0,58	4,30	7	595	4,4	71	-	-
Naturgrus	0,58	4,30	7	595	4,4	71	-	-
Betongkross	1,33	9,61	33	587	12,1	470	9,9	29
Energiaska,								
slaggrus	37,8	30,8	4139	116	2235	11076	26	156
bottenaska från koleldning på rooster	0,07	0,66	7	29	0,7	21	4,6	2,2
rökgasreningssprodukt från kolpulvereldning	5,87	136	196	217	17,4	360	120	1493
PFBC-aska	2,37	38,9	379	86	7,8	392	10	794
bottenaska från kol och gummi på rooster	0,41	3,48	115	89	75,1	969	8,5	5,7
rökgasreningssprodukt från torv- och träpulver	2,94	7,13	28	14	1,3	122	23	519
flygaska från förbränning av torv och trä i CFB	21,9	33,1	261	65	5,4	980	38	743
flygaska från torvpulver och becolja	8,15	11,6	108	171	5,3	499	32	638
flygaska från becolja	22,9	252	1398	1685	0,7	2857	81	4648

Tabell 8.4 Jämförelse av utlakning av tungmetaller och salter vid användning, ackumulerat under 1000 år.

Jämförelse av miljöpåverkan från användning mellan naturmaterial och de energiaskor som ingått i denna studie visar att det finns askor som har lika bra eller bättre miljöegenskaper än naturmaterial. Det gäller både med avseende på tillgänglig mängd (totalt utlakbart) samt utlakade mängder i ett kortare tidsperspektiv av de tungmetaller som analyserats i detta projekt. Det finns dock även askor som troligtvis är mindre lämpliga för nyttiggörande. Egenskaperna hos de askor som är mindre lämpliga kan förbättras genom stabilisering eller annan behandling. Observera dock att vissa av askorna härddar i kontakt med vatten, vilket ger en lägre utlakning än vad labförsöken visar. I Tabell 8.5 redovisas resultaten från de organiska analyserna.

Material	EGOM (mg/kg TS)	EOX (mg/kg TS)	PAH (mg/kg TS)
Asfalt	25	3,1	>0,1
Morän	<1,0	0,06	<0,1
Bergkross	<1,0	0,05	<0,1
Betongkross	12	6,6	0,1
Energiaska,			
bottenaska från koleldning på rooster	14	0,39	<0,1
rökgasreningssprodukt från kolpulvereldning	0,98	0,1	<0,1
PFBC-aska	0,38	0,05	<0,1
bottenaska från kol och gummi på rooster	<1,3	0,12	<0,1
rökgasreningssprodukt från torv- och träpulver	<1,2	0,1	<0,1
flygaska från förbränning av torv och trä i CFB	7,4	0,5	<0,1
flygaska från torvpulver och becolja	<1	0,12	<0,1
flygaska från becolja	<0,5	0,05	<0,1

Tabell 8.5 Sammanfattning av resultat från organiska analyser.

I Tabell 8.6 görs en sammanställning av hur toxiciteten hos lakvatten från de olika materialen bedömts utifrån Microtox-test. Microtox-testet utförs med hjälp av bakterier. Microtox-test, som är en relativt enkel metod att mäta toxicitet, ger en uppfattning om materialets akuta toxicitet. Det innebär att man studerar effekten på organismen om den utsätts för höga halter under kort tid. Resultaten visar att även naturliga material som bergkross och morän kan ge upphov till lakvatten med viss toxicitet. Det är viktigt att påpeka att resultaten baseras sig på ett prov och att resultat från testet inte utan vidare kan extrapoleras till andra arter.

<i>Materialslag</i>	<i>Akut toxicitet</i>
Asfalt	måttlig
Morän	låg
Bergkross	låg
Betongkross	måttlig
Energiaska,	
kolbottenaska från rostereldning	låg
flygaska från kolpulvereldning	ej akuttoxiskt
PFBC-aska	ej akuttoxiskt
flygaska från beckolja	måttlig
bottenaska från kol och gummi på roster (Norrköping)	låg
bottenaska från kol och gummi på roster (Linköping)	låg
flygaska från torv- och träpulver	ej akuttoxiskt
flygaska från torvpulver och beckolja	ej akuttoxiskt
flygaska från förbränning av torv och trä i CFB	ej akuttoxiskt

Tabell 8.6 Jämförelse av akuttoxicitet.

9 Kvalitetssäkring och förslag till uppföljning

9.1 Kvalitetssäkring av aska

Nyttiggörande av restprodukter som bl a vägbyggnadsmaterial kräver att rutiner finns utarbetade vilka säkerställer den tekniska och miljömässiga kvaliteten. SGI har i en rapport åt REFORSK (Fällman och Hartlén, 1994) utarbetat ett förslag till system för kvalitetssäkring av sorterad bottenaska från avfallsförbränning. Principerna bör kunna gälla även för andra typer av energiaskor. Systemet bygger på att man genom noggranna undersökningar initialt får tillräcklig kunskap om askan för att kunna föreslå en enklare form av fortlöpande kvalitetskontroll.

I ett första skede görs en karakterisering med utgångspunkt att undersöka:

- den normala variationen i materialets sammansättning
- de miljömässiga egenskaperna på ett uttaget representativt prov

Provtagningsförfarande och bestämning av antalet delprov görs förslagsvis enligt den nyutkomna Nordtest-metoden (Nordtest, 1997).

Utifrån denna första omfattande karakterisering kan en bedömning av miljöpåverkan göras, liksom en bedömning av vilken typ av fortsatt kontinuerlig kvalitetskontroll som är nödvändig. Vid den fortlöpande kvalitetskontrollen undersöks askan med hjälp av enklare tester. Resultat från testerna jämförs med fastställda gränsvärden.

9.2 Möjligheter att förbättra och förändra askan

Restprodukternas egenskaper beror bland annat på:

- bränsle, innehåll av till exempel tungmetaller varierar
- förbränningsbetingelser, till exempel temperatur
- eventuella tillsatser vid rökgasrening, till exempel tillsats av kalk
- driften

Det finns flera driftparametrar som inverkar på askans kvalitet. Förbränningstekniska åtgärder för att minska utsläppen av kväveoxider kan medföra kvalitetsändringar av restprodukten. Exempelvis varierar andelen oförbränt i askan beroende på förbränningen.

Vissa möjligheter finns att påverka askan. Arbete har hittills inte lagts ned på att optimera askkvaliteten. I framtiden är det troligt att askkvaliteten ingår som en parameter i den totala driftoptimeringen av anläggningen.

Den undersökta PFBC-askan utgjordes av cirka 25% bäddaska, cirka 0,5% filteraska och cirka 75% cyklonaska. Eftersom filteraskan erfarenhetsmässigt är den aska som innehåller mest tungmetaller, skulle en bortsortering av denna askfraktion, förmodligen innebära att miljöegenskaperna hos askblandningen förbättrades.

Koncentrationen av tungmetaller är oftast högre i de mindre askpartiklarna. I ett elfilter avskiljs de i det sista systemet av filtret. Vid ett elfilter med till exempel tre system, kan separation av askan från det sista systemet ge en aska med bättre miljöegenskaper.

9.3 Förslag till miljömässig och teknisk uppföljning

En uppföljning av eventuell föroreningsspridning kan göras med hjälp av grundvattenprovtagning. Grundvattenrör sätts då i anslutning till den fyllning där aska använts (t ex i släntfot). Ett kompletterande rör för referensprovtagning sätts på ett sådant avstånd från den aktuella fyllningen att mark och grundvatten där bedöms opåverkat. Vid provtagning av grundvatten kan antingen öppna eller slutna (t ex BAT-spets) rör användas. Om slutna rör används kan vattenprovtagning ske i bestämda zoner. I samband med vattenprovtagning mäts också vattennivån. Provtagning bör göras regelbundet under flera år (1 gång per år kan anses tillräckligt). Analys av pH, redox, tungmetaller samt klorider och sulfater bör göras.

Även de tekniska egenskaperna är intressanta att följa upp, speciellt innan användningen av vattenrör fått någon större utbredning, och de svenska erfarenheterna är begränsade.

Vilka tekniska egenskaper som bör undersökas går inte att ange generellt, utan detta beror på användningsområde. I VÄG 94 och MarkAMA finns krav på egenskaper och vilka metoder som ska användas för att bestämma dessa egenskaper, se vidare i Bilaga 1. För närvarande pågår i Vägverkets regi, arbete med att finna lämpliga metoder för bedömning av restprodukter (alternativa material). De metoder som hänvisas till i VÄG 94 är avsedda för naturmaterial och därigenom oftast inte lämpade att användas för undersökning av alternativa material. Tills vidare måste man dock acceptera de mätmetoder som finns angivna idag.

10 Diskussion

Intresset att hushålla med naturresurser står delvis i konflikt med intresset att skydda miljön mot den påverkan en användning av energiaskor innebär. Alternativet till användning av energiaskor inom väg- och anläggningsprojekt är i de flesta fall deponering. Beträffande miljöbelastningen från energiaskor som deponeras kommer i det långa tidsperspektivet alla lakbara ämnen att lämna en deponi oavsett vilka skyddsåtgärder som vidtas. Jämförs detta med att energiaskor används för väg- eller anläggningsändamål, innebär detta att det i princip endast är ett val av lokalisering. De frågeställningar som då uppkommer gäller vilka halter som uppstår och hur stora mängder som omgivningen totalt kommer att belastas med. Möjligheterna att utnyttja energiaskor i t ex ett vägprojekt skulle då främst avgöras av i vad mån den aktuella platsen tål en ökad miljöbelastning.

Som framgått av kapitel 3.2 ger även naturmaterial upphov till utlakning av miljöstörande ämnen. I en miljökonsekvensbeskrivning redovisas lämpligen även skillnaden i miljöbelastning som användning av en energiaska ger upphov till jämfört med naturmaterial.

Att avsättningsområdet för energiaskor är huvudsakligen inom anläggningens närområde medför att användningen av energiaskor främst kommer att ske inom urbaniserade områden för utfyllnings-, gatubyggnads- eller vägändamål. Askorna bör läggas under hårdgjorda ytor, vilket i hög grad reducerar lakvattenproduktionen. Vidare kan misstänkas att grundvatten inom urbaniserade områden ofta är så påverkat av andra skäl att det inte kan anses utgöra någon dricksvattenresurs.

Av ovanstående framgår att en kontrollerad användning av energiaskor måste anses fördelaktigt för samhället från såväl naturresurs- som miljösynpunkt. Vägs därvid även in att framställning och användning av naturmaterial också innebär en miljöpåverkan vilket de fiktiva beräkningarna i kapitel 7.2 visar och att deponering av askorna i det långa tidsperspektivet genererar lika stora utsläpp, förstärks denna slutsats ytterligare. Det kan även konstateras att internationellt är användningen av energiaskor klart mer utbredd och att detta även gäller länder med på flera områden hårda miljökrav som bl a USA, Tyskland, Danmark och Nederländerna.

I Sverige har hittills inte kriterier tagits fram på vilken utlakning eller vilket metallinnehåll i askor som är acceptabelt för olika slags nyttiggörande. Detta beror bl a på att naturmaterial funnits tillgängligt till en låg kostnad. Det finns därför en stor osäkerhet hos de myndigheter som har att bedöma tillståndsärenden när det gäller askor till vägbyggnad. Resultatet från denna rapport bör kunna användas som underlag för att ta fram kriterier för nyttiggörande av energiaskor.

Lämpligheten hos de askor som undersökts i denna studie för prov i anläggningsprojekt sammanfattas i Tabell 10.1. Analysresultaten som tagits fram i denna studie bygger på prov tagna vid några enstaka tillfällen. Det är viktigt att komma ihåg att bränslets sammansättning och därmed innehåll av tungmetaller varierar. Tungmetallinnehållet kan till exempel variera mycket mellan olika kolsorter så väl som mellan olika torvsorter. I askan från träeldning i CFB ingår en mindre andel returträ (kreosotflis), som kan innehålla föroreningar i varierande utsträckning. Egenskaperna hos de askor som i Tabell 10.1 anges som tveksamma kan förbättras genom stabilisering eller annan behandling och kan då bli lämpliga för anläggningsprojekt.

<i>Energiaskor</i>	<i>Lämplighet för att provas i anläggningsprojekt</i>
Bottenaska från koleldning på roster	Kan användas
Rökgasreningprodukt från kolpulvereldning	Kan användas
PFBC-aska	Kan användas
Bottenaska från kol och gummi på roster	Bör kunna användas ¹⁾
Rökgasreningprodukt från torv- och träpulver	Kan användas
Flygaska från förbränning av torv och trä i CFB	Tveksamt ²⁾³⁾
Flygaska från torvpulver och becolja	Bör kunna användas ⁴⁾
Flygaska från becolja	Tveksamt ³⁾

- 1) beror på andelen gummi
- 2) beror på andelen returträ (kreosotflis)
- 3) behandling kan göra askan lämplig för användning
- 4) beror på andelen beckolja

Tabell 10.1 Lämpligheten hos energiaskor, som ingått i denna studie, för att provas i anläggningsprojekt.

I avsaknad av verkliga försök med olika slags energiaskor, med undantag för bottenaska från koleldning på roster, föreslås med utgångspunkt från resultaten i denna utredning att ett antal mindre försök genomförs med i första hand de mest lämpade materialen.

Försöken med energiaskor bör inledningsvis genomföras på sådana mindre vägar, parkeringsplatser m m, där risken är liten för att skyddsvärd miljö, vatten och mark, påverkas. I försöken följs storleksordningen av utlakning och övrig eventuell miljöpåverkan upp.

Bilagor

- 1 Gällande regler och anvisningar för användning av material för vägfyllnad**
Enligt direktiv väg -94.
- 2 Miljöansvar**
Alrutz' PM
- 3 Provtagning och miljömässig karakterisering av askor**
- 4 Slaggrus ett material i kretslopp! SYSAV visar vägen**
Särtryck RECYCLING 5/1997.
- 5 Referenser**

Bilaga 1 Gällande regler och anvisningar för användning av material för vägfyllnad

Till skillnad från ett flertal andra länder finns det i dag inga specifika nationella miljökrav i Sverige för nyttiggörande av restprodukter. Inte heller finns det några tekniska krav som enbart gäller för restprodukter.

När det gäller miljöpåverkan regleras användningen främst av miljöskyddslagen. Om användning av en restprodukt bedöms medföra förorening av mark och vatten måste en provning ske enligt miljöskyddslagen. Beroende på om användningen anses ge upphov till en *ringa* eller *icke ringa* påverkan måste en anmälan alternativt en provning i varje enskilt fall göras. Att lagtexten är oklart skriven (det saknas riktlinjer för när påverkan kan anses som ringa) medför att skilda bedömningar görs hos olika länsstyrelser. Detta framgår också av erfarenheter från olika tillståndsprövningar.

Vad gäller de tekniska egenskaperna måste vid byggande i Vägverkets regi, restprodukten uppfylla de allmänna krav som ställs på material för olika användning i en väggropp. Dessa krav specificeras i VÄG 94 (Vägverket 1994). Byggande som inte sker i Vägverkets försorg, behöver inte följa VÄG 94. En kommun, liksom en industri eller en annan produktionsenhet, kan välja att i stället följa MarkAMA, eller att upprätta en helt egen kravspecifikation.

I VÄG 94 redogörs endast i begränsad omfattning för de generella förutsättningar som gäller vid användning av restprodukter (Vägverket 1994):

"Restprodukter som t ex slagg får användas om de accepteras av beställaren och:

- *är acceptabla ur miljö- och hälsosynpunkt*
- *inte ger problem vid återanvändning, deponering eller destruktion*
- *kan visas ha minst lika goda egenskaper ur bl a bärformåge-, stabilitets- och beständighetssynpunkt som de material de ersätter.*

Restprodukter skall analyseras med avseende på kemisk sammansättning och risk för urlakning. Krav på placering och eventuella skyddsåtgärder skall utredas. Samråd skall ske med länsstyrelsens naturvårdsenhet."

Kraven på ett materials tekniska egenskaper för vägbyggnadsändamål baserar sig enligt VÄG 94 huvudsakligen på vilket tillämpningsområde som avses. Ju högre upp i väggroppen, desto högre krav ställs på materialet. Egenskaper som har stor betydelse är materialets värmeledningstal, bärighet och beständighet. Skrymdensitet, tjälfarlighet, kornfördelning, inre friktionsvinkel, permeabilitet, kapillaritet liksom materialets packningsegenskaper är andra viktiga egenskaper. Dessa egenskaper tillhör dem som i princip alltid måste klarläggas innan ett material kan komma ifråga för vägbyggnadsändamål som regleras enligt VÄG 94.

Ett problem är att finna metoder som på ett bra sätt redovisar ovanstående egenskaper. De metoder som finns idag är i första hand avsedda för konventionella material, och inte alltid tillämpbara på restprodukter.

Mark AMA håller på att arbetas om och kommer förmodligen ut under 1998 som AMA 98. I remissutgåvan från december 1996 finns under kapitlet om fyllningar underrubriken "CEB 1382. Fyllning med restprodukter". Endast underrubriken är angiven och några generella krav finns inte uppställda. Krav vid användning av restprodukter kan därför sättas upp för varje enskilt objekt.

Bilaga 2 Miljöansvar

Alrutz' advokatbyrå AB
Stockholm

1996-10-24

PM angående ansvar för miljöskador vid nyttiggörande av s k energiaska

På uppdrag av EFO Energiaskor AB har Alrutz' Advokatbyrå utarbetat en skrivelse med utgångspunkt från vilket ansvar leverantörer av askor har för skador på grund av nyttiggörande av askan samt hur leveransavtalet skall formuleras för att leverantören skall undgå detta ansvar.

Straffansvar kan utkrävas med stöd av 13 kap 8 a och 9 §§ brottsbalken (BrB) samt 45 § miljöskyddslagen (ML).

I **13 kap 8 a och 9 §§ BrB** straffbeläggs förorening av mark, vatten eller luft som medför eller kan medföra hälsorisker eller skador på djur och växter som inte är av ringa betydelse eller annan betydande olägenhet i miljön. Om brottet begås med uppsåt, d v s insikt om risken för skador etc, skall den skyldige dömas för "miljöbrott" med fängelse och/eller böter som påföljd. Om brottet i stället begås av oaktsamhet skall den skyldige dömas till "vållande till miljöstörning" med endast böter som påföljd. Bestämmelserna riktar sig mot den som utfört föroreningen – vid nyttiggörande av energiaska, nyttiggöraren. Leverantören av askan skulle dock kunna göras skyldig för "medhjälp" enligt 23 kap 4 § BrB, dock under förutsättning att han medverkat med uppsåt eller oaktsamhet. Bestämmelserna är inte tillämpliga för det fall någon myndighet tillåtit det förfarande som orsakat föroreningen eller om förfarandet är allmänt vedertaget. Leverantören bör därför se till att i leveransavtalet, som förutsättning för leveranserna av energiaska, kräva att tillstånd enligt miljöskyddslagen till nyttiggörandet söks och att nyttiggörandet sker i enlighet med detta tillstånd och villkor härför. Leverantören bör vidare se till att askan uppfyller de generella krav Naturvårdsverket ställer för nyttiggörandet av energiaskor.

I **45 § ML** straffbeläggs överträdelser av förbud, tillståndsplikt, beslut m m som meddelats med stöd av miljöskyddslagen. Om leverantören ser till att tillstånd erhålls för nyttiggörandet av levererad energiaska samt att askan innehåller de krav som eventuellt ställs i tillståndsbeslutet kan han omöjligen göras ansvarig med stöd av 45 § ML.

Skadeståndsansvar för skador på grund av nyttiggörande av energiaska kan utkrävas med stöd av skadeståndslagen, miljöskadelagen och produktansvarslagen.

Skadeståndslagen (SkL) är generell och omfattar alla typer av skador. Skadestånd enligt SkL skall utges för skador som orsakats genom uppstå eller vårdslöshet. Uppsåt eller vårdslöshet torde föreligga om leverantören levererar energiaska, trots att ha insett eller bort inse att nyttiggörande av askan kunde orsaka miljöskador.

Enligt **miljöskadelagen** (MsL) skall skadestånd utges för skador som orsakats genom verksamhet på en fastighet. Skadestånd skall i så fall utges av fastighetsägaren eller brukare av fastigheten. Ansvar kan således inte utkrävas av leverantörer.

Enligt **produktansvarslagen** (PaL) skall skadestånd utges för skador som orsakats av en produkt. Med "produkt" avses bland annat obearbetade naturprodukter. Lagen torde därför omfatta också energiaska. Skadestånd utgår för personskador och skador på egendom avsedd för enskilt bruk – följaktligen inte för egendom som tillhör det allmänna eller företag – och det kan utkrävas av bland annat leverantörer. Dock krävs att produkten är behäftad med en "säkerhetsbrist", d v s att den inte är så säker som skäligen kan förväntas. Bedömningen av huruvida säkerhetsbrist föreligger skall vara objektiv med utgångspunkt från den kunskap som vetenskaplig expertis besitter. Det spelar därvid i princip inte någon roll huruvida produkten eller utnyttjandet av produkten tillåtits av någon myndighet eller inte. Även om säkerhetsbrist skulle anses föreligga vid skadetillfället kan leverantören freda sig med att produkten framstod som säker vid tidpunkten för leveransen. Leverantören kan inte flytta över sitt ansvar på någon annan, exempelvis i leveransavtalet. Den skadelidande har rätt att kräva skadestånd av leverantören oavsett vad leveransavtalet anger. Dock kan leverantören i leveransavtalet skaffa sig en regressrätt, d v s rätt att kräva ersättning av sin motpart för det skadestånd han tvingats utge till andra än motparten.

Slutligen finns också möjlighet för leverantörens motpart (den som nyttiggör energiaskan) att med stöd av oskrivna, obligationsrättsliga regler kräva Skadestånd av leverantören, för det fall leverantören varit oförsiktig att lämna någon form av garanti om att askan inte skulle ge upphov till skador.

Följande råd lämnas.

Leverantören bör se till att nyttiggörandet av levererad energiaska sker i enlighet med myndighets tillstånd eller, om tillståndsplikt inte föreligger, föreskrifter, råd och anvisningar som meddelats för nyttiggörandet. Följande klausul föreslås.

"NN skall se till att för nyttiggörandet av kolaskan erforderliga tillstånd föreligger samt att nyttiggörandet sker i enlighet med dessa tillstånd. Om tillståndsplikt inte föreligger ansvarar NN för att nyttiggörandet sker enligt gällande föreskrifter och/eller myndigheters råd och anvisningar. Om tillstånd, föreskrifter, råd eller anvisningar inte följs åger Energibolaget rätt att häva avtalet."

Energibolaget skulle kunna göras skadeståndsskyldigt enligt produktansvarslagen om levererad aska utgör en "produkt" och dessutom anses vara behäftad med en

s k säkerhetsbrist, d v s att produkten inte är så säker som skäligen kan förväntas med utgångspunkt från den kunskap som vetenskaplig expertis besitter. Enligt min bedömning får Naturvårdsverket och andra myndigheters råd och anvisningar anses sammanfatta den kunskap som vetenskaplig expertis besitter beträffande askåterföring. Med den ovan föreslagna bestämmelsen säkerställs att Energibolagets motpart följer dessa råd och anvisningar samt ges Energibolaget rätt att häva avtalet om råden och anvisningarna inte följs.

Energibolaget bör vidare se till att leveransavtalet innehåller en beskrivning av hur askan skall hanteras för att om möjligt undvika skador. Om sådan information inte lämnas riskerar nämligen leverantören ansvar också för skador som uppkommit genom bristfällig hantering.

Slutligen bör avtalet innehålla en bestämmelse enligt vilken Energibolagets motpart påtar sig ansvaret för skador som levererad aska kan orsaka på "tredje man", men kan, om bolaget tvingas utge skadestånd, kräva ersättning av motparten regressvis. Följande lydelse föreslås.

"NN ansvarar för samtliga skador som askan orsakar på "tredje man" efter utförd leverans."

Mats Björk

Bilaga 3 Provtagning och miljömässig karakterisering av askor

Provtagningen av de undersökta askor från de olika anläggningarna har i stort följt rekommendationerna enligt Nordtest-metoden NT ENVIR 004 (Solid waste particulate materials. Sampling.) som nu är under tryckning. I Tabell B3.1 har data kring provtagning av askor vid de olika anläggningarna ställts samman för de askor som har analyserats inom detta projekt.

Anläggning	Provtagningsdatum	Panna	Antal delprov	Förbränningstyp	Aska	Bränsle	Driftdata
Västerås	970304-970310	P4	7	brännare	rökgasreningsprodukt (flygaska + rökgasavsvavlingsprodukt)	kol	normal drift ej full last (80% av maxlast)
Stockholm, Värtan	970307-970316	P4+P5	25 per aska	PFBC	25% bäddaska 0,5% filteraska 75% cyklonaska	kol	normal drift
Örebro	970310-970317	P5	6?	CFB	flygaska	70% trä (varav 10% kreosotimpregnerat trä) 30% torv	normal drift medellast 140 MW
Norrköping*			2?	roster	1 bottenaska 2 bottenaska	kol 70-80% kol 20-30% gummi	
Linköping	970317-970325	KV1	41	roster	bottenaska	75% kol 25% gummi	pannstopp
Uppsala	970423-970425		9	brännare	rökgasreningsprodukt (flygaska+ rökgasavsvavlingsprodukt)	75% torv 25% trä	
Södertälje	970405-970407 9704-9705	Igelsta P2 Fittjaverket	10 1	pulver	flygaska flygaska	70% torv 30% becolja becolja	normal drift, ej full last (drygt 80% av maxlast) Halvlast

* Aska provtagen från upplag, ej från förbränningsanläggningen.

Tabell B3.1 Data kring provtagningen av aska från de olika förbränningsanläggningarna

Som referensmaterial har bergkross, morän och betongkross använts. Bergkrossen (Skärlunda bergkross) och moränen (från Hult vid Mariannelund) har tidi-

gare undersökts av Kälvesten (1996). Betongkrossen kom från rivningen av kvarteret Mimer i Västerås och asfalten från Gatukontoret i Borlänge.

I den miljömässiga karakteriseringen av askorna har följande försök utförts:

Glödgningsförlust

För att undersöka hur mycket oförbränt material som finns kvar i askan, görs en bestämning av glödgningsförlusten vid 550 °C.

Bestämning av totalhalter

Genom att bestämma den totala halten av oorganiska ämnen, fås en uppfattning om materialets huvudsakliga beståndsdelar. Bestämning av totalhalter har utförts enligt SGAB:s paket MG-1. Ämnena i materialet görs då tillgängliga för analys med ICP-teknik genom att materialet initellt utsätts för en kombination av upplösning med litiumboratsmält och bombuppslutning i salpetersyra.

Tillgänglighetstest

Den totalt utlakbara mängden av olika ämnen, dvs den mängd som kan laka ut då kornstorlek, alkalinitet, koncentrationsskillnader eller tid inte begränsar utlakningen, bestäms genom ett standardiserat förfarande, s k tillgänglighetstest. Tillgänglighetstestet avspeglar den totalt tillgängliga lakbara mängden material på mycket lång sikt. Utifrån resultatet kan en bedömning av materialets potentiella miljöfarlighet göras.

Testet, som utförs enligt Nordtest NT ENVIR 003 (1995) sker normalt som ett skakförsök (dvs materialet skakas med lakvätska under en bestämd tid) med ett mycket stort förhållande mellan vätska och fast fas (L/S=100 i två steg^{*}). Materialet är nedmalt till < 125 µm och i det andra laksteget är lakvätskan sur.

CEN-lakning

Utlakningens beroende av vattenomsättningen, dvs tidsberoendet, undersöks översiktligt i ett sekventiellt skakförsök enligt den s k CEN-metoden. Metoden finns föreslagen som europeisk standard, prEN 12457. Utförandet innebär att prov skakas på skakbord med avjoniserat vatten vid L/S=2. Lakvätskan avskiljs, varefter ytterligare vätska sätts till materialet så att det ackumulerade förhållandet motsvarar L/S=10. Vid L/S=2 skakas materialet i 6 timmar och vid L/S=10 skakas materialet i 18 timmar.

Resultaten kan användas för att uppskatta den tidsberoende utlakningen från en anläggning (t ex en väg) som innehåller det studerade materialet. Hur lång tid de respektive L/S-förhållandena representerar beror på vattenomsättningen och därmed indirekt på anläggningens utformning.

pH-stat

Lakförsöket utförs vid ett konstant pH-värde (i det här fallet pH=8) och med L/S≈5. Testet krävs när den förändring av pH-förhållandena kan förväntas i det långa tidsperspektivet. Eftersom lösligheten hos många föroreningar beror av pH, kan det vara av intresse att studera hur utlakningen förändras med pH. As-

* L/S= Liquid/Solid, d v s kvoten mellan mängd vätska och fast fas

kor har naturligt ett högt pH (>10). Genom kontakt med luftens syre kan man dock förvänta sig ett lägre pH med tiden (karbonatisering).

EGOM

EGOM (extraherbart gaskromatograferbart organiskt material) är en analys av den total mängden organiska ämnen som går att extrahera med acetone (för analys av fasta material som mark och sediment). Bestämningen görs med gaskromatografi med flamjonisationsdetektor (GC/FID). Metoden är en screeninganalys som bestämmer summa organiska (både naturliga och antropogena) substanser. Metoden utförs enligt Adolfsson-Erici et al (1995) och finns föreslagen av Naturvårdsverket vid karakterisering av avfall.

EOX

EOX (extraherbart organiskt halogen) anger mängden halogenerade substanser som går att extrahera. Bestämningen utförs med mikrocoulometrisk titrering. Metoden utförs enligt Gravenfors et al (1996).

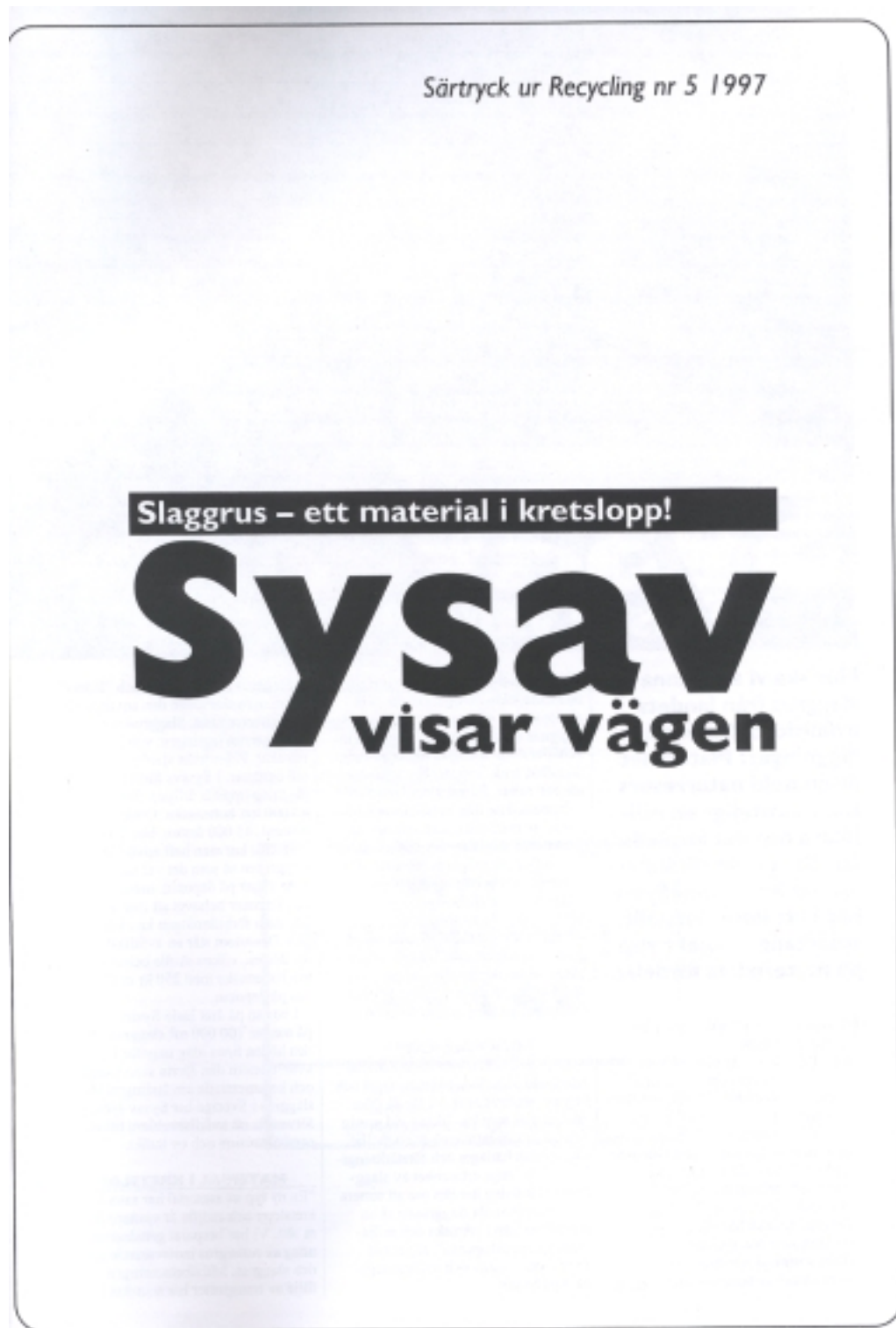
PAH

Bestämning av 16 PAH (polyaromatiska kolväten) har gjorts av AnalyCen med GC-MS enligt metod från NV/EPA.

Microtox-test

Metoden bygger på användning av luminiserande bakterier, *Photobacterium phosphoreum* och mäter bakteriernas ljusproduktion före respektive efter exponering för ett prov. Försöket är utfört dels på fast material som mortlats och sedan blandats med 2-procentig saltlösning och dels på lakvatten från CEN-lakning (L/S=2). För de undersökta askproverna har även pH-justering gjorts med hjälp av fosfatbuffert. Försöken har utförts av Toxicon AB enligt Microtox Test Manual, Microbics Inc.

Microtox-test, som är en relativt enkel metod att mäta akuttoxicitet, ger en uppfattning om materialets akuta toxicitet. Det innebär att man studerar effekten på organismen (bakterien) om den utsätts för höga halter under kort tid.

Bilaga 4 Slaggrus ett material i kretslopp! SYSAV visar vägen

Sjå nya körvid-
servisat i Malmö
är 600 meter
lång och vi
lar på återvin-
ning slaggrus
från Sysav. Även
slaggrus till
järnvägar
är återvinning.



Slaggrus – ett material i kretslopp!

Sysav visar vägen

Hur ska vi återvinna slaggrus från landets avfallsförbränningsanläggningar? Materialet är en dold naturresurs men samtidigt en miljöfara om det används fel. Generella riktlinjer saknas ännu men Sysav har i ett kommersiellt storskaligt projekt visat på materialets fördelar.

■ Diskussionen om återvinning av slaggrus har pågått i många år. I början av 1990-talet var regler för användning av slaggrus på gång men Naturvårdsverket drog tillbaka ett fridigt förslag. Tiden var ännu inte mogen. Anvisningarna skulle kunna missbrukas och Naturvårdsverket ville inte dra på sig kritik från miljöförhållanden, vilken i sin förlängning skulle kunna omöjliggöra återvinning av slaggrus.

De senaste åren har vikten av material i kretslopp och sparsamhet med ändliga naturresurser ökat. Slaggrus som är en del av bottenaskan, slaggen,

från avfallsförbränning har visat sig ha utmärkta tekniska egenskaper och skulle kunna ersätta naturgrus vid vägbyggnad och liknande. Slaggrusen innehåller dock förhöjda halter av tungmetaller; zink, koppar, bly, kadmium etc och salter, främst klorid och sulfat.

Bottenaskan från avfallsförbränning består av mineraler, metaller och några procent outbränt organiskt material – själva askan. För att få fram slaggrusen sorteras bottenaskan i olika fraktioner. Avfallsbolaget Sysav i Malmö började att sortera sin bottenaska redan 1983 för att ersätta naturgrus med slaggrus vid anläggning av vägar på sin deponi, Spillepeng. Sysav sorterar ut två olika metallfraktioner och två olika mineraliska fraktioner.

SKA "ÄLDRA"

"Slaggrus är allt mineraliskt material från 0–45 mm. Större stenar, tegel och betong, sorteras bort. Vi får då fram ett material som kan liknas vid grusig sand. Kornfördelningen är ett mellanting mellan bärlager och förstärkningslager. Vår långa erfarenhet av slaggrusanvändning har lärt oss att sortera och efterbehandla slaggrusen så att den får de bästa tekniska och miljömässiga egenskaperna", säger Ulf Eversson, bygg- och anläggningschef på Sysav.

Slaggrus ska bli en "äldras" några månader innan den används har erfarenheter visat. Slaggrusen stabiliseras genom lagring; vattenhalten minskar, PH-värdet sjunker och metalloxiderna. I Sysavs förebildningsanläggning uppstår årligen 50 000–60 000 ton bottenaska. Omkring 75 procent, 45 000 årston, blir slaggrus.

Hittills har man haft användning för slaggrusen så som det var tänkt, till egna vägar på deponin, men i framtiden kommer behovet att minska samtidigt som förebildningen kan komma att öka. Dessutom står en avfallsskatt inför dörren, vilken skulle belasta varje ton bottenaska med 250 kr om det lades på deponin.

I början på året hade Sysav ett berg på mer än 100 000 m³ slaggrus. Av den högen finns idag ungefär hälften kvar. Genom den första storskaliga och kommersiella användningen av slaggrus i Sverige har Sysav lyckats förvandla ett avfallsproblem till en samhällsresurs och en inkomst.

MATERIAL I KRETSLOPP

"En ny typ av material har satts i kretslopp och miljön är vinnare på flera sätt. Vi har besparat grusårens ett uttag av naturgrus motsvarande mängden slaggrus. Miljöbelastningen till följd av transporter har minskat och vi



Ulf Nilvén, projektledare på Brodok t v, och Ulf Evertsson, logg- och anläggningschef på Sysav är båda nöjda med samarbetet om det nya kretsloppsmaterialet slaggrus.



behöver inte ta värdefullt deponieringsrymme i anspråk för att deponera slaggrus", säger Ulf Evertsson.

Slaggrusen har använts som bärlager vid byggnationen av SJ:s nya kombiterminal i Malmö. Sysav lyckades övertyga beställaren, det svenska brokonsortiet Svedab, att skriva in i anbudshandlingarna att naturmaterial i möjligaste mån skulle ersättas av åter-

vunnet material i gruslagren till terminalen. Det danska bygganläggningsföretaget Brolink (Phil/Aarsleff) tog hem ordern och har haft ett nära samarbete med Sysav.

"Samtidigt som vi körde slaggrus till byggarbetsplatsen tog vi med oss schaktmassor tillbaka till Sysav. Området som kombiterminalen ligger på var en gammal byggavfallstipp och det var tvunget att gräva upp den och lägga nya fyllnadsmassor här. Schaktmassorna bestod av jord, trä, betong, asfalt, slipers och avfall som sorterades och återvanns. Eftersom marken redan var så förorenad var det ingen miljöbelastning att lägga slaggrus i hålet", säger Ulf Evertsson.

BÄR KOMBITERMINALEN

Kombiterminalen där järnvägsvagnar ska lossas och lastas av en hög lyftkran och stora containertucker balansera 40 ton mellan hjulparen kräver ett godigt underlag. Att använda ett helt obeprövat material i sådana sammanhang kan tyckas väl chanserat men packningen av slaggrusen har följts av minutiösa bärlighetstester.

"Förutom extra kontroller har slaggrusen behandlats som vilket grusmaterial som helst. Det är lite känsligare ▶

MITT I KRETSLOPPET. SYSAV

I sätten för en bättre miljö.

*Sydvästra Skånes avfallsaktiebolag
Östergatan 30, 211 22 MALMÖ
tfn 040-680 18 00, fax 040-23 79 09*

Sysav visar vägen

för vatten än naturgrus, men packningsegenskaperna är bättre och vi har kunnat köra på det direkt efter packning. Där bärighetskraven inte är så hårda som här, skulle det kunna användas högre upp i vägbanken. Materialet är tjällfritt", säger Ulf Nilvenius, projektledare för BroLink.

Kombiterminalens hårdgjorda yta är 600 meter lång och 60 meter bred. För att vara helt säkra på underlagets beskaffenhet grävde man ut tills vatten började strömma upp, 3-4 meters djup, vilket var under havsnivå. Längs kanterna täpade man med tät lera och fyllde sedan på med slaggrus tills drygt en meter återstod. Längst upp användes nytt grusmaterial som bärlager.

Totalt 40 000 m³ slaggrus gick det åt till kombiterminalen. Terminalen ligger endast ett par kilometer från Sysavs slaggrusupplag norr om Malmö hamn. Naturgrus är idag en bristvara i Skåne och framförallt i Malmöregionen. Man räknar med att naturgrus måste transporteras 5-8 mil till Malmö idag.

NATURVÅRDSVERKET POSITIVT

"Vi har gott om slaggrus kvar och mer produceras hela tiden som ett resultat av att vi utviner energi ur Malmöregionens avfall, såväl hushållsavfall som bygg- och industriavfall. Vi är intresserade att i samarbete med entreprenörer, myndigheter och beställare hitta andra projekt där slaggrus kan användas. Miljöfördelarna är uppenbara", säger Ulf Evertsson.

På Naturvårdsverket är man positiv till att slaggrus har börjat användas som ersättning för naturgrus i "skarps" projekt. Siktet är inställt på att skapa generella anvisningar för användning av slaggrus och andra ur miljösynpunkt besvärliga och voluminösa avfallslag.

"Praktiska tillämpningar under verkliga förhållanden med slaggrus, liksom den i Malmö, är en förutsättning för att vi ska kunna utarbeta generella anvisningar för slaggrus användning. Men slaggrus är sett till volymen, ca 400 000 årston, ett litet avfallslag



Mixadta bärighetstester följde packningen av slaggruset.



Lastbilarna körde i skystrålkraft mellan anläggningsspeleton och Sysav med last i både riktningarna.



Slaggruset var lättpackat och gick omedelbart att köra på med lastbil.



Ett stort hål grävdes i berget av slaggrus på Sysav när 40 000 m³ frätsades bort.



En generell byggtipp grävdes upp för att lämna plats åt kombiterminalen. Avfallet körs till Sysav för sortering och återvinning.

jämfört med mesavfallet från skogsindustrin, slaggen från järn- och stålindustrin, biobränsleskivor och kolaskor. Däremot är det, det i särklass mest förorenade avfallet av dessa.

Vi vill att slaggrus enkelt och utan myndigheters direkta inblandning kontinuerligt ska kunna användas om det uppfyller vissa kriterier. Möjligheten att använda slaggrus ska fungera som en morot för förbränningsanläggningarna att tänka mer på vad det är de tar in. Dessutom måste det skapas en be-

dömningsgrund för utlakningsrisken och en metod hur vi ska mäta utlakningen", säger Björn Södermark, chef för Återvinnings- och avfallsenheten på Naturvårdsverket.

UTLAKNING FÖRSUMBAR

Aven om slaggrus är förorenat av tungmetaller och salter så har utlakningsförsök i fält visat att utlakning av föroreningar är försumbar större än hos naturgrus. Det beror sannolikt på att en del av materialet är förglasat till följd av den höga värmen i ugnen. Dessutom används slaggrus under hårdgjorda ytor vilket skyddar från utlakning.

Bedömningen av utlakningsgrad och den påverkan det innebär på omgivande miljö måste göras i varje enskilt fall. Det är inte lämpligt att lägga slaggrus på platser där grundvattnet är ytligt och marken har högt PH-värde. Här förorenad marken är sedan tidigare har också betydelse. I större städer där de stora avfallsvarmeverken ligger finns områden som redan är starkt förorenade och slaggrus i vissa fall kan innebära en förbättring ur miljösynpunkt.

"Vi har nyligen tagit fram gränsvärden för förorenad mark vilka ger riktlinjer för vad marken kan användas till. Dessa riktlinjer kan även användas i arbetet med förorenade avfall. Men generella anvisningar för dessa avfallslag dröjer minst två år. En del av avfallslagen är undantagna deponiskatt, men förbränningsaskor är det inte. Trycket på oss att ta fram generella anvisningar kommer naturligtvis att öka när deponiskatten kommer, men det finns möjligheter att söka tillstånd hos länsstyrelsen för användning och visa i större projekt att materialet håller både tekniskt och miljömässigt", säger Björn Södermark. ☛

FOTNOT: Flera länder i Europa, däribland Schweiz, Holland, Danmark, Österrike och Tyskland använder sedan 15-20 år slaggrus som bär- och förstärkningslager vid anläggning av vägar eller som fyllnadsmaterial.

Bilaga 5 Referenser

Alexandersson A. m fl (1991), Sjöfartens utsläpp av avgaser. TFB Rapport 1991:18.

Alm, Bror (1997), SJ. Personligt samtal.

Andersson, J (1997), Nordberg, Göteborg. Personligt samtal.

Backman H och Cordi I (1984), Energieffektivitet i framtidens godstransporter. Transportforskningsdelegationen 1984:1.

Eljman, Bertil (1997), Vägbeläggning AB. Personligt samtal.

Energiaskor och miljö, EFO AB.

Fällman, A.-M. (1997), Characterisation of residues. Release of contaminants from slags and ashes. Dissertation No. 486. Linköping University.

Fällman, A.-M., Hartlén, J. (1994), Kvalitetssäkring av sorterad bottenaska från avfallsförbränning. System för provtagning och laktester. Stiftelsen Reforsk FoU 108.

Hartlén, J., Carling, M., Nagasaka, Y. (1996), Recycling or reuse of waste materials in geotechnical applications, *In 2nd International Congress on Environmental Geotechnics*, Proceedings, November 5-8, Osaka, Japan.

Hartlén, J., Rogbeck, J., Lindau, C., Nilsson, C. (1989), Kolförbränningens restprodukter. Värmeforsk 345.

Hellman, G (1997), Skanska, Upplands-Väsby. Personligt samtal.

Hjalmarsson, Hedin (1996), Miljökonsekvenser av NO_x-avgiften, NV-rapport 4649.

Håkansson K., Lundberg K (1996), Kunskapssammanställning - Referensnivå vägmateriäl. Naturvårdsverket - Avfallsforskningsrådet.

International Ash Working Group (1994), An International Perspective on Characterisation and Management of Residues from Municipal Solid Waste Incineration, Summary Report, December 1994.

Karlsson, Kjell (1997), Sabema. Personligt samtal.

Knutz, Å. (1998), Vägverket. Personligt samtal.

Kälvesten, E. (1996), Miljömässig karakterisering av vägbyggnadsmateriäl. Examensarbete på Kemiprogrammet, Matematisk-Naturvetenskaplig utbildning, Linköpings Tekniska Högskola utfört på Statens Geotekniska Institut.

Naturvårdsverket (1997a), Bakgrundshalter i mark. Halter av vissa metaller och organiska jord i tätort och på landsbygd. Efterbehandling och sanering. Rapport 4640.

Naturvårdsverket (1997b), Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Efterbehandling och sanering. Rapport 4638.

Naturvårdsverket (1996a), Deponering av avfall. Förslag till allmänna råd. Deponering. Rapport 4610.

Naturvårdsverket (1996b), Industrins restprodukter - en översiktlig inventering. Underlagsrapport till Aktionsplan Avfall. Rapport 4614.

Naturvårdsverket (1996c), Förorenade områden. Vägledning för översiktliga inventeringar och riskklassningar. Preliminär version, januari 1996.

Naturvårdsverket (1992), Planeringsunderlag för samordnad investeringsplanering 1994-2003.

Nordtest (1997) Solid waste particulate materials. Sampling. NT ENVIR 004. (under tryckning).

Norrthon, P. (1996), En studie i kretslopp. Hinder och möjligheter för ökad materialåtervinning. IFM-Miljöteknik. Linköpings Tekniska Högskola. Januari 1996.

RECYCLING (1997), Slaggrus ett material i kretslopp! SYSAV visar vägen. Nr 5, sid 10-12.

Rogbeck, J. (1996), Utilization of residues from PFBC, In *International clean coal technology symposium on coal ash utilization*, Proceedings, February 1996, Tokyo, Japan.

Rogbeck J., Folkesson A. (1995), Slaggrus - ett material i kretsloppet, Bygg och Teknik nr 4/95.

Rogbeck J., (1994), Energiaskor. Ett framtida byggmaterial för V-byggare, Väg- och vattenbyggaren, nr 4/94.

Rogbeck J., Anderson J., PFBC Ashes and their use.

Rogbeck, J., Elander, P. (1995), Väg E4 Nyköpingsbro – Jönåker. Miljökonsekvenser vid användning av restprodukter. Arbetsrapport till SSAB Merox AB. SGI dnr 2-9412-640.

RVF (1997) Avfallsförbränning, Energi och miljö, faktapärm

SS 18 71 10 (1997), Svensk standard. Fasta bränslen. Restprodukter från förbränning - klassifikation.

SGU (1996), Grus, sand och industrimineral. Produktion och tillgångar. År 1995. SGU PM 1996:3

Stripple, H. (1995), Livscykelanalys av väg - en modellstudie för inventering. IVL Rapport, B1210, November 1995.

Svärd, S. (1997), Betongindustri AB. Personligt samtal.

SYSAV (1997), Slagg från avfallsförbränning. Tekniska egenskaper hos packat slagg-grus. Provpäckning på Spillepeng. Delrapport 1 - Mars 1997.

VTI Meddelande (1993), Energiförbrukning och avgasemission för olika transporttyper. Lenner M. Nr 718 1993.

Vägverket (1998), Vägdikesmassor. Provtagning – Analys- Omhändertagande (under publicering).

Vägverket (1996a), Optimering av naturliga grusråvaror för vägändamål. Publ 1996:6.

Vägverket (1996b), Kretsloppsanpassad väghållning. Underlagsrapport. Publ 1996:30.

Vägverket (1996c), Restprodukter i vägbyggnad - en inventering. Division Produktion. A. Fällbom, 1996-01-12.

Vägverket (1994), VÄG 94. Allmän teknisk beskrivning för vägkonstruktion.

Zintl, F. (1991), Tungmetaller i fasta restprodukter från rökgasrening. Värmeforsk. Bränsleteknik 419.

Ydrevik, K., Hellström, V., Molin, C. (1996), Krossad betong som vägbyggnadsmaterial. Sambnd mellan cylindertryckhållfasthet och vägtekniska egenskaper. VTI Notat 46-1996. Statens Väg- och Transportforskningsinstitut.