MILJÖRIKTIG ANVÄNDNING AV ASKOR 973

Kvalitetssäkring av slaggrus
Miljömässiga egenskaper

Peter Flyhammar

värmeforsk
VÄRMETEKNISK FORSKNING OCH UTVECKLING

Kvalitetssäkring av slaggrus

Miljömässiga egenskaper

Quality assurance of MSWI bottom ash

Environmental properties

Peter Flyhammar

Q4-216

VÄRMEFORSK Service AB
101 53 STOCKHOLM · Tel 08-677 25 80
April 2006
ISSN 1653-1248

Abstract

Projektet har ökat kunskapen om slaggrusets miljömässiga egenskaper, framför allt lakegenskaperna. Denna kunskap kan användas för att utveckla kontrollen av slaggrusets miljömässiga egenskaper. Studien baseras på tillgänglig information. Ett tidigare förslag på ett system för kvalitetssäkring av egenskaperna hos slaggrus har varit utgångspunkten. Resultaten tyder på att det inte finnas några generella samband mellan pH och tillgängligheten eller lakbarheten av olika ämnen som skulle kunna användas för att identifiera extrema lakegenskaper hos slaggrus. Det finns inte heller några generella samband som gör att lakbarheten av olika ämnen skulle kunna bedömas utifrån ämnenas tillgänglighet. Varierande lakegenskaper för olika ämnen gör att ett tidigare förslag på ett riktvärde för pH som är < 9 inte är motiverat ur utlakningssynpunkt. Dessutom är det osäkert hur fort slaggrusets pH kan sjunka ned till denna nivå med dagens lagringsteknik. En viss pH-nivå skulle däremot möjligen kunna användas för att garantera en låg utlakning av vissa ämnen.

Förord

Detta projekt har utförts av Peter Flyhammar (Teknisk Geologi, Lunds Tekniska Högskola).

Projektet har finansierats av Värmeforsk.

En referensgrupp har varit knuten till projektet. Följande personer har deltagit i referensgruppen: David Bendz (SGI), Magnus Berg (AB Ångpanneföreningen), Annika Ekvall (SP) och Raul Grönholm (Sysav). Under senare delen av projektet har Henrik Bjurström (AB Ångpanneföreningen) ersatt Magnus Berg. Claes Ribbing (Värmeforsk) har även deltagit i vissa referensgruppsmöten.

Jag vill framföra ett tack till referensgruppen för långa och stimulerande diskussioner.

Lund 31 mars 2006

Peter Flyhammar, projektledare

Sammanfattning

I Sverige genereras årligen flera hundra tusen ton bottenaska eller slagg vid 29 avfallsförbränningsanläggningar för hushållsavfall. Bottenaskan har hittills huvudsakligen deponerats eller använts som täckmaterial i deponier eller i andra anläggningsarbeten på deponier. Det har även förekommit begränsad användning av bottenaska i anläggningsarbeten utanför deponier. Ett stort problem för avsättningen av bottenaska och andra restprodukter utanför svenska avfallsanläggningarna är att det saknas regler och riktlinjer för en miljövänlig användning.

Under 2002 presenterade Hartlén och Grönholm [1] ett förslag till system för kvalitetssäkring av slaggrus (homogeniserad och stabiliserad bottenaska). Hartlén och Grönholm [1] konstaterar att utlakningen av salter och metaller till grundvatten utgör den största risken för miljöpåverkan vid användning av slaggrus. En kvalitetssäkring av miljömässiga egenskaper bör därför baseras på laktester.

Syftet med detta projekt har varit att studera hur kontrollen av slaggrusets miljömässiga egenskaper (i första hand lakegenskaperna) som tidigare beskrivits i t.ex. ett varuinformationsblad bör utformas. Utgångspunkten har varit Sysavs eget kontrollsystem för slaggrus. Olika laktester belyser emellertid olika aspekter av de miljömässiga egenskaperna, t.ex. kortsiktig och långsiktig utlakning. Gräns- och riktvärden för olika variabler kan påverka såväl möjligheterna att använda slaggrus som provtagningen från lagringshögar.

Vi har valt att studera

- pH, tillgänglighet och utlakad mängd samt sambanden mellan dessa variabler
- möjligheterna att använda pH eller tillgängligheten för att bedöma både långsiktiga och kortsiktiga lakegenskaper.
- hur antalet delprover som behöver samlas in från en lagringshög påverkas av olika kontrollvariabler och kvalitetskrav.
- hur slaggrus stabiliseras av dagens lagringsteknik och hur tekniken skulle kunna förbättras

Vårt stickprov av slaggrus från svenska förbränningsanläggningar tyder på att tillgängligheten av ämnen som Cd, Cu, Cr, Ni, Pb och Zn i slaggrus vanligtvis ligger under Sysavs riktvärden. Extrema värden kan emellertid ligga något över riktvärdena.

Den låga utlakningen av ämnen som Cd, Cr, Ni, Pb och Zn vid L/S 10 medför att nästan alla värden i stickprovet ligger under riktvärdena för avfall som kan läggas på deponier för inert avfall, dvs långt under preliminära riktvärden för användning av restprodukter i förstärkningslager. Miljömässiga bedömningar som baseras på utlakning som funktion av L/S bör istället fokusera på andra ämnen som Cu, Mo, SO_4^{2-}, Cl^- och Sb. Utlakningen av Cl^- och SO_4^{2-} skulle dessutom kunna utgöra problem för användning av slaggrus i förstärkningslager enligt scenario 1 och 2 (se tabell 6 och 7).

Våra beräkningar tyder på att minst 2 prover skulle behöva samlas in och analyseras från en lagringshög som innehåller ≤ 30 ton slaggrus. Beräkningarna är dock beroende av vilka riktvärden som används och kraven kan därför ändras om andra riktvärden används. Nordtest NT ENVIR 004 [16] rekommenderar att minst 5 prover (N=5) samlas in och analyseras. Om en lagringshög istället innehåller 5 000 ton samtidigt som N=5 så skall 65 delprover samlas in och slås ihop till samlingsprover enligt våra beräkningar. Ökar mängden till 25 000 ton så behöver 145 delprover samlas in. Vi har inte specificerat antalet samlingsprover, eftersom det saknas entydiga anvisningar om denna procedur i vårt bakgrundsmaterial. Om den maximala kornstorleken för slaggrus är 45 mm så skall prover och delprover innehålla minst 2,5 liter slaggrus enligt våra beräkningar. Detta är samma värde som tidigare publicerats av Hartlén och Grönholm [1].

Det tycks inte finnas några generella samband mellan pH och tillgängligheten eller lakbarheten av olika ämnen som skulle kunna användas för att identifiera extrema lakegenskaper hos slaggrus. Det finns inte heller några generella samband som gör att lakbarheten av olika ämnen skulle kunna bedömas utifrån ämnenas tillgänglighet.

Analysvärden som använts i denna studie tyder dessutom på att det är svårt att garantera att slaggruset i en stor lagringshög (tusentals ton) har ett pH som är < 9 efter 6 månaders lagring med dagens teknik, dvs lagring i stora högar. Varierande omvandlingshastighet (kemisk stabilisering) i stora lagringshögar med bottenaska försvårar möjligheterna att förutsäga när medelvärdet för pH är < 9.

Varierande lakegenskaper för olika ämnen gör att ett riktvärde på pH < 9 inte är motiverat ur utlakningssynpunkt. Dessutom är det osäkert hur fort slaggrusets pH kan reduceras till denna nivå med dagens teknik. En viss pH-nivå skulle däremot möjligen kunna användas för att garantera en låg utlakning av vissa ämnen.

Dagens lagringsteknik då bottenaska lagras utomhus i stora högar leder till en ojämn kemisk omvandling av materialet. En möjlighet att jämna ut omvandlingstakten i en lagringshög är att vända bottenaskan för att öka ytan av bottenaska som exponeras för luft. Ett annat alternativ skulle kunna vara att blåsa in luft i högen.

Ett problem för dagens hantering av bottenaska är att den kortsiktiga utlakningen av vissa mera kritiska variabler som t.ex. S och Sb inte tycks reduceras av lagring.

Nyckelord: slaggrus, kvalitetssäkring, utlakning, pH, lagring

Summary

In Sweden several hundred tonnes of MSWI bottom ash are generated annually at 29 incineration plants for municipal solid waste. So far bottom ash has mainly been disposed in to landfills or used as cover material in landfills or in other construction works at landfills. A few applications of bottom ash in construction works outside landfills have been reported. A large problem for the market of bottom ash and other secondary materials outside Swedish waste treatment plants is the lack of roles and regulations for a non-polluting use.

During 2002 Hartlén and Grönholm [1] presented a proposal to a system to assure the quality of bottom ash after homogenization and stabilization. Hartlén and Grönholm [1] notice that the leaching of salts and metals to ground water constitutes the largest risk for the environment during use of bottom ash. Therefore, a quality assurance of environmental properties should be based on leaching tests.

The aim of this project was to study how the control of environmental properties of bottom ash (at first hand leaching properties) earlier described in e.g. a product information sheet should be worked out. The starting-point has been a control system for bottom ash developed by Sysav. Different leaching tests illustrate however different aspects of the environmental properties, e.g. short-term and long-term leaching. Limit and target values for different variables could affect both the possibilities to use bottom ash as well as the sampling from storage heaps.

We have chosen to investigate

- pH, availability and leached amount and the connection between these variables.
- the possibilities to use pH or the availability to assess both short-term and long-term leaching properties.
- how the number of subsamples that should be collected from a storage heap is affected by different control variables and quality requirements.
- how bottom ash is stabilized by today´s storage technology and how the technology could be improved.

Our sample test of bottom ash from Swedish incineration plants indicates that the availability of elements such as Cd, Cu, Cr, Ni, Pb and Zn in bottom ash usually is below Sysav´s target values. Extreme values can however exceed these target values.

The low leaching of elements such as Cd, Cr, Ni, Pb and Zn at L/S 10 results in that almost all values in the sample test are below the target values for waste that can be disposed in to landfills for inert waste, i.e. far below preliminary target values for use of secondary materials in subbase layers. Environmental assessments based on leaching as a function of L/S should instead focus on other elements such as Cu, Mo, SO_4^{2-} , Cl^- and Sb. Besides, the leaching of Cl^- and SO_4^{2-} could be a problem for the use of bottom ash in subbase layers according to scenario 1 and 2 (see table 5 and 6).

Our calculations indicate that at least 2 samples should be collected and analyzed from a storage heap containing ≤ 30 tonnes of bottom ash. The calculations are dependent on the target values used and therefore the requirements can change if other target values are used. Nordtest NT ENVIR 004 [16] recommends that at least 5 samples (N=5) are collected and analyzed. If instead a storage heap contains 5 000 tonnes and N=5, 65 subsamples should be collected and combined into composite samples according to our calculations. If the amount of bottom ash is increased to 25 000 tonnes, 145 subsamples should be collected. We have not specified the number of composite samples, since clear instructions about this procedure is missing in our background material. If the maximum particle size for bottom ash is 45 mm, samples and subsamples should contain at least 2.5 liter bottom ash according to our calculations. This value has earlier been presented by Hartlén and Grönholm [1].

General connections between pH and the availability or the leachability of different elements which could be used to identify extreme leaching properties in bottom ash seem to be missing. There is also a lack of general connections that could be used to estimate the leachability of different elements from the availability of the same element.

Besides, the values used in this study indicate that it is difficult to guarantee that the pH of bottom ash in a large storage heap (thousands of tonnes) is < 9 after 6 months of storage with today´s technology, i.e. storage in large heaps. Varying transformation rate (chemical stabilization) in large storage heaps with bottom ash complicates the possibilities to predict when the average pH is < 9.

A target value of pH < 9 is not motivated from a leaching point of view due to varying leaching properties for different elements. Besides, it is uncertain how fast the pH of bottom ash can be reduced down to this level with today´s technology. However, a certain pH level could be used to guarantee a low degree of leaching of certain elements.

Today´s storage technology when bottom ash is stored outdoors in large heaps leads to an uneven chemical transformation of the material. One possibility to level out the transformation rate in a storage heap is to turn over the bottom ash to increase the surface area of the bottom ash which is exposed to air. Another alternative could be to blow air into the heap.

A problem of the present handling of bottom ash is that the short-term leaching of certain critical variables such as e.g. S and Sb not seems to be reduced by storage.

Keywords: MSWI bottom ash, quality assurance, leaching, pH, storage

Innehållsförteckning

1 INLEDNING 3

1.1 BAKGRUND 3
1.2 BESKRIVNING AV FORSKNINGSOMRÅDET 4
1.3 SYFTE 4
1.4 MÅL OCH MÅLGRUPP 5

2 FÖRBRÄNNING AV AVFALL 7

2.1 FRAMSTÄLLNING AV SLAGGRUS 9
2.2 MOGNADSPROCESS 11
2.3 KVALITETSKONTROLL OCH KVALITETSKRAV 12

3 STICKPROV OCH UNDERSÖKNINGSMETODIK 15

3.1 STICKPROV 15
3.2 UNDERSÖKNINGSMETODIK 15

4 RESULTAT OCH DISKUSSION 21

4.1 TILLGÄNGLIGHET OCH PH 21
4.2 LAKBARHET 27
4.3 PH SOM KONTROLLVARIABEL 37
4.4 LAGRING AV BOTTENASKA 37

5 SLUTSATSER 39

6 FÖRSLAG TILL FORTSATT FORSKNINGSARBETE 41

7 ORDFÖRKLARINGAR 43

8 LITTERATURREFERENSER 45

Bilagor

A TESTMETODER

1 Inledning

1.1 Bakgrund

I Sverige genereras årligen flera hundra tusen ton bottenaska eller slagg vid 29 avfallförbränningsanläggningar för hushållsavfall. Bottenaskan har hittills huvudsakligen deponerats eller använts som täckmaterial i deponier eller i andra anläggningsarbeten på deponier. Det har även förekommit begränsad användning av bottenaska i anläggningsarbeten utanför deponier. Användningen av bottenaska är däremot stor i flera andra europeiska länder som Holland (100 %), Danmark (ca 70 %) och Tyskland (ca 50 %) enligt Hartlén och Grönholm [1]. Ett stort problem för avsättningen av bottenaska och andra restprodukter utanför svenska avfallsanläggningarna är att det saknas regler och riktlinjer för en miljövänlig användning.

Genom sortering, separering och lagring kan bottenaska omvandlas (homogeniseras och stabiliseras) till en produkt som kan användas för att ersätta naturgrus och bergkross i bärande geotekniska konstruktioner, som t.ex. vägar, parkeringsplatser och cykelbanor. Denna produkt kallas ibland slaggrus. Hartlén och Grönholm [1] konstaterar att det krävs en dokumentation av tekniska och miljömässiga egenskaper och att det etableras ett kvalitetssäkringssystem för att slaggrus skall kunna betraktas som en produkt bland andra inom anläggningsområdet. Entreprenörer och tekniska konsulter behöver underlag för att kunna bedöma om och hur slaggrus kan användas i specifika projekt. Tillsynsmyndigheter behöver information om miljömässiga egenskaper för att kunna bedöma miljöpåverkan. Ansvaret för att säkerställa att slaggruset håller den utlovade kvaliteten ligger hos leverantören, producenten av slaggruset

Vid en stickprovskontroll av Riksrevisionen [2] av svenska förbränningsanläggningar för förbränning av hushållsavfall konstaterades brister i den operativa tillsynen av anläggningarna och deponier som tar emot förbränningsrester från dessa anläggningar när det gäller risken för läckage av miljögifter från förbränningsrester. I undersökningen ingick 6 stora och medelstora förbränningsanläggningar som tillsammans förbrände hälften av allt avfall som förbrändes vid anläggningar för förbränning av hushållsavfall under 2002 och 7 deponier. Kontrollen av avfallsbränslena och förbränningsresterna var begränsad. Det förekom t.ex. inga mätningar av organiska miljögifter i förbränningsresterna vid de undersökta anläggningarna. Fyra av sex anläggningar analyserade däremot regelbundet innehållet av ett urval av metaller.

Under 2002 presenterade Hartlén och Grönholm [1] ett förslag till system för kvalitetssäkring av slaggrus. Förslaget byggde i hög grad på erfarenheter från Sysav. Projektet hade finansierats av Renhållningsverksföreningen (RVF). Projektet har varit utgångspunkten för detta arbete, men det pågår även andra projekt som kan komma att påverka användningen av slaggrus, liksom kvalitetskraven. Projektet ”Miljöriktlinjer för askanvändning – etapp 2”, Bendz et al [3], syftar till att arbeta fram ett förslag till miljöbedömningssystem för askanvändning och Naturvårdsverket arbetar med att ta fram vägledningar för en miljöriktig användning av olika restprodukter, enligt RVF [4].

1.2 Beskrivning av forskningsområdet

Det finns idag inget regelverk som reglerar användningen av slaggrus. Användning av slaggrus utanför en deponi kräver tillstånd. All användning av slaggrus utanför en deponi skall anmälas till aktuell tillsynsmyndighet som skall bedöma miljöpåverkan. Tillsynsmyndigheten kan ställa egna krav på slaggrusets miljömässiga egenskaper, konstruktionens uppbyggnad och platsen där slaggruset skall användas. En anmälan bör därför innehålla en områdesbeskrivning med geotekniska förhållanden och grundvattenförhållanden, en materialbeskrivning med tekniska och miljömässiga egenskaper, ett system för att garantera de utlovade egenskaperna samt ett kontrollprogram för att kunna upptäcka miljöpåverkan enligt Hartlén och Grönholm [1]. Hartlén och Grönholm [1] rekommenderar att tekniska och miljömässiga data liksom exempel på lämpliga arbetsområden sammanställs i ett varuinformationsblad. Miljömässiga egenskaper, som t.ex. totalhalt, totalt utlakbart, utlakbart och pH, kan användas av tillsyningsmyndigheterna för att bedöma miljöpåverkan. Hartlén och Grönholm [1] konstaterar att utlakningen av salter och metaller till grundvatten utgör den största risken för miljöpåverkan vid användning av slaggrus. Utlakning av organiska ämnen bedöms däremot vara av mindre betydelse. En kvalitetssäkring av miljömässiga egenskaper bör därför baseras på laktester. Hartlén och Grönholm [1] rekommenderar att kvalitetssäkringen baseras på tillgänglighetstester. Tillgänglighetstester (se Bilaga A) mäter den potentiellt tillgängliga mängden som är lakbar på mycket lång sikt. Förslaget baseras i hög grad på erfarenheter från Sysav som har utvecklat ett eget system för kvalitetskontroll med ett antal kvalitetskrav för att kunna garantera att slaggruset håller en viss kvalitet. Systemet beskrivs mer ingående i kap. 2.3. Kontrollen av tillgängligheten visar om den långsiktiga utlakning dramatiskt avviker från slaggrus som tidigare används i olika projekt. Erfarenhet från dessa projekt tyder inte på någon påvisbar miljöpåverkan på intilliggande grundvatten. I dessa projekt har slaggrus använts i förstärkningslager och fyllnadsmassor med och utan asfaltsbeläggningar, se en sammanställning av projekten i Hartlén och Grönholm [1]. Andra kvalitetskrav som att bottenaskan skall siktas och magnetsepareras, lagras i minst 6 månader och ha ett pH som är mindre än 9 skall säkerställa att bottenaskan har homogeniserats och stabiliserats kemiskt, dvs den har omvandlats till slaggrus.

Beräkningar presenterade i Bendz et al [3] tyder emellertid på att det inte bara är utlakning av oorganiska ämnen som påverkar hälsa och miljö vid användning av slagger och askor utan även andra typer av emissioner som dammning.

I denna rapport har vi emellertid utgått från att utlakning av salter och metaller är det viktigaste, dimensionerande emissionsscenariet vid användning av slaggrus liksom Hartlén och Grönholm [1] gjorde. Vi har därför valt att enbart studera variabler som kan påverkar utlakningen av oorganiska ämnen på kort och lång sikt som pH, tillgänglighet och lakbarhet som funktion av L/S. Metoderna finns närmare beskrivna i bilaga A.

1.3 Syfte

Syftet med projektet har varit att studera hur kontrollen av slaggrusets miljömässiga egenskaper (i första hand lakegenskaperna) som tidigare beskrivits i t.ex. ett varuinformationsblad bör utformas. Utgångspunkten har varit Sysavs eget

kontrollsystem för slaggrus som baseras på kvalitetskrav för pH och tillgängligheten av tungmetaller som Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn. Detta system har också legat till grund för ett förslag till kvalitetssäkringssystem för slaggrus som presenterats av Hartlén och Grönholm [1]. Tillgänglighetstester mäter emellertid den potentiellt tillgängliga mängden som är lakbar på mycket lång sikt, medan uppskattningar av kortsiktiga utlakningsförlopp genom t.ex. skaktester (se Bilaga A) kan vara mer relevanta för konstruktioner med en begränsad livslängd. Gräns- och riktvärden för olika variabler kan påverka möjligheterna för användningen av slaggrus liksom provtagningen från lagringshögar. Vi har valt att använda Sysavs riktvärden för pH och tillgänglighet samt etablerade gränsvärden för avfall som kan läggas på deponier för inert och icke-farligt avfall enligt NFS 2004:10 [5] i våra statistiska analyser, eftersom det saknas etablerade riktvärden för användning i anläggningskonstruktioner. Vi har emellertid beaktat preliminära riktvärden för askor och slagger som används i förstärkningslager (< 50 cm tjocka) under varierande påverkan från omgivningarna som nyligen presenterats av Bendz et al [3]. Det är viktigt att poängtera att acceptanskriterierna för deponering av avfall baseras på ett scenario och exponeringsvägar som skiljer sig från de vägar som kan vara aktuella vid återanvändning av slaggrus i en anläggningskonstruktion. Acceptanskriterierna för deponering av avfall ger därför ingen vägledning om huruvida återanvändning är möjlig och om den innebär en oacceptabel risk för hälsa och miljö.

Vi har valt att studera

- pH, tillgänglighet och utlakad mängd samt sambanden mellan dessa variabler
- möjligheterna att använda pH eller tillgängligheten för att bedöma både långsiktiga och kortsiktiga lakegenskaper.
- hur antalet delprover som behöver samlas in från en lagringshög påverkas av olika kontrollvariabler och kvalitetskrav.
- hur slaggrus stabiliseras av dagens lagringsteknik och hur tekniken skulle kunna förbättras

1.4 Mål och målgrupp

Målgruppen är i första hand producenter av slaggrus, men rapporten kan även vara av intresse för entreprenörer och tekniska konsulter liksom tillståndsmyndigheter.

2 Förbränning av avfall

Tabell 1. Mängd avfall som förts till anläggningar för förbränning av hushållsavfall samt utvunnen mängd energi under 2003 enligt RVF [6].

Table 1. Amount of waste transferred to incineration plants for municipal solid waste and the amount of energy extracted during 2003 according to RVF [6].

Anläggning	Tillförd mängd avfall	Energiutvinning	
	Ton	Värme (MWh)	El (MWh)
Avesta	43 670	163 000	0
Boden	44 070	121 350	0
Bollnäs	39 510	95 440	0
Borlänge	37 340	120 900	0
Eksjö	21 900	51 790	3 090
Göteborg	401 820	1 072 410	203 900
Halmstad	115 500	301 290	0
Haninge	12 990	57 040	0
Hässleholm	12 590	37 500	910
Karlskoga	42 290	112 610	0
Karlstad	48 840	126 160	0
Kiruna	39 210	86 440	10 560
Köping	23 550	74 770	0
Kumla	100 000	175 000	37 00
Landskrona	29 020	99 220	0
Lidköping	80 040	252 910	11 740
Linköping	210 930	659 760	0
Ljungby	40 240	75 700	6 500
Malmö	321 780	838 140	104 850
Mora	15 930	35 240	0
Norrköping	252 820	676 430	115 230
Stockholm	470 570	1 182 200	146 700
Sundsvall	38 430	89 600	0
Södertälje	192 640	728 070	0
Umeå Dåva	160 120	406 800	46 780
Umeå Ålidhem	49 770	112 890	0
Uppsala	232 960	731 990	0
Västervik	54 000	128 710	0
Totalt	**3 132 530**	**8 613 360**	**687 260**

Under 2004 fanns det 29 anläggningar för förbränning av hushållsavfall i Sverige enligt RVF [4]. Ytterligare mängder avfall förbränns dessutom i kraftvärmeverk och inom industrier. Totalt förbrändes knappt 3 200 000 ton avfall vid anläggningar för förbränning av hushållsavfall, ca. 2 000 000 ton hushållsavfall och ca. 1 200 000 ton övrigt avfall, huvudsakligen industriavfall. Drygt 70 000 ton av det övriga avfallet, främst impregnerat trä, klassades som farligt avfall. Ungefär 5 % av det förbrända avfallet var importerat. En tredjedel av avfallet bestod av hushållsavfall medan de övriga två tredjedelarna utgjordes av träavfall, krossat bränsle och gummi. Under 2004

utvanns 9,3 TWh energi, 8,6 TWh värme och 0,74 TWh el, genom förbränning av avfall vid anläggningar för förbränning av hushållsavfall.

Förbränningskapaciteten och energiutvinningen varierar kraftigt mellan olika anläggningar (Tabell 1). Under 2003 förbrändes ungefär 60 % av avfallet i 6 stora anläggningar i Göteborg, Linköping, Malmö, Norrköping, Stockholm och Uppsala. Den vanligaste förbränningsugnen är rost. Ett mindre antal ugnar är av typen fluidiserade bäddar.

Avfallsförbränningen liksom energiutvinning har ökat under de senaste fem åren (Tabell 2).

Tabell 2. Förbränning av avfall i anläggningar för förbränning av hushållsavfall och utvunnen energimängd mellan 2000 och 2004 enligt RVF [6] och [4].

Table 2. Incineration of waste in incineration plants for municipal solid waste and the amount of energy extracted between 2003 and 2004 according to RVF [6] and [4]

	2000	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**
Förbränt avfall (ton)	**2 347 130**	**2 459 310**	**2 790 910**	**3 132 530**	**3 188 130**
Energiutvinning (MWh)					
Värme	6 922 320	7 762 790	8 019 170	8 613 360	8 548 850
El	246 160	324 490	616 560	687 260	739 060
Totalt	**7 168 480**	**8 087 280**	**8 635 730**	**9 300 620**	**9 287 910**

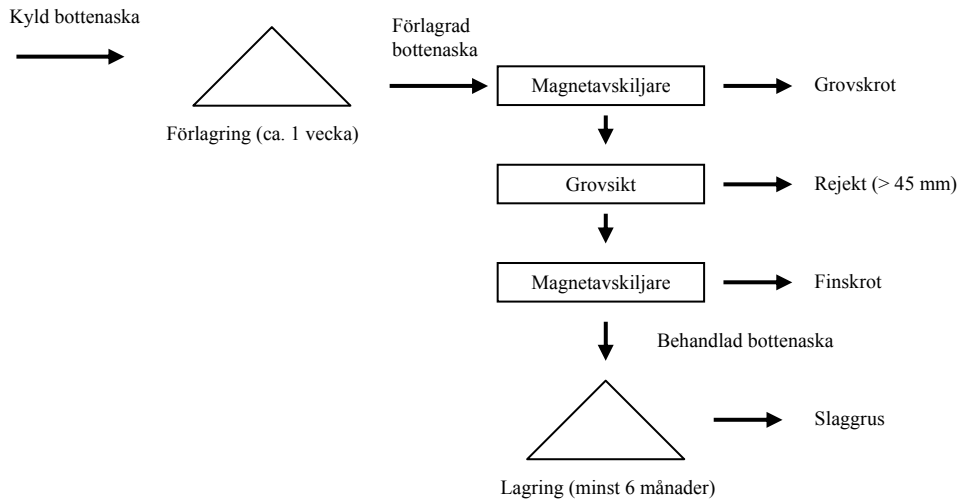
Förbränning av avfall ger upphov till två typer av förbränningsrester, bottenaska och rökgasreningsrester. Tillsammans utgör de knapp en fjärdedel av den tillförda avfallsmängden (vikt-%). Bottenaska eller slagg som bildas i ugnen är den dominerande restprodukten, 15-20 viktprocent av den tillförda avfallsmängden. Rökgasreningsresterna utgör 3-5 viktprocent av den tillförda avfallsmängden och bildas vid rening av rökgaserna. Det innebär att det under 2004 bildades mellan 480 000 och 640 000 ton bottenaska samt mellan 95 000 och 160 000 ton rökgasreningsrester vid svenska anläggningar för förbränning av hushållsavfall. Den årliga mängden förbränningsrester uppskattades 1999 till 450 000 ton av RVF [7].

Rökgasreningsprodukterna består av aska och skadliga ämnen från avfallet som avskiljs i rökgasreningen. Denna rest klassas i regel som farligt avfall och deponeras under säkra former, i vissa fall efter någon typ av stabilisering. Idag deponeras merparten av bottenaskan enligt RVF [4]. Riksrevisionen [2] konstaterar att bottenaskan hittills antingen har deponerats eller använts som täckmaterial eller i andra anläggningsarbeten på deponier. Mindre mängder av bottenaska har också använts i anläggningsprojekt utanför deponier. Det saknas emellertid en samlad statistik om den totala mängden förbränningsrester och hur resterna tas om hand. För att kunna användas som ersättningsmaterial för naturgrus och bergkross med en viss kornstorleksfördelning i bärande geotekniska konstruktioner (vägar, parkeringsplatser, cykelvägar, etc.) måste

VÄRMEFORSK

bottenaskan omvandlas till ett homogenare och mera kemiskt stabilt material. Större askpartiklar kan avlägsnas genom sållning och metallpartiklar genom magnetseparering. Den siktade bottenaskan måste dessutom lagras för att materialet skall omvandlas och få nödvändiga geotekniska egenskaper. Denna grusliknade slutprodukt brukar ibland kallas slaggrus.

2.1 Framställning av slaggrus



Figur 1. Sysavs system för framställning av slaggrus fram till 2003 enligt Grönholm [8].

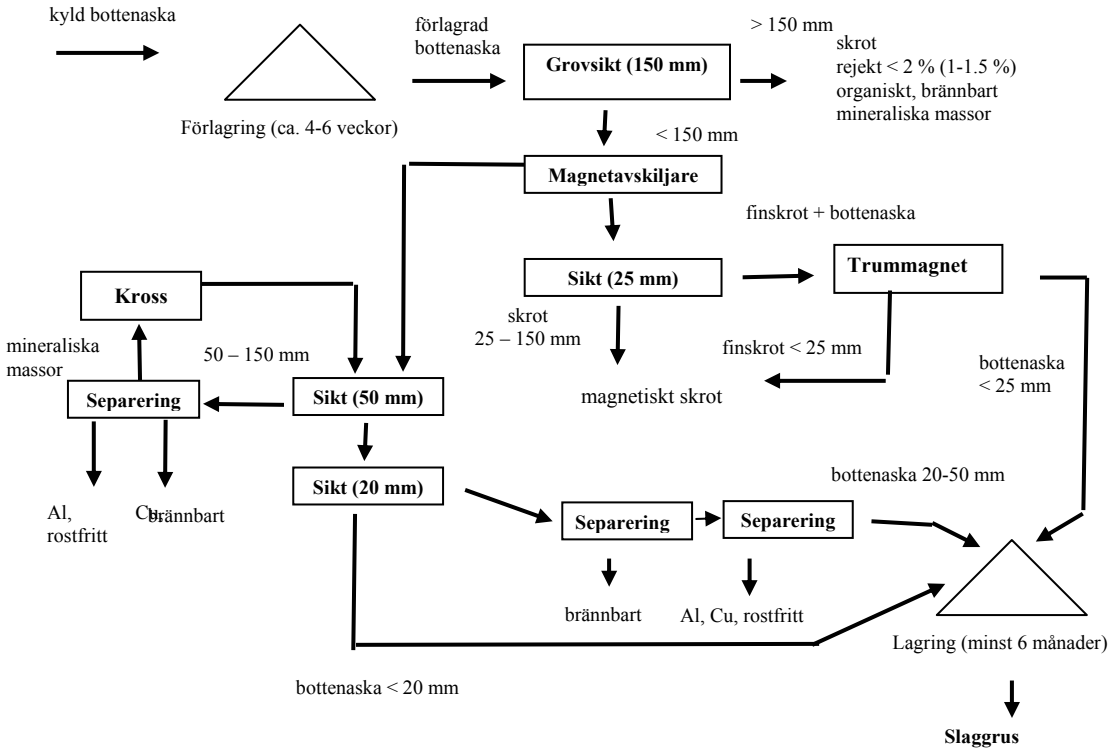
Figure 1. Sysav´s system to produce homogenized and stabilized bottom ash until 2003 according to Grönholm [8].

Framställning av ett grusliknande bärande konstruktionsmaterial, dvs slaggrus, ur bottenaska sker vanligtvis i ett antal steg:

- Kylning av den varma bottenaskan (slaggen)
- Transport till ett förlager/mellanlager
- Förlagring/mellanlagring (mognad)
- Separering i sorteringsverk
- Lagring (mognad)
- Ev. efterbehandling

Under separering avskiljs i första hand skrot och större partiklar. Figur 1 visar ett system för framställning av slaggrus med ett stationärt sorteringsverk vid en av de större förbränningsanläggningarna i landet, Sysav. Systemet var i drift mellan 1985 och 2003. Den kylda bottenaskan transporteras från förbränningsanläggningen till en sorteringsanläggning på Spillepengs deponeringsanläggning där bottenaskan först förlagras under ca. 1 vecka. De kemiska omvandlingsprocesserna startar redan vid avkylningen då vatten börjar regera med bottenaskan. Den förlagrade bottenaskan

behandlas sedan i ett sorteringsverk där grov- och finskrot avskiljs i magnetavskiljare och rejekt (> 45 mm) sållas bort. Resten, den behandlade bottenaskan lagras sedan under minst 6 månader i stora högar. Den mogna, färdiga produkten, s.k. slaggrus, består således av ett blandat stabiliserat material som är < 45 mm. Grov- och finskrot går till försäljning. Det kan också deponeras på Sysavs specialavfallscell. Andelen rejekt är ca. 15 vikt-%. Rejektet deponeras i specialavfallscellen. Slaggrus kan användas som mellantäckning på specialavfallscellen och som bärande konstruktionsmaterial, på och utanför deponin. Det används också som täckmaterial på olika deponiceller.



Figur 2. Sysavs system för framställning av slaggrus fr.o.m. 2003 enligt Grönholm [8].

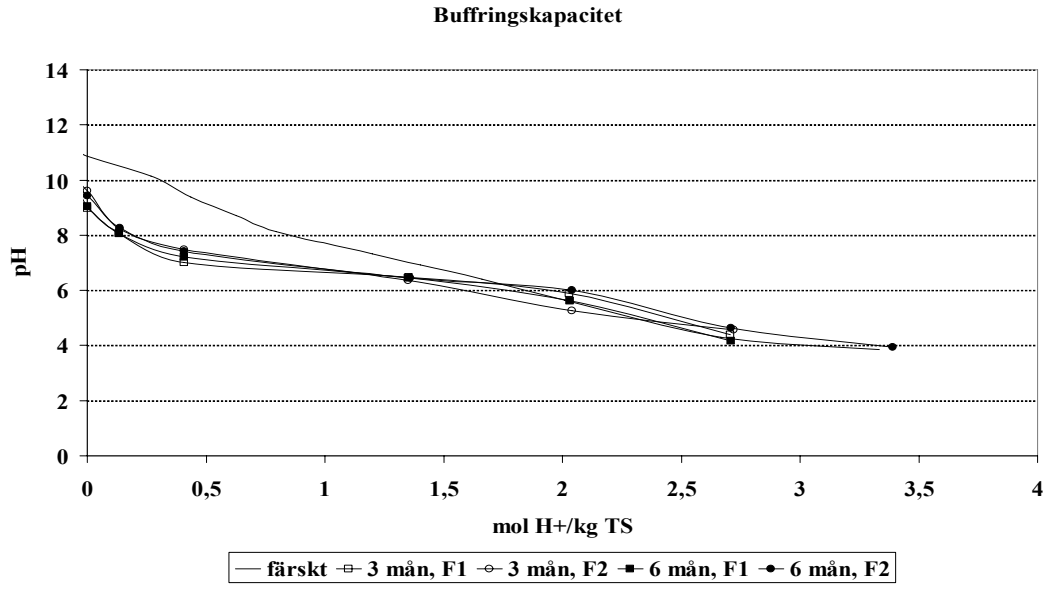
Figure 2. Sysav´s system to produce homogenized and stabilized bottom ash from 2003 according to Grönholm [8].

Om anläggningen inte har tillgång till ett stationärt sorteringsverk kan huvuddelen av mognadsprocessen istället ske under mellanlagringen, innan separeringen.

Under 2003 ersattes Sysavs systemet för framställning av slaggrus i figur 1 med ett nytt sorteringsverk (Figure 2). Detta sorteringsverk innehåller fler processteg, vilket ökar möjligheterna att utvinna fler fraktioner. Andelen rejekt minskade kraftigt, från 15 vikt-% ned till under 2 vikt-%. Skrot avskiljs liksom tidigare som grov- och finskrot. Brännbart material sorteras ut under olika steg i sorteringsverket, liksom övriga metaller. De många processtegen medför också att fler kornstorleksfraktioner av bottenaska kan sorteras ut. Idag blandas alla fraktionerna innan bottenaskan lagras (< 50 mm). Omblandning av fraktionerna görs vid tippningen i upplaget.

2.2 Mognadsprocess

Den kemiska omvandlingen av bottenaskan börjar redan vid avkylningen och fortsätter sedan i lagringshögarna, både före och efter separering i sorteringsverket.

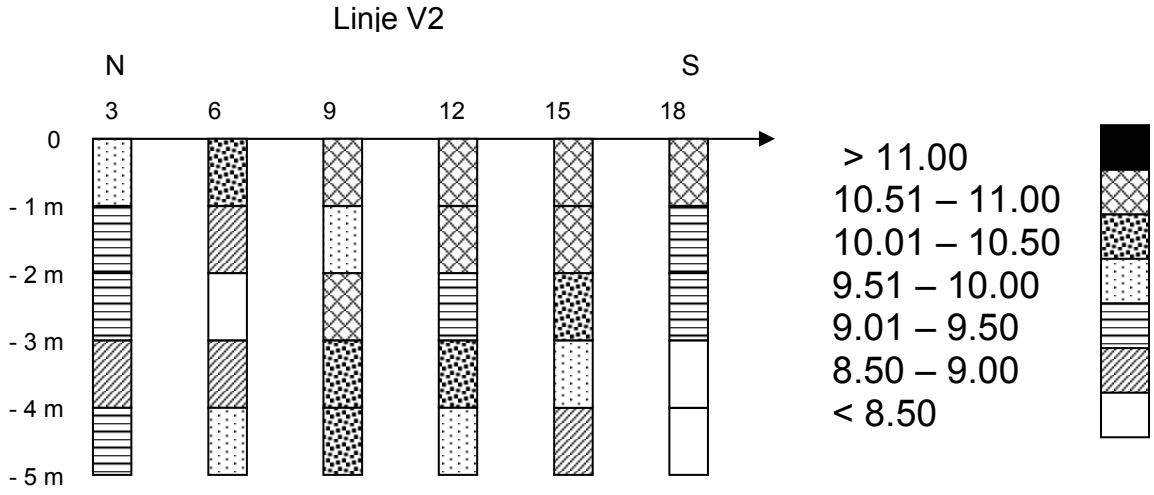


Figur 3. Buffringskapacitet för färsk bottenaska och bottenaska som lagrats under 3 och 6 månader (från Flyhammar et al [9]).

Figure 3. Buffering capacity of fresh bottom ash and bottom ash which had been stored for 3 and 6 months (from Flyhammar et al [9]).

Under lagring omvandlas starkt alkaliska bottenaskor (pH > 11) genom olika processer och reaktioner samtidigt som pH sjunker ned mot 8. Under omvandlingen konsumeras mineral som buffrar höga pH-nivåer, d.v.s. buffringskapaciteten på dessa nivåer minskar. Under en studie om lagring av bottenaska fann Flyhammar et al [9] att omvandlingstakten varierar under olika lagringsbetingelser (Figur 3). Bottenaska som lagrades i en mindre hög (ca 100 ton) som vändes var annan vecka uppvisade en snabbare sänkning av pH än bottenaska som lagrades på slänterna av en stor lagringshög (flera tusen ton).

Genom att mäta bottenaskans pH med en förenklad metod som utvecklats av SGI (se Bilaga A) så kunde Flyhammar et al [10] konstatera att omvandlingstakten också varierar inom en stor lagringshög med flera tusen ton bottenaska. Vid mättillfället hade bottenaskan i högen lagrats under mellan 5 och 7 månader. Materialprover samlades in med ett motordrivet spiralborr (8-10 cm i diameter), ett samlingsprov för varje meter. Analyserna utfördes på våta prover, vilket gör att resultaten kan förväntas ge en ganska god uppfattning om de verkliga pH-värdena i por- och lakvatten inne i högen.



Figur 4. Spatiella variationer av pH i bottenaska längs en av provtagningslinjerna (V2) enligt Flyhammar et al [10]. Avstånd längs x-axeln anges i meter.

Figure 4. Spatial variations of pH in the bottom ash along one of the sampling lines (V2) according to Flyhammar et al [10]. The distance along the x axis is given in meter.

Värdena från 95 insamlade askprover varierade från pH 8.2 till 11.2. De högsta pH-värdena återfanns nära toppen av högen (Figur 4). Medelvärdet för pH i askproverna var 9,65 (std 0,83). Om man däremot inte inkluderar material från den översta metern så sjunker medelvärdet till 9,46 (std 0,77).

Höga temperaturer, mellan 50 och 70 ^{o}C, i högen indikerar pågående aktiviteter (kemiska och/eller biologiska) inne i högen. De högsta temperaturerna återfanns vid 5 meters djup, dvs i botten av borrhållen enligt Flyhammar et al [10].

2.3 Kvalitetskontroll och kvalitetskrav

För att säkerställa att slaggruset håller en viss kvalitet har Sysav utvecklat ett eget system för kvalitetskontroll med ett antal kvalitetskrav. Kraven har utarbetats i samråd med tillsynsmyndigheterna. Kvalitetskontrollen baseras på erfarenheter från olika anläggningsprojekt. Dessa erfarenheter tyder på att användningen av slaggrus i olika anläggningar inte leder till några påvisbara miljökonsekvenser. Sysav har satt upp följande krav för ett slaggrus, se t.ex. Hartlén och Grönholm [1]:

- magnetiskt material skall vara avskiljt och bottenaskan skall ha lagrats i minst 6 månader
- pH < 9
- halt oförbränt (mätt som glödförlust) material < 5 vikt-%
- tillgängligheten av Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn får inte överskrida riktvärdena i tabell 3

Tabell 3. Riktvärden för den potentiellt utlakbara mängden (tillgängligheten) för ett antal tungmetaller enligt Hartlén och Grönholm [1].

Table 3. Target values for the potential leachable amount (availability) for a number of heavy metals according to Hartlén and Grönholm [1].

	Mg/kg TS
Cd	*< 9.0*
Cr	*< 4,0*
Cu	*< 3000*
Ni	*< 200*
Pb	*< 1000*
Zn	*< 4000*

Valet av parametrar baseras på antagandet att miljöpåverkan i första hand beror på utlakning av salter och metaller. Därför bör kvalitetssäkringen av miljöegenskaperna baseras på laktester. Sysav valde att använda tillgänglighetstester (se Bilaga 1) som mäter den potentiellt utlakbara mängd under mycket långt tid (ett tusenårsperspektiv) för att kvalitetssäkra miljöegenskaperna. Sysav utför även andra analyser som totalhalter och utlakning som funktion av L/S (se Bilaga 1) om så önskas. Kravet på pH (< 9) baseras på erfarenheter från studier av slaggrus i laboratorium och fält (se t.ex. Hartlén och Flyhammar [11]) som visade att pH hade stor betydelse för utlakning.

Sysavs kvalitetskrav har även använts av andra anläggningar i Sverige. Erfarenheter från Sysav var också vägledande för förslaget till kvalitetssäkringssystem för slaggrus som presenterats av Hartlén och Grönholm [1].

Övriga kvalitetskrav skall säkerställa bildandet av slaggrus, dvs en homogeniserad och kemiskt stabiliserad bottenaska.

För att öka kontrollen över mognadsprocessen och kravet på minst 6 månaders lagring så lagrar Sysav numera bottenaskan i mindre väl avskiljda högar som innehåller några månaders produktion enligt Grönholm [8]. När den yngsta bottenaskan är lagrad i 6 månader kan hela högen klassas som slaggrus. Sysav har också skrapat av det översta lagret av bottenaska på befintliga lagringshögar och deponerat bottenaskan på slänterna för att försöka jämna ut skillnader i omvandlingsgrad, se ovan.

3 Stickprov och undersökningsmetodik

3.1 Stickprov

I denna studie har vi använt ett urval av slaggrus som producerats i Sverige för att analysera vissa av slaggrusets miljömässiga egenskaper (variabler). Mätvärden som tidigare har presenterats av Fällman et al [12], Hartlén och Grönholm [1], Flyhammar et al [9] och Grönholm [8] har använts. Stickprovet domineras av värden från fyra av landets största förbränningsanläggningar. De flesta analysvärdena baseras på resultat från ett prov, men i vissa fall har medelvärdet från ett dubbelprov använts. Detektionsgränsen har använts när analysvärdet varit under detektionsgränsen. Lagringstiden för de analyserade slaggrusen varierar mycket, från några månader till flera år.

3.2 Undersökningsmetodik

Analyserade variabler från stickprovet har jämförts med olika riktvärden. Vi har valt att jämföra resultat från tillgänglighetstester och pH-mätningar med Sysavs kvalitetskrav (riktvärden) för tillgängligheten av Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn (Tabell 3) och för pH. Tillgängligheten har bestämts enligt NT ENVIR 003 [13].

Riktvärdena i tabell 4 och 5 har jämförts med utlakad mängd vid L/S 10 (se kap. 4.2). Utlakade mängder av olika ämnen vid L/S 10 har bestämts enligt EN 12457-3 [14], prEN 12457 som var ett tidigare förslag till nuvarande standarden EN 12457-3 [14], och NT ENVIR 005 [15]. Tabell 4 visar gränsvärden för avfall som kan läggas på deponier för inert och icke-farligt avfall. Tabell 5 visar preliminära riktvärden för restprodukter som används i förstärkningslager (< 50 cm tjockt) under varierande yttre förhållanden (Tabell 6). För närmare beskrivningar av scenarierna och beräkningarna hänvisa till Bendz et al [3].

Vid en jämförelse mellan riktvärdena i tabell 4 och 5 kan man konstatera att de preliminära riktvärdena för användning av restprodukter i förstärkningslager ofta ligger över eller strax under riktvärdena för avfall som kan läggas på deponier för icke-farligt avfall. Några få riktvärden för ämnen som Cd, Cu, Ni, SO_4^{2-} och Cl^- vid användning enligt scenario 1 och 2 ligger klart under riktvärdena för avfall som kan läggas på deponier för icke-farligt avfall. I denna studie har vi emellertid valt att använda riktvärdena för avfall som kan läggas på deponier för icke-farligt avfall i den statistiska utvärderingen, eftersom det saknas etablerade riktvärden för användning av slaggrus i anläggningskonstruktioner.

Tabell 4. Svenska riktvärden (mg/kg TS) för avfall som kan deponeras i deponi för inert (Klass 1) och icke farligt (Klass 2) avfall enligt NFS 2004:10 [5].

Table 4. Swedish target values (mg/kg DS) for waste which can be disposed in to landfills for inert (Class 1) and non-hazardous (Class 2) waste according to NFS 2004:10 [5].

	Klass 1	**Klass 2**
As	0,5	2,0
Ba	20,0	100
Cd	0,04	1,0
Cr (tot)	0,5	10,0
Cu	2,0	50,0
Hg	0,01	0,2
Mo	0,5	10,0
Ni	0,4	10,0
Pb	0,5	10,0
Sb	0,06	0,7
Se	0,1	0,5
Cl^-	800	15 000
F^-	10,0	150
$S0_4^{2-}$	1000	20 000
Zn	4,0	50,0

Tabell 5. Preliminära riktvärden (mg/kg TS) för användning av restprodukter som förstärkningslager under olika yttre betingelser enligt Bendz et al [3].

Table 5. Preliminary target values (mg/kg DS) for use of secondary materials as subbase layer during different conditions according to Bendz et al [3].

	Scenario 1 och 2	**Scenario 3**
As	6,5	10
Cd	0,4	3,0
Cr	33	120
Cu	15	100
Hg	0,35	2,0
Ni	1,7	25
Pb	11	120
Sb	0,84	-
Se	1,2	1,2
Cl^-	1800	25 000
F^-	120	500
$S0_4^{2-}$	2800	50 000
Zn	64	250

Tabell 6. Dominerande vattenrörelser för de olika emissionsscenarierna som använts av Bendz et al. [1].

Table 6. Dominating water movements for different emission scenarios which have been used by Bendz et al. [1].

Scenario 1	Infiltration genom bärlager
Scenario 2	Yt- och grundvatteninträngning
Scenario 3	Infiltration i vägens slänter och horisontell kapillär fukttransport in i vägkropppen

Beskrivande statistik

Analyserade variabler (x) från stickprovet har beskrivits med centralmått (medelvärde och medianvärde) och spridningsmått.

Medelvärdet $(\bar{x})$ har beräknats med ekvation 1 och medianvärdet är det värde som ligger exakt i mitten med lika många mätvärden ovan som under sig.

$$\bar{x} = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} x_i \qquad \text{(Ekvation 1)}$$

n antal analyser i stickprovet
x_j enskilt analysvärde

Spridningen av enskilda mätvärden har beskrivits med variationsvidden och standardavvikelsen. Variationsvidden anges av högsta (x_{min}) och lägsta (x_{max}) mätvärdet. Standardavvikelsen (s) för stickprovet, som beskriver spridningen av mätvärden runt $\bar{x}$, har beräknats med ekvation 2.

$$s = \sqrt{\frac{1}{n-1}} \cdot \sum_{i=1}^{n} \left(x_i - \bar{x}\right)^2 \qquad \text{(Ekvation 2)}$$

Statistisk analys

Enligt den s.k. centrala gränsvärdessatsen så är fördelningen av olika medelvärden $(\bar{x})$ från olika stickprov normalfördelad om varje stickprov är tillräckligt stort. I de flesta fall är minst 30 mätvärden tillräckligt. Fördelen med detta är att vi kan använda metoder som baseras på normalfördelning, som t.ex. framtagande av konfidensintervall, för att gissa inom vilket intervall den bakomliggande populationens medelvärde (μ) återfinns.

Mätvärden från stickprovet har använts för att beräkna ett konfidensintervall (*Ki*) för den bakomliggande populationens medelvärde (μ) enligt ekvation 3, se t.ex. NT ENVIR 004 [16]. Standardavvikelsen för medelvärdena $(s_{\bar{x}})$, det s.k. medelfelet, har beräknats K

med ekvation 4. Ki är ett mått på den osäkerhet slumpen bidrar med när man försöker skatta μ. Ett konfindensintervall med en signifikansnivå på 0,05 ($p < 0,05$) betyder att μ med 95 % säkerhet ligger inom det angivna intervallet.

$$Ki = \bar{x} \pm t \cdot s_{\bar{x}} \qquad \text{(Ekvation 3)}$$

t Student´s t vid n-1 frihetsgrader vid signifikansnivån α = 0,05 (konfidensnivå 95 %) och tvåsidig fördelning**.**

$s_{\bar{x}}$ standardavvikelsen för medelvärdena

$$s_{\bar{x}} = \frac{s}{\sqrt{n}} \qquad \text{(Ekvation 4)}$$

Provtagning – antal prover och provernas storlek

En uppskattning av antalet prover från en lagringshög som behöver samlas in och analyseras har gjorts enligt en metodik som föreslagits av Hartlén och Grönholm [1]. Metodiken baseras på Nordtests rekommendationer NT ENVIR 004 [16] för provtagning av restprodukter som askor, slagger och liknande material. Ekvation 5 har använts för att beräkna ett minsta antal prover (*N*) som skall samlas in från en teoretisk lagringshög med ett genomsnittligt svenskt slaggrus som innehåller ≤ 30 ton slaggrus.

$$N = \left(\frac{t}{e}\right)^2 V_s \qquad \text{(Ekvation 5)}$$

e tillåtet fel (riktvärde - $\bar{x}$**)**

t Student´s t vid (N-1) frihetsgrader för ett tvåsidigt konfindensintervall med en signifikansnivå på 0,05 ($p < 0,05$)

Variansen för olika variabler i vårt stickprov har använts som en uppskattning av variansen i lagringshögen (V_s=s^2). Riktvärden från tabell 3 och 4 har använts. Minst 5 prover bör emellertid alltid samlas in och analyseras. Om ett mycket inhomogent material i en lagringshög skall provtas så rekommenderar NT ENVIR 004 [16] att minst 10 prover samlas in och analyseras.

Om mängden slaggrus är större än 30 ton så skall minst *n* delprover samlas in (Ekvation 6) och slås ihop till samlingsprover som sedan analyseras enligt NT ENVIR 004 [16]. Antalet samlingsprover har inte specificerats, eftersom det saknas entydiga anvisningar i både Hartlén och Grönholm [1] och NT ENVIR 004 [16] om hur antalet skall bestämmas.

$$n = 0,183 \cdot N \cdot \sqrt{w} \qquad \text{(Ekvation 6)}$$

N antal prover enligt ekvation 5

w mängd slaggrus som skall provtas

Ekvation 7 har använts för att bestämma en minsta volym för prover och delprover. Provvolymen (V) skall emellertid vara minst 1 dm^3 enligt NT ENVIR 004 [16].

$$V = (0{,}03 \cdot d_{max})^3 \qquad \text{(Ekvation 7)}$$

V minsta delprovsvolym (dm^3)
d_{max} största kornstorlek (mm)

Linjärt samband mellan olika variabler i stickprovet

Linjära samband mellan olika variabler i vårt stickprov har uppskattats med *korrelationskoefficienter* (*r*), se ekvation 8.

$$r = \frac{\frac{\sum (x-\bar{x})(y-\bar{y})}{n-1}}{\left[\frac{\sum (x-\bar{x})^2}{n-1} \times \frac{\sum (y-\bar{y})^2}{n-1}\right]^{\frac{1}{2}}} \qquad \text{(Ekvation 8)}$$

4 Resultat och diskussion

4.1 Tillgänglighet och pH

Jämförelse mellan stickprovsvärden och riktvärden

Statistik (medelvärde, medianvärde, variationsbredd och standardavvikelse) som beskriver tillgängligheten av olika ämnen (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn) och pH-värdet i slaggrus (Tabell 7) baseras på ett stickprov av slaggrus som producerats i Sverige. Variabelvärden från stickprovet (Tabell 7) samt konfidensintervall ($p < 0,05$) för olika variablers bakomliggande medelvärde i svenska slaggrus har jämförts med Sysavs riktvärden för slaggrus (Tabell 8).

Tabell 7. Beskrivande statistik för olika variabler (pH och tillgängligheten av olika ämnen beskrivet som mg/kg TS) baserat på ett stickprov av slaggrus samt konfidensintervall (Ki) för olika variablers bakomliggande medelvärde i svenska slaggrus.

Table 7. Descriptive statistics for different variables (pH and the availability of different elements described as mg/kg DS) based on a sample test of bottom ash and the confidence interval (Ki) for underlying average values of different variables in Swedish bottom ash.

	N	medel	median	min	max	std††	Ki
pH†	41	9,10	9,10	7,6	11,1	0,91	± 0,28
Cd	51	2,57	1,72	0,62	16,0	2,72	± 0,75
Cr	51	2,27	2,23	0,70	5,3	1,07	± 0,29
Cu	51	904	794	136	2814	518	± 142
Ni	51	32,3	18,2	8,67	211	39,8	± 10,9
Pb	51	308	145	27,8	2329	431	± 118
Zn	51	1730	1531	849	4623	752	± 206

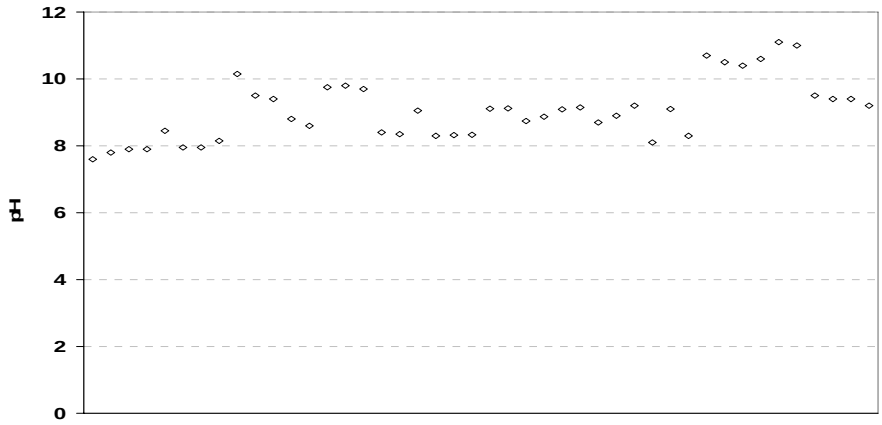
† mätt under andra steget (L/S 8) under skaktester (se Bilaga 1)
†† standardavvikelse

Variationsbredden för pH i tabell 7 och figur 5 tyder på en kraftig spridning av pH-värdena (7,6 – 11,1), vilket kan bero på en varierande grad av kemisk stabilisering (omvandling). Tillgängliga uppgifter tyder på att lagringstiden har varierat från några månader till flera år. Medelvärdet för vårt stickprov ligger strax över Sysavs föreslagna riktvärde (9,0). Sambandet mellan lagring och slaggrusets pH diskuteras mera ingående i kap. 4,3.

Tabell 8. Jämförelse mellan konfidensintervall (p < 0,05) för olika variablers bakomliggande medelvärde i svenska slaggrus samt Sysavs riktvärden (Tabell 3).

Table 8. Comparison between confidence intervals (p < 0.05) for underlying average values of different variables in Swedish bottom ash and Sysav´s target values (Table 3).

	Ki (mg/kg TS)	Riktvärde (mg/kg TS)
Cd	1,82 – 3,32	< 9,0
Cr	1,98 – 2,56	< 4,0
Cu	762 - 1046	< 3000
Ni	21,4 - 43,2	< 200
Pb	190 – 426	< 1000
Zn	1524 - 1936	< 4000



Figur 5. pH-värden som mätts upp under andra steget (L/S 8) under skaktester (se Bilaga 1).

Figure 5. pH values which were measured during the second step (L/S 8) of compliance tests (see Appendix 1).

Konfidensintervallen ($p < 0.05$) i tabell 8 tyder på att de bakomliggande medelvärdena för tillgängligheten av Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn i svenska slaggrus ligger under Sysavs riktvärden. Extrema värden (x_{max}) kan däremot överskrida riktvärdena.

Minimum krav för prover och delprover

Det högsta värdet i tabell 9 tyder på att minst 2 prover skall samlas in från en lagringshög som innehåller ≤ 30 ton slaggrus och analyseras. Nordtest ENVIR 004 [16] rekommenderar emellertid, som nämnts i kap. 3, att minst 5 prover (N=5) skall samlas in. Resultaten stämmer väl överens med liknande beräkningar som tidigare utförts av Hartlén och Grönholm [1]. Då konstaterades också att det minsta antalet delprover (n) som skall samlas in och slås ihop till samlingsprover ökade från 65 till 145 stycken när mängden som skall provtas ökar från 5 000 till 25 000 ton (Tabell 10). Beräkningarna

baserades på att N=5. Om den maximala kornstorleken för slaggrus är 45 mm så skall prover och delprover innehålla minst 2,5 liter slaggrus enligt ekvation 7.

Tabell 9. Minsta antal prover som skall samlas in och analyseras enligt ekvation 5.

Table 9. Smallest number of samples which should be collected and analyzed according to equation 5.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Riktvärde (max)	9,0	4,0	3000	200	1000	4000
E	6,43	1,73	2096	168	692	2270
t	2,009	2,009	2,009	2,009	2,009	2,009
V_s	7,40	1,15	264 418	1 583	185 628	565 531
N	0,72	1,35	0,25	0,22	1,56	0,44

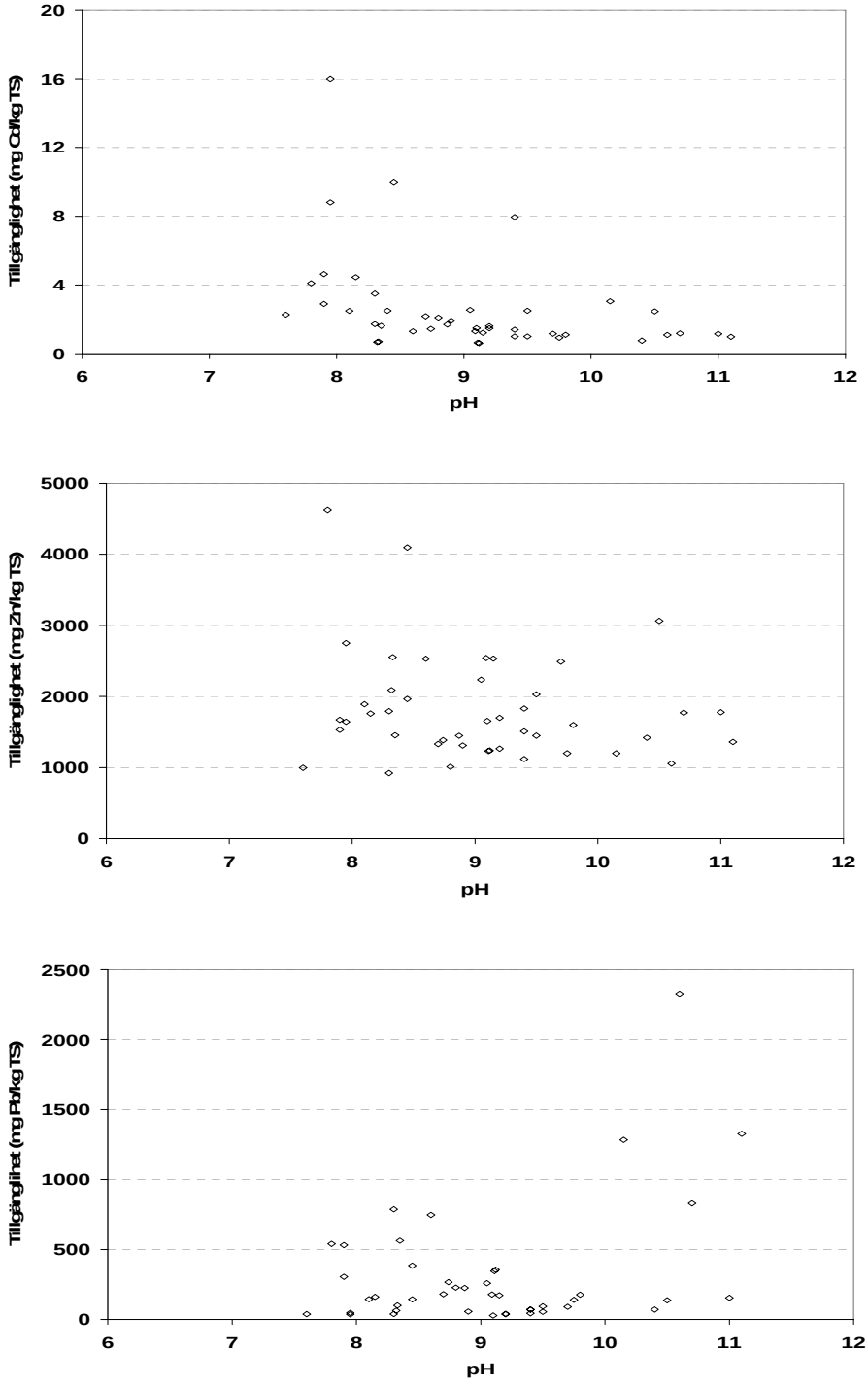
Tabell 10. Minsta antal delprover som skall samlas in från olika provtagningsmängder när N=5 enligt Hartlén och Grönholm [1].

Table 10. Smallest number of subsamples which should be collected from different sample amounts when N=5 according to Hartlén och Grönholm [1].

Provtagningsmängd (ton)	Antal delprov
5 000	65
10 000	92
15 000	120
20 000	130
25 000	145

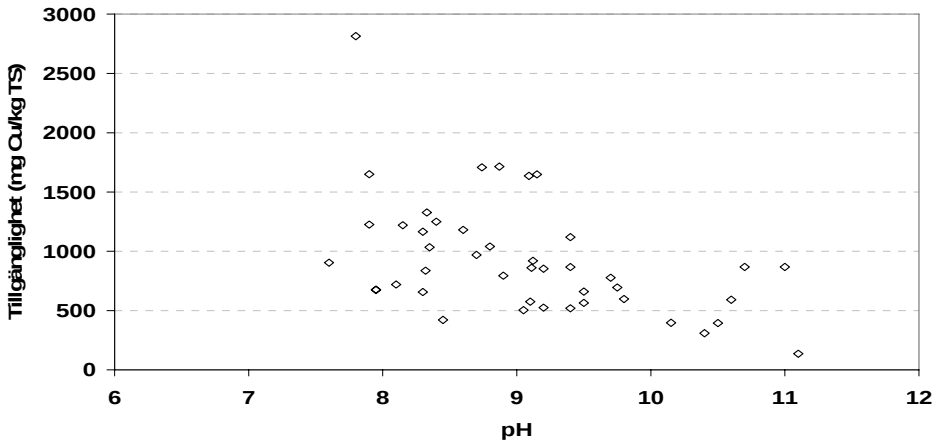
Samband mellan tillgänglighet och pH

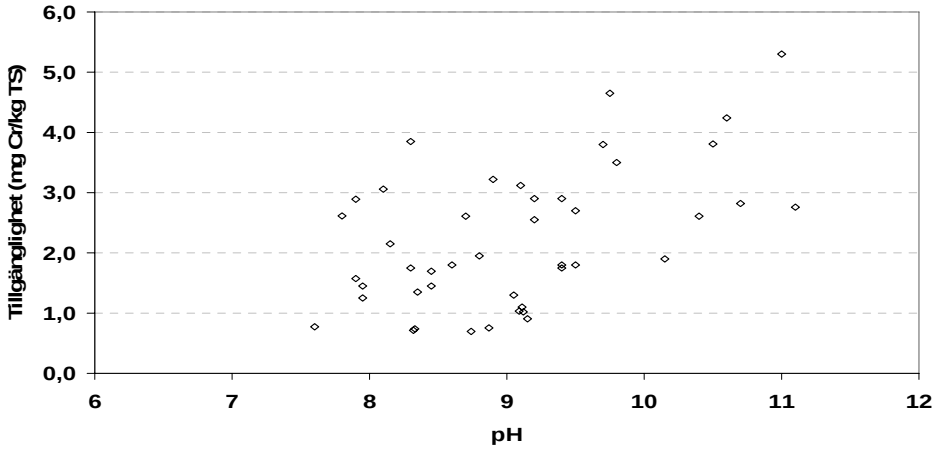
Tillgängligheten av ämnen som Cd, Cu, Ni, Pb och Zn i stickprovet är klart under Sysavs riktvärden inom hela det undersökta pH-intervallet. Extrema värden som överskrider riktvärdena tycks vara slumpmässiga (Figur 6). Det finns inget som tyder på att slaggrusets pH skulle kunna användas för att identifiera extrema värden som överskrider riktvärdena. De linjära sambanden mellan tillgängligheten av dessa ämnen och pH är dessutom svaga ($-0,4 < r < 0,4$; $p < 0,10$). Spridningsdiagram med tillgängligheten av andra ämnen som Cr, Mo, S och Sb som funktion av pH (Figur 6.e och Figur 6. g-i) indikerar däremot positiva linjära samband ($0,53 < r < 0,79$; $p < 0,05$), med de högsta halterna vid höga pH-värden.

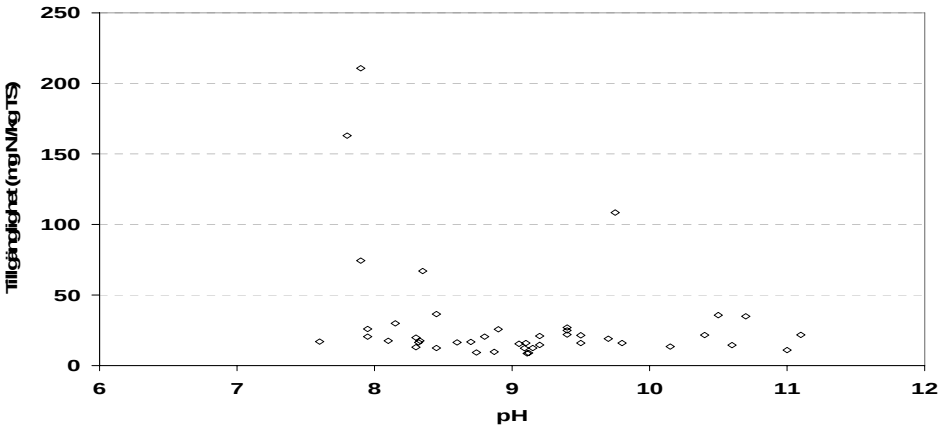


Figur 6.a-c. Den tillgängliga mängden av Ca, Zn och Pb som funktion av pH.

Figure 6.a-c. The available amount of Ca, Zn and Pb as a function of pH.

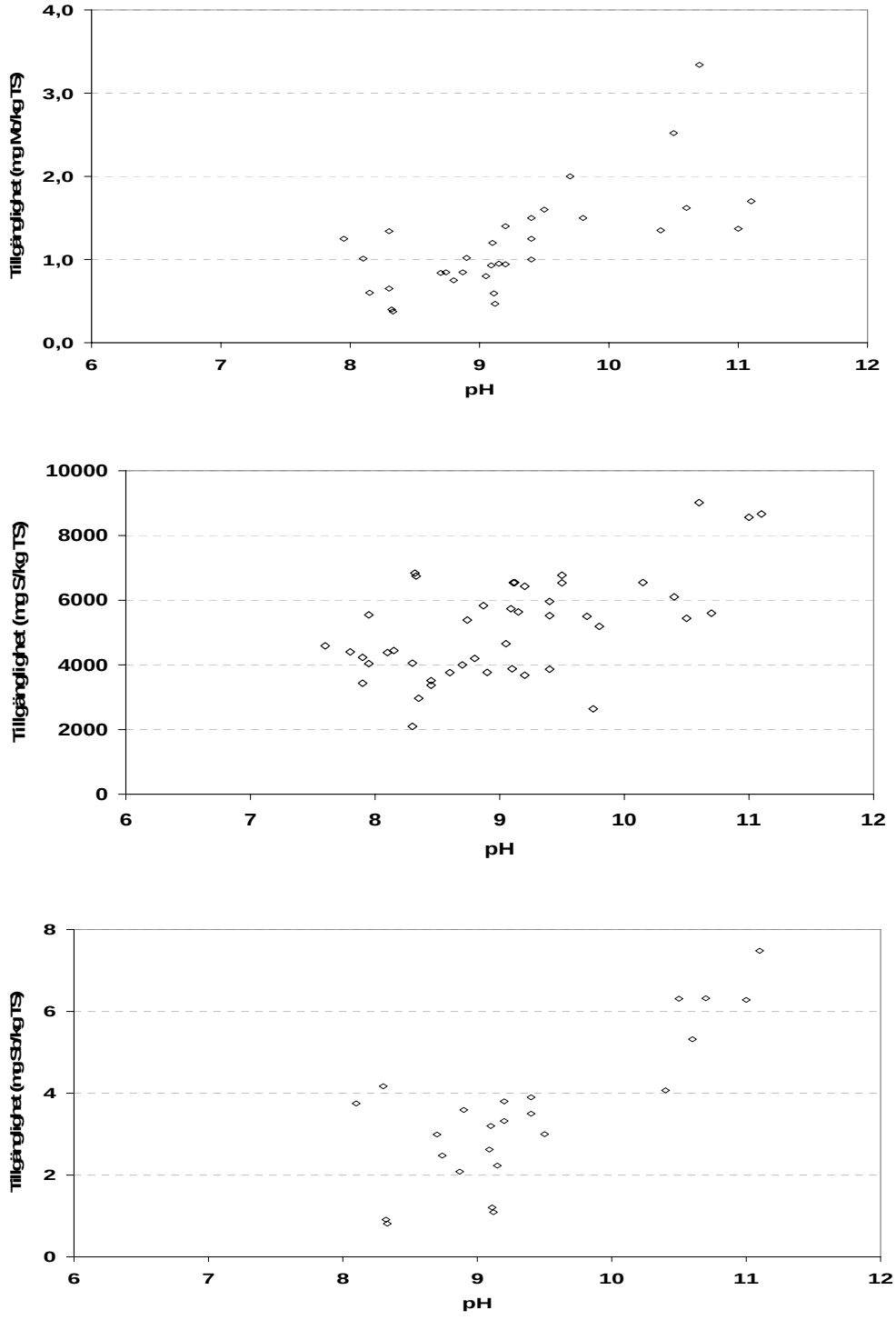






Figur 6.d-f. Den tillgängliga mängden av Cu, Cr och Ni som funktion av pH.

Figure 6.d-f. The available amount of Cu, Cr and Ni as a function of pH.



Figur 6.g-i. Den tillgängliga mängden av Mo, S och Sb som funktion av pH.

Figure 6.g-i. The available amount of Mo, S and Sb as a function of pH.

4.2 Lakbarhet

Jämförelse mellan stickprovsvärden och riktvärden

Statistik (medelvärde, medianvärde, variationsbredd och standardavvikelse) som beskriver utlakad mängd av olika ämnen vid L/S 10 i slaggrus (Tabell 11) baseras på ett stickprov av slaggrus som producerats i Sverige. Variabelvärden från stickprovet (Tabell 11) samt konfidensintervall ($p < 0,05$) för olika variablers bakomliggande medelvärde i svenska slaggrus har jämförts med riktvärden för avfall som får läggas på deponier för inert och icke-farligt avfall i tabell 4. Vi har valt att inte beakta vissa ämnen (F, As och Hg) i tabell 4. Anledningen är att halterna av F vanligtvis inte har analyserats och att halterna av As och Hg oftast är under detektionsgränsen.

Tabell 11. Beskrivande statistik för olika variabler (lakbarheten i mg/kg TS vid L/S 10) baserat på ett stickprov av slaggrus samt konfidensintervall (Ki) för olika variablers bakomliggande medelvärde i svenska slaggrus. Antalet analyser som var under detektionsgränsen visas inom parentes.

Table 11. Descriptive statistics for different variables (the leachability in mg/kg DS at L/S 10) based on a sample test of bottom ash and the confidence interval (Ki) for underlying average values of different variables in Swedish bottom ash. The number of analysis below the detection limit is presented within brackets.

	n	medel	median	min	max	std†	Ki (p<0,05)
Ba	42	1,059	1,059	0,345	5,05	1,00	± 0,304
Cd	42 (8)	0,0031	0,0021	0,001	0,0225	0,0036	± 0,0009
Cr	42 (3)	0,096	0,038	0,0052	0,78	0,169	± 0,0512
Cu	42	4,80	4,01	0,39	16,0	3,83	± 1,159
Mo	28	0,664	0,588	0,32	1,43	0,276	± 0,0834
Ni	42 (8)	0,087	0,070	0,015	0,25	0,055	± 0,0166
Pb	42	0,0217	0,0118	0,0025	0,22	0,0345	± 0,0104
Sb	21	0,40	0,42	0,20	0,80	0,166	± 0,0501
Se	21	0,0337	0,133	0,009	0,264	0,0547	± 0,0234
Cl^-	32	2426	2369	438	5206	1156	± 400
$S0_4^{2-}$	38	8134	8368	2875	13960	2537	± 807
Zn	42 (3)	0,175	0,102	0,017	1,16	0,222	± 0,0671

† standardavvikelse

Konfidensintervallen (Ki) i tabell 12 tyder på att de bakomliggande medelvärdena för den lakbara mängden av ämnen som Cd, Cr, Ni, Pb och Zn i svenska slaggrus är låga och ligger under riktvärdet för avfall som kan läggas på deponier för inert avfall. Enstaka extrema värden (x_{max}) kan vara högre än riktvärdena. De bakomliggande medelvärdena för utlakningen av andra ämnen som Cu, Mo, Sb, Cl^- och $S0_4^{2-}$ tycks däremot ligga över gränsvärdet för avfall som kan läggas på deponier för inert avfall, men under gränsvärdet för deponier för icke-farligt avfall. Utlakningen av Cl^- och $S0_4^{2-}$

skulle dessutom kunna utgöra problem för användning av slaggrus i förstärkningslager enligt scenario 1 och 2 (se tabell 5 och 6).

Tabell 12. Jämförelse mellan konfidensintervall (p < 0,05) för olika variablers bakomliggande medelvärd i svenska slaggrus samt riktvärden från tabell 5.

Table 12. Comparison between confidence intervals (p < 0.05) for underlying average values of different variables in Swedish bottom ash and target values from table 5.

	Ki (mg/kg TS)	Riktvärden (mg/kg TS)	
		Klass 1	**Klass 2**
Ba	0,755 – 1,363	20,0	100
Cd	0,0020 – 0,0032	0,04	1,0
Cr	0,045 – 0,147	0,5	10,0
Cu	3,64 – 5,96	2,0	50,0
Mo	0,581- 0,947	0,5	10,0
Ni	0,070 – 0,104	0,4	10,0
Pb	0,0113 – 0,0321	0,5	10,0
Sb	0,35 – 0,45	0,06	0,7
Se	0,0103 – 0,0571	0,1	0,5
Cl^-	2026 - 2826	800	15 000
$S0_4^{2-}$	7327 - 8941	1000	20 000
Zn	0,108 - 0,242	4,0	50,0

Minimum krav för prover och delprover

Vi har valt att använda riktvärdena för avfall som kan läggas på deponier för icke-farligt avfall för att beräkna minimumkrav för antalet prover som skall analyseras. Dessa värden ligger dessutom nära många av de preliminära riktvärdena för användning av askor och slagger i förstärkningslager som nyligen presenterats av Bendz et al [3].

Det högsta värdet i tabell 13 och 14 tyder på att minst 2 prover skall samlas in från en lagringshög som innehåller ≤ 30 ton slaggrus och analyseras. Riktvärden för utlakade mängder av olika ämnen vid L/S 10 som är i nivå med riktvärdena för deponier för icke-farligt avfall kommer därför inte att påverka minimumkraven för antalet delprover (n) i tabell 10, eftersom dessa baseras på att N=5 enligt rekommendationer från Nordtest NT ENVIR 004 [16]. Minimumkraven för antalet prover (N) och delprover (n) kan emellertid öka om lägre riktvärden används i beräkningarna.

Tabell 13. Minsta antal prover som skall samlas in och analyseras enligt ekvation 5. Beräkningarna baseras på riktvärden för avfall som kan läggas på deponier för icke-farligt avfall.

Table 13. Smallest number of samples which should be collected and analyzed according to equation 5. The calculations are based on target values for waste which can be disposed in to landfills for non-hazardous waste.

	Ba	**Cd**	**Cr**	**Ni**	**Pb**	**Se**	**Zn**
Riktvärde (max)	100	1,0	10,0	10,0	10,0	0,5	50,0
E	98,9	0,997	0,096	0,087	0,0217	0,0337	49,8
t	2,021	2,021	2,021	2,021	2,021	2,086	2,021
V_s	1,009	0,000013	0,029	0,0030	0,0012	0,0030	0,049
N	0,00042	0,000054	0,0012	0,00013	0,00005	0,060	0,000081

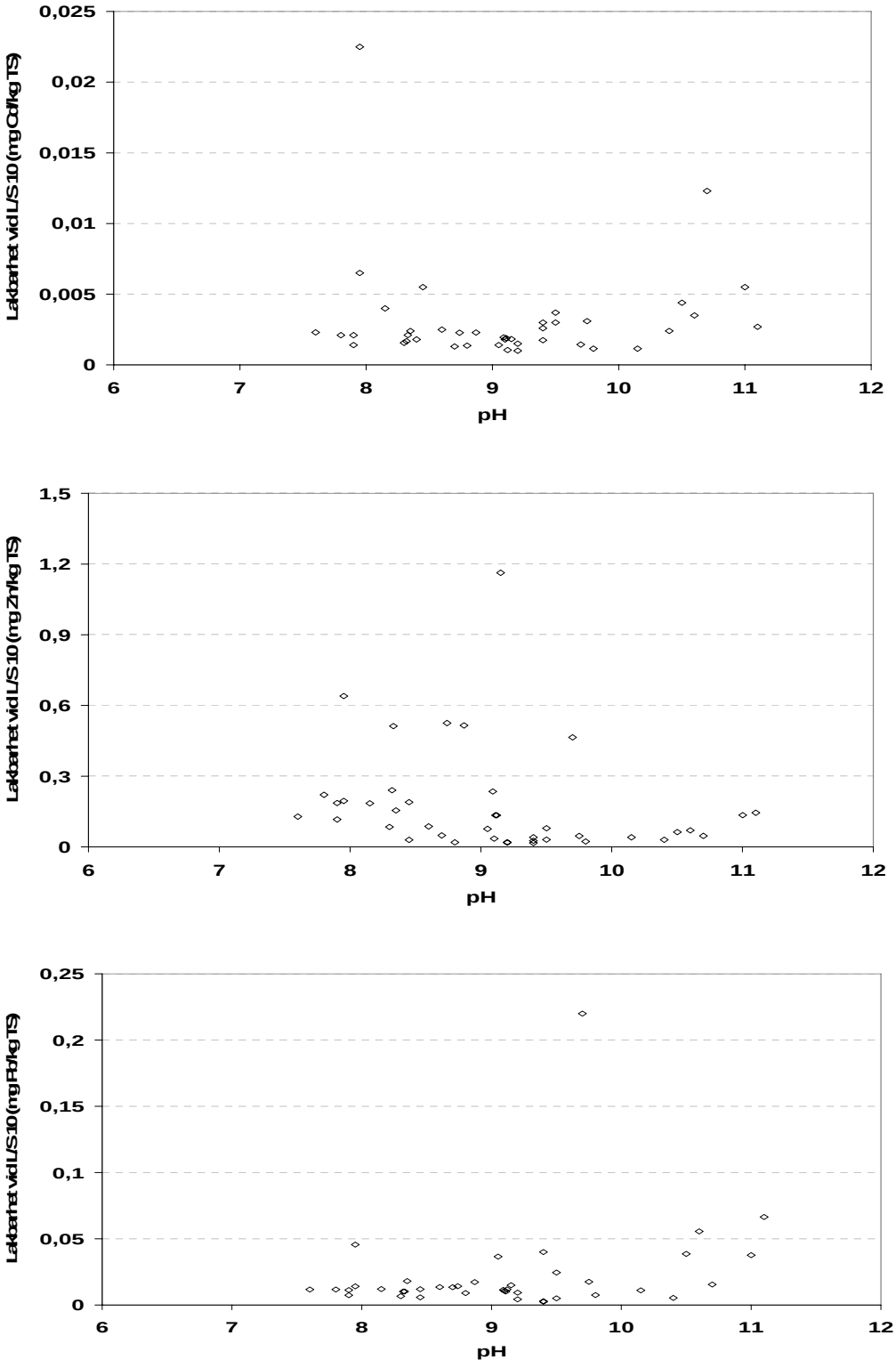
Tabell 14. Minsta antal prover som skall samlas in och analyseras enligt ekvation 5. Beräkningarna baseras på riktvärdena för avfall som kan läggas på deponier för icke-farligt avfall.

Table 14. Smallest number of samples which should be collected and analyzed according to equation 5. The calculations are based on target values for waste which can be disposed in to landfills for non-hazardous waste.

	Cu	**Mo**	**Sb**	**Cl^-**	**$S0_4^{2-}$**
Riktvärde (max)	50,0	10,0	0,7	15 000	20 000
E	45,2	9,34	0,4	12574	11866
t	2,021	2,052	2,086	2,040	2,026
V_s	14,7	0,076	0,027	1334190	6438537
N	0,029	0,0037	1,32	0,035	0,19

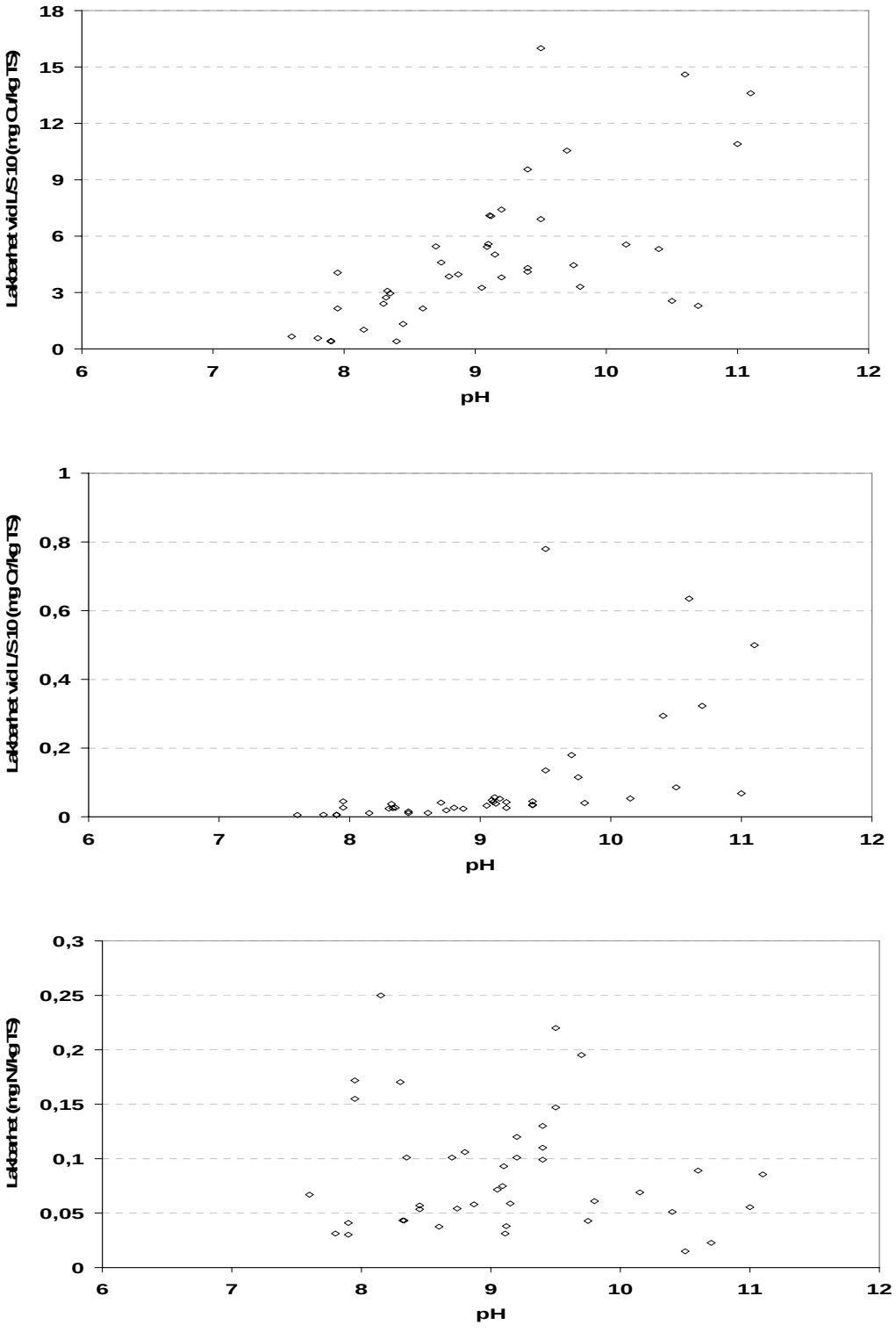
Samband mellan lakbarhet och pH

De flesta värden på lakbarheten vid L/S 10 av ämnen som Cd, Cr, Ni, Pb och Zn är under riktvärdena för avfall som kan läggas på deponier för inert avfall. De hösta värdena tycks variera slumpmässigt (Figur 7). Lakbarheten av andra ämnen som Cu, Mo, SO_4^{2-} och Sb ligger däremot ofta mellan riktvärdena för avfall som kan läggas på deponier för inert och icke-farligt avfall. Det tycks inte finnas något generellt samband mellan den lakbara mängden vid L/S 10 av dessa ämnen och pH (Figur 7) som skulle kunna användas för att identifiera höga lakbara mängder. Korrelationskoefficienterna (r) för Cu, Mo och SO_4^{2-} indikerar svaga linjära samband, negativa och positiva (0,56; 0,44; -0,52; $p < 0,05$). Antimon saknar däremot ett signifikant samband med pH ($p < 0,10$).



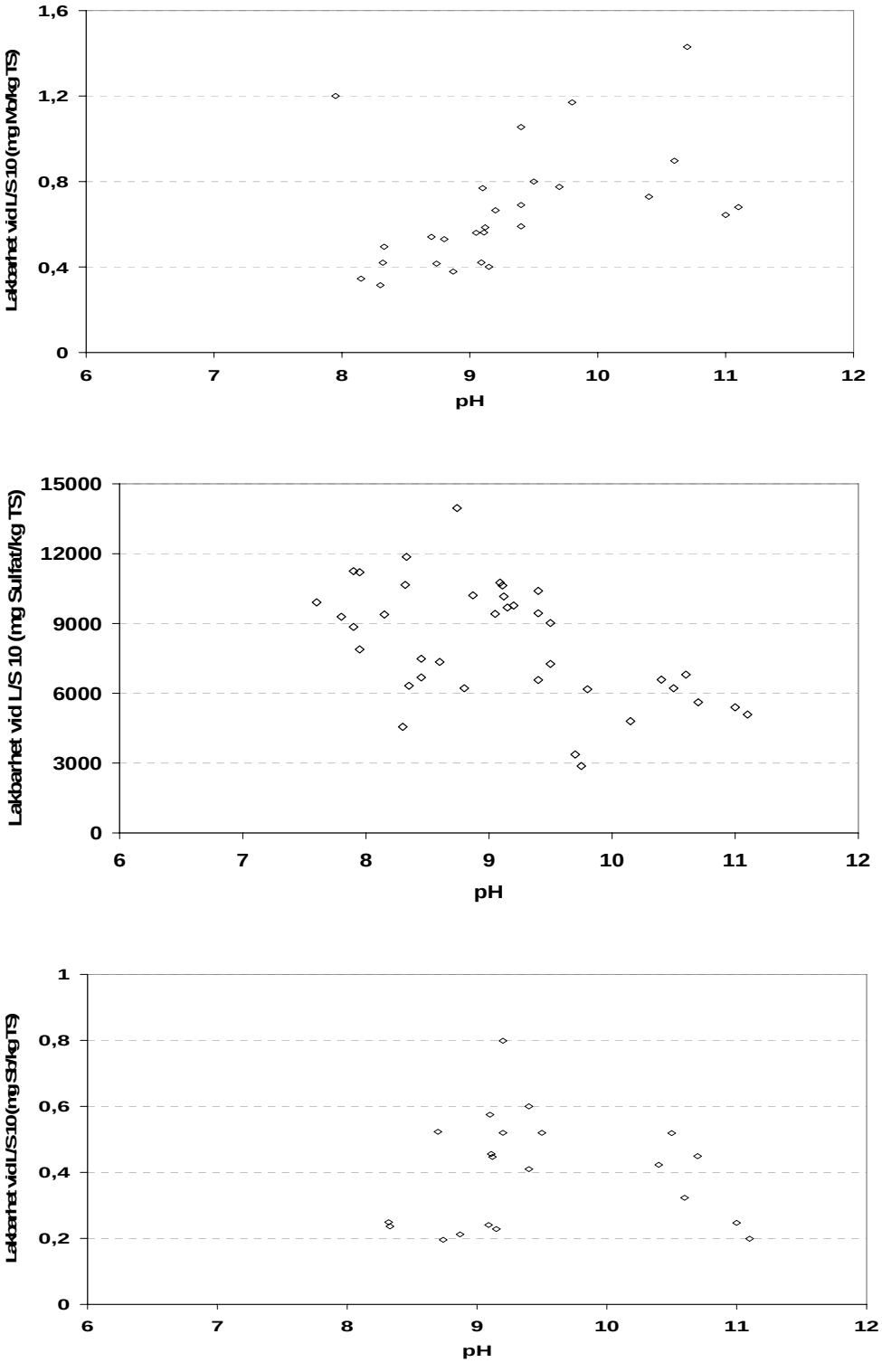
Figur 7.a-c. Den lakbara mängden av Cd, Zn och Pb vid L/S 10 som funktion av pH.

Figure 7.a-c. The leachable amount of Cd, Zn and Pb at L/S 10 as a function of pH.



Figur 7.d-f. Den lakbara mängden av Cu, Cr och Ni vid L/S 10 som funktion av pH.

Figure 7.d-f. The leachable amount of Cu, Cr and Ni at L/S 10 as a function of pH.

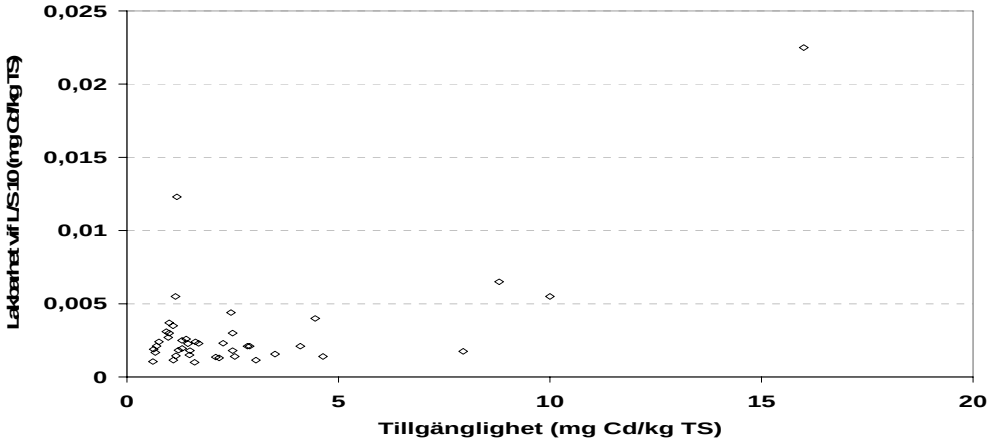


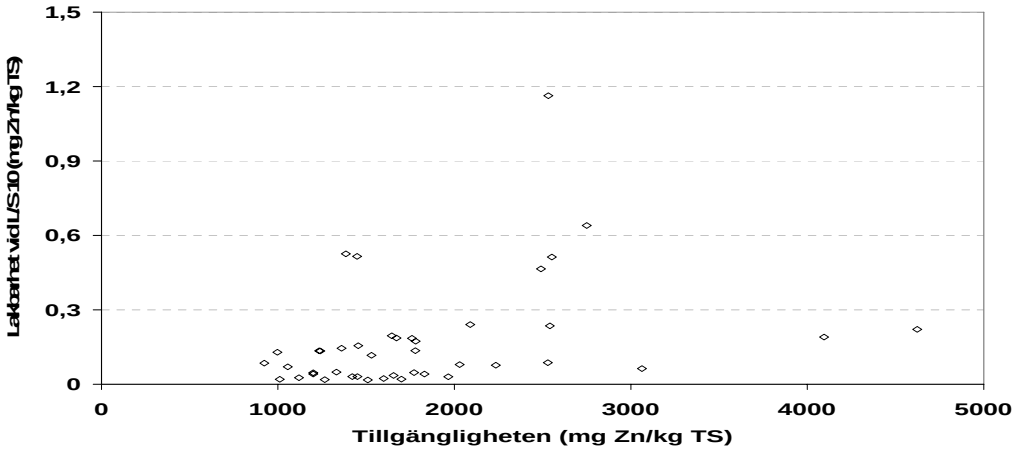
Figur 7.g-i. Den lakbara mängden av Mo, SO_4^{2-} och Sb vid L/S 10 som funktion av pH.

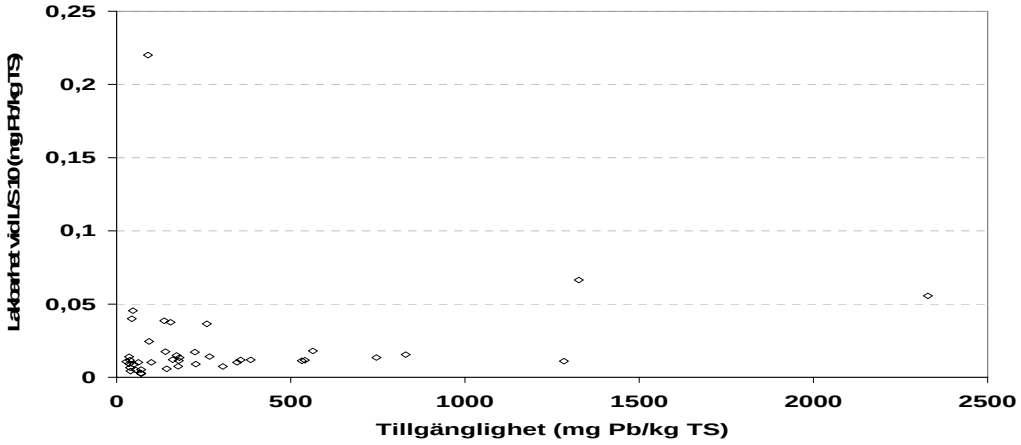
Figure 7.g-i. The leachable amount of Mo, SO_4^{2-} and Sb at L/S 10 as a function of pH.

Samband mellan lakbarhet och tillgänglighet

Spridningsdiagram i figur 8 som visar lakbarheten vid L/S 10 av ämnen som Cr, Mo, SO_4^{2-} och Sb som funktion av ämnenas tillgänglighet indikerar inte något generellt samband som skulle kunna användas för att identifiera höga lakbara mängder av dessa ämnen. Sambanden tycks variera kraftigt. Korrelationskoefficienten (r) för Mo är 0,74 ($p < 0,05$), medan det saknas signifikanta samband för SO_4^{2-} och Sb.

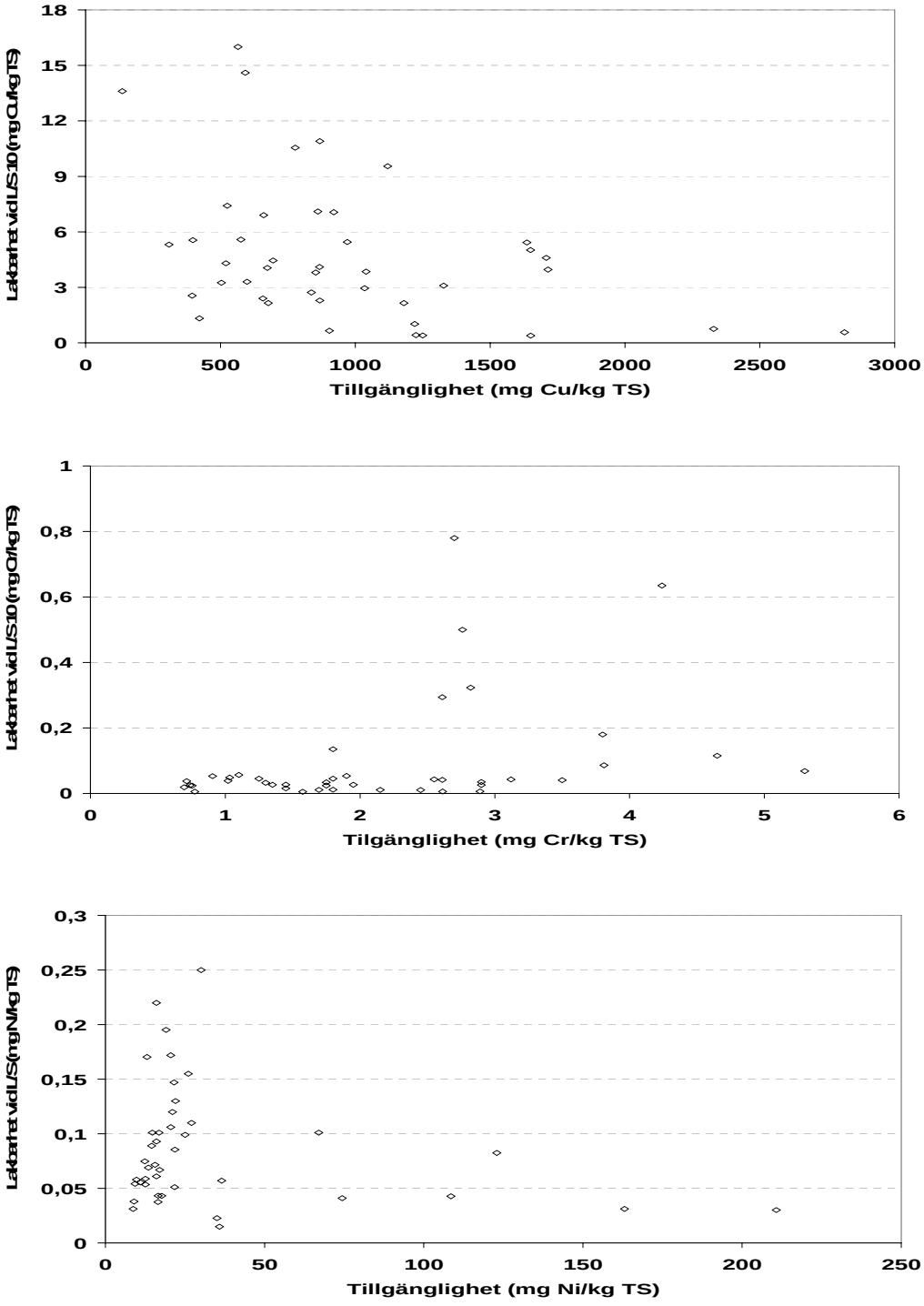






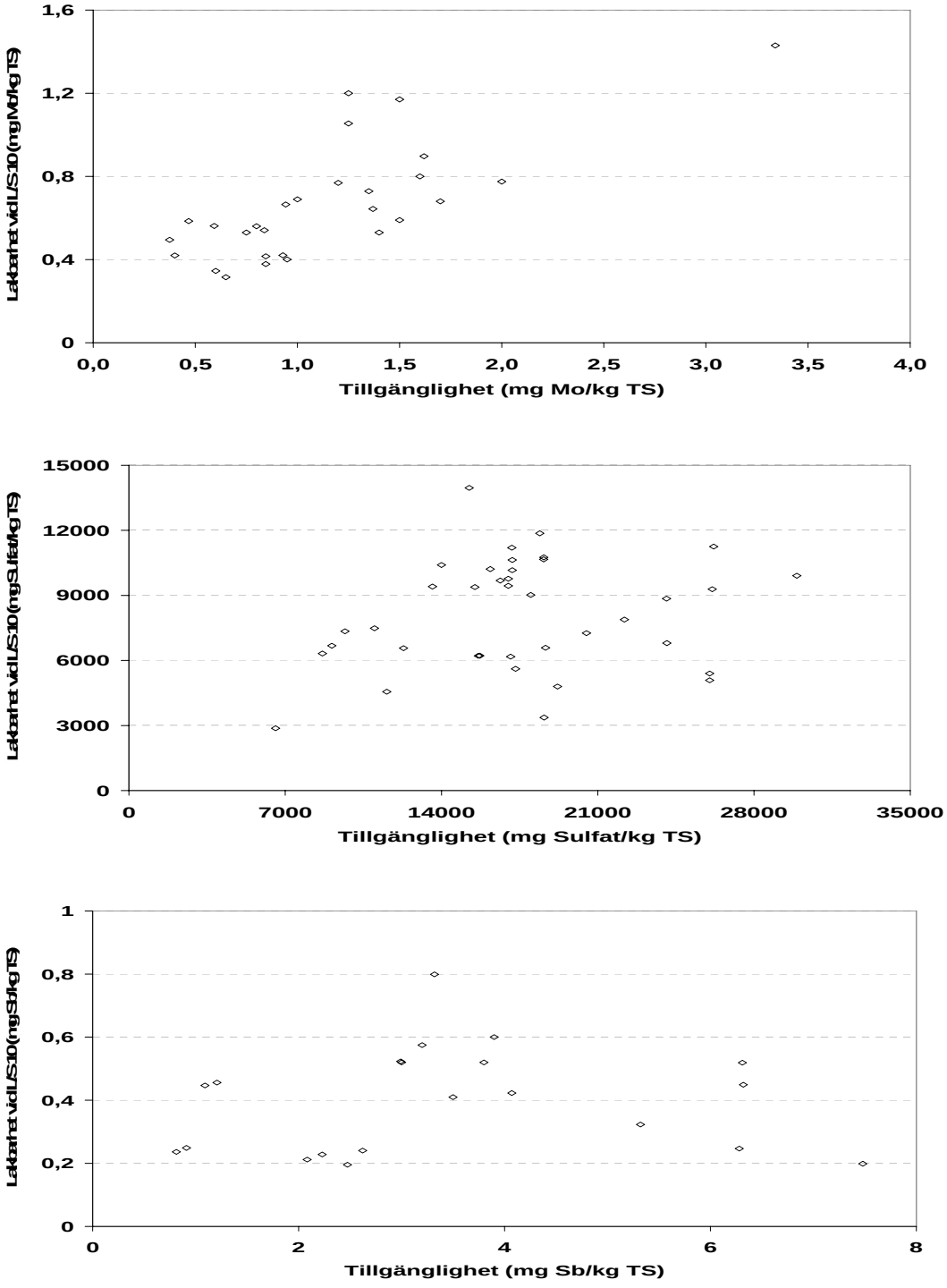
Figur 8.a-c. Den lakbara mängden vid L/S 10 av Cd, Zn och Pb som funktion av den tillgängliga mängden av samma ämne.

Figure 8.a-c. The leachable amount at L/S 10 of Cd, Zn and Pb as a function of the available amount of the same element.



Figur 8.d-f. Den lakbara mängden vid L/S 10 av Cu, Cr och Ni som funktion av den tillgängliga mängden av samma ämne.

Figure 8.d-f. The leachable amount at L/S 10 of Cu, Cr and Ni as a function of the available amount of the same element.



Figur 8.g-i. Den lakbara mängden vid L/S 10 av Mo, SO_4^{2-} och Sb som funktion av den tillgängliga mängden av samma ämne.

Figure 8.g-i. The leachable amount at L/S 10 of Mo, SO_4^{2-} and Sb as a function of the available amount of the same element.

4.3 pH som kontrollvariabel

Utvärderingen av sambanden mellan olika variabler som gjorts inom detta arbete tyder inte på att det finns något generellt samband mellan pH och tillgängligheten eller lakbarheten av olika ämnen som gör att pH kan användas för att identifiera kritiska nivåer för utlakning på lång eller kort sikt.

Analysvärden som använts i denna studie tyder dessutom på att det inte är möjligt att garantera att slaggruset i en stor lagringshög (tusentals ton) har ett pH som är < 9 efter 6 månaders lagring med dagens teknik, dvs lagring i stora högar. Detta stöds även av resultat från en lagringsstudie som presenterats av Flyhammar et al [10]. Varierande omvandlingshastighet (kemisk stabilisering) i stora lagringshögar med bottenaska försvårar möjligheterna att förutsäga när medelvärdet för pH sjunkit ned till < 9. Flyhammar et al [10] har också visat att pH-värdet kan variera beroende på hur proverna förbehandlas och vilken mätmetod som används.

4.4 Lagring av bottenaska

Dagens lagringsteknik då bottenaska lagras utomhus i stora högar leder till en ojämn kemisk omvandling av materialet.

Höga pH-värden nära överytan av en lagringshög (se figur 4) kan förklaras av konvektiva gasflöden genom högen som drivs av värmeutvecklingen inne i högen. Luft sugs då in genom slänterna och lämnar högen genom överytan. Reaktiva gaser som O_2 och CO_2 i luften kommer då först att reagera med materialet på slänterna.

Resultat från Flyhammar et al [9] tyder på att omvandlingen i en hög jämnas ut om bottenaskan vänds kontinuerligt. Ett annat alternativ skulle kunna vara att blåsa in luft i högen för att öka ytan av bottenaska som exponeras för luft.

Ett problem för dagens hantering av bottenaska är att den kortsiktiga utlakningen av vissa mera kritiska variabler som t.ex. SO_4^{2-} och Sb (se kap 4.2) inte tycks reduceras av lagring.

SK

5 Slutsatser

Vårt stickprov av slaggrus från svenska förbränningsanläggningar tyder på att tillgängligheten av ämnen som Cd, Cu, Cr, Ni, Pb och Zn i slaggrus vanligtvis ligger under Sysavs riktvärden. Extrema värden kan emellertid ligga något över riktvärdena.

Den låga utlakningen av ämnen som Cd, Cr, Ni, Pb och Zn vid L/S 10 medför att nästan alla värden i stickprovet ligger under riktvärdena för avfall som kan läggas på deponier för inert avfall, dvs långt under preliminära riktvärden för användning av restprodukter i förstärkningslager. Miljömässiga bedömningar som baseras på utlakning som funktion av L/S bör istället fokusera på andra ämnen som Cu, Mo, SO_4^{2-}, Cl^- och Sb. Utlakningen av Cl^- och SO_4^{2-} skulle dessutom kunna utgöra problem för användning av slaggrus i förstärkningslager enligt scenario 1 och 2 (se tabell 6 och 7).

Våra beräkningar tyder på att minst 2 prover skulle behöva samlas in och analyseras från en lagringshög som innehåller ≤ 30 ton slaggrus. Beräkningarna är dock beroende av vilka riktvärden som används och kraven kan därför ändras om andra riktvärden används. Nordtest NT ENVIR 004 [16] rekommenderar att minst 5 prover (N=5) samlas in och analyseras. Om en lagringshög istället innehåller 5 000 ton samtidigt som N=5 så skall 65 delprover samlas in och slås ihop till samlingsprover enligt våra beräkningar. Ökar mängden till 25 000 ton så behöver 145 delprover samlas in. Om den maximala kornstorleken för slaggrus är 45 mm så skall prover och delprover innehålla minst 2,5 liter slaggrus enligt ekvation 7. Detta värde har tidigare publicerats av Hartlén och Grönholm [1].

Det tycks inte finnas några generella samband mellan pH och tillgängligheten eller lakbarheten av olika ämnen som skulle kunna användas för att identifiera extrema lakegenskaper hos slaggrus. Det finns inte heller några generella samband som gör att lakbarheten av olika ämnen skulle kunna bedömas utifrån ämnenas tillgänglighet.

Analysvärden som använts i denna studie tyder dessutom på att det är svårt att garantera att slaggruset i en stor lagringshög (tusentals ton) har ett pH som är < 9 efter 6 månaders lagring med dagens teknik, dvs lagring i stora högar. Varierande omvandlingshastighet (kemisk stabilisering) i stora lagringshögar med bottenaska försvårar möjligheterna att förutsäga när medelvärdet för pH sjunkit ned till < 9.

Varierande lakegenskaper för olika ämnen gör att ett riktvärde på pH < 9 inte är motiverat ur utlakningssynpunkt. Dessutom är det osäkert hur fort slaggrusets pH kan reduceras till denna nivå med dagens teknik. En viss pH-nivå skulle däremot möjligen kunna användas för att garantera en låg utlakning av vissa ämnen.

Dagens lagringsteknik då bottenaska lagras utomhus i stora högar leder till en ojämn kemisk omvandling av materialet. En möjlighet att jämna ut omvandlingstakten i en lagringshög är att vända bottenaskan för att öka ytan av bottenaska som exponeras för luft. Ett annat alternativ skulle kunna vara att blåsa in luft i högen.

Ett problem för dagens hantering av bottenaska är att den kortsiktiga utlakningen av vissa mera kritiska variabler som t.ex. S och Sb inte tycks reduceras av lagring.

6 Förslag till fortsatt forskningsarbete

Några förslag på framtida insatser:

Studera hur olika materialegenskaper som t.ex. kornstorlek, kemisk form, organisk halt och mineralsammansättning påverkar utlakningen av olika ämnen.

Undersöka olika möjligheter att reducera utlakningen av olika ämnen genom förbehandling. Det är speciellt viktigt för ämnen som uppvisar hög lakbarhet.

Undersöka halterna och lakbarheten av olika ämnen i olika kornstorleksfraktioner. Kan lakbarheten förbättras om vissa fraktioner siktas bort?

7 Ordförklaringar

Bottenaska – slagg från förbränningugnen (se slagg).

Förbränningsrester – bottenaska och rökgasreningsprodukter

Lakbarhet – utlakningen som en funktion av L/S.

L/S – förhållandet mellan lakvätskan och det fasta materialet

Rökgasreningsprodukter – restprodukter från rökgasreningen

Slagg – slagg från förbränningsugnen (se bottenaska)

Slaggrus – homogenisera och stabiliserad bottenaska

Stabilisering – kemisk stabilisering

Tillgänglighet – den potentiellt utlakbara mängden under mycket lång tid

8 Litteraturreferenser

[1] Hartlén J., Grönholm R.; ”Kvalitetssäkring av slaggrus från förbränning av avfall.”, RVF Rapport 02:10, 2002.

[2] Riksrevisionen; ”Miljögifter från avfallsförbränning – hur fungerar tillsynen?”, RiR 2005:4, 2005.

[3] Bendz D., Wik, O., Elert, M., Hansson, K., Håkansson, K.; ”Miljöriktlinjer för askanvändning – etapp 2”, Underlagsrapport 3: Riktlinjer, Värmeforsk, 2005.

[4] RVF; ”Svensk Avfallshantering 2005”, Svenska renhållningsverksföreningen, 2005.

[5] NFS 2004:10; ”Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall” , Naturvårdsverkets författningssamling, NFS 2004:10, 2004.

[6] RVF; ”Svensk Avfallshantering 2004”, Svenska renhållningsverksföreningen , 2004.

[7] RVF; ”Förbränning av avfall. En kunskapssammanställning om dioxin”, RVF rapport 01:13, 2001.

[8] Grönholm, R.; personlig kommunikation, 2004-05.

[9] Flyhammar P., Bendz D., Hartlén J., Grönholm R.; ”Lagring av slaggrus. Rapport I. Slaggrusets åldrande – förändringar av miljömässiga egenskaper.”, Sysav Utveckling AB, 2004.

[10] Flyhammar P., Bendz D., Hartlén J., Grönholm R.; ”Lagring av slaggrus. Rapport 2. Slaggrusets åldrande – Spatiella variationer i en konventionell lagringshög.”, Sysav Utveckling AB, 2004.

[11] Hartlén, J., Flyhammar, P.; ”Miljöbelastande egenskaper – utvärdering av laboratorieförsök och praktisk användning på Spillepeng, SJ:s nya kombiterminal och törreingevägen”, Projekt: 005 Slaggrus, Sysav Utveckling, 2000.

[12] Fällman A-M., Larsson L., Rogbeck J.; ”Slaggrus – Miljömässiga och materialtekniska egenskaper.”, SGI, 1999.

[13] NT ENVIR 003; “Solid waste, Granular inorganic material: Availability test”, Nordtest method, 1995.

[14] EN 12457-3; “Two stage batch test at a liquid to solid ratio at 2 l/kg and 8 l/kg for materials with high solid content and with particle size below 4 mm (without or with size reduction).”, European standard CEN, 2002.

[15] NT ENVIR 005; “Solid waste, Granular inorganic material: Compliance batch leaching test.”, Nordtest method, 1998.

[16] NT ENVIR 004; “Solid waste, Particulate materials. Sampling”, Nordtest method, 1996.

Bilagor

A Testmetoder

Tillgänglighetstester

NT ENVIR 003

Ett torkat och nedkrossat/malt prov (95 % av partiklarna skall vara mindre än 125 µm) blandas med vattenlösningar i två steg:

1) Omrörning i 3 timmar med avjoniserat vatten vid L/S = 100. Vattenlösningen justeras kontinuerligt till pH 7 med HNO_3. Provet filtreras.

2) Den filtrerade massan omrörs på nytt i 18 timmar med avjonierat vatten. Vattenlösningen justeras kontinuerligt till pH 4 med HNO_3. Provet filtreras.

Lakvatten från steg 1 och 2 blandas före analys.

För närmare beskrivningar av metoden hänvisas till NT ENVIR 003 [13].

Skaktester tvåsteglakning

NT ENVIR 005, EN 12457-3, prEN 12457-3

Testerna är snarlika. Det sista testet (prEN 12457-3**)** är ett tidigare förslag till EN 12457-3**.** Ett torkat prov med partiklar som är mindre än 4 mm skakas med avjoniserat vatten (5 < pH < 7,5; elektrisk konduktivitet < 0,5 mS/m) i 2 steg. Provmängden varierar mellan 100 g (NT ENVIR 005) och 175 g (EN 12457-3).

1) Skakning i 6 timmar vid L/S = 2 l/kg

   Lakvattnet skiljs av. Därefter tillsätts avjoniserat vatten så att den ackumulerade L/S-kvoten motsvarar 10.

2) Fortsatt skakning i 18 timmar med nytt avjoniserat vatten vid ungefär L/S = 8 l/kg

   Efter filtrering analyseras båda lakvattnen.

   Den sammanlagda testtiden är 24 timmar.

För närmare beskrivningar av metoden hänvisas till NT ENVIR 005 [15] och EN 12457-3 [14].

pH mätningar

Mätningarna av pH som använts i denna rapport baseras huvudsaklingen på mätningar gjorda under skaktesternas (NT ENVIR 005, prEN 12457-3 och prEN 12457-3) andra steg.

Vissa mätningar baseras på en metod som tagits fram av SGI.

En volymdel vått material (< 4 mm) blandas med 5 volymdelar destillerat vatten. Lösningen skakas under 1 timme. Lösningen får sedan stå i 2 timmar innan pH mäts.

VÄRMEFORSK

Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeteknisk forskning och utveckling. Forskningsprogrammet är tillämpningsinriktat och fokuseras på energi- och processindustrins behov och problem.

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED STATENS ENERGIMYNDIGHET

VÄRMEFORSK SERVICE AB
101 53 Stockholm
Tel 08-677 25 80
Fax 08-677 25 35
www.varmeforsk.se

Beställning av trycksaker
Fax 08-677 25 35