

Siktning av askor från avfallsförbränning

Jelena Todorović

Siktning av askor från avfallsförbränning

Sieving of municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash

Jelena Todorović

Projektnummer WR-25
År: 2010

WASTE REFINERY
SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut
Box 857, 501 15 Borås
www.wasterefinery.se
wasterefinery@sp.se
ISSN 1654-4706

Förord

Utan det stora engagemanget som projektgruppen visade hade inte varit möjligt att genomföra detta projekt. Projektledaren tackar för insatserna kring provtagning, kemiska analyser, kommentarer på rapporten samt för de givande diskussionerna under projektmöten.

Jag riktar en stor tack till följande personer:

Pauline Salomonsson Lindberg, Borås energi och miljö;
Emma Hilmersson, Katarina Pettersson och Lia Detterfelt, Renova;
Margareta Lundberg, Metso Power;
Britt-Marie Steenari, Chalmers tekniska högskolan;
Conny Haraldsson och Karin Engelhart, SP Sveriges tekniska forskningsinstitut, och;
Marianne Gyllenhammar, Stena Metall.

Borås, februari 2010.

Jelena Todorović.

Sammanfattning

Förbränning med energiutvinning ökar stadigt i Sverige och över 46 % av hushållsavfallet behandlas genom förbränning. Efter förbränningen kvarstår huvudsakligen bottenaska/slagg och rökgasreningsrester. Mängder askor från avfallsförbränningen under 2008 uppgick till 0,7 miljoner ton bottenaska och 0,2 miljoner ton rökgasreningsrester. Bottenaska från avfallsförbränning innehåller föroreningar av metaller (t.ex. Pb, Zn, Cu), halvmetaller (t.ex. As och Se), grundämnen som bildar oxyanjoner (t.ex. Sb, Cr, Mo) och lösliga ämnen som klorider (Cl⁻) och sulfater (SO₄²⁻). I kontakt med vatten kan dessa ämnen laka ur askan, och förorena miljö. Det är därför aktuellt med utveckling och undersökning av behandlingsmetoder för minskning av innehåll av föroreningar i askor eller deras mobilitet.

I projektet undersöks siktning av askor från avfallsförbränning som behandlingsmetod eller kompletterande metod i askhanteringen. Hypotesen var att man kan genom separation av den finaste andelen aska ta bort väsentlig del av föroreningar. Resterande aska blir mindre farlig från miljösynvinkel, attraktivare som byggnadsmaterial eller billigare att deponera.

I undersökningen ingick tre avfallsaskor: bottenaska från Borås energi och miljöanläggning med bubblande fluidbädd, vändschaktsaska från samma anläggning samt slagg från Renovas anläggning med rooster. Askorna siktades i 2-4 storleksfraktioner och fraktionernas kemiska innehåll och lakningsegenskaper (skaktest, L/S=10 l/kg) undersöktes. Lakningsresultat ställdes mot gränsvärden fastställda i Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, NFS 2004:10 samt Naturvårdsverkets rekommendationer för återvinning av avfall i anläggningsarbeten.

Resultat från lakningstester gjorda på slagg från anläggningen med rooster och från vändschaktsaska bekräftar hypotes om att föroreningar lakar ut i högre koncentrationer från finaste storleksfraktionerna. Genom siktning kan man därför ta bort en stor del av föroreningar, men målet med att skapa en fraktion som kan deponeras på deponi av lägre klass har inte uppfyllts. En mycket förorenad finkorning rest skapas genom siktning av slagg, som inte uppfyllde kriterier för deponering på deponier för icke-farligt avfall.

Man kunde inte förbättra bottenaskan från anläggningen med fluidbädd från miljösynvinkel genom att avskilja någon av storleksfraktioner genom siktning. Medan utlakning av klorid minskade med ökad partikelstorlek, ökade sulfat som blev anrikad i grövre fraktioner om finare tagits bort.

För att uppnå deponering på deponier för inert avfall eller Naturvårdsverkets rekommendationer för återvinning av avfall, behöver askor behandlas med mycket effektivare behandlingsmetoder än siktning. Siktningsrekommenderas som en komplettering till någon annan behandlingsmetod till exempel behandling med cement. Optimal siktöppning ska bestämmas som en kompromiss mellan andelen aska som ska separeras, lakningsegenskaper hos resulterade fraktioner och kostnader för deponering, transport, behandling osv.

Sökord: askor, avfallsförbränning, behandling, siktning, salter, metaller, lakning

Summary

Waste-to-Energy is steadily increasing in Sweden and more than 46 % of municipal solid waste (MSW) is being incinerated. Solid residues from MSW incineration (MSWI) mainly constitute of bottom ash and air pollution control (APC) residues. Bottom ashes from MSWI amounted to 0.7 millions of tons and APC residues to 0.2 millions of tons in 2008. Bottom ashes from MSWI contain pollutants like metals (*e.g.* Pb, Zn, Cu), metalloids (*e.g.* As, Se), elements forming oxyanions (*e.g.* Sb, Cr, Mo) and easily soluble salts like chlorides and sulphates. These constituents can leach out polluting the environment if ash comes in contact with water. Treatment methods for decreasing the amount of pollutants in ashes or their mobility are therefore needed.

Sieving was investigated as a separate or a complementary treatment method for MSWI ashes. Hypothesis was that the large share of pollutant concentrations could be removed from the ashes through separation of the finest fractions. The rest is less harmful to the environment, more acceptable as secondary construction material or less costly to landfill.

Investigation included three MSWI ashes, namely bottom ash from Borås Energy och Miljö's plant with fluid bed, boiler ash from the same plant and bottom ash from Renova's stocker grate type plant. Ashes were sieved in 2-4 size fractions. Total content of pollutants and their leachability (batch leaching test, L/S=10 l/kg) was assessed for each of the fractions. Leaching results were compared to limit values stipulated by Swedish Environmental Protection Agency for acceptance of waste at landfills as well as to recommendations for reuse of waste as a construction material.

Results from bottom ash from the stocker grate type incinerator and from the boiler ash confirm the hypothesis that pollutants leach out in higher concentrations from the finer fractions. A large amount of pollutant could be removed from the ashes through sieving, but the goal to produce a fraction that could be landfilled at the landfill of a lower class was not achieved. A much polluted fine fraction was produced through sieving of bottom ash from the stocker grate type incinerator, not fulfilling criteria for landfilling at landfills for non-hazardous waste.

Bottom ash from the fluid bed plant could not be improved from the environmental point of view if some of the size fractions were removed. Leaching of sulphates increased while that of chlorides decreased with increased particle size, making coarser fractions rich in sulphates if the finer were removed.

A more effective treatment method than sieving is needed if MSWI ashes are to fulfill criteria for landfilling at landfills for inert waste or recommendations for their reuse as secondary construction materials. Sieving is recommended as a complementary to another method *e.g.* treatment with cement. In order to optimize a sieve size, an analysis should be made on the amount of ashes to be removed by sieving, leaching properties of resulting fractions as well as costs for landfilling, transport, treatment *etc.*

Keywords: ash, Waste-to-Energy, treatment, sieving, salts, metals, leaching

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	PROBLEMDISKUSSION	1
1.2	PROBLEMFÖRMULERING OCH MÅL	2
1.3	AVGRÄNSNINGAR	2
1.4	FÖRKORTNINGAR	3
2	BAKGRUND	4
2.1	DEPONERING AV ASKOR	4
2.2	ANVÄNDNING AV ASKOR SOM SEKUNDÄRA BYGGNADSMATERIAL	4
2.3	FÖRORENINGAR I ASKA	5
3	MATERIAL OCH METODER	7
3.1	ANLÄGGNINGAR	7
3.2	ASKOR, PROVTAGNING OCH FÖRBEREDNING	9
3.3	SIKTNING	9
3.4	KEMISKA ANALYSER OCH LAKNINGSTESTER	10
4	RESULTATREDOVISNING	11
4.1	PARTIKELSTORLEKSFÖRDELNING	11
4.2	KEMISKT INNEHÅLL	11
4.3	ASKORNAS LAKNINGSEGENSKAPER	16
4.4	LAKNINGSEGENSKAPER AV ASKORNAS OLIKA STORLEKSFRAKTIONER	19
5	RESULTATANALYS	24
5.1	PLANERING AV SIKTNINGSSERIER	24
5.2	HETEROGENITET I AVFALLSASKOR OCH VARIATION UNDER TIDEN	25
5.3	KEMISKT INNEHÅLL OCH LAKNINGSEGENSKAPER	26
5.4	SIKTNING SOM BEHANDLINGSMETOD	29
5.5	OPTIMERING AV SIKTNINGEN	30
6	SLUTSATSER	31
7	REKOMMENDATIONER OCH ANVÄNDNING	32
8	LITTERATURREFERENSER	33

Bilagor

BILAGA A. STYRMEDEL FÖR DEPONERING OCH ÅTERVINNING AV ASKOR

BILAGA B. KEMISKA EGENSKAPER AV AVFALLSFÖRBRÄNNINGSASKOR

1 Inledning

1.1 Problemdiskussion

Förbränning med energiutvinning ökar stadigt i Sverige och över 46 % av hushållsavfallet behandlas genom förbränning [1]. Under 2008 gick 2,3 miljoner ton hushållsavfall, samt 2,3 miljoner ton övrigt avfall till förbränning i svenska anläggningar [1]. Samtidigt producerades 12 TWh värme och 1,5 TWh el.

Efter förbränningen kvarstår huvudsakligen bottenaska/slagg och rökgasreningsrester. I anläggningar med rooster är dessa mängder 10-20 vikt-%, respektive 3-5 vikt-% av det avfall som tillförts förbränningen. Mängden askor från avfallsförbränningen under 2008 uppgick till 0,7 miljoner ton bottenaska/slagg och 0,2 miljoner ton rökgasreningsrester [1].

Aska från avfallsförbränning innehåller föroreningar av metaller (t.ex. Pb, Zn, Cu), halvmetaller (t.ex. As och Se), grundämnen som bildar oxyanjoner (t.ex. Sb, Cr, Mo) och lättlösliga ämnen som klorider (Cl) och sulfater (SO_4^{2-}) [2]. I kontakt med vatten kan dessa ämnen laka ur askan, förorena grundvatten och skada levande organismer.

En del aska deponeras idag. Enligt Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall, NFS 2004:10 [3] finns det tre deponiklasser: deponier för inert, icke farligt och farligt avfall. Kriterium för att bestämma deponiklass som ett avfall kan läggas på är koncentrationer av utlakade ämnen under standardiserad lakning.

Alternativ till deponering av askor är dess användning som sekundära byggnadsmaterial. På grund av dess partikelstorlek och struktur anses sorterad slagg från anläggningar med rooster vara ett bra alternativ till bergkross. En sådan användning är dock begränsad till deponier och egna industriområden just på grund av risken för spridning av föroreningar från aska till miljö.

Föroreningar i askor finns ofta på ytan av askpartiklarna. Beroende på partikelstorleksfördelningen kan relativt stora andelar föroreningar finnas i den finare fraktionen av bottenaska/slagg. Partikelstorlek spelar också stor roll när askan kommer i kontakt med vatten. Eftersom finare fraktioner har större specifik yta, har de också större yta tillgänglig till masstransport i kontakt med vätskan. Detta är en av de fysiska faktorer som kraftigt kan påverka lakning från askor.

Genom separation av de finaste fraktionerna från askan kan man minska koncentration av föroreningar i resten och/eller minska ytan som är tillgänglig för lakning av föroreningar. Fraktionerna kan separeras relativt lätt genom siktning. Frågor som uppstår är:

- Hur stor andel föroreningar finns i den finare askfraktionen? Vinner man någonting på att separera den?
- Hur ser lakningsegenskaper av olika fraktioner ut? Mängder av utlakade ämnen påverkas inte bara av dess respektive koncentrationer i materialet, men också av

fysiska (bl. a. ytans storlek och tillgänglighet) och kemiska (bl.a. pH, redox, komplexbildning) förhållanden;

- Hur effektiv är behandling av bottenaskor genom siktning? Tekniska, miljömässiga och ekonomiska aspekter behöver utvärderas;
- Hur ändras geotekniska egenskaper av bottenaska när man tar bort den finare fraktionen?
- Vilken partikelstorlek är optimal att ta bort från aska? Man borde uppfylla två motsatta kriterier, att ta bort andelen aska som bär största mängden föroreningar, men samtidigt minska volymen av behandlad aska så lite som möjligt;
- Hur miljöfarlig är den finare, separerade fraktionen?
- Hur förändras möjligheten till avsättning för askan när man delar den i grov respektive fin?

Detta projekt är en förestudie där en del av dessa frågor besvaras.

1.2 Problemformulering och mål

Ett övergripande syfte med undersökningen är att ta fram en enkel siktningssmetod för bottenaska från avfallsförbränning med avsikten att minska koncentrationen av miljöfarliga ämnen. Den grövre fraktionen blir då attraktivare som byggnadsmaterial eller billigare att deponera.

Målen med projektet är:

- att bestämma andelen mobila miljöfarliga ämnen i grövre fraktioner av bottenaska samt jämföra dessa med finare fraktioner;
- att bedöma tekniska och miljömässiga aspekter av siktning av bottenaska från avfallsförbränning;
- att ge en rekommendation om hur siktningen skall optimeras.

1.3 Avgränsningar

Detta är en förstudie som preliminärt utvärderar siktning som behandlingsmetod för bottenaskor från avfallsförbränningsanläggningar och möjligheter för vidareutveckling av metoden. Karakteriserings- och analysmetoder är valda så att projektet uppfyller detta mål.

1.4 Förkortningar

BFB	bubblande fluid bädd
Borås BA	bottenaska från Ryaverket i Borås
Borås VSA	vändschaktsaska från Ryaverket i Borås
CFB	cirkulerande fluid bädd
DOC	<i>eng.</i> dissolved organic carbon
L/S	<i>eng.</i> liquid-to-solid; används för att beteckna andelen vatten till mängd fastfas (här aska) i l/kg TS
MSW	<i>eng.</i> municipal solid waste
MSWI	<i>eng.</i> municipal solid waste incineration
NFS 2004:10	Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall
Renova BA	slagg från panna 5 vid Renovas förbränningsanläggning
Swedish EPA	<i>eng.</i> Swedish Environmental Protection Agency (Naturvårdsverket)
TS	torr substans

2 Bakgrund

Föroreningar i askor från avfallsförbränning höjer kostnaden för deponering och begränsar dess användning. Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall, NFS 2004:10 [3] påverkar starkt hantering av askor från avfallsförbränning. Naturvårdsverket har också tagit fram en handbok för återvinning av avfall i anläggningsarbeten [5] med syfte att öka andelen avfall som återvinns utan risk för skadliga miljö- och hälsoeffekter. Om den börjar implementeras av kommuner, kommer rekommendationerna kraftigt att påverka användning av askor som sekundära byggnadsmaterial. Här beskrivs NFS 2004:10 och Naturvårdsverkets handbok i korthet. Två typiska svenska askor (Bilaga B) ställs mot dessa kriterier.

2.1 Deponering av askor

Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, NFS 2004:10 föreskriver att avfallets lakningsegenskaper ska testas och att man ska använda lakningsresultaten för att bestämma deponiklass som de kan läggas på. En typ av standardiserade lakningstester är skaktest som ger information om vilka mängder föroreningar som kan lakas ur avfall vid en given situation när vatten och fastfas har en L/S kvot (L/S – *eng.* liquid-to-solid) 2 l/kg samt 10 l/kg. En annan typ av standardiserade tester är perkolationstest, där vatten rinner genom ett lager av avfall i en försökskolonn .

Gränsvärdena för avfall som kan tas vid deponier för inert och icke-farlig avfall visas i Tabell 5. Koncentrationer av utlakade ämnen från bottenaskor från svenska avfallsförbränningsanläggningar överstiger ofta gränsvärdena för inert avfall [4], vilket medför högre kostnader för deponering.

I Bilaga B redovisas innehåll av föroreningar samt lakningsegenskaper för två svenska bottenaskor, nämligen slagg från rostanläggningen vid Däva kraftvärmeverk i Umeå (Tabell 7) samt från CFB (cirkulerande fluid bädd) anläggningen vid Händelöverket i Norrköping (Tabell 8). Uppgifter är bearbetade från Värmeforsks online databas *Allaska* [4]. Koncentrationer av utlakade ämnen från båda bottenaskor överstiger gränsvärden för deponering av inert avfall (Tabell 7) vilket innebär att askorna måste deponeras som avfall av högre klass och medför högre deponeringskostnader.

2.2 Användning av askor som sekundära byggnadsmaterial

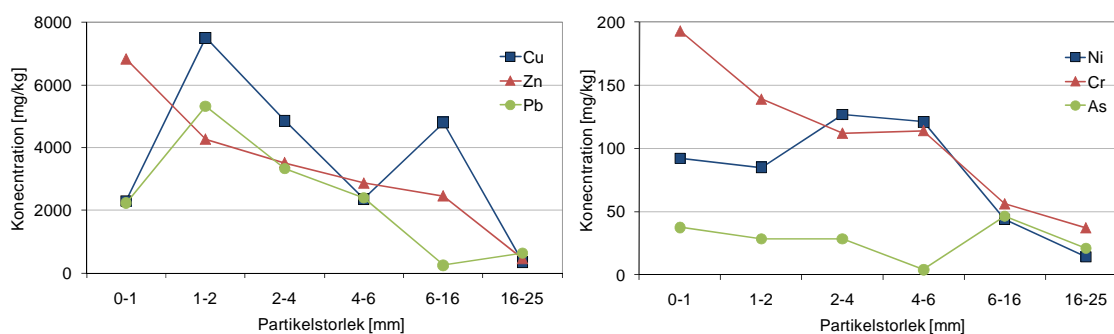
Enligt utkastet till Naturvårdsverkets rekommendationer för återvinning av avfall i anläggningsarbeten [5] finns det två kategorier för användning av avfall i anläggningsarbeten; avfall som utgör mindre än ringa föroreningsrisk när det används i anläggningsarbeten och avfall för deponitäckning ovan tätskiktet. Kriterier för klassificering av avfall i dessa två kategorier är både innehåll av föroreningar samt lakningsegenskaper. Maximala halter och maximal utlakning för båda kategorier visas i Tabell 6.

Innehåll av föroreningar och koncentrationer av utlakade ämnen från slagg från Däva kraftvärmeverk i Umeå (Tabell 7) samt bottenaska från Händelöverket i Norrköping

(Tabell 8) överstiger nivåer för avfall som utgör mindre än ringa föroreningsrisk. Kritiska ämnen i Dåva bottenaska är As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn (värden för klorid och sulfat var inte rapporterade). Kritiska ämnen i Händelö bottenaska är As, Cd, Cr, Ni, Pb, Sb och sulfat.

2.3 Föroreningar i aska

Figur 1 visar hur innehållerna av sex miljörelevanta grundämnen i en spansk bottenaska fördelas över olika partikelstorlekar. Koncentrationen av Cr, Ni, Pb och Zn är lägst i de grövsta fraktionerna. Koncentrationen av Cu i fraktionen 6-16 mm avviker något förmodligen på grund av storleken av bitar av kablar som finns i hushållsavfall [6].



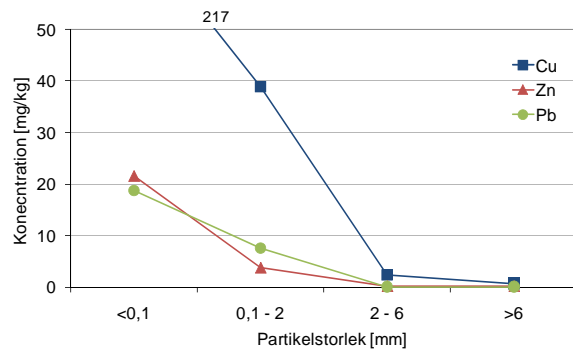
Figur 1. Innehåll av sex grundämnen i en spansk bottenaska från avfallsförbränning fördelat över sex storleksfraktioner (bearbetad från [6])

Figure 1. Concentration of six elements in six size fractions of one Spanish MSWI bottom ash (developed from [6])

pH är en av de kemiska faktorer som kraftigt påverkar lakning. Metaller Cu, Pb och Zn har lägst löslighet vid pH 9-10, och Al vid \sim pH 5 [7]. Lakning av grundämnen som bildar oxyanjoner visar också kraftigt beroende av pH [7], men beroendet är ofta motsatt till det för metaller [8]. Bendz *et al.* [9] har undersökt pH värdet av lakvatten från olika partikelstorlekar av bottenaska från avfallsförbränning som åldrades i tre månader. Deras resultat visar upp till 0,8 enheter högre pH värden från grövre fraktioner (8 - 11,8 mm) än från de finaste (0,045 - 0,125 mm). Anledningen till detta kan vara att finare partiklar är mer tillgängliga till reaktion med vatten och koldioxid från luft genom sin större specifika yta och högre porositet [9]. Koldioxids reaktion med bottenaskor från avfallsförbränning kan sänka deras pH från typiskt högt \sim pH 11 till \sim pH 8,3 [10]. I övrigt undersökte Bendz *et al.* utlakning av salter från olika storleksfraktioner och visade stark korrelation mellan specifik yta och utlakning av salter [9].

Astrup [11] diskuterar kombinerad vattentvätt av bottenaska med separation av storleksfraktioner $<0,125$ mm. Positiv effekt på lakning av sulfater, Na, As, Cd, Cr, Pb, Zn, Mo och DOC konstaterades, samt förbättring av askans tekniska egenskaper. Det var dock inte möjligt att urskilja effekten av enbart separation av finaste fraktionen från den kombinerade behandlingen.

Arickx *et al.* [12] undersökte karbonatisering av bottenaska från avfallsförbränning samt utlakning från fyra storleksfraktioner. Deras resultat visar klart högre utlakning av metaller från finare askfraktioner (Figur 2).



Figur 2. Koncentrationer av Cu, Zn och Pb i lakvatten från fyra storleksfraktioner av en bottenaska från avfallsförbränning [12]

Figure 2. Leaching of Cu, Zn and Pb from four size fractions of one MSWI bottom ash [12]

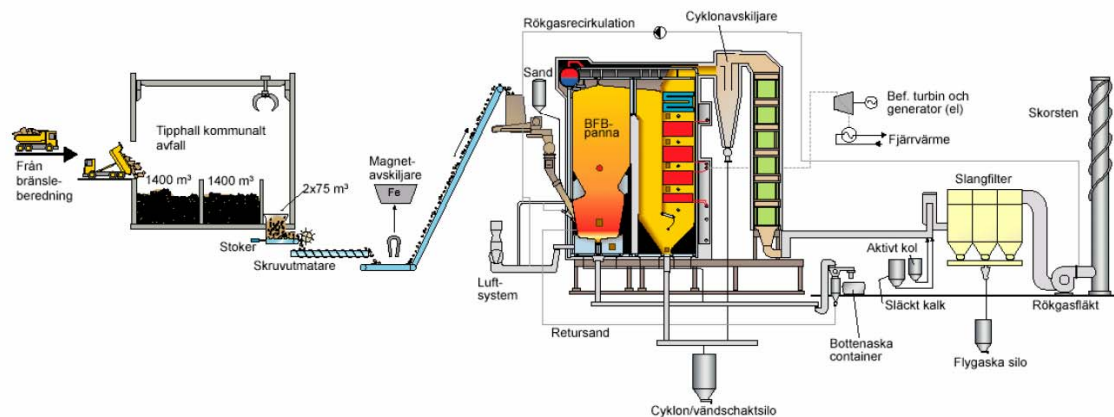
3 Material och metoder

3.1 Anläggningar

Askor från två avfallsförbränningsanläggningar ingick i studien, nämligen Ryaverket i Borås och Renovas förbränningsanläggning i Göteborg.

3.1.1 Ryaverket i Borås

På Ryaverket i Borås finns två pannor med bubblande fluidiserade bädd (BFB-pannor) 20 MW_t var (Figur 3). Årligen eldas ca 100 000 ton avfall som vanligtvis består av en blandning av 70 % verksamhetsavfall och 30 % hushållsavfall. Niklasson [13] ger en detaljerad beskrivning av pannorna. Under sommarmånaderna är det mindre verksamhetsavfall i bränslmixen, dessutom körs pannorna på en lägre last.



Figur 3. Schematisk bild över en av de två 20 MW_t avfallsförbränningspannorna [13].

Figure 3. Scheme showing one of the two 20 MW_{th} MSW incineration plants at Ryaverket in Borås [13].

Anläggningen producerar fyra sorters askor; bottenaska, vändschaktsaska, cyklonaska samt filteraska. Enbart bottenaska och vändschaktsaska ingår i denna studie. Grova askpartiklar från eldstaden blandade med bäddmaterialet transporteras ur pannan genom ett vertikalt vattenkylt utlopp. Materialet passerar en trumsikt (siktöppning ca 2 mm) där grövre material avskiljas och lämnar anläggningen som bottenaska. Det finare materialet återförs till pannan.

Bottenaskan innehåller till största delen sand, men även en del metallbitar. Askan är inte klassad som farligt avfall och transporteras till STENA Recycling (på stadsdelen Sjöbo). Där sorteras metaller ut via siktning. Siktresten körs sedan till deponin Sobacken där den används som konstruktionsmaterial på asbestdeponin.

Vändschaktsaska utgörs av partiklar som matas ur under tomschaktet där rökgaser som lämnade eldstaden vänder upp mot överhettarna. Vändschakts- och cyklonaskan samlas

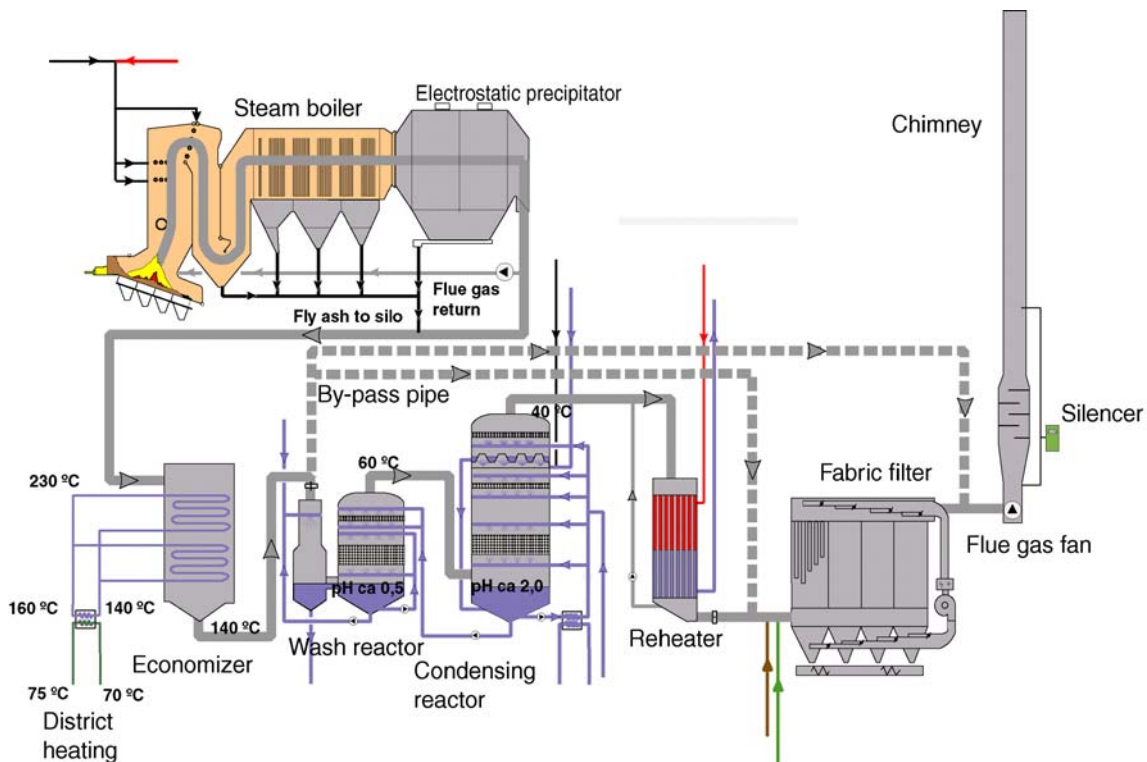
upp i samma silo, medan filteraskan samlas upp i en separat silo. Dessa två askfraktioner är klassade som farligt avfall och skickas till Langøya i Norge. Langøya är ett gammalt kalkbrott som företaget NOAH via Norska staten håller på att restaurera. Rökgasresterna neutraliseras och stabiliseras och används sedan som fyllmaterial i de gamla brotten. Processen är noga övervakad och det vatten som släpps ut i Oslofjorden renas noggrant.

I mitten av juni 2009 byttes sanden i pannorna ut mot en sort som innehåller en mindre del finfraktion. Den fina fraktionen gör ingen nytta utan följer med rökgaserna och orsakar problem med t.ex. erosionsskador. Förhoppningen med sandbytet är dels att det kommer minska erosionen i pannan och med den underhållet. Utöver detta bör också mängden flygaska (framförallt vändschakts- och cyklonaska) minska något.

Under sommaren och hösten 2009 genomfördes i Ryaverket i Borås försök inom Waste Refinery projekt *Sänkt bäddtemperatur*. Inom ramen av detta projekt testades att sänka bäddtemperatur för att minska halter av alkaliklorider i konvektionsstråket. Niklasson [13, 14] beskriver försöket och diskuterar eventuella effekter på kvaliteten hos askorna.

3.1.2 Renovas förbränningsanläggning i Göteborg

På Renovas förbränningsanläggning i Göteborg finns det tre ugnar med roster där årligen eldas ca 450 000 ton avfall (Figur 4). Avfallet är vanligtvis en blandning av hälften hushållsavfall och hälften verksamhetsavfall. Johansson *et al.* [15] ger en detaljerad beskrivning av anläggningen. Under sommarmånaderna är det typiskt mindre verksamhetsavfall i bränslet, dessutom körs pannorna på en lägre last.



Figur 4. Processbeskrivning av Renovas avfallskraftvärmeverk [15].

Figure 4. Principal process description for Renova's waste incineration plant [15].

Anläggningen producerar två sorters askor; slagg och rökgasrester. Slaggen från eldstaden faller ner i en vattenfylld bassäng där den släcks. Den släckta slaggen transporteras till slaggbunkern, där den svalnar och lagras inför transport till deponi. Metallsrot sorterar ut från slaggen och materialåtervinns. Slaggruset (sorterad slagg) utnyttjas som konstruktionsmaterial inom deponier.

I elektrofiltren avskiljs 99 % av stoftet från rökgaserna, detta stoft utgör flygaskan. Flygaskan blandas med askan från slangfiltret och slam från vattenreningen. Rökgasreningen sker i separata linjer för de tre ugnarna.

3.2 Askor, provtagning och förberedning

Försök genomfördes med tre askor:

- bottenaska från Ryaverket i Borås (i följande text *Borås BA*);
- vändschaktsaska från Ryaverket i Borås (i följande text *Borås VSA*), och;
- slagg från panna 5 vid Renovas förbränningsanläggning (i följande text *Renova BA*).

Proverna av askor togs i augusti 2009. Proven är samlingsprov från 3-5 olika tillfällen. Askor transporterades och förvarades i plasthinkar med lock. Avfallet var ovanligt blött och förbränningen i Renovas förbränningsanläggning var inte helt optimal under provtagningen [16].

Hela prover av *Borås BA* och *Borås VSA* användes för analyser. Provet *Renova BA* delades med hjälp av en provdelare för att få ett representativt, mindre prov. *Renova BA* torkades inför siktning i 16 timmar på 35°C.

Inför försöket plockades de grövsta metallbitarna ut manuellt och vikten av fraktionerna dokumenterades.

3.3 Siktning

Siktningen genomfördes i siktningsserier.

Siktningsserie 1. Askorna siktades genom system av siktar med följande siktöppningar: 0,25 mm, 0,5 mm, 1 mm, 2 mm, 2,8 mm, 4 mm, 5,6 mm, 8 mm, 11,2 mm, 16 mm, 22,4 mm och 31,5 mm. Vikten av alla storleksfraktioner dokumenterades och siktkurvor ritades.

Siktningsserie 2. Askorna delades i följande storleksfraktioner som analyserades enligt 3.4:

Borås BA (3 fraktioner)

<2 mm

2 – 4 mm

>4 mm

Borås VSA (2 fraktioner)

<0,5 mm

>0,5 mm

Renova BA (4 fraktioner)

<0,5 mm

0,5 – 2 mm

2 – 5,6 mm

>5,6 mm

För prov Borås BA saknas fraktion >31,5 mm i analyserna. I resten av rapporten rapporteras resultat för 4-31,5 mm som grövsta serien.

Siktningsserie 3. Efter utvärderingen av resultat från analyser av alla fraktioner från siktningsserie 2, delades Renova BA i två fraktioner: <2 mm och >2 mm. Storleksfraktionerna analyserades enligt 3.4

3.4 Kemiska analyser och lakningstester

Glödförlust i askor bestämdes enligt CEN/TS 14775. Huvudelement (Na, Mg, Al, Si, P, K, Ca, Ti, Mn, Fe, Ba) i askorna bestämdes enligt mod. ASTM D 3682, spårelement (As, Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Tl, V, Zn) enligt mod. ASTM D 3683 och kvicksilver (Hg) enligt EPA 7473 (DMA 80). Alla totalhalter bestämdes i dubbelprov.

Lakningstester genomfördes enligt EN 12457-2. Detta är ett skaktest vid L/S=10 l/kgTS, utan pH kontroll. Alla lakningstester genomfördes i duplikat.

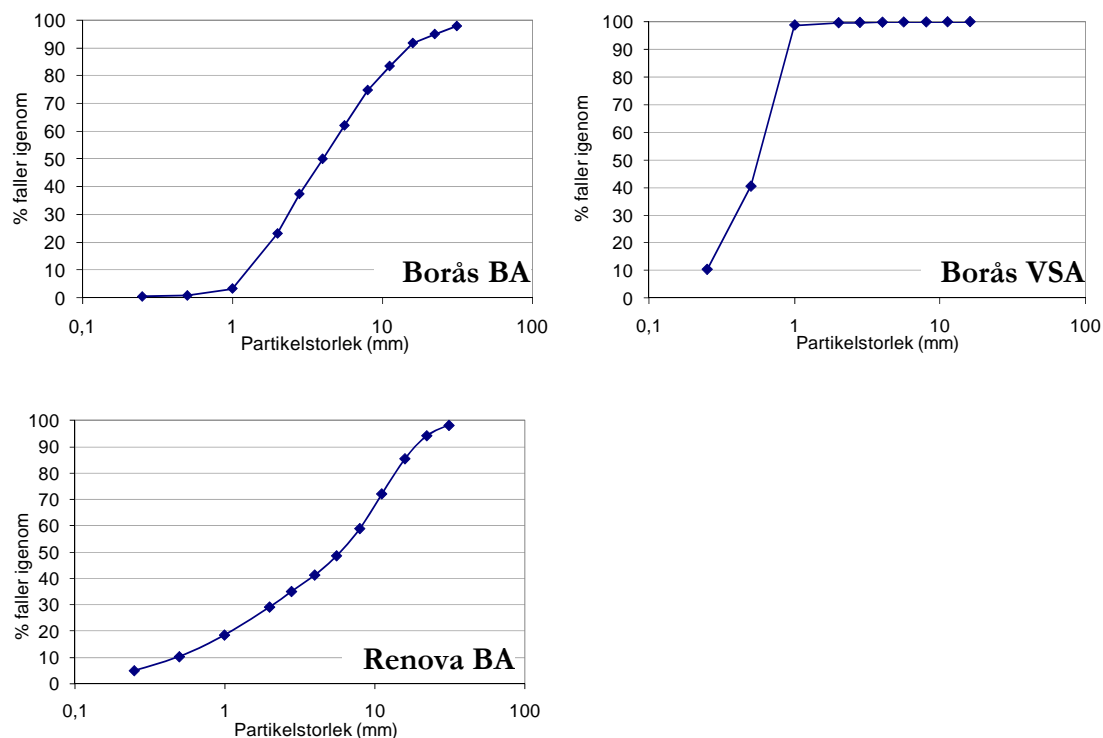
pH i lakvatten bestämdes potentiometriskt. Konduktivitet mättes med en konduktivitetmätare kalibrerad enligt SS-EN 27 888. Metaller i lakvatten (As, Ba, Cd, Cr_{tot}, Cu, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Zn) bestämdes med ICP-OES och anjoner med jonkromatograf (kvantifiering med IC). Proverna för DOC analys frystes ned omgående efter upparbetning. DOC i lakvatten analyserades enligt SS-EN 1484.

Analyser av DOC utfördes av AKlab. Alla övriga analyser och försök utfördes vid SP Sveriges tekniska forskningsinstitut, Enheten för kemi och materialteknik.

4 Resultatredovisning

4.1 Partikelstorleksfördelning

Figur 5 visar partikelstorleksfördelning i de tre undersökta askorna. Enbart 3,3 vikt-% av Borås BA faller igenom 1-mm-sikt. Borås VSA är finfördelad 98,8 vikt-% faller igenom 1-mm-sikt. Renova BA innehåller större andel fina partiklar, jämfört med Borås BA och 18,5 vikt-% är partiklar mindre än 1 mm. 25,3 vikt-% av Borås BA är av partikelstorlek större än 8 mm, samt 0,1 vikt-% av Borås VSA och 25,8 vikt-% Renova BA.



Figur 5. Partikelstorleksfördelning i tre askor.

Figure 5. Particle size distribution in three ashes. Borås BA is bottom ash from MSW incineration plant Ryaverket in Borås, Borås VSA is boiler ash from the same incinerator, Renova BA is bottom ash from Renovas MSW incineration plant in Gothenburg.

4.2 Kemiskt innehåll

Tabell 1 visar fukthalt, glödförlust samt innehåll av grundämnen i tre askor. As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn i Borås BA och Borås VSA överstiger nivåer för avfall som utgör mindre än ringa föroreningsrisk när det används i anläggningsarbeten enligt Naturvårdsverkets kriterier [5]. Förutom Cd så är det samma komponenter som överstiger gränsvärdena även för Renova BA. Tabell 1 redovisar också vilka koncentrationer som överstiger nivåer för avfall som används för deponitäckning ovan tätskiktet.

Tabell 1. Fukthalt, glödförlust och innehåll av grundämnen i tre askor. Värden gråa celler är högre än respektive nivåer för avfall som utgör mindre än ringa föroreningsrisk enligt Naturvårdsverkets handbok Återvinning av avfall i anläggningsarbeten [5]. Värden i fet stil är högre än respektive nivåer för deponitäckning ovan tärskiktet enligt samma handbok.

Table 1. Water content, loss on ignition and concentrations of elements in three ashes. Values in gray cells are higher than corresponding criteria levels recommended by Swedish EPA for waste that pose less than minor risk for polluting the environment if utilized as secondary construction material [5] and waste for utilization at landfills on the top of the protection layer. For description of abbreviations see Figure 5 text.

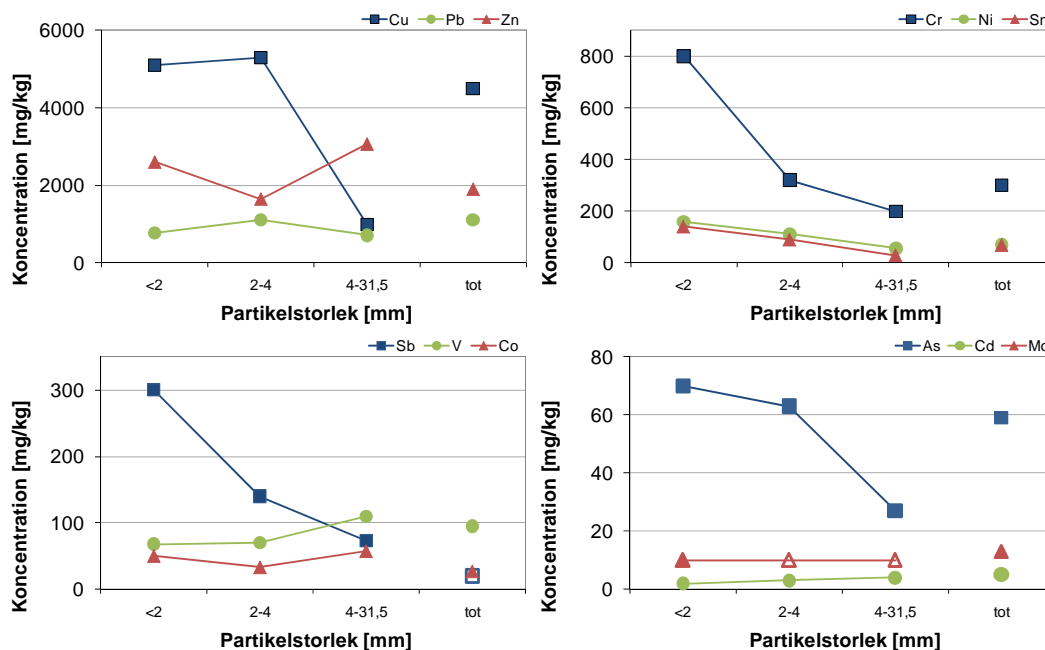
Prov	Borås BA	Borås VSA	Renova BA
Översiktsanalys (vikt-%)			
Fukthalt	<0,1	<0,1	0,6
Glödförlust (torrt prov)	0,1	0,1	2,5
Huvudelement (vikt-%)			
Na	3,46	2,43	4,86
Mg	1,41	0,94	1,32
Al	6,5	6,5	6,2
Si	29,1	28,9	23,6
P	<0,05	<0,05	0,49
K	1,82	1,78	1,31
Ca	6,16	6,58	9,75
Ti	0,5	0,6	0,6
Mn	0,09	0,08	0,07
Fe	3,52	3,13	3,96
Ba	0,12	0,15	0,13
Spårelement (mg/kg)			
As	59	53	44
Cd	5	1	<1
Co	27	13	18
Cr	300	245	377
Cu	4500	5530	3970
Mo	13	22	41
Ni	70	99	86
Pb	1100	703	1120
Sb	<20	207	101
Se	<20	21	<20
Sn	69	<20	48
Tl	<20	<20	<20
V	95	57	62
Zn	1900	3630	2940

Figur 6 till Figur 8 visar innehåll av spårelement i de tre undersökta askorna fördelat på olika storleksfraktioner. I den finaste fraktionen, <2 mm, av Borås BA (Figur 6) finns förhöjda halter av följande spårelement: As, Cr, Cu, Ni, Sb och Sn. Storleksfraktionen utgör 23 % av den totala askan men 61 % av Cr, 43 % av Co, 53 % av Ni, 49 % av Sb och 47 % av Sn återfinns här.

I den finaste fraktionen (<0,5 mm) av Borås VSA (Figur 7) finns följande spårelement i högre koncentrationer än i de grövre fraktionerna: Co, Cu, Ni och Pb. Fördelning av dessa är dock relativt jämnt över fraktionerna. 52 % av Ni finns i den finare fraktionen (som utgör 40,5 %) av Borås VSA, samt 49 % av Co, 46 % av Cu och 44 % av Pb. As och Sb finns båda i högre koncentration i den grövre fraktionen av Borås VSA (Figur 7).

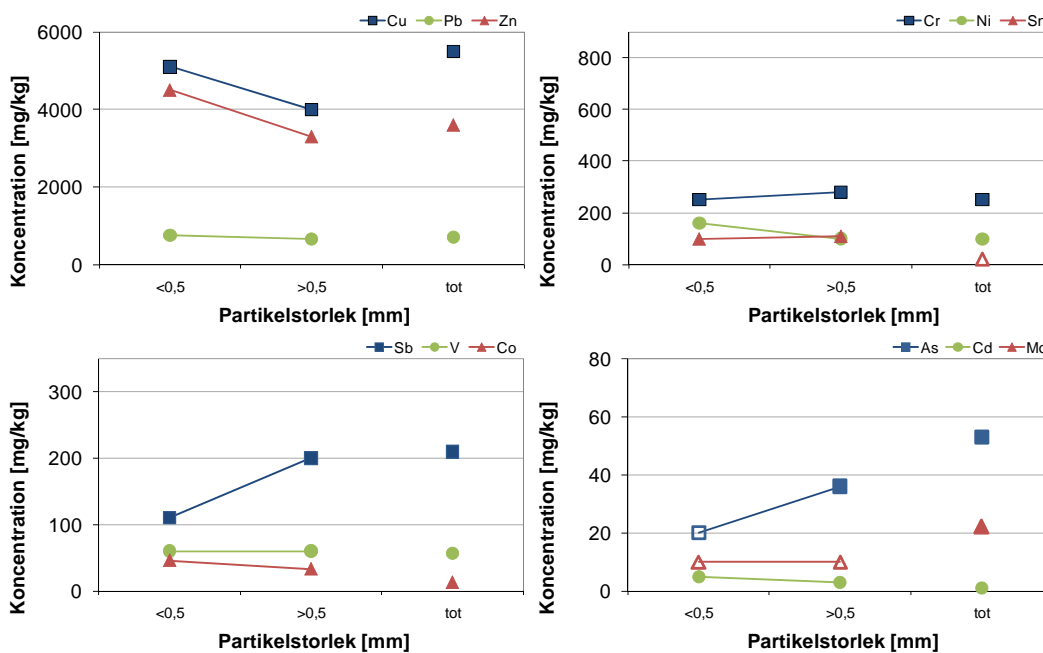
Spårelement i Renova BA som återfinns i klart högre koncentrationer i den finaste fraktionen är Cd, Sb, Sn och Zn (Figur 8). Fraktionen utgör 10 % av den totala askan och här återfinns 19 % av Cd samt 17 % av Zn, 12,5 % av Sb och 12,5 % Sn. Co och Sn finns högst koncentrerade i fraktionen 0,5-2 mm medan koncentrationerna av As, Cr och Cu stiger med partikelstorlek.

I alla tre askor visar resultat vissa inkonsekvenser, där innehåll i askprov inte stämmer med innehåll i askfraktioner. Grundämnen som visar sådana inkonsekvenser är Sb i Borås BA (Figur 6), As, Co, Mo, Sb och Sn i Borås VSA (Figur 7) samt As, Co, Mo, Ni, Sb, Sn och V (Figur 8).



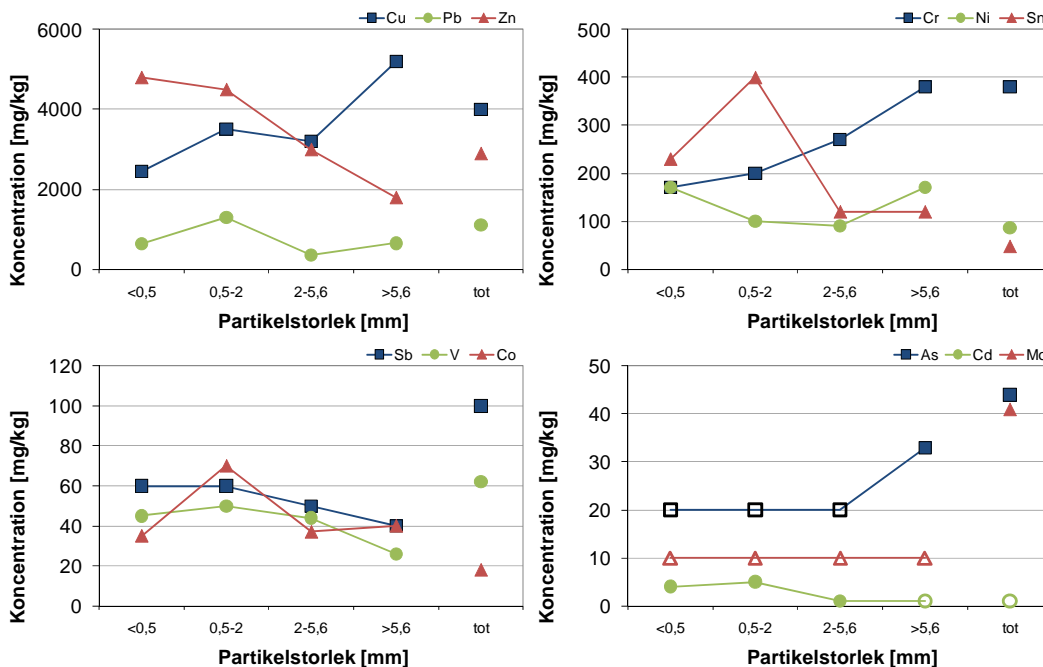
Figur 6. Innehåll av spårelement i Borås BA (betecknat tot) och dess storleksfraktioner. Vita punkter visar rapporteringsgräns för uppmätta värden som var under denna gräns.

Figure 6. Concentration of trace elements in Borås BA (abbreviated with tot) and its size fractions. White points show analytical detection limit and that the concentration was under this limit.



Figur 7. Innehåll av spårelement i Borås VSA (betecknat tot) och dess storleksfraktioner. Vita punkter visar rapporteringsgräns för uppmätta värden som var under denna gräns.

Figure 7. Concentration of trace elements in Borås VSA (abbreviated with tot) and its size fractions. White points show analytical detection limit for the concentrations that were lower than this limit.



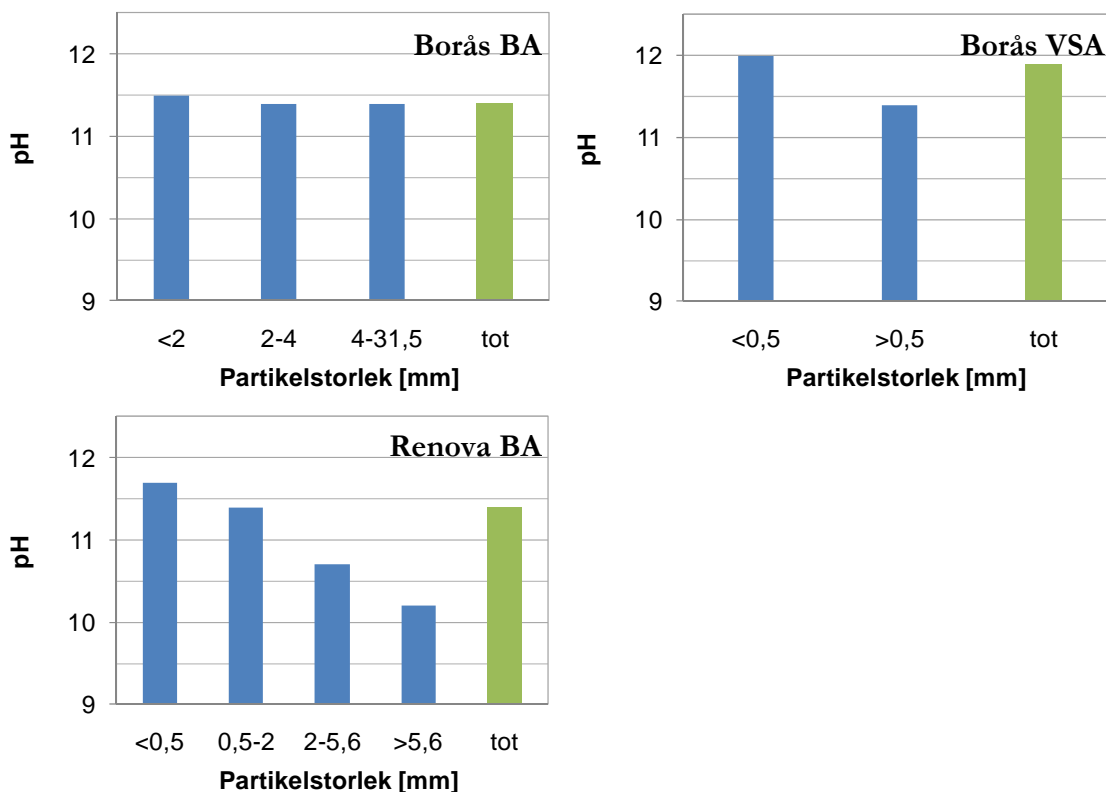
Figur 8. Innehåll av spårelement i Renova BA (betecknat tot) och dess storleksfraktioner. Vita punkter visar rapporteringsgräns för uppmätta värden som var under denna gräns.

Figure 8. Concentration of trace elements in Renova BA (abbreviated with tot) and its size fractions. White points show analytical detection limit and that the concentration was under this limit.

4.3 Askornas lakningsegenskaper

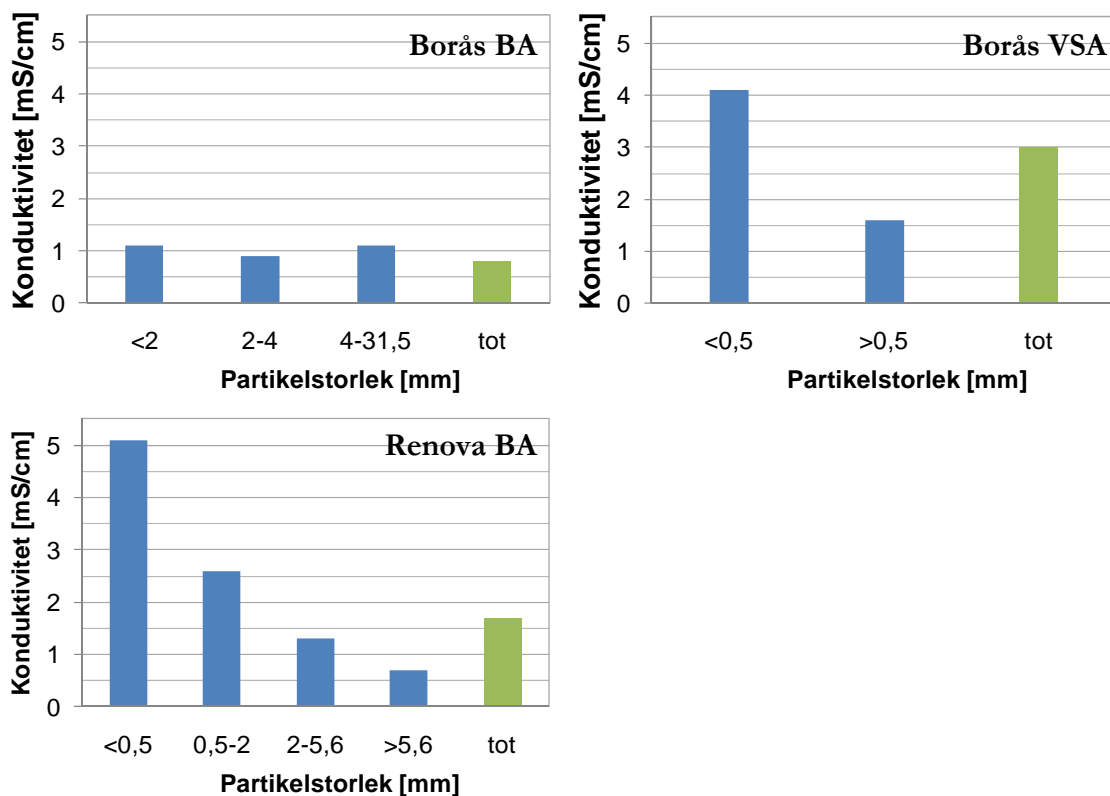
I Figur 9 visas pH i lakvattnet från de tre askorna och deras olika storleksfraktioner. För Renova BA varierar det mellan 10,2 och 11,7 och stiger med minskad partikelstorlek. pH-värdena i lakvattnet från olika storleksfraktioner av Borås BA skiljer sig inte lika mycket som i Renova BA. Uppmätta värden för Borås BA och dess fraktioner var mellan 11,4 och 11,5. Borås VSA hade pH mellan 11,4 och 12 vilket något högre än Borås BA och Renova BA. Finare fraktionen av Borås VSA hade högre pH än den grövre.

Konduktivitet ger information om mängden lösta salter och ökar när koncentrationer av lösta salter ökar i lakvattnet. Konduktiviteten i lakvattnet från tre askor och deras fraktioner visas i Figur 10. Det varierar inte mycket mellan de olika fraktionerna av Borås BA. Konduktiviteten skiljer sig däremot kraftigt mellan olika storleksfraktioner av Borås VSA och Renova BA. Konduktiviteten i lakvattnet från den finaste fraktionen av Renova BA var 5,1 mS/cm och från den grövsta 0,7 mS/cm. Hos Borås VSA var konduktiviteten 4,1 och 1,6 mS/cm i lakvattnet från fraktionerna <0,5 mm respektive >0,5 mm.



Figur 9. pH i lakvatten från tre askor betecknad med tot (gröna staplar) samt i lakvatten från olika storleksfraktioner (blåa staplar).

Figure 9. pH in leachates from three ashes (green bars) and their size fractions (blue bars); for description of abbreviations see Figure 5 text.



Figur 10. Konduktivitet i lakvatten från tre askor betecknad med tot (gröna staplar) samt i lakvatten från olika storleksfraktioner (blåa staplar).

Figure 10. Conductivity in leachates from three ashes (green bars) and their size fractions (blue bars); for description of abbreviations see Figure 5 text.

Tabell 2 och Tabell 3 visar lagningsresultat för tre askor innan siktning. Cr, Mo, Sb och sulfat i lakvatten från Borås BA är högre än respektive gränsvärden för inert avfall enligt NFS 2004:10 [3] samt Cu, Mo, Sb, klorid och sulfat i lakvattnet från Renova BA (Tabell 2).

Ingen av de uppmätta koncentrationerna i lakvattnet från Borås VSA (Tabell 3) överstiger gränsvärden för icke-farligt avfall enligt NFS 2004:10 [3].

Rapporteringsgräns för analys av As använt i denna studie var högre än Naturvårdsverkets rekommendation för utlakning av As för avfall som utgör mindre än ringa föroreningsrisk om det används i anläggningsarbeten (Tabell 6 i Bilaga A). Koncentrationer av Cr, klorid och sulfat i lakvattnet från Borås BA (Tabell 2), Cr, Pb, klorid och sulfat från Borås VSA (Tabell 3), samt Cu, klorid och sulfat från Renova BA (Tabell 2) är högre än respektive nivåer för utlakning från avfall som utgör mindre än ringa föroreningsrisk enligt Naturvårdsverkets rekommendationer [5]. Cr från Borås BA, Pb från Borås VSA och Cu från Renova BA överstiger också nivåer för avfall för deponitäckning ovan tätskiktet [5].

Tabell 2. Utlakning från Borås BA och Renova BA under skaktest vid L/S=10 l/kgTS. Värden markerade med fet stil är högre än respektive gränsvärden för inert avfall enligt NFS 2001:10 [3]. Värden i kursiv är nära dessa gränsvärden.

Table 2. Leaching from Borås BA and Renova BA ashes assessed with batch leaching test at L/S=10 l/kgTS. Values in bold are higher than corresponding limit values stipulated by Swedish EPA [3] for acceptance of waste at landfills for inert waste. Values in italics are close to these limit values.

Prov	Borås BA	Renova BA
	mg/kgTS	mg/kgTS
As	<0,2	<0,2
Ba	2,1	<1
Cd	<0,01	<0,01
Cr	1,6	0,2
Cu	<0,5	7,9
Hg	<0,01	<0,01
Mo	1,2	0,6
Ni	<0,1	<0,1
Pb	<0,1	0,1
Sb	0,4	0,4
Se	<0,05	<0,05
Zn	<0,3	0,3
klorid	190	2160
sulfat	1220	980
fluorid	1,4	35
DOC	15	460

Tabell 3. Utlakning från Borås VSA under skaktest vid L/S=10 l/kgTS.

Table 3. Leaching from Borås VSA assessed with batch leaching test at L/S=10 l/kgTS.

Prov	Borås VSA
	mg/kgTS
As	<0,2
Ba	1,6
Cd	<0,01
Cr	3
Cu	<0,5
Hg	<0,01
Mo	0,8
Ni	<0,1
Pb	2,5
Sb	<0,4
Se	<0,05
Zn	0,8
klorid	1630
sulfat	5860
fluorid	6,2
DOC	6,2

4.4 Lakningsegenskaper av askornas olika storleksfraktioner

Utlakning av ett urval av ämnen från tre askor och deras fraktioner rapporteras i Figur 11 - Figur 13. Ämnen som rapporteras och diskuteras uppfyllde minst ett av följande kriterier:

- värden för Borås BA och Renova BA som överstiger gränsvärden för deponering av avfall på deponi för inert avfall [3];
- värden som överstiger Naturvårdsverkets nivåer för avfall som utgör mindre än ringa föroreningsrisk när det används i anläggningsarbeten och avfall för deponitäckning ovan tätskiktet [5];
- värden som är lägre men relativt nära någon av respektive gräns- eller maximivärden.

Utlakning av övriga ämnen från askor eller deras fraktioner granskades och anses inte vara kritiska för deponering eller användning av tre askor i anläggningsarbeten.

Klorid lakar ut mer än dubbelt så mycket från fraktionen <2 mm av Borås BA än från fraktionen 4-31,5 mm (Figur 11). Sulfat visar dock motsatt beteende, d.v.s. lakar ut mest från den grövsta fraktionen. Koncentration i lakvattnet från fraktion <2 mm var 170 mg/kgTS och 2380 mg/kgTS från fraktion 4-31,5 mm. Cr lakar ut fyra gånger mer från fraktionen 2-4 mm än från den grövsta fraktionen 4-31,5 mm av Borås BA (Figur 11).

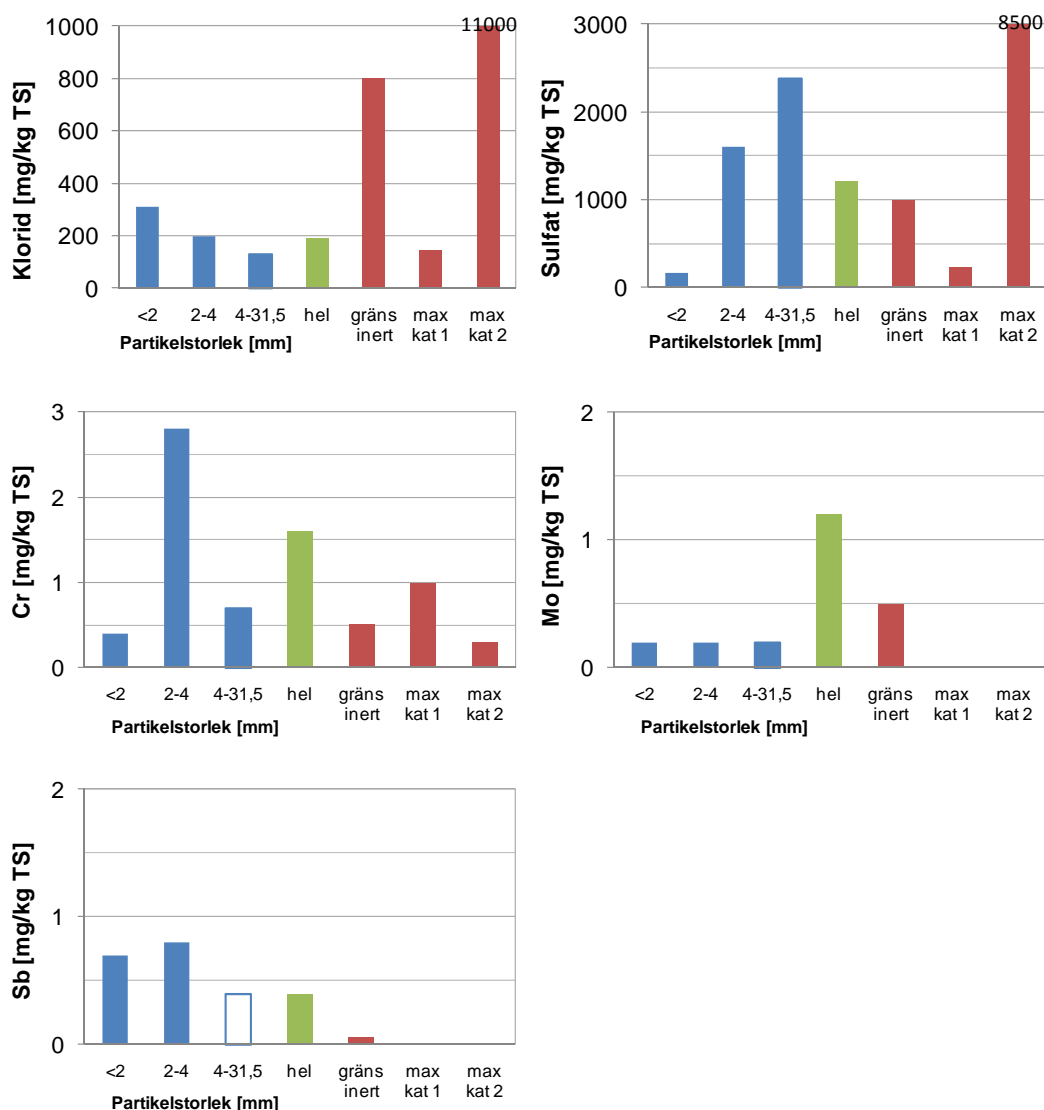
Resultat från Borås VSA (Figur 12) visar högre utlakning från finare fraktioner jämfört med grövre fraktioner. Klorid och sulfat lakar ut dubbelt så mycket från fraktionen <0,5 mm jämfört med fraktionen >0,5 mm, medan Pb lakar ut mer än 10 gånger mer.

Även resultaten från Renova BA (Figur 13) visar högre utlakning från finare fraktioner jämfört med grövre fraktioner. Alla ämnen utom sulfat och Sb lakar ut minst tio gånger mer från fraktionen <0,5 mm än från fraktionen >5,6 mm. DOC i de två finaste fraktionerna (1950 respektive 820 mg/kgTS) överstiger gränsvärdet för deponi för icke-farligt avfall (800 mg/kgTS) enligt NFS 2004:10 [3].

I Tabell 4 visas kemiskt innehåll samt lakningsegenskaper av två fraktioner av Renova BA, nämligen <2 mm och >2 mm. Innehåll av As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn överstiger respektive nivåer för både avfall som utgör mindre än ringa föroreningsrisk samt avfall för deponitäckning ovan tätskiktet [5]. Koncentration av As i fraktionen <2 mm var under analytisk rapporteringsgräns, vilket i sig är högre än nivå för avfall som utgör mindre än ringa föroreningsrisk [5].

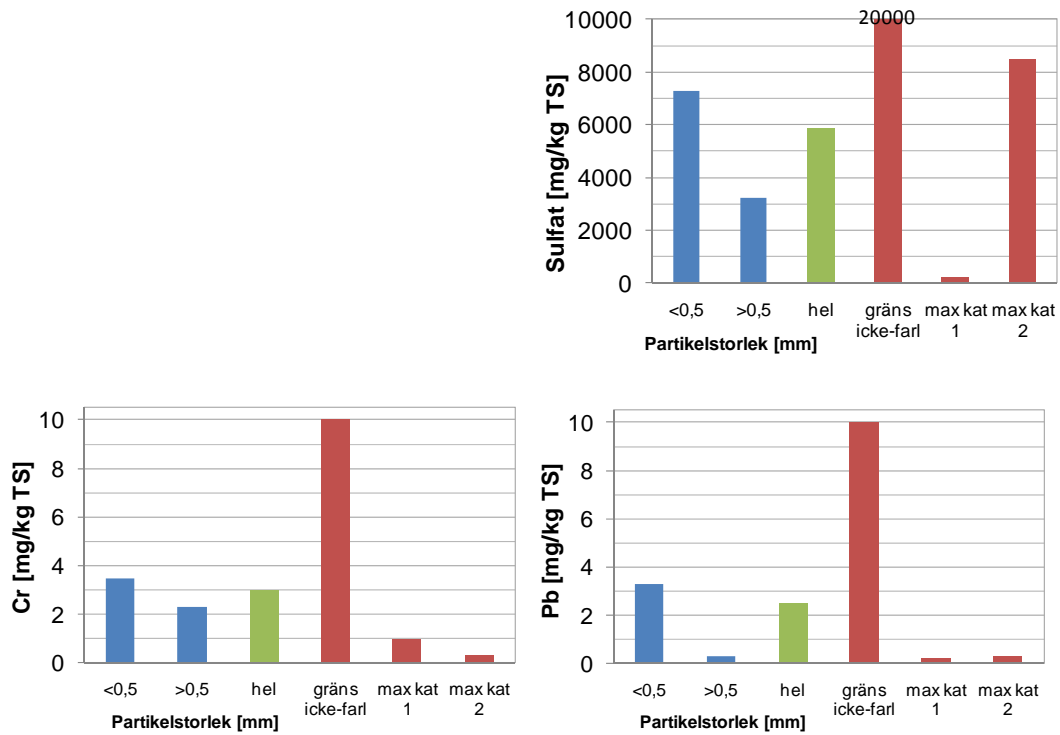
Utlakning av Cu, klorid och fluorid från fraktionen >2 mm är högre än respektive gränsvärden för deponering av avfall till deponier för inert avfall. Alla tre lakade dock ut i koncentrationer lägre än från Renova BA innan behandling; Cu lakar ut 70 % mindre från fraktionen >2 mm än från askan innan siktning, klorid 60 % mindre och fluorid 14 % mindre. Utlakning av Mo från fraktionen >2 mm är lägre än gränsvärden för deponering av avfall för deponier för inert avfall [3]. Utlakning av Sb var under analytisk rapporteringsgräns, vilket i sig är högre än gränsvärden för deponering av avfall till deponier för inert avfall [3].

Utlakning av fluorid och DOC från fraktionen <2 mm (Tabell 4) överstiger gränsvärden för deponier för icke-farligt avfall [3]. Cu, Cr, Mo, Sb, klorid och sulfat från samma fraktion (Tabell 4) överstiger gränsvärden för deponier för inert avfall [3].



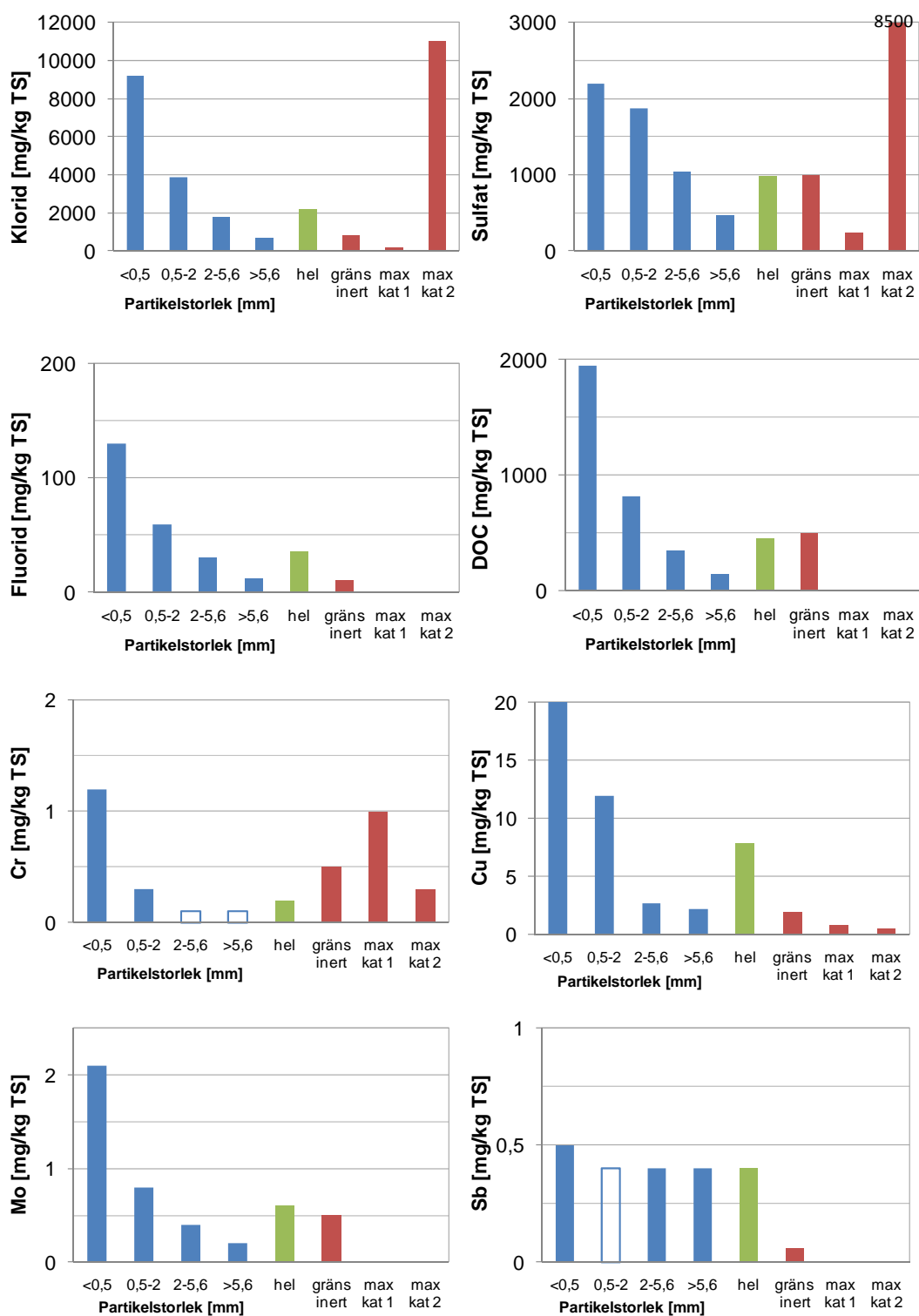
Figur 11. Utlakning från Borås BA (betecknad med hel och gröna staplar), från olika storleksfraktioner (blåa staplar), gränsvärden för inert avfall [3] (betecknad med gräns inert och röda staplar), nivåer för avfall som utgör mindre än ringa föroreningsrisk [5] (betecknad med max kat 1), samt nivåer för avfall för deponitäckning ovan tätskiktet [5] (betecknad max kat 2 och röda staplar). Vita staplar visar rapporteringsgräns och att uppmätta värden var under denna gräns.

Figure 11. Leaching from Borås BA (abbreviated with hel, green bars), from different size fractions (blue bars), limit values stipulated by Swedish EPA [3] for acceptance of waste at landfills for inert waste (abbreviated with gräns inert, red bars) and criteria levels recommended by Swedish EPA for waste that pose less than minor pollution risk if utilized as secondary construction material [5] (abbreviated with max kat 1) and waste for utilization at landfills on the top of the protection layer (max kat 2, red bars). White bars show analytical detection limits and that leaching values were below this limit.



Figur 12. Utlakning från Borås VSA. Gräns icke-farl står för gränsvärden för icke-farligt avfall [3]. För förklaring av övriga betäckningar se Figur 11.

Figure 12. Leaching from Borås VSA. Gräns icke-farl means limit values for acceptance of waste at landfills for non-hazardous waste stipulated by Swedish EPA [3]. For description of other colours and abbreviations see Figure 11 text.



Figur 13. Utläckning från Renova BA. För förklaring av beteckningar och färger se Figur 11.

Figure 13. Leaching from Renova BA. For description of colours and abbreviations see Figure 11 text.

Tabell 4. Kemiskt innehåll i två fraktioner av Renova BA samt utlakning från skaktest vid L/S=10 l/kgTS. Värden markerade med fet stil är högre än respektive gränsvärden för inert avfall [3], understrukna värden är högre än respektive gränsvärden för icke-farligt avfall [3]. Värden i gråa celler är högre än respektive nivåer för avfall som utgör mindre än ringa föroreningsrisk enligt Naturvårdsverkets kriterier för användning av avfall i anläggningsarbeten [5].

Table 4. Concentrations of elements Renova BA's two fractions and their leaching properties during batch leaching test at L/S=10 l/kgTS. Values in bold are higher than corresponding limit values stipulated for acceptance of waste at landfills for inert waste [3]; underlined values are higher than corresponding limit values for non-hazardous waste [3]. Values in gray cells are higher than corresponding criteria levels recommended by Swedish EPA for waste that pose less than minor pollution risk if utilized as secondary construction material [5].

	Kemiskt innehåll, mg/kg TS		Utlakning vid L/S=10 l/kg, mg/kg TS	
	<2 mm	>2 mm	<2 mm	>2 mm
As	<20	40	<0,2	<0,2
Ba			<1	<1
Cd	4	3	<0,01	<0,01
Co	50	53		
Cr	195	365	0,8	<0,1
Cu	3850	4200	19	2,4
Mo	<10	<10	1,4	0,2
Ni	130	140	<0,1	<0,1
Pb	615	1200	0,2	<0,1
Sb	50	35	0,6	<0,4
Se	<20	<20	<0,05	<0,05
Sn	135	200		
Ti	<20	<20		
V	49	37		
Zn	4350	1950	0,3	<0,3
klorid			5500	880
sulfat			2200	500
florid			<u>150</u>	30
DOC			<u>1200</u>	200

5 Resultatanalys

5.1 Planering av siktningsserier

Uppgifter om partikelstorleksfördelning i tre askor (kapitel 4.1) användes för att planera siktningsserie 2 (kapitel 3.3) och bestämma vilka storleksfraktioner som skulle undersökas. Hänsyn har tagits till följande:

- forskningsmässigt är det mest intressant att titta på de finaste fraktionerna – hypotesen var att stor del av föroreningarna finns i de finaste fraktionerna och ett av målen var att undersöka vilken andel som behöver tas bort för att uppnå minskad andel farliga ämnen i den grövre fraktionen;
- den finaste valda fraktionen var <0,5 mm. Siktat 0,25 mm och finare bedömdes att inte har någon praktisk tillämpning i stor skala;
- minst ca 800 gr material i varje fraktion behövdes för att kunna genomföra alla planerade analyser – fraktionerna fick därför inte vara för små;
- mängden av de finaste, valda och mest förorenade, fraktionerna bör inte vara för stor om man väljer att sikta bort och deponera eller behandla den.

Fördelningen över valda fraktioner var följande:

Borås BA (3 fraktioner)

<2 mm – 23 %

2 – 4 mm – 27 %

>4 mm – 50 %

Borås VSA (2 fraktioner)

<0,5 mm – 40,5 %

>0,5 mm – 59,5 %

Renova BA (4 fraktioner)

<0,5 mm – 10 %

0,5 – 2 mm – 19 %

2 – 5,6 mm – 20 %

>5,6 mm – 51 %

Relativt liten andel av Borås BA (3,3 vikt-%) faller igenom 1-mm-sikt (Figur 5). Anledning är att partiklar finare än 2 mm återförs till pannan. Därför har 2 mm valts som finaste sikt. Jämfört med Renova BA har något jämnare fördelning över fraktionerna valts för Borås BA. Anledningen var att tidigare studier på denna aska visat innehåll av metallisk Cu. Litteraturuppgifter [6] indikerar att metallisk Cu förmodligen kommer från kablar som finns i hushållsavfallet och hamnar i fraktionen 6-16 mm. Därför var grövre fraktioner av Borås BA lika intressanta att utvärdera som fina.

Borås VSA är finfördelad och 40,5 vikt-% faller igenom 0,5-mm-sikt. Det är naturligt att bara de finaste partiklarna följer med rökgaserna och hamnar i Borås VSA. För Borås VSA användes 0,5-mm-sikt som finaste med någon praktisk tillämpning.

Renova BA med 10 vikt-% partiklar <0,5 mm innehåller större andel fina partiklar än Borås BA. Man kunde därför välja 0,5-mm-sikt som minsta öppning och ändå få väsentlig mängd material avskilt.

5.2 Heterogenitet i avfallsaskor

Påvisade inkonsekvenser där kemiskt innehåll av vissa grundämnen i alla tre askor inte stämmer med innehållen i askfraktioner (kapitel 4.2), kan förklaras med askornas heterogenitet. Sådan heterogenitet är inte särskilt ovanligt för askor från avfallsförbränning. Travar och medarbetare [17] har undersökt kemiskt innehåll i en bottenaska från en svensk avfallsförbränningsanläggning med rooster. 21 prov av askan från samma provningstillfälle analyserades. Variationskoefficient för uppmätta koncentrationer i askan var högre än 50 % för följande grundämnen, Cu, Sb, Pb, Cd, Zn, Hg, Cr och Ni; variationskoefficient visar standardavvikelsen som procentandelar av medelvärdet. Detta innebär att skillnad mellan uppmätta maximi- och minimikoncentrationer kan vara upp till två storleksordningar [18].

Sammansättning av avfallsaskor kan också variera kraftigt i tiden. Claesson och medarbetare [19] har undersökt avfall som eldas i Ryaverket i Borås och Renovas avfallsförbränningsanläggning i Göteborg och visat en kraftig variation i sammansättning av avfallsbränslet. Proverna av avfall togs varje månad under ett års tid. Koncentrationer av grundämnen som varierade mest under denna period var Pb i Renova avfall (0,2 – 410 mg/kg TS), Cr i både Renova (23 – 140 mg/kg TS) och Borås avfall (53 – 560 mg/kg TS), Cu i både Renova (61 – 2100 mg/kg TS) och Borås avfall (110 – 2250 mg/kg TS), samt As i Renova avfall (2,7 – 92 mg/kg TS) [19]. Sådana variationer i avfallsbränslets sammansättning troligen leder till variationer i askornas sammansättning under tiden. Astrup och Christensen [20] undersökte kemisk sammansättning av bottenaskor från en dansk förbränningsanläggning under 7 års tid. Deras resultat visar kraftig variation av koncentrationer av bl a As (mellan 7,6 – 24 mg/kg TS), Cd (1 – 12 mg/kg TS), Cr (57 – 352 mg/kg TS) och Hg (73 – 390 mg/kg TS) [20].

Resultaten som visas i denna rapport har för syfte att visa hur total kemiskt innehåll av grundämnen och deras utlakning från fraktioner förhåller sig till varandra, inte att redovisa deras absoluta värden. Detta är enighet med projektets syfte att preliminärt utvärdera siktningemetoden (kapitel 1.3). Provtagnings-, homogeniserings- och neddelningsmetoder var anpassade till detta.

Rekommendationer för provtagning av heterogena fasta material finns i litteraturen [21, 22]. Det fundamentala felet som uppstår på grund av materialets heterogenitet i form av varierande partikelstorlek, densitet och kemiskt sammansättning kan minskas genom att öka provets storlek eller minska partikelstorlek genom malning. På analys nivå kan man uppskatta variation och fel genom att upprepa analyserna och presentera resultaten i form av medelvärdet och värdet som visar resultatvariation.

Resurserna i detta projekt användes så att flera askor och deras fraktioner utvärderas, istället för att upprepa försöken. Analyser och lakningstester genomfördes enbart i dubbelt,

dvs. enligt metoder föreskrivna i respektive standarder. Eftersom var målet med projektet att just utvärdera skillnader i sammansättning av olika storleksfraktioner kunde proverna inte homogeniseras genom malning. Proverna maldes först innan analyserna; malning är inledande del av analyser av kemiskt innehåll och lakningstester. Neddelning av prov var enligt rekommendationer från litteraturen [22] och med hjälp av en provdelare. Vidare hanterades prover varsamt för att säkra att alla partiklar kommer med och att minska felet som bero på segregering av materialet.

5.3 Kemiskt innehåll och lakningsegenskaper

Koncentrationer av grundämnen och lakningsegenskaper av tre askor (Tabell 1, Tabell 2 och Tabell 3) visar att askorna inte uppfyller Naturvårdsverkets rekommendationer för användning av avfall i anläggningsarbeten. Detta innebär att ingen av de tre askorna kommer att kunna användas i anläggningsarbeten utan prövning, om kommunerna börjar implementera Naturvårdsverkets handbok för återvinning av avfall i anläggningsarbeten [5].

Tittar man enbart på innehåll av spårelement i de undersökta askorna, kan man inte motivera separation av de finaste fraktionerna för borttagning av föroreningar. Även om koncentrationerna av föroreningar ibland är högre i de finaste fraktionerna, är partikelstorleksfördelningarna sådana att procentandelen av föroreningar i de finaste fraktionerna inte är oproportionellt hög. Undantaget är Borås BA där man kan ta bort en väsentlig del av Cr och Ni genom att separera fraktionen <2 mm.

Eftersom inte enbart innehåll av föroreningar påverkar deras utlakning, men en rad av kemiska och fysikaliska faktorer, undersöktes utlakning från askorna och deras storleksfraktioner.

pH är en kemisk faktor som oftast påverkar utlakning. Några ämnen vars lakning kraftigt påverkas av pH är metallerna Cu, Pb och Zn. De visar ofta *amfoteriskt* beteende, med minimal utlakning vid pH mellan 9-10 [7]. Utlakningen stiger när pH ändras mot basiska eller sura förhållanden. pH i lakvatten från Renova BA sjunker kraftigt med stigande partikelstorlek (Figur 9), vilket kan orsaka högre urlakning av amfoteriska metaller.

Konduktivitet i lakvatten från Borås VSA och Renova BA sjunker med partikelstorlek. Konduktiviteten ger information om mängden lösta salter i lakvattnet och oftast påverkas den kraftigt av koncentrationen av lösta klorider och sulfater i lakvattnet.

I följande text diskuteras tre undersökta askor separat.

5.3.1 Borås BA

Studier av askor från BFB och CFB pannor visar att bottenaska huvudsakligen består av Al-silikater och att utlakningen av salter och metaller var relativt låg [23,24]. Denna studie visar relativt lägre utlakning av klorider och fluorider, samt vissa metaller från BFB Borås BA än från rooster Renova BA (Tabell 2). Utlakning av klorider och fluorider är en storleksordning lägre från Borås BA än från Renova BA. Utlakning av sulfater från Borås BA (1220 mg/kgTS) är inom intervallerna som rapporteras i litteraturen för fluidbädd askor (~300 mg/kgTS i [24] - ~6000 mg/kgTS i Tabell 8). Koncentrationer av Cu, Pb och

Zn i lakvattnet från Borås BA var alla under analysmetodens rapporteringsgräns. Grundämnen som bildar oxyanjoner (Cr, Mo och Sb) lakade ur i koncentrationer jämförbara med Renova BA eller andra fluidbädd-bottenaskor (Tabell 8 och [10]).

Klorid lakar ur mer än dubbelt så mycket från fraktionen <2 mm av Borås BA än från fraktionen 4-31,5 mm (Figur 11). Dess lakning är lägre än gränsvärden för inert avfall och därför inte kritisk. Resultaten bekräftar dock hypotesen om högre utlakning från finare fraktioner.

Sulfat visar dock motsatt beteende, d.v.s. lakar ur mest från den grövsta fraktionen (Figur 11). En möjlig förklaring är att de finaste fraktionerna huvudsakligen består av sand, medan det är de grövre bestående av bränsleaska som binder Ca och S i en fluidbädd.

Cr lakar ut fyra gånger mer från fraktionen 2-4 mm än från den grövsta fraktionen 4-31,5 mm av Borås BA (Figur 11). Detta kan inte förklaras med enbart innehåll av Cr, eftersom var dess koncentration dubbelt så hög i fraktionen <2 mm jämfört med övriga två fraktioner (Figur 6). Cr i form av Cr(VI) är mer mobil och mer toxisk än i form av Cr(III). Oxidationstillstånd beror på pH och redox förhållanden. Eftersom var pH i samma nivå för olika storleksfraktioner, kan man förklara högre utlakning av Cr från en av faserna med olika redox förhållanden. Redox var inte dokumenterat i denna studie och några fasta slutsatser kan inte dras. I litteraturen diskuteras dock påverkan av innehåll av metallisk-Al på utlakning av Cr [25]. Reduktion av Cr(VI) till Cr(III) med metalliskt-Al hade föreslagits som en av mekanismerna bakom minskning av lakning av Cr från fluidbädd-bottenaskor. I denna studie har metallisk-Al inte analyserats vilket gör att inga slutsatser kan dras om eventuell påverkan på Cr-lakning. Cr är en viktig förorening i askor från avfallsförbränning. Att undersöka faktorer som påverkar lakning av Cr, borde vara syftet av en separat undersökning.

Enligt Figur 6 finns Sb i mycket högre koncentration i fraktionen <2 mm. Lakningen är dock något högre från fraktionen 2-4 mm. Förklaringen till detta kan vara kemiska förhållanden under lakningen, eftersom mobilitet av Sb påverkas kraftigt av redoxförhållanden.

Resultaten för Mo från Borås BA är inkonsekventa och visar mycket lägre koncentration i lakvatten från fraktionerna än från askan innan siktning (0,2 respektive 1,2 mg/kgTS). Förklaringen kan vara heterogeniteten i askproverna.

Det konstaterades i 4.2 att den största andelen Ni finns i fraktionen <2 mm. Ni var dock inte mobil och fanns i alla lakvattenprov i koncentrationer lägre än analytisk rapporteringsgräns.

Olika ämnen visar olika mönster av utlakning över olika storleksfraktioner i Borås BA (Figur 11). Man förbättrar därför inte Borås BA från miljösynvinkel om man avskiljer någon av storleksfraktionerna genom siktning. Behandling med Fe- och Al-(hydr)oxid mineraler kan istället vara aktuell för behandling av Borås BA. Mo och Sb som i fall av Borås BA överstiger gränsvärden för inert avfall, kan adsorberas på dessa mineraler och lakas ur i mindre mängder [26].

5.3.2 Borås VSA

Resultat från Borås VSA (Figur 12) bekräftar hypotesen om högre utlakning från finare fraktioner jämfört med grövre fraktioner. Klorid och sulfat lakar ur dubbelt så mycket från fraktionen <0,5 mm jämfört med fraktionen >0,5 mm, medan Pb lakar ur mer än 10 gånger mer. En sådan utlakning av Pb kan inte förklaras med att föroreningar anrikas på ytor av askpartiklar. Fraktionen <0,5 mm har dubbelt så stor specifik yta som den andra fraktionen, men Figur 7 visar ungefär lika höga koncentrationer av Pb. Pb är en typisk amfoterisk metall som visar den lägsta mobiliteten vid pH 9-10 [7]. Skillnad av endast 0,6 pH-enheter i lakvatten från två fraktioner (Figur 9) kan dock inte förklara skillnader i utlakning av Pb. Förklaringen kan vara att klorid som finns i högre koncentration i den finare fraktionen, kan ha mobiliserat Pb.

Även om resultaten visar klart högre lakning av föroreningar från den finare askfraktionen av Borås VSA (Figur 12), siktning är inte något bra alternativ för dess behandling. Fraktioner <0,5 mm och >0,5 mm ska enligt lakningsresultat klassas som avfall för deponering på deponi för icke-farligt avfall, d.v.s. samma klass som Borås VSA innan behandling. Liknande diskussion gäller när man ställer lakningsresultat mot Naturvårdsverkets rekommendationer för återvinning av avfall i anläggningsarbeten [5].

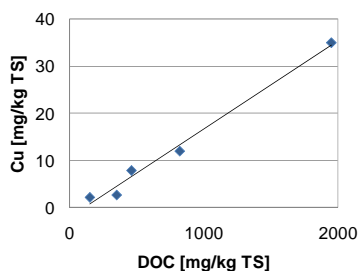
5.3.3 Renova BA

Även resultaten från Renova BA (Figur 13) bekräftar hypotesen om högre utlakning från finare fraktioner jämfört med grövre fraktioner. Alla ämnen utom sulfat och Sb lakar ur minst tio gånger mer från fraktionen <0,5 mm än från fraktionen >5,6 mm. Utlakningen kan dock inte förklaras med föroreningarnas koncentrationer i fraktionerna. Cu och Cr finns i mer än dubbelt så höga koncentrationer i fraktionen >5,6 mm än i <0,5 mm (Figur 8).

Kemiska faktorer (pH, redox, komplexbildning) samspelar antagligen med fysikaliska faktorer och orsakar högre lakning från de finaste fraktionerna. Finare fraktioner med sin högre specifika yta, har då större yta tillgänglig för masstransport vilket medför högre koncentrationer av de föroreningar som transporteras från fast fas (aska) till vattenfas.

Tidigare studier visar att lakning av Cu kontrolleras av komplexbildning med DOC [7,27,28], vilket bekräftas av denna studie. I Figur 14 visas en linjär korrelation mellan lakning av Cu och DOC. Detta innebär att med hög koncentration av DOC mobiliserar Cu. DOC i de två finaste fraktionerna överstiger gränsvärdet för deponi för icke-farligt avfall. Detta innebär att med siktning av fraktioner <2 mm, finns det risk att skapa en mycket förorenad, finkorning rest.

I 3.2 noterades att förbränningen inte var optimal under tiden proverna togs. Glödförlusten för Renova BA var 2,5 vikt-% vilket inte är ovanligt högt, men det är möjligt att mängden organiskt kol sänks ytterligare genom bättre förbränning. I så fall kan lägre DOC förväntas, och indirekt även lägre mobilitet av Cu.



Figur 14. Korrelation mellan lakning av Cu och DOC.

Figure 14. Correlation between leaching of Cu and DOC.

Resultaten från Renova BA (Figur 13) visar klart högre utlakning från de finaste askfraktionerna. Även om man inte uppfyller krav för lägre deponiklass med att avskilja någon av finare fraktioner, kan siktning vara en intressant kompletteringsbehandling. Man kan minska behandlingskostnaderna om man behandlar enbart de mest förorenade fraktionerna.

5.4 Siktning som behandlingsmetod

För att skaffa en uppfattning om hur siktning skulle fungera som behandlingsmetod, delades Renova BA i två fraktioner; <2 mm och >2 mm och fraktionerna ställdes mot kriterier för deponering av avfall [3]. Motivering för att sikta just igenom 2-mm-sikt var lakningsresultatet visat i Figur 13. Det ansågs att man tar bort en väsentlig del av föroreningarna, medan fördelning i fraktioner blir 29 % och 71 %.

Efter jämförelse av kemiskt innehåll i två fraktioner av Renova BA (Tabell 4) med Naturvårdsverkets rekommendationer för användning av avfall för anläggningsarbeten, har samma grundämnen konstaterades vara kritiska som innan siktning av Renova BA. As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn överstiger Naturvårdsverkets rekommenderade nivåer (Tabell 6). Om Naturvårdsverkets rekommendationer börjar implementeras, kommer bottenaskor att behöva behandlas med mycket effektivare behandlingsmetoder än siktning för att kunna användas som sekundära byggnadsmaterial utan provning.

Lakningsresultat i Tabell 4 visar att man väsentligt minskar lakningen av föroreningar från den grövre fraktionen av Renova BA genom siktning. Mo som överstiger gränsvärdet för deponi för inertavfall i Renova BA innan siktning, var lägre än detta gränsvärde i fraktionen >2 mm av Renova BA. Sb var under analysens rapporteringsgräns, som var högre än gränsvärdet. Mo och Sb lakar ofta ut i relativt höga koncentrationer från avfallsaskor. Att de lakar ut mest från de finaste fraktioner är en viktig information som kan användas när behandling eller användning av askor planeras.

Samtidigt som lakningen av föroreningar minskar från den grövre fraktionen, skapar man en mycket förorenad finkorning fraktion. Utlakning av fluorid och DOC från fraktionen <2 mm överstiger gränsvärden för deponier för icke-farligt avfall [3]. Detta innebär högre kostnader för deponering och behandling av aska. Det konstaterades i 5.3.3 att mobilitet av föroreningar inte kan förklaras med enbart deras koncentrationer i olika fraktioner, men att kemiska faktorer samspelar med fysiska faktorer. Genom att minska kontaktytan mellan

vatten och fastfas, kan man antagligen stabilisera en del av föroreningarna i askan. Cementbehandling av fraktionen <2 mm kan vara en lösning, där föroreningar stabiliseras både på grund av kemiska reaktioner och ändring av fysiska förhållanden [26].

Med tanke på att målet att skapa en grov fraktion som kan deponeras på deponi med lägre klass inte uppfylldes med siktning genom 2-mm-sikt, kan en av möjligheterna vara att använda 3-mm-sikt istället. Möjligen skulle utlakning från fraktionen <3 mm vara lägre än från <2 mm. Fraktionen <3 mm skulle inte vara lika förorenad som <2 mm och möjligen uppfylla kriterier för deponering för deponi för icke-farligt avfall.

Det finns viss risk för igensättning av siktar vid siktning av bottenaskor från anläggningar med våt askutmatning. Renovas anläggning har en sådan askutmatning. I denna undersökning torkades aska från Renova. Därför kan inga slutsatser dras om den eventuella omfattningen av sådana problem.

5.5 Optimering av siktningen

En process att finna en optimal siktöppning skall inkludera följande:

- partikelstorleksfördelning i askan bestäms genom siktning;
- lakningsegenskaper av askan i fråga samt av dess storleksfraktioner; utlakade koncentrationer ställs mot gränsvärden för deponering av avfall eller andra aktuella kriterier;
- siktöppningen bestäms som minsta som ger en grövre fraktion med önskade innehåll eller lakningsegenskaper (t.ex. uppfyller kriterier för deponering på deponi av lägre klass);
- en kostnadsanalys görs där kostnader för deponering, transport, behandling osv inkluderas.

Siktning är inte någon relevant metod, om miljörelevanta ämnen visar olika mönster av utlakning, dvs vissa ökar med minskad partikelstorlek, medan andra minskar. Om siktningen ska kombineras med en annan behandlingsmetod, skall den testas på aktuella fraktioner och granskas.

6 Slutsatser

I denna studie ingick bottenaska från Ryaverket i Borås (Borås BA), vändschaktsaska från Ryaverket i Borås (Borås VSA) och slagg från Renovas förbränningsanläggning (Renova BA). Kemiskt innehåll av föroreningar i askor och deras fraktioner, samt askornas och fraktionernas lakningsegenskaper analyserades. Resultaten jämfördes med respektive gränsvärden för deponering av avfall fastställda i Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall, NFS 2004:10, samt med Naturvårdsverkets handbok för användning av avfall i anläggningsarbeten.

Ingen av de tre analyserade askorna kommer att kunna användas i anläggningsarbeten utan prövning, om Naturvårdsverkets handbok för återvinning av avfall i anläggningsarbeten implementeras. Kritiskt är framförallt halterna av grundämnena As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn.

Samtliga undersökta askor uppfyller kriterier för deponering på deponier för icke-farligt avfall. Följande ämnen överstiger dock gränsvärdena för deponering av inert avfall: Cr, Mo, Sb och sulfat i Borås BA, samt Cu, Mo, Sb, klorid och fluorid i Renova BA.

Samtliga undersökta ämnen i Borås VSA och Renova BA ligger ut i högre koncentrationer från finare fraktioner än från grövre. Lakningsegenskaper kan väsentligt förbättras om man siktar bort de finaste fraktionerna av Borås VSA och Renova BA.

I Borås BA ligger enbart klorid ut i högre koncentrationer från finare fraktioner, medan utlakning av sulfat ökar med partikelstorlek. Lakningsegenskaper av Borås BA förbättras därför inte om man siktar bort någon av fraktionerna.

Siktning av Renova BA genom 2-mm-sikt, resulterade i en grov fraktion med förbättrade lakningsegenskaper, framförallt med hänsyn till utlakning av Mo och Sb. Den grova fraktionen kan dock inte deponeras på deponi av lägre klass (inert avfall). Den finkorniga fraktionen är mycket förorenad och kan inte deponeras på deponi för icke-farligt avfall på grund av utlakning av DOC och Cu.

För att uppnå deponering på deponier för inert avfall eller Naturvårdsverkets rekommendationer för återvinning, behöver bottenaskor behandlas med mycket effektivare behandlingsmetoder än siktning. Siktningsmetoden rekommenderas som en komplettering till någon annan behandlingsmetod till exempel behandling med cement. Optimal siktöppning ska bestämmas som en kompromiss mellan andelen aska som ska separeras, lakningsegenskaper hos resulterade fraktioner och kostnader för deponering, transport, behandling osv.

7 Rekommendationer och användning

De grövre fraktionerna av den analyserade askan från avfallsförbränningsanläggning med roster har klart lägre lakning av miljörelevanta ämnen än finare fraktioner. Siktning kan därför vid behov övervägas som komplettering till nuvarande hantering eller när ny behandlingsmetod testas och utvärderas.

Någon av de behandlingsmetoder som minskar askans specifika yta kan vara en komplettering till siktning av aska. Sådana metoder är t.ex. cementbehandling och termisk behandling. Dessa behandlingar orsakar både kemiska och fysikaliska förändringar i askan och kan därför vara lämpliga för de finare, och mer förorenade, askfraktionerna.

Askor från avfallsförbränning kan innehålla metallisk-Al som i kontakt med vatten bildar vätgas och indirekt påverkar redoxförhållanden. Redox kraftigt påverkar utlakning av grundämnen som bildar oxyanjoner (t.ex. Cr, Mo, Sb). En intressant fortsättning av projektet kan därför vara att undersöka innehållet av metallisk-Al i olika storleksfraktioner samt hur redoxförhållanden och utlakning av Cr, Mo och Sb påverkas av det.

Det kan inte rekommenderas att ta bort de finaste fraktioner från bottenaskor från anläggningar med fluidbädd. Anledning är att i dessa askor finns risk att utlakning av sulfater ökar med ökad partikelstorlek.

8 Litteraturreferenser

- [1] Avfall Sverige (2008) Svensk avfallshantering 2009, URL: http://www.avfallsverige.se/se/netset/files3/web/P01.m4n?download=true&id=3051_72156582; 2010-01-12
- [2] Chandler, A. J., Eighmy, T. T., Hartlen, J., Hjelmar, O., Kosson, D. S., Sawell, S. E., Sloat, H. A. v. d., Vehlow, J. (1997) Municipal solid waste incineration residues, vol: 67, Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- [3] Naturvårdsverket (2004) Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall, NFS 2004:10.
- [4] Värmeforsk (2008) Databas inom VÄRMEFORSKs delprogram Miljöriktig användning av askor, URL: <http://www.askprogrammet.com/allaska3/allaska.aspx?lang=SE&hit=446>, 2009-04-28
- [5] Naturvårdsverket (2010) Återvinning av avfall i anläggningsarbeten; Handbok 2010:01, Utgåva 1, URL: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-0164-3.pdf>; 2010-02-18.
- [6] Chimenos, J.M., Fernandez, A.I., Miralles, L., Segarra, M., Espiell F. (2003) Short-term natural weathering of MSWI bottom ash as a function of particle size, Waste Management, Volume 23, Pages 887–895
- [7] Sloat, H.A.v.d., Heasman, L., Quevauviller, P. (1997) Harmonization of Leaching/Extraction Tests, Vol. 70, Elsevier Science B.V., Amsterdam, The Netherlands
- [8] Cohen, B., Petrie, J.G. (1997) Containment of chromium and zinc in ferrochromium flue dusts by cement-based solidification, Canadian Metallurgical Quarterly, Volume 36, No. 4, Pages 251-260
- [9] Bendz, D., Tüchsen, P.L. Christensen, T.H. (2007) The dissolution kinetics of major elements in municipal solid waste incineration bottom ash particles, Journal of Contaminant Hydrology, Volume 94, Pages 178–194
- [10] Todorovic, J., Ecke, H. (2006) Demobilisation of critical contaminants in four typical waste-to-energy ashes by carbonation, Waste Management, Volume 26, Pages 430-441
- [11] Astrup, T. (2007) Pretreatment and utilization of waste incineration bottom ashes: Danish experiences, Waste Management, Volume 27, Pages 1452–1457

-
-
- [12] Arickx, S., Van Gerven, T., Vandecasteele, C. (2006) Accelerated carbonation for treatment of MSWI bottom ash, *Journal of Hazardous Materials B*, Volume 137, Pages 235–243
- [13] Niklasson, F. (2009) Förstudie – Sänkt bäddtemperatur i FB-pannor för avfallsförbränning, Waste Refinery rapport nummer WR-13, Borås, Sverige
- [14] Niklasson, F., Pettersson, A., Claesson, F., Gunnarsson, A., Gyllenhammar, M., Victorén, A., Gustafsson, G. (2010) Sänkt bäddtemperatur i FB-pannor för avfallsförbränning – etapp 2, Waste Refinery rapport nummer WR-19, Borås, Sverige
- [15] Johansson, A., Niklasson, F., Johnsson, A., Fredäng, J., Wettergren, H. (2009) Drift och underhåll av avfallsförbränningsanläggningar – en jämförelse av två tekniker och strategier, Waste Refinery rapport nummer WR-09, Borås, Sverige
- [16] Hilmersson, E. (2009) E-post kommunikation ang provtagningen av Renova BA, 2009-08-06
- [17] Travar, I., Lidelöv, S., Andreas, L., Tham, G., Lagerkvist, A. (2009) Assessing the environmental impact of ashes used in a landfill cover construction, *Waste Management*, Volume 29, Pages 1336-1346
- [18] Travar, I. (2010) Telefonsamtal ang analyser av askor inom Tveta-projektet, 2010-05-26
- [19] Claesson, F. Wikström Blomqvist, E., Johansson, A., Skrifvars, B.J., Andersson, B.-Å. (2009) Annual variation in elemental, dioxin and PCB content within Swedish waste fuels – results from two plants, *Proceedings Sardinia 2009, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 5 - 9 October 2009*
- [20] Astrup, T., Christensen, T.H. (2005) Waste incineration bottom ashes in Denmark - Status and development needs by 2003, URL: <http://www2.er.dtu.dk/publications/fulltext/2005/MR2005-011.pdf>, 2010-05-26
- [21] Wikström-Blomqvist, E., Franke, J., Johansson, I. (2007) Karaktärisering av fasta inhomogena avfallsbränslen - inverkan av metoder för provtagning och provberedning, *Värmeforsk rapport nummer A06-609*, Stockholm, Sverige
- [22] Johansson, L. och Fällman, A.-M. (1993) Sampling and Characterisation of Residual Products; Part 1: Sampling of Residual Products, Nordtest NT Techn Report 213, Espoo, Finland
- [23] Abbas, Z., Moghaddam, A. P., Steenari, B.-M. (2002) Release of salts from municipal solid waste combustion residues, *Waste Management*, Volume 23, Pages 291-305

-
-
- [24] Abbas, Z., Steenari, B.-M., Lindqvist, O. (2001) A study of Cr(VI) in ashes from fluidized combustion of municipal solid waste: leaching, secondary reactions and the applicability of some speciation methods, *Waste Management*, Volume 21, Pages 725-739
- [25] Astrup, T., Rosenblad, C., Trapp, S., Christensen T. H. (2005) Chromium release from waste incineration air pollution control residues, *Environmental Science and Technology*, Volume 39, pages 3321-3329
- [26] Todorovic, J. Ecke, H. (2006) Treatment of MSWI residues for utilisation as secondary construction minerals: A review of methods, *Minerals & Energy*, Volume 3, Pages 45-59
- [27] Meima, J. A., Zomeren, A. v., Comans, R. (1999) Complexation of Cu with dissolved organic carbon in municipal solid waste incineration bottom ash leachates, *Environmental Science and Technology*, Volume 33, pages 1424-1429
- [28] Ore, S., Todorovic, J., Ecke, H., Grennberg, K., Lidelöw, S., Lagerkvist, L. (2007) Toxicity of leachate from bottom ash in a road construction, *Waste Management*, Volume 27, Pages 1626-1637

Bilaga A. Styrmedel för deponering och återvinning av askor

I denna bilaga redovisas gränsvärden för avfall som kan tas vid deponier för inert och icke-farlig avfall enligt Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall, NFS 2004:10 (Tabell 5), samt maximala halter och maximal utlakning från två kategorier av avfall enligt Naturvårdsverkets handbok *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten* (Tabell 6).

Tabell 5. Gränsvärdena för avfall som kan tas vid deponier för inert avfall respektive icke-farligt avfall [3].

Table 5. Limit values stipulated by Swedish EPA for acceptance of waste to landfills for inert and non-hazardous waste [3].

Komponent	Inert avfall		Icke-farligt avfall	
	L/S=10 l/kg	Co*	L/S=10 l/kg	Co*
	mg/kg TS	mg/l	mg/kg TS	mg/l
As	0,5	0,06	2	0,3
Ba	20	4	100	20
Cd	0,04	0,02	1	0,3
Cr total	0,5	0,1	10	2,5
Cu	2	0,6	50	30
Hg	0,01	0,002	0,2	0,03
Mo	0,5	0,2	10	3,5
Ni	0,4	0,12	10	3
Pb	0,5	0,15	10	3
Sb	0,06	0,1	0,7	0,15
Se	0,1	0,04	0,5	0,2
Zn	4	1,2	50	15
Klorid	800	460	15000	8500
Fluorid	10	2,5	150	40
Sulfat	1000	1500	20000	7000
Fenolindex	1	-		
DOC	500	160	800	250
TS	4000	-	60000	-

* Co – det första lakvattnet vid perkolationstest där L/S = 0,1 l/kg.

Tabell 6. Nivåer för halter och utlakning av oönskade ämnen från avfall som används i anläggningsarbeten [5].

Table 6. Criteria levels recommended by Swedish EPA for utilisation of waste as secondary construction material [5].

Komponent	Nivåer för mindre än ringa föroreningsrisk			Nivåer för deponitäckning över tätskiktet		
	Kemiskt innehåll	Utlakning Co*	Utlakning L/S=10 l/kg	Kemiskt innehåll	Utlakning Co*	Utlakning L/S=10 l/kg
	mg/kg TS	mg/l	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/l	mg/kg TS
As	10	0,01	0,09	10	0,05	0,4
Cd	0,2	0,01	0,02	1,5	0,004	0,007
Cr total	40	0,2	1	80	0,06	0,3
Cu	40	0,2	0,8	80	0,2	0,6
Hg	0,1	0,001	0,01	1,8	0,001	0,01
Ni	35	0,1	0,4	70	0,2	0,6
Pb	20	0,05	0,2	200	0,1	0,3
Zn	120	1	4	250	0,8	3
Klorid	-	80	130	-	6200	11000
Sulfat	-	70	200	-	2900	8500
PAH-L	0,6	-	-	3	-	-
PAH-M	2	-	-	10	-	-
PAH-H	0,5	-	-	2,5	-	-

* Co – det första lakvattnet vid perkolationstest där L/S = 0,1 l/kg.

Bilaga B. Kemiska egenskaper av avfallsförbränningsaskor

I denna bilaga redovisas innehåll av grundämnen samt lakningsegenskaper för två svenska askor. Resultat för bottenaska från anläggningen med rost vid Dåva kraftvärmeverk i Umeå (Tabell 7), samt från CFB anläggningen vid Händelöverket i Norrköping (Tabell 8) sammanställdes från litteraturen [4] och används för jämförelse med gränsvärden i Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall, NFS 2004:10 [3] och maximivärden i Naturvårdsverkets handbok för återvinning av avfall [5].

Tabell 7. Innehåll av grundämnen och lakningsegenskaper för bottenaska från Dåva kraftvärmeverk [4]. Värden i fet stil är högre än respektive gränsvärden för inert avfall enligt Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, NFS 2004:10 [3], värden i gråa celler är högre än respektive nivåer för avfall som utgör mindre än ringa föroreningsrisk enligt Naturvårdsverkets handbok Återvinning av avfall i anläggningsarbeten [5].

Table 7. Concentrations of elements and leaching properties for bottom ash from MSWI plant Dåva in Umeå of a type grate furnace. Values in bold are higher than corresponding limit values stipulated by Swedish EPA [3] for acceptance of waste to landfills for inert waste. Values in gray cells are higher than corresponding criteria levels for waste that pose less than minor pollution risk if utilized as secondary construction material [5].

Komponent	Kemiskt innehåll		Utlakning, L/S=10 l/kg	
	mg/kg TS		mg/kg TS	
	Medel	SD	Medel	SD
Al			421	147
As	33	0	0,0232	0,00361
Ba			0,977	0,323
Ca			727	322
Cd	6	0	0,00371	0,000719
Co	34	0	0,00295	0,000577
Cr	568	0	0,718	0,113
Cu	11600	2,24	2,55	0,389
Fe			0,169	0,0724
Hg			0,000183	0,000059
K			763	139
Mg			1,67	0,708
Mn			0,00987	0,00358
Mo	24	0	1,72	0,281
Na			2930	420
Ni	567	0	0,0113	0,00241
Pb	2260	0	0,0844	0,0701
S	5100	1,12	214	75,7
Sb			0,305	0,138
Se			0,0213	0,00369
Zn	9120	1,12	0,325	0,162

Tabell 8. Innehåll av grundämnen och lakningsegenskaper för bottenaska från Händelöverket [4]. Värdet i fet stil är högre än respektive gränsvärden för inert avfall enligt Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, NFS 2004:10 [3], värden i gråa celler är högre än respektive nivåer för avfall som utgör mindre än ringa föroreningsrisk enligt Naturvårdsverkets handbok Återvinning av avfall i anläggningsarbeten [5].

Table 8. Concentrations of elements and leaching properties for bottom ash from MSWI plant Händelöverket in Norrköping of a type circulating fluidized bed (CFB). Values in bold are higher than corresponding limit values stipulated by Swedish EPA [3] for acceptance of waste to landfills for inert waste. Values in gray cells are higher than corresponding criteria levels for waste that pose less than minor pollution risk if utilized as secondary construction material [5].

Komponent	Kemiskt innehåll		Utlakning	
	Medel	SD	L/S=10 l/kg	co 0,1
	mg/kg TS		mg/kg TS	
Al			75,6	
As	90	32,9	0,25	
Ba	1410	266	1,87	0,193
Ca			2510	36,4
Cd	8,21	0,219		
Co	21,1	0,346	0,00121	
Cr	400	33,5	0,625	0,00398
Cu	8320	2230	0,29	0,000707
Fe				0,00061
Hg	0,01	0		3,02E-06
K			62,7	9,09
Mg			142	
Mn			0,01	
Mo	9,87	3,75	0,749	0,00268
Na			165	37,7
Ni	125	19,1		
Pb	1080	23,1	0,33	0,0034
S	4700	1850	1570	0,372
Sb	338	95,3	3,13	0,0035
Se			0,0095	0,00003
Zn	414	163	0,44	0,00244
Klorid			621	14
Sulfat			6610	5,5
DOC			16,2	



WASTE REFINERY

SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut

Box 857, 501 15 Borås