

Lakning av antimon från energiaskor – Totalhalter, lakbarhet samt förslag till åtgärder

Mattias Bäckström

Lakning av antimon från energiaskor

Totalhalter, lakbarhet samt förslag till åtgärder

Leachability of antimony from energy ashes

Total contents, leachability and remedial suggestions

Mattias Bäckström

Q4-251

Förord

Rapporten har utarbetats vid Forskningscentrum Människa-Teknik-Miljö vid Örebro universitet av Mattias Bäckström.

Projektet har finansierats av Värmeforsk. Projektets referensgrupp bestod av Holger Ecke (Luleå Tekniska universitet), Nina Månson (Högskolan i Kalmar), Mattias von Brömssen (Ramböll AB), Pascal Suèr (Statens Geotekniska Institut), Johanna Lindeberg (Statens Geotekniska Institut) och Roger Pettersson (Sundsvall Energi). Som programansvarig för "Miljöriktig användning av askor" har Claes Ribbing (Svenska Energiaskor/Värmeforsk) deltagit i samtliga referensgruppsmöten. Referensgruppen har deltagit aktivt och kommit med mycket bra och konstruktiv kritik under arbetets gång. Rolf Sjöblom, Tekedo AB, har bidragit med bakgrundsinformation kring askors mineraliseringsprocesser och konstruktiv kritik för att förbättra diskussionen.

Tack också till Anna Öhrström och Åsa Rodin (ÅF Process AB) som har lagt ner ett stort arbete på att samla in askor och material om anläggningarna inom ramen för Värmeforsks projekt "Gasbildning i aska" (Q4-291). De har också författat Bilaga 1 och tabellerna 3, 4 och 5.

Örebro december 2005

Mattias Bäckström

Forskningscentrum Människa-Teknik-Miljö
Örebro universitet

Abstract

Totalhalter för antimon i 31 olika energiaskor har tagits fram. Proverna spänner över olika panntyper och olika bränsleslag. Den genomsnittliga totalhalten för antimon i flygaskor från CFB/BFB-pannor respektive rosterpannor är 192 respektive 1 140 mg/kg. Motsvarande halter för pannsand respektive rostbottenaskor är 86,5 och 61,8 mg/kg. Beräknat på mängd återfinns 75% av antimonet i flygaskorna.

11 (varav 8 bottenaskor) av 31 prover överskrider gränsvärden för utlakning av antimon. Vid L/S 10 är maximalt 1% av totalhalten antimon utlakad. Med hjälp av multivariata beräkningar och geokemiska jämviktsberäkningar har aluminium och sulfat bedömts vara viktiga för utlakningen av antimon. Det bedöms därmed som troligt att ettringit styr utlakningen av antimon.

Sammanfattning

Projektet har tagit fram totalhalter för antimon i 31 olika energiaskor. Olika pann typer och bränsleslag är representerade. Den genomsnittliga totalhalten för antimon i flygaskor från CFB/BFB-pannor respektive rosterpannor är 192 respektive 1 140 mg/kg. Motsvarande halter för pannsand respektive rostbottenaskor är 86,5 och 61,8 mg/kg. Multivariata beräkningar pekade tydligt ut avfall som det bränsle som gav högst totalhalter antimon i askorna. Skillnaderna i halter mellan flyg- och bottenaska var störst för rosterpannor där halterna, i genomsnitt, var 18 gånger högre i flygaskorna än i bottenaskorna. Motsvarande faktor för CFB/BFB-pannorna var endast drygt 2. Beräknat på mängd återfinns dock 75% av antimonet i flygaskorna i både CFB/BFB- och rosterpannor till följd av större mängd flygaska från CFB/BFB-pannorna.

Av de 31 analyserade askorna var det 11 (varav 8 bottenaskor) som överskred gränsvärdena för inert deponering. Det är tydligt att den högre jonstyrkan i laklösningarna från flygaskorna bidrar till att minska lösligheten för kritiska mineral som håller fast antimon. Dessutom har flygaskorna en betydligt större effektiv yta som kan sorbera mer spårelement. En tydlig positiv samvariation upptäcktes mellan antimon och aluminium medan samvariationen mellan sulfat och antimon var negativ. Dessutom kunde noteras att antimon inte uppvisar några typiska anjoniska egenskaper trots att den enligt de geokemiska beräkningarna ska föreligga som SbO_3^- . Vid L/S 10 är maximalt 1% av totalhalten antimon utlakad. Detta ska jämföras med klorid som uppvisade en utlakning om 94% av totalhalten vid L/S 10. Inget samband kunde hittas mellan de lakbara halterna vid L/S 10 och de totala antimonhalterna.

Den sekventiella lakningen antyder också en låg lakbarhet för antimon från askorna. Endast i genomsnitt 9,6% frigörs vid lakning till pH 7, 7,3% till pH 5, 3,6% under reducerande betingelser och 3,2% under oxiderande betingelser. Sammantaget frigörs endast 24% av den totala antimonhalten under de fyra lakstegen. De resterande 76% återfinns mycket hårt bundet till askan (troligen till silikater).

Med hjälp av multivariata beräkningar (PCA och MLR) och geokemiska jämviktsberäkningar (PHREEQC) har aluminium och sulfat identifierats vara viktiga för utlakningen av antimon. Det bedöms därmed som troligt att ettringit styr utlakningen av antimon i det alkaliska pH-området. När ettringit sönderfaller kommer utlakningen av antimon vara beroende av att det finns effektiva sorbenter.

För att minska utlakningen av antimon från askorna föreslås tillsats av sulfatlösning till askan för att öka stabiliteten för ettringit i det högre pH-området. Under det område som ettringit är stabilt skulle en tillsats av en manganlösning kunna ge en ny effektiv sorbent för antimon i lösning. Det noterades också att inga av de flygaskor som hade tillsats av aktivt kol överskred gränsvärdena.

Summary

In the current project total concentrations for antimony in 31 energy ashes have been compiled. The average concentration of antimony in boiler fly ash and grate boiler fly ash is 192 and 1 140 mg/kg, respectively. The corresponding antimony concentrations for boiler ashes and grate bottom ashes are 86,5 and 61,8 mg/kg, respectively. Multivariate calculations clearly pointed out waste as the major source for antimony in ashes. The difference between total antimony concentration in fly ash and bottom ash is greatest for grate boilers, in average 18 times higher in the fly ash. The difference for CFB/BFB-boilers is only slightly more than 2. However, based on amount, 75% of the total antimony inventory is recovered in the fly ashes for both CFB/BFB and grate boilers.

Eleven (eight of which were bottom ashes) out of the 31 samples exceeded the guidelines for inert waste. It is clear that the higher ionic strength in the solutions from the fly ashes contribute to decrease the solubility for critical minerals retaining antimony. In addition, the fly ashes have considerably larger effective surface able to sorb trace elements. A clear and positive covariance was discovered between aluminium and antimony. Furthermore, it was noted that antimony showed no typical anionic behaviour despite the fact that it according to the geochemical calculations should be present as SbO_3^- . At L/S 10, a maximum of 1% of the total antimony concentration is leached. This should be compared to chloride that had 94% of the total concentration leached at L/S 10. There was no correlation between the leached antimony concentrations and the total antimony concentrations.

The sequential extractions also suggest a low leachability for antimony from the ashes. In average only 9,6% is released at pH 7, 7,3% at pH 5, 3,6% during reducing conditions and 3,2% during oxidising conditions. In total, only 24% of the total antimony concentrations is released during the four extraction steps. The remaining 76% is probably to be found in the silicate matrix.

Through multivariate calculations (PCA and MLR) and geochemical calculations (PHREEQC) aluminium and sulphate have been identified as being important for antimony leaching from the ashes. It is thus likely that ettringite governs antimony leachability at alkaline pH. When ettringite is solubilized the leachability of antimony will be dependent on the presence of effective sorbents.

To decrease the leachability of antimony from the ashes addition of sulphate solution to the ashes is suggested, to increase the stability of ettringite at alkaline pH. Below the pH-range where ettringite is stable addition of manganese solution would give a new effective sorbent for antimony in solution. It was also noted that all fly ashes with addition of activated carbon did not exceed any guide lines for antimony leaching.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	BAKGRUND	1
1.2	SYFTE	1
1.3	ANTIMON	1
1.3.1	<i>Antimons egenskaper</i>	<i>1</i>
1.3.2	<i>Toxicitet</i>	<i>2</i>
1.3.3	<i>Humantoxicitet</i>	<i>2</i>
1.3.4	<i>Ekotoxicitet</i>	<i>2</i>
1.4	ANTIMON I SAMHÄLLET	2
1.4.1	<i>Produkter</i>	<i>2</i>
1.4.2	<i>Flöden</i>	<i>2</i>
1.5	ASKPRODUKTION	3
1.5.1	<i>Askors sammansättning och kemi</i>	<i>3</i>
1.5.2	<i>Vittring</i>	<i>3</i>
1.5.3	<i>Antimon i askor</i>	<i>4</i>
1.5.4	<i>Behandlingsåtgärder</i>	<i>5</i>
1.6	ANTIMON I NATUREN	6
1.6.1	<i>Mark och sediment</i>	<i>6</i>
1.6.2	<i>Grund- och ytvatten</i>	<i>7</i>
1.7	SAMMANFATTNING	7
2	PROVTAGNING OCH FÖRVARING AV ASKOR.....	8
2.1	PROVTAGNING AV ASKORNA	8
2.2	FÖRVARING AV ASKORNA	9
3	EXPERIMENTELLA METODER	10
3.1	LAKNINGAR	10
3.1.1	<i>Standardiserad lakning</i>	<i>10</i>
3.1.2	<i>Sekventiell lakning</i>	<i>11</i>
3.1.3	<i>Lakning som funktion av pH</i>	<i>11</i>
3.2	ANALYSER	12
3.2.1	<i>Analys av fast fas</i>	<i>12</i>
3.2.2	<i>Analys av laktlösningar</i>	<i>12</i>
3.3	SPECIERINGSBERÄKNINGAR	13
3.4	MULTIVARIATA BERÄKNINGAR	13
4	RESULTAT	15
4.1	ALLMÄNNA ANALYSDATA	15
4.2	TOTALHALTER	16
4.3	LAKRESULTAT	20
4.3.1	<i>Standardiserad lakning</i>	<i>20</i>
4.3.2	<i>Sekventiell lakning</i>	<i>26</i>
4.3.3	<i>Lakning som funktion av pH</i>	<i>32</i>
4.4	SPECIERINGSBERÄKNINGAR	34
5	DISKUSSION	35
5.1	ALLMÄNNA ANALYSDATA	35
5.2	TOTALHALT AV ANTIMON	35
5.3	STANDARDISERAD LAKNING	36
5.3.1	<i>Kemiska mekanismer och påverkande faktorer i lösning</i>	<i>36</i>

5.3.2	<i>Åldringens påverkan på lakbarheten</i>	<i>39</i>
5.3.3	<i>Påverkande faktorer under förbränningen</i>	<i>39</i>
5.4	SEKVENTIELL LAKNING	39
5.5	LAKNING SOM FUNKTION AV PH	41
5.6	SPECIERING	42
5.7	SAMMANFATTANDE DISKUSSION	43
5.8	MÖJLIGA ÅTGÄRDER	45
6	SLUTSATSER OCH FÖRSLAG TILL ÅTGÄRDER.....	46
6.1	SLUTSATSER	46
6.2	FÖRSLAG TILL ÅTGÄRDER	46
7	FÖRSLAG TILL FORTSATT FORSKNINGSARBETE	47
8	LITTERATURREFERENSER.....	48

Bilagor

- A ANLÄGGNINGSBESKRIVNINGAR**
- B ASKFOTOGRAFIER**
- C ANALYSDATA**
- D MÄTTNADSINDEX**

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Vid ett flertal tillfällen och vid ett flertal anläggningar i Sverige under de senaste åren har de lakbara halterna av antimon överstigit de kriterier som är uppsatta av EU för mottagning på inert deponi [1]. Ofta har antimon varit den enda eller ett av få ämnen som har överskridit kriterierna. Detta leder i praktiken till att lakbarheten av antimon kan avgöra huruvida en aska kan nyttiggöras som resurs eller måste deponeras. Då det råder många frågetecken kring flera aspekter kring antimon i askor har Värmeforsk beslutat stödja en studie kring antimons lakbarhet från svenska energiaskor.

1.2 Syfte

Syftet med projektet är att studera totalinnehållet av antimon i energiaskor samt vilka faktorer som styr dess lakbarhet under olika kemiska betingelser. Lakbarheten kommer dels studeras genom EUs batchlakningar och dels genom sekventiell lakning. Studien görs på energiaskor producerade med olika bränslen och vid olika förbränningsanläggningar. Utifrån de kontrollerande faktorerna som identifieras kommer olika behandlingsalternativ föreslås för att minska antimons utlakning och därmed miljöeffekter.

Projektet syftade ursprungligen också till att studera antimonutlakningen som funktion av åldring av askorna, men på grund av tidsbrist var den delen av projektet inte möjlig att genomföra.

1.3 Antimon

1.3.1 Antimons egenskaper

Teoretiskt kan antimon förekomma i fyra olika redoxstal (-3, 0, +3 och +5) men i realiteten förekommer endast 0 (metalliskt), +3 och +5. Förekommer i huvudsakligen i metallisk form eller som oxider eller sulfider i naturen. I kommersiella sammanhang förekommer också halogeniderna. Antimon bildar även lätt antimonider med andra metaller (exempelvis Mg_2Sb_3 och Na_3Sb). Smält- och kokpunkter för några antimonsalter redovisas i Tabell 1.

Tabell 1. Några antimonsalter och deras smält- och kokpunkter.

Table 1. Some antimony salts and their melting and boiling points.

Salt	Smältpunkt (°C)	Kokpunkt (°C)
Metalliskt	631	1 590
SbBr_3	96,6	280
SbCl_3	73,4	283
SbCl_5	2,8	79
Sb_2O_3	656	1 550 (subl.)
Sb_2O_5	38	

1.3.2 Toxicitet

Antimons toxicitet kommenteras endast kortfattat då det inte har varit studiens syfte att titta på toxikologiska effekter.

1.3.3 Humantoxicitet

Inandning är den exponeringsväg där effekterna är mest kända till följd av arbetsmiljölägstiftningen. Inandning av antimon kan leda till irritation av luftvägarna, hjärtbesvär samt leverskador. Det finns också indikationer på att antimon skulle kunna vara cancerogen.

Höga engångsdoser av antimon via munnen kan ge upphov till kräkningar, kramp, diarré samt hjärtbesvär. Höga kroniska doser har lett till skador på ögon, huvudvärk, hostningar, sömnsvärigheter samt yrsel [2]. Halterna vid dessa studier är dock mycket höga (20-500 mg/l lösning).

Den trevärda formen av antimon är betydligt giftigare än den femvärda formen. Den biologiska halveringstiden för antimon i kroppen är kort; 94 och 24 timmar för antimon(III) respektive antimon(V).

1.3.4 Ekotoxicitet

Antimons ekotoxiska effekter är sparsamt studerade. Det verkar dock som de dödliga doserna för både djur, fiskar och akvatiska organismer ligger över 10 mg/l i vatten.

Antimon har kort halveringstid i kroppen och bioackumuleras därmed inte. Detta gör också att risken för biomagnifikation är obefintlig [3].

1.4 Antimon i samhället

Uppskattningar som är gjorda talar om att 50 000 ton antimon skulle finnas upplagrat i det svenska samhället [3].

1.4.1 Produkter

Den dominerande formen av antimon som används industriellt idag är Sb_2O_3 som används för bland annat flamskydd av plaster och tyger. Antimon används huvudsakligen i produkter skyddade med bromerade flamskyddsmedel (bland annat returträ från byggsektorn samt inredning från offentliga miljöer), i plast, kristallglas samt i bromsbelägg [4].

Halten antimon i flamskyddade plaster varierar mellan 0,1 och 10% och förekommer därmed i betydligt högre halter än övriga metaller [3].

Metalliskt antimon används också som legeringsmetall, primärt för bly. Antimon torde därmed finnas i bland annat bilbatterier, balansvikter till bildäck, ammunition samt kabelskydd.

1.4.2 Flöden

Den beräknade importen av antimon uppskattas till 1 200 ton per år varav ungefär 600 ton i kemiska produkter [3]. Ungefär hälften av den svenska importen sker i form av Sb_2O_3 . Uppskattningsvis åtgår årligen 520-1 300 ton antimon för produktion av plast [3]. En stor del av avfallsflödena går idag till förbränning och därmed hamnar antimon i

energiaskorna. En grov uppskattning ger vid handen att 75 ton antimon årligen hamnar i slag och aska från avfallsförbränningen [3].

1.5 Askproduktion

1.5.1 Askors sammansättning och kemi

Askornas huvudsakliga sammansättning kommer naturligtvis styras till stor del av det ingående avfallets sammansättning. Dock kommer halterna av vissa element variera beroende på dess flyktighet och benägenhet att vara kvar i bottenaskan eller finnas i flygaskan. Variationsbredden för slaggrus sammansättning presenteras i tabell 2.

Tabell 2. Typisk sammansättning för slaggrus [8].

Table 2. Typical analytical results for bottom ashes from combustion of municipal waste [8].

	Medel	Median	Variationsbredd
Si (%)	21,0		11,5-27,2
Al (%)	5,56		4,65-6,83
Ca (%)	9,59		6,50-27,6
Fe (%)	6,90		4,18-10,2
K (%)	1,15		0,566-4,57
Mg (%)	1,22		0,736-2,89
Mn (%)	0,123		0,060-0,465
Na (%)	3,08		1,77-5,20
P (%)	0,468		0,214-0,960
Ti (%)	0,657		0,240-0,785
Cd (mg/kg)	7,62	6,00	2,00-24,4
Cr (mg/kg)	495	540	30,0-1 100
Cu (mg/kg)	4 245	3 260	1 100-15 400
Ni (mg/kg)	289	179	33-925
Pb (mg/kg)	1 280	1 250	180-3 120
Zn (mg/kg)	3 480	3 560	1 480-8 460

Det är klart att sammansättningen varierar högst betydligt även för de vanligast förekommande elementen.

1.5.2 Vittring

Vid släckning, lagring eller våtutmatning av aska gör det tillförda vattnet och den tillförda luften att en rad kemiska processer initieras.

Den osläkta kalken (CaO) i askorna bildar i kontakt med vatten portlandit (Ca(OH)_2) som omvandlas till kalcit (CaCO_3) i närvaro utav luftens koldioxid. Den sistnämnda reaktionen kallas karbonatisering och leder till en gradvis sänkning av pH. Vid fullständig karbonatisering hamnar pH under 9. Karbonatiseringen uppges gå upp till 5 gånger snabbare under fuktiga förhållanden jämfört med vattenmättade förhållanden till följd av den långsamma gasdiffusionen i vätska.

Det första lakvattnet som erhålls från askorna är kraftigt alkaliskt med pH mellan 11 och 13,5 [7][9][30][31]. Askornas syraneutraliserande kapacitet (till pH 7) varierar från 3,3 till 5,0 meq/g [32]. Den första buffertzonen sker vid pH 12,4 och styrs av portlanditen medan den andra sker vid pH 11 och styrs av CSH-stabiliteten ($\text{CaO-SiO}_2\text{-H}_2\text{O}$) [30].

Genom XRD-analys har bland annat följande mineraler identifierats i energiaskor [9][10]: ettringit, kalcit, kvarts (SiO_2), gehlenit ($\text{Ca}_2\text{Al}_2\text{SiO}_7$), halit, anhydrit, portlandit, albit ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$) samt kromater och vanadater.

Under vittringen bildar också gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) eller anhydrit (CaSO_4) tillsammans med $\text{Ca}_3\text{Al}_2\text{O}_6$ och vatten ettringit ($\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12} \cdot 26\text{H}_2\text{O}$) som bildar en fast porös gel i porerna [11]. Studier har visat att utlakningen av kalcium till en början styrs av portlandit för att efter ett tag sjunka då ettringiten efter bildandet kommer att styra halterna av kalcium, sulfat, aluminium samt pH [9].

Även substituerad ettringit har befunnits vara stabil under alkaliska förhållanden. Substitution av sulfat har skett med bland annat MoO_4^{2-} , AsO_4^{3-} , CrO_4^{2-} , SeO_4^{2-} , VO_4^- , BrO_3^- , CO_3^{2-} och NO_3^- [22][17]. Det har även spekulerats i om antimon (SbO_4^{3-}) kan substituera sulfat i ettringit. Vid temperaturer mellan 114 och 116°C bryts dock ettringit ner till metaettringit som till strukturen starkt påminner om $\text{Ca}_3\text{Mn(IV)(SO}_4)_2(\text{OH})_6 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ [12]. Thaumasit ($\text{Ca}_6\text{Si}_2(\text{CO}_3)_2(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_{12} \cdot 26\text{H}_2\text{O}$) och bentorit ($\text{Ca}_6\text{AlCr(CO}_3)_2(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_{12} \cdot 26\text{H}_2\text{O}$) är andra strukturanaloger till ettringit som kan bildas och till och med bilda fasta lösningar med ettringit [10][13]. Strukturanalogen hydrotalkit (exempelvis $\text{Mg}_{0,5}\text{Al}_{0,5}(\text{OH})_2(\text{CO}_3)_{0,25} \cdot m\text{H}_2\text{O}$) är också betydligt mer stabil vid lägre pH och dessutom en mycket mer effektiv anjonbytare och sorbent än vad ettringit är. När pH eller sulfathalten sjunker går ettringiten i lösning kongruent vid pH över 10,7 [14][15]. Mellan pH 9,5 och 10,7, däremot, är upplösningen inkongruent med bildning av gips och aluminiumhydroxider [14][16].

I litteraturen [17] har det också hävdats att flertalet spårmetaller i kolflygaska är associerade till silikatglas (oxider och hydroxider) i askan istället för att förekomma som klorider, sulfider, sulfater eller karbonater.

1.5.3 Antimon i askor

Vid fullskaleförsök i en förbränningsanläggning för hushållsavfall [5] fann man antimonhalter på mellan 26 och 40 mg/kg i bottenaskan, medan halterna i flygaskan samt rökgasreningsprodukterna var 510-760 mg/kg respektive 810-1 550 mg/kg. Medelhalterna för ett fåtal svenska avfallsaskor är 705 samt 119 mg/kg för flygaska respektive slagg [3]. Dessa halter stämmer mycket väl överens med de som hittats i Japan, där en studie med 16 flygaskor rapporterade antimonhalter mellan 137 och 723 mg/kg [18]. Omräknat på den förbrända mängden avfall blir den genomsnittliga antimonhalten 40 ± 27 mg/kg avfall. Av det ingående antimonet [5] fann man att endast 12 respektive 25% hamnade i bottenaskan för blandat avfall respektive hushållsavfall. Den klart största andelen av ingående antimon återfanns i flygaskan; 67 och 81% för hushållsavfall respektive blandat avfall. Endast en liten andel återfanns i bottenaskan; 7 och 6% för hushållsavfall respektive blandat avfall. Följande faktorer bedömdes ha betydelse för fördelningen mellan bottenaska och rökgasreningsprodukter [5]: (i) förekomst och fördelning i det inkommande avfallet, (ii) temperatur, redox,

syretillgång, klortillgång samt andra reaktionsbenägna ämnen, (iii) omsättningstid och blandningsförhållanden i bädden.

Efter ytterligare laboratoriestudier fann man att tillgången på klor var den viktigaste faktorn följt av temperatur och redox [6]. Tillgången på klor ökade flyktigheten för antimon (SbCl_3 har kokpunkt på 283°C). För högsta antimonavgång från bottenaskan skulle temperaturen vara närmare 500°C än 900°C samtidigt som förhållandena skulle vara oxiderande. Andra studier har dock visat, genom termogravimetri, att flyktigheten för Sb_2O_3 ökar markant över 900°C [7].

En alternativ tolkning till den låga flyktigheten vid högre temperaturer och närvaro av syre är bildandet av antimonater enligt ekvation 1 [7]. Termodynamiska data för reaktionen saknas men sannolikheten för att reaktionen sker bedöms som hög då motsvarande reaktion för arsenik sker [7]. Denna reaktion får anses vara mer trolig i pannsanderna då sandkornens yta är anrikad med avseende på samtliga ämnen. Se vidare diskussion under kapitel 5.3.1.



Även antimonantimonat ($\text{Sb}_2\text{O}_3 \cdot \text{Sb}_2\text{O}_5$), som inte är flyktigt, bildades vid närvaro av syre mellan 400 och 650°C för att vid 900°C återigen sönderfalla till Sb_2O_3 som avgick i gasfasen.

I Japan visade en studie på att halterna antimon i ingående hushållsavfall låg runt 40 - 50 g antimon per ton avfall. I huvudsakligen kunde antimonhalterna relateras till textilier, plast och gummi [19]. I en annan studie [20] fann man följande relativa fördelning i hushållsavfall för antimon till askorna: $8,2\%$ sängkläder, $27,6\%$ gardiner; $24,3\%$ textilier, 16% plast och $10,5\%$ metaller. För industriavfall gällde följande fördelning: $44,7\%$ plast, $14,7\%$ textilier, $9,3\%$ trä, $15,2\%$ glas och $15,2\%$ övrigt.

Vid lakning av antimon från en bottenaska vid olika pH fann man att antimonhalterna i lakvätskan ökade från runt $20 \mu\text{g/l}$ vid pH 12 - 13 till över $1\,000 \mu\text{g/l}$ vid pH under 9 [7]. Slutsatsen drogs att antimon förekom som anjoniska antimonater i askan.

1.5.4 Behandlingsåtgärder

En vanligt förekommande behandlingsåtgärd för askor är lagring. I en svensk studie [1] fann man att bly, koppar, krom och zink blev mindre rörliga efter lagring medan antimon, molybden och sulfat blev mer mobila. I en annan svensk studie [21] fann man att antimon, molybden och krom blev mer mobila efter karbonatisering. Behandling av askor med superkritisk CO_2 (i praktiken en extrem karbonatisering) minskade lakbarheten för zink, bly och mangan medan lakbarheten för krom och antimon ökade dramatiskt (uppmot 115 gånger) [11]. Vid studier av hur utlakningen av antimon från bottenaskor kan minskas under karbonatiseringen fann man att tillsats av nya sorbentfaser (mangan-, järn- eller aluminiumbaserade faser) minskade utlakningen [22]. Dock var effekten som störst då tillsatserna skedde i löst form. Troligen medfölldes antimon till de nya faserna när de bildades. Tillsats av löst fosfat har också visat sig vara lyckat för bly och zink [23].

Vid en studie av tillsatser av fällningskemikalier (polyaluminiumklorid (PACl) och järn(III)klorid (FC) för rening av dricksvatten fann man dock att sorptionen eller medfällningen var betydligt större för Sb(III) än för Sb(V) [24]. Vid tillsats av järn var sorptionen mellan 80-100% för Sb(III) mellan pH 5 och 10. För Sb(V) ökade sorptionen från 20% vid pH 10 till ungefär 50% vid pH 5 med den största ökningen i sorption vid pH mellan 7 och 8. Vid tillsats av aluminiumkloriden sänktes antimon(V)koncentrationen endast 10% mellan pH 5 och 10.

Tvättning av flygaska med syra har också föreslagits för att tvätta bort tungmetaller från matrisen [25]. Tvättning med olika komplexbildare (EDTA, DTPA och NTA) har visat sig vara lyckat för tungmetallerna krom, koppar, bly och zink [26].

Oorganiska polymerer (40%) som tillsatsmedel till askor har visat sig minska utlakningen av kalcium, arsenik, selen, strontium och barium [27][28].

1.6 Antimon i naturen

1.6.1 Mark och sediment

Det finns relativt få studier över antimonhalter i naturliga och störda miljöer [38]. I en mossmark använd som hagelskyttebana återfanns exempelvis 20-30 mg/kg [33]. I sedimenten i en liten bäck, vid samma skjutbana, återfanns 10-12 mg/kg där den passerar skjutbanan [33]. I en sjö där tändpatroner destruerats återfanns antimonhalter i intervallet 10-30 mg/kg. I ett större vattendrag passerande ett gruvområde var sedimentkoncentrationerna ungefär 58 mg/kg [45].

Vid ett antal gamla gruvområden i Storbritannien återfanns antimonhalter på mellan 12 och 673 mg/kg [44].

Det förefaller som om antimon föreligger mycket hårt bundet till markpartiklar och släpper endast vid mycket aggressiv lakning (sur väteperoxid samt koncentrerad salpetersyra) [33]. Endast en mycket liten del (1-2%) av den totala halten är lätt tillgängligt. Detta bekräftas också av Hammel et al. [41] och Lintschinger et al. [40] som menar att antimon återfinns associerat till antingen järn- och/eller aluminiumoxyhydroxider eller organiskt material.

I ett sediment förorenat av rester från tändpatroner återfanns 69% av antimonet i den oxiderbara fraktionen (sulfider eller organiskt material) och 16% i den syralösliga fraktionen (associerat till karbonater) [33].

I en studie av skjutbanor [34] fann man att 50% av antimonet var lakbart vid pH 2 (som Sb(V)), vilket tolkades som sorption till i huvudsak järnoxihydroxider. Vid höga antimonkoncentrationer föreslogs dock $\text{Ca}(\text{SbO}_3)_2$ som löslighetsbegränsande fas.

Vid extraktion av en förorenad jord med 1 M NH_4NO_3 (uppskattning av biotillgänglig andel) visade det sig att endast 0,06-0,59% av den totala halten frigjordes [41].

Vid studier av en naturlig analog (ett historiskt smältverk) påvisades en mycket liten rörlighet under hundratals år (endast några meter) från området trots mycket höga halter i avfallet (17%) [43]. Detta tros till stora delar bero på stark adsorption till järn(hydr)oxider. Även i Storbritannien påvisades att antimon från historiska smältverk inte var rörligt med en vattenlöslighet om mindre än 1% av totalhalten [44].

Det har också visats att frigörelse av antimon från sediment till stora delar beror på reduktiv upplösning av järn- och manganoxhydroxider i sedimenten. Lägre oxyhydroxidhalter ger en ökad rörlighet från sedimenten [45][46].

Sorptionsstudier av antimon(III) på hydroxyapatit visar att i stort sett 95-100% adsorberas på ytan i pH-intervallet 5-10 [42].

1.6.2 Grund- och ytvatten

Medianhalten i opåverkade granitiska grundvatten är i Sverige 0,040 µg/l [33] och i Norge 0,032 µg/l [35][36].

I ytvatten avvattnande områden med mycket historisk gruvverksamhet har dock relativt höga antimonhalter (12-17 µg/l) noterats [37]. Motsvarande halt för en amerikansk studie var 8,3 µg/l [45].

Vid mycket låga pH förekommer antimon främst som SbO_2^+ och HSbO_2 (alternativ beteckning $\text{Sb}(\text{OH})_3$) medan SbO_3^- (alternativ beteckning $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$) dominerar vid neutrala och alkaliska pH [38]. Även i laklösningar från jord dominerar Sb(V) [39]. Antimon(III) förekommer endast vid mycket reducerande förhållanden.

1.7 Sammanfattning

Sammanfattningsvis kan man säga att antimon verkar förekomma i askor med preferens för flygaskorna, där halterna kan överstiga 1 500 mg/kg. Halterna i bottenaskorna är betydligt lägre. Uppskattningar talar om att ungefär 75 ton antimon årligen i Sverige hamnar i askor från energiproduktion.

Litteraturuppgifter redovisar också att antimon har en mycket låg rörlighet i naturliga system. Ofta underskrider vattenlösligheten 1% av totalhalten och vid naturliga analogier har en mycket liten spridning skett under hundratals år.

Antimon verkar, enligt litteraturkällor, vara giftigt för både människa och miljö. Dock har effekter endast påvisats vid mycket höga halter (totalt mg/l).

2 Provtagning och förvaring av askor

2.1 Provtagning av askorna

De deltagande anläggningarna valdes så att både fluidbäddpannor och rosterpannor finns representerade i studien och med olika typer av bränsle, från rent biobränsle till rent avfall. Fullständig beskrivning av anläggningarna återfinns i Bilaga A. I Tabell 3 visas vilken bränsleblandning som användes av de deltagande anläggningarna vid askprovtagningen.

Tabell 3. Panntyp, bränsle och producerad mängd aska.

Table 3. Boiler type, fuel and produced amount of ash.

Anläggning	Typ	Bränsle	Producerad mängd aska/dygn (ton)
Dåva, Umeå	Ny rost	Hushållsavfall	60 ton botten, 12 ton flyg
Kiruna	Rost	Hushållsavfall	65 ton botten, 5,5 ton flyg
Sundsvall	CFB	Hushållsavfall	10 ton botten och 10 ton flyg
Lidköping	BFB	Avfall (70% hushålls)	12 ton botten och 4,5 ton filteraska
Linköping	Rost	RT-flis, plastrejekt, bark	20,4 ton botten, 4,8 ton cyklon, 3,6 ton elfilter
Händelö, P13	CFB	Träflis	12,6 ton botten och 24 ton flyg
Händelö, P14	CFB	Avfall (50% hushålls)	53,8 ton botten och 50,4 ton flyg
Söderenergi, P1	Rost	Utsorterat avfall (bla plast)	45-60 ton botten och 10-15 ton flyg
Nynäshamn	BFB	RT-flis	2 ton botten och 4 ton flyg
Västerås, P5	CFB	RT-flis och torv	12,6 ton botten, 42,2 ton flyg
Munksund	CFB	Skogsindustri (mkt rejekt)	5,5 ton botten och 8-10 ton flyg
Braviken	Rost	Skogsindustri, RT-flis	71 ton botten, 35 ton elfilter och 1,4 ton textilfilter
Eskilstuna	BFB	Skogsflis	21,4 ton botten och 10 ton flyg
Högdalen, P6	CFB	Industriavfall	40-50 ton botten, 40-50 ton flyg

Tabell 4. Bränsleblandningen vid askprovtagningen.

Table 4. Fuel mixture at the time for ash sampling.

Bränsle (vikts%)	Braviken	Eskilstuna	Händelö P13	Händelö P14	Högdalen	Kiruna	Lidköping	Linköping	Munksund	Nynäshamn	Sundsvall	Södertälje	Umeå	Västerås (energi)
Torv														24
Bark	33	25						22	70					27
Stamved														16
Träflis			100											
Träspån		15							25		10-15			22
Salix		5												
GROT		55												
RT-flis	16							50		100				11
Wellrejekt									5					
DIP-rejekt	3													
Industriavfall				50	100		30				30-50	60	40	
Bränslekross-pellets												40		
DIP-slam	48													
Plastrejekt								28						
Hushållsavfall				50		100	70				30-50		60	

Av de 14 deltagande anläggningarna är 5 rosterpannor medan 9 är bubblande eller cirkulerande fluidiserad bädd där bottenaskorna till stor del består av sand. Vid utvärdering av data delades proverna in i fyra kategorier; flygaskor från rosterpannor (n 4), flygaskor från BFB- och CFB-pannor (n 13), pannsand (n 9) och rostbottenaskor (n 5). Som flygaskor räknades alla askor som ej var pannsand eller rostbottenaska.

De olika askproverna togs ut av personal på anläggningarna vid fyra olika tillfällen under två dygn för att få så representativa prover som möjligt. Under provtagningsperioden skulle också driften vara stabil med normal bränsleblandning. Samtliga prover togs under senvintern/våren 2005 (mars). Från samtliga anläggningar togs prov på både bottenaska och filter- eller cyklonaska; från några pannor togs även prov från vändschakt (Tabell 5). Askproverna togs, där det var möjligt, torra och från fallande ström. Rostbottenaskorna kunde dock inte provtas torra på grund av asksläckningen. Provtagningsburkarna fylldes upp till kanten för att minimera kontakten med luft och därmed förhindra vidare oxidation och karbonatisering. I samband med askprovtagningarna samlades också driftsdata in. Exempel på insamlad data är tillsatta mängder ammoniak och kalk under processen samt olika rökgashalter (CO, O₂, HCl och SO₂). Provtagningen koordinerades av ÄF Process AB och skickades till Örebro universitet när alla askor var insamlade i början av juni 2005.

Tabell 5. Provtagningsställen för askorna i de olika pannorna.

Table 5. Ash sample locations for the different boilers.

Panna	Bottenaska	Vändschaktsaska	Cyklonaska (rökgasrening)	Filteraska
Braviken	Eldstadsbotten	-	-	Elfilter
Eskilstuna	Eldstadsbotten	-	-	Elfilter
Händelö P13	Eldstadsbotten	-	-	Elfilter
Händelö P14	Eldstadsbotten	Vändschakt	-	Slangfilter
Högdalen, P6	Eldstadsbotten	Vändschakt	-	Slangfilter
Kiruna	Eldstadsbotten	-	-	Elfilter
Lidköping	Eldstadsbotten	Vändschakt	Cyklon	Slangfilter
Linköping	Eldstadsbotten	-	-	-
Munksund	Eldstadsbotten	-	-	Elfilter
Nynäshamn	Eldstadsbotten	Vändschakt	-	Slangfilter
Sundsvall	Eldstadsbotten	-	-	El- & slangfilter
Söderenergi, P1	Eldstadsbotten	-	-	Elfilter
Dåva, Umeå	Eldstadsbotten	-	-	Slangfilter
Västerås, P5	Eldstadsbotten	-	-	Slangfilter

2.2 Förvaring av askorna

Efter provtagningen förvarades askorna mörkt vid rumstemperatur i plastburkar med tättslutande lock. Den lilla mängd luft och vatten som har varit i kontakt med askorna från provtagning till analys bedömdes inte påverka analysresultaten. Det ska dock inte uteslutas att de fuktiga rostbottenaskorna genomgått vissa kemiska förändringar från provtagningen i mars till analyserna i juni 2005.

3 Experimentella metoder

3.1 Lakningar

3.1.1 Standardiserad lakning

Alla askor lakades (skakning batchvis) med den standardiserade lakning som används för att bedöma huruvida kriterierna för deponering på inert deponi uppfylls (prEN 12457-3). Gränsvärdena för inert respektive icke-farligt avfall återfinns i Tabell 6. Askan lakas först med vatten (förhållande 1:2) varefter fasset separation sker genom centrifugering och filtrering (0,40 µm). Därefter görs ytterligare en lakning med vatten på den redan lakade askan (förhållanden 1:8). Till skillnad mot den rekommenderade standarden har varje steg lakats i 24 timmar istället för 6 timmar för den första lakningen och 18 timmar för den andra lakningen. Då det primära syftet här inte har varit att bedöma huruvida en aska överskrider de faktiska gränsvärdena utan att studera de kemiska mekanismer som leder till en ökad amtimonutlakning ansattes en längre laktid för att erhålla säkrare jämviktsdata. Detta medför att de lakade halterna möjligen skulle vara något lägre om de hade utförts enligt den standardiserade metoden och därmed kan egentligen ingen strikt jämförelse med gränsvärdena göras.

Tabell 6. Gränsvärden för avfall som kan tas emot vid deponier för inert avfall respektive icke-farligt avfall (mg/kg TS).

Table 6. Limit values for waste acceptable at landfills for inert waste and non-hazardous waste respectively (mg/kg dw).

Element	Inert avfall		Icke-farligt avfall	
	L/S 2	L/S 10	L/S 2	L/S 10
As	0,1	0,5	0,4	2
Ba	7	20	30	100
Cd	0,03	0,04	0,6	1
Cr	0,2	0,5	4	10
Cu	0,9	2	25	50
Hg	0,003	0,01	0,05	0,2
Mo	0,3	0,5	5	10
Ni	0,2	0,4	5	10
Pb	0,2	0,5	5	10
Sb	0,02	0,06	0,2	0,7
Se	0,06	0,1	0,3	0,5
Zn	2	4	25	50
Klorid	550	800	10 000	15 000
Fluorid	4	10	60	150
Sulfat	560	1 000	10 000	20 000

Ovanstående gränsvärden är enligt 2003/33/EG 19 dec 2002. I NFS 2004:10 dvs det svenska regelverket tas inte L/S 2 med utan bara L/S 0,1 och L/S 10 enligt perkolationstest prCEN/TS 14405. Skaktest får användas när den överensstämmer mer perkolationstesten. Enligt NFS 2005:9 får dispens ges för 3 ggr dessa värden om det inte medför någon ytterligare risk för människors hälsa eller miljön. Avfall som klassas som icke-farligt enligt avfallsförordningen får läggas på deponi utan att klassas enligt NFS 2004:10.

3.1.2 Sekventiell lakning

Sett ur ett geologiskt perspektiv kommer alla metaller att lakas ut från askorna förr eller senare. Detta synsätt är dock inte lika relevant inom miljökemien där tidsperspektivet är något kortare. För att bedöma materialets potentiella lakbarhet i ett kortare perspektiv (10-250 år) utfördes sekventiell lakning på samtliga askor. Lakningen (Tabell 7) är baserade på den lakningsmetodik som utvecklades av Tessier et al. [47] med modifieringar av Karlsson et al. [48]. Skillnaden är dock att här användes det första laksteget (pH 7) två gånger innan det andra steget påbörjades då det ursprungliga pH i materialet var så högt. Dessutom gjordes inte heller någon separat totaluppslutning på residualen utan residualfraktionen beräknades utifrån differensen mellan totaluppslutningen och summan av de använda lakstegen (steg 1-4).

Tabell 7. Alla stegen i den sekventiella lakningsproceduren.

Table 7. All steps in the sequential leaching procedure.

Steg	Operational fas	Utförande
1	Jonbytesbart	20 ml 1 M NH_4Ac vid pH 7, justerat med NH_3 . 1 h vid 25°C
2	Syralösligt	20 ml 1 M NH_4Ac vid pH 5, justerat med HAc . 5 h vid 90°C
3	Reducerbart	20 ml 0,043 M $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ i 25% HAc . 5 h vid 90°C
4	Oxiderbart	20 ml 0,02 M HNO_3 + 30% H_2O_2 (3:5 v/v) vid pH 2 justerat med HNO_3 . 3 h vid 85°C. Tillsats av 7,0 ml 3,2 M NH_4Ac i 20% HNO_3 och 10,5 ml MQ-vatten
5	Residual	Totaluppslutning i mikrovågsugn

Det första steget antas laka ut de metaller som är syralösliga ner till pH 7 samt de metaller som är ospecifikt associerade med den fasta fasen. Det andra laksteget är ammoniumacetat (NH_4Ac) justerat till pH 5 med ättiksyra som antas laka jonbytesbara och syralösliga tungmetaller. Till de syralösliga metallerna räknas främst de metaller som är starkt bundna till karbonatmineraler såsom kalcit och dolomit. Det tredje steget är ett reducerande steg som antas laka ut de metaller som främst är associerade till oxyhydroxider (främst järn- och manganoxhydroxider). Det fjärde steget är sur väteperoxid (H_2O_2) (oxiderande) som antas laka tungmetaller associerade till organiskt material och amorfa sulfider. Resultaten från dessa lakningar inte kan inte användas för att dra slutsatser om exakt hur tungmetallerna förekommer i den fasta fasen; det vill säga att varje steg är operationellt definierat [49][50][51]. Lakstegen kan dock användas för att bedöma den potentiella rörligheten hos tungmetaller vid olika kemiska scenarier (exempelvis sänkt pH, höjd grundvattenyta eller ökad syretillgång). Sekventiella lakningar innehållande dessa steg har tidigare bland annat använts på gruvavfall [52][53], jord [54][55] och askor [56][57].

Lakningarna utfördes i vattenbad under intermitterande skakning (1 g prov till 20 ml lösning). Fassepareringen utfördes genom centrifugering (20 000 g, 30 min, Beckman Coulter, Avanti J-20 XPI).

3.1.3 Lakning som funktion av pH

För lakning som funktion av pH valdes två askor ut: Nynäshamn bottenaska och Kiruna flygaska. Nynäshamn bottenaska har låg totalhalt antimon (21,7 mg/kg) men hög

antimonutlakning både vid L/S 2 och 10. Kiruna flygaska har den högsta totalhalten antimon (1 870 mg/kg) men överskrider inte något gränsvärde.

Lakningen utfördes genom att tillsätta olika koncentration salpetersyra till en definierad mängd aska (2,0 g) för att erhålla antimonutlakningen som funktion av pH för bägge askorna. Totalvolymen vätska justerades till 50,0 ml med avjoniserat vatten för ett erhålla ett konstant L/S-förhållande om 25. Efter 24 timmars skakning filtrerades (0,40 µm) proverna och pH mättes. Vätskan analyserades sedan med avseende på antimon.

3.2 Analyser

3.2.1 *Analys av fast fas*

Totalhaltsbestämningen gjordes av Analytica AB enligt analyspaket MG-2 med tillägg för antimon och klorid. För analys av As, Cd, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb och S gjordes uppslutning i syra före analys. För övriga grundämnen gjordes uppslutning med LiBO₂-smälta. Totalhalten av klorid bestämdes med XRF (X-Ray Fluorescence). Analys av glödförlust (LOI) gjordes också av Analytica AB vid 1 000°C. Analys av glödförlust vid 1 000°C mäter organiskt material jämte eventuella karbonatkol (i exempelvis kalksten), kristallbundet vatten i till exempel gipsdihydrat och kemiskt bundet vatten i till exempel kalkhydrat. Dolomitbaserad pannsand kan bland annat ge avgång av CO₂ vid 1 000°C.

Torrhalten i proverna analyserades genom att upphetta proverna till 105 °C i 24 timmar i en varmluftsugn. Viktskillnaden hänfördes till avdrivet vatten. Organhalten i proverna approximerades till den viktsförlust som uppstod vid inaskning (glödförlust, LOI) vid 550 °C i 6 timmar. Analyserna utfördes enligt svensk standard [61].

3.2.2 *Analys av laklösningar*

Samtliga analyser som beskrivs nedan är utförda på de laklösningar som har erhållits efter skakning vid L/S 2 respektive L/S 10. Fasseparation har utförts genom centrifugering och filtrering.

Mätning av elektrisk konduktivitet och pH gjordes med elektrod (CDM 210, Radiometer, Copenhagen) respektive kombinationselektrod i enlighet med Svensk standard [62].

Alkalinitet bestämdes genom ändpunktstitrering till pH 5,4 med 0,02 M saltsyra under konstant bubbling med kvävgas. Den använda utrustningen var en ABU93 Triburette ansluten till en TIM900 Titration Manager (Radiometer) och en fristående dator med programvaran TimTalk 9.

Anjonerna klorid och sulfat analyserades med hjälp av kapillärzoneelektrofores. Den använda utrustningen var en Agilent ^{3D}CE och bufferten bestod av 5 mM kromat vid pH 8 med 0,5 mM tetradecyltrimetylammoniumbromid (TTAB) för att vända det elektroosmotiska flödet [58][59]. Injektionen gjordes hydrostatiskt vid 10 mbar i 30 sekunder. Innan analysen filtrerades proverna genom 0,40 µm polykarbonatfilter.

Totalt löst organiskt kol analyserades enligt svensk standard [60] med en Shimadzu TOC-V CPH Total Organic Carbon Analyzer där bildad koldioxid detekteras med infrarött ljus. Halten organiskt kol bestämdes som non-purgeable organic carbon (NPOC) där provet först surgörs och bubblas med luft för att driva av koldioxid. Detta för att minimera analysfelet som kan vara stort då TOC analyseras i prover med höga karbonathalter.

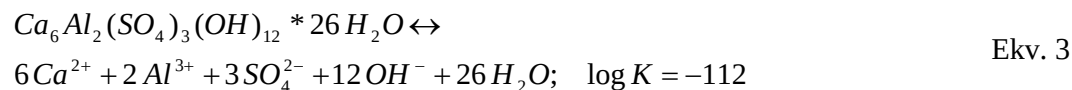
Alla laktlösningar analyserades med avseende på antimon och andra grundämnen (Li, Be, Na, Mg, Al, K, Ca, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Rb, Sr, Mo, Ag, Cd, Ba, Tl, Pb, Bi och U) med en ICP-MS (Agilent 4500). Extern kalibrering användes med ^{103}Rh som internstandard. Kvalitetslösningar kalibrerade mot certifierade referensvatten användes för att kvalitetssäkra analysresultaten. Översiktlig analys gjordes också av följande grundämnen: B, Si, Sc, Ti, Ga, Ge, Br, Y, Zr, Nb, Ru, Pd, In, Sn, Te, I, Cs, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Hf, Ta, W, Re, Os, Ir, Pt, Au, Hg och Th.

3.3 Specieringsberäkningar

Specieringsberäkningar utfördes på laktlösningarna (efter L/S 2 respektive L/S 10) för att skapa en bild av vilka fasta faser som kan finnas. Beräkningarna utfördes med hjälp av beräkningsprogrammet PHREEQC-2 [63] och MINTEQ-databasen [64]. Beräkningsmässig behandlingen av det organiska kolet som stark komplexbildare till metaller beskrivs utförligare i [33]. Grad av mättnad för fasta faser uttrycks som mättnadsindex (logaritmen av jonaktiviteten (IAP) över löslighetsprodukten (K_{sp})) enligt ekvation 2. Jämvikt anses råda i intervallet -0,5 till 0,5 för mättnadsindex (SI).

$$SI = \log \left(\frac{IAP}{K_{sp}} \right) \quad \text{Ekv. 2}$$

Då ettringit saknades i samtliga databaser lades det mineralet till separat under beräkningarna med data enligt ekvation 3 [14].



Vid beräkningarna låstes redox till ett genomsnittligt E_h om ungefär 200 mV (pe 4) efter de redoxmätningar som har utförts inom andra projekt [1]. Vid L/S 2 noterades ett genomsnittligt redox om 179 mV (n 7; intervall 144-212 mV) och vid L/S 10 ett genomsnittligt redox om 198 mV (n 8; intervall 167-243 mV) [1]. Det noterades också en svag ökning av redox vid sjunkande pH och ökande grad av karbonatisering.

3.4 Multivariata beräkningar

Den insamlade datan (främst elementhalter) fördes samman till ett antal olika matriser (totalhalt, L/S 2, L/S 8, lakning pH 7, lakning pH 5, reducerande lakning och oxiderande lakning) som fördes in i den kemometriska programvaran *The Unscrambler* (Camo ASA, Norway). Till de båda matriserna L/S 2 och L/S 8 lades också pH,

elektrisk konduktivitet, alkalinitet, klorid, sulfat och organiskt material till. Då de flesta kemiska samband är logaritmiska transformerades halterna till sin logaritmiska form innan de multivariata beräkningarna genomfördes. pH-värdena logaritmerades dock inte. Principalkomponentanalys (PCA) genomfördes för samtliga matriser för att studera samvariationer mellan olika kemiska variabler. All data var autoskalad innan PCA-beräkningarna för att alla variabler skulle ha samma påverkan på modellen. Resultaten validerades genom så kallad "leave-one-out" korsvalidering.

4 Resultat

Fotografier över samtliga askor återfinns i bilaga B.

4.1 Allmänna analysdata

Grundläggande analysdata såsom torrsubstans (TS), glödförlust (LOI), totalhalt svavel och totalhalt klorid presenteras i Tabell 8. Medelvärdena för de fyra askkategorierna (flygaskor från rosterpannor, flygaskor från BFB- och CFB-pannor, pannsand och rostbottenaskor) presenteras också.

Tabell 8. Samtliga askors sammansättning (%) med avseende på torrsubstans (TS), glödförlust (LOI), svavel och klor.

Table 8. All ashes composition (%) with respect to dry substance (TS), loss-on-ignition (LOI), sulphur and chlorine.

Prov	TS (%)	LOI (550)	LOI (1 000)	S (mg/kg)	Cl (%)
Umeå botten	80,1	2	1,3	4 300	1,1
Umeå flyg	99,7	3,95	14,7	38 400	9
Kiruna botten	67,8	6,5	3,2	7 750	0,4
Kiruna flyg	99,7	1,64	15,6	35 600	13,3
Sundsvall botten	100	0	-0,1	1 440	<0,1
Sundsvall flyg	100	2,38	10,1	30 100	8,1
Lidköping botten	100	0,33	0,6	4 610	0,5
Lidköping cyklon	100	1,35	0,6	10 500	2,9
Lidköping vänd.	99,7	-0,34	-1	4 650	0,5
Lidköping flyg	99,7	5,02	18,4	26 300	21,4
Hädelö P14 botten	99,7	0	0,3	6 830	0,2
Hädelö P14 vändschakt	100	0	2,7	39 800	2,8
Hädelö P14 flyg	99,7	4,68	9,7	28 100	7,6
Söderenergi botten	71,6	6,6	1,5	4 900	0,2
Söderenergi flyg	98,3	9,12	17,1	27 600	12
Nynäshamn botten	100	0,34	0,1	620	<0,1
Nynäshamn vänd.	100	0,33	2,3	8 450	0,1
Nynäshamn flyg	99,7	3,31	12,4	19 100	4
Hädelö P13 botten	100	-0,33	3,5	790	<0,1
Hädelö P13 flyg	99,7	-5,08	7,6	32 800	0,3
Mälarenergi botten	99,7	0	0,1	1 350	<0,1
Mälarenergi flyg	99,7	0,66	2	15 200	0,5
Munksund botten	100	0,33	0,2	903	<0,1
Munksund flyg	100	-1,66	9,1	10 500	1,5
Braviken botten	59,3	5,11	5,7	27 300	<0,1
Braviken elfilter	100	6,27	14,1	7 880	1,3
Eskilstuna botten	100	-0,33	1,2	532	<0,1
Eskilstuna flyg	100	-1,32	11,7	16 000	0,6
Linköping botten	99,8	0	-1,9	444	0,1
Högdalen botten	99,8	0,37	0,6	2 320	0,2
Högdalen flyg	99,0	1,37	6,6	60 000	6,8
Medel flyg (BFB/CFB)	99,8	1,47	7,17	23 200	8,90
Medel flyg (roster)	99,4	5,25	15,4	27 400	4,39
Medel rostbottenaskor	75,7	4,04	2,34	8 940	0,37
Medel pannsand	100	0,15	0,73	2 160	0,14

Det finns en betydande skillnad mellan glödförlusten uppmätt vid 550°C respektive 1 000°C. Det finns också betydande skillnader för de olika variablerna mellan de olika askkategorierna. Låg TS för Umeå bottenaska, Kiruna bottenaska, Söderenergi bottenaska och Braviken bottenaska tyder på att askorna har blivit släckta. Samtliga dessa askor är rostbottenaskor.

4.2 Totalhalter

I Tabell 9 presenteras samtliga askors huvudsammansättning som baskatjonernas oxider.

Tabell 9. Samtliga askors huvudsammansättning (%) uttryckt som de korresponderande oxiderna.

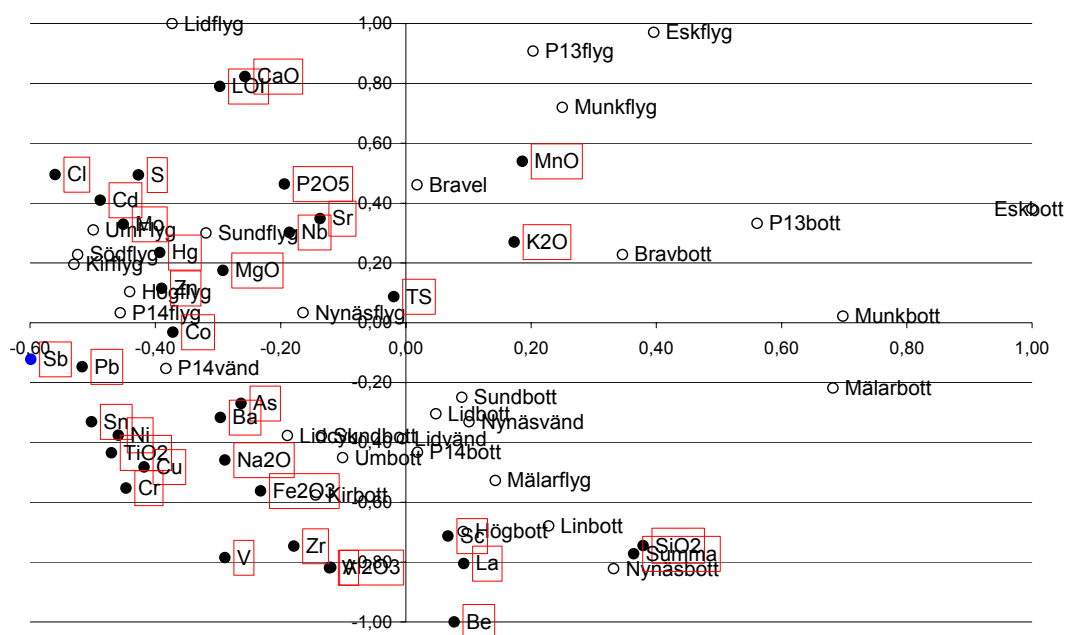
Table 9. All ashes main composition (%) expressed as the corresponding oxides.

Prov	SiO ₂	Al ₂ O ₃	CaO	Fe ₂ O ₃	K ₂ O	MgO	MnO	Na ₂ O	P ₂ O ₅	TiO ₂
Umeå botten	47,5	13,5	14,2	10,5	1,66	2,97	0,14	4,48	1,01	1,46
Umeå flyg	21,2	8,25	26,6	4,04	4,31	2,36	0,19	5	1,37	2,27
Kiruna botten	44,8	14	13,2	12,6	1,65	2,31	0,19	4,44	1,23	1,23
Kiruna flyg	18,1	10,3	24,2	5,55	5,77	2,42	0,20	7,17	1,46	1,89
Sundsvall botten	67,1	7,48	11,7	2,89	2,11	2,65	0,12	5,43	0,57	0,73
Sundsvall flyg	21,1	10,6	33,7	3,22	1,9	6,78	0,23	3,06	1,2	1,58
Lidköping botten	64,1	9,37	9,78	6,41	2,59	1,26	0,10	5,42	0,42	0,80
Lidköping cyklon	37,4	22,1	21,2	5,31	2,12	2,93	0,30	3,97	2,04	1,68
Lidköping vänd.	61	14,7	9,34	5,51	2,39	1,52	0,15	4,53	0,87	0,78
Lidköping flyg	8,19	5,26	38,4	1,2	3,88	1,96	0,10	5,74	1,37	0,61
Händelö P14 bott	64,7	9,73	9,17	4,68	2,11	1,82	0,08	6,12	0,51	0,59
Händelö P14 vänd.	38,7	10,3	19,4	9,52	1,93	2,5	0,2	3,52	1,07	1,53
Händelö P14 flyg	23,3	14,7	27,5	7,65	1,71	2,86	0,22	3,11	1,18	1,7
Söderenergi botten	40,8	15,8	24	4,74	0,96	2,5	0,12	2,38	0,74	2,11
Söderenergi flyg	23,3	8,06	24,9	3,95	3,52	2,38	0,13	5,61	0,80	2,42
Nynäshamn botten	68,2	13,6	5,28	3,85	4	1,73	0,13	4,42	0,17	0,57
Nynäshamn vänd.	62,3	12	9,01	3,39	2,95	1,72	0,12	2,63	0,20	2,77
Nynäshamn flyg	38,8	8,21	22,3	3,14	2,49	2,13	0,19	2,13	0,37	2,85
Händelö P13 bott	56	6,66	23,4	3,21	3,58	1,19	0,19	1,93	0,33	0,22
Händelö P13 flyg	22,8	3,69	42,2	9,69	2,16	2,01	0,44	1	0,97	0,22
Mälarenergi botten	74	7,5	6,49	2,27	2,92	0,93	0,16	1,63	0,35	0,29
Mälarenergi flyg	54,6	10,2	13,8	5,26	4,01	2,12	0,37	1,83	1,46	1,00
Munksund botten	62,3	11,3	10,7	2,76	7,5	1,47	0,49	2,52	0,86	0,25
Munksund flyg	35,2	9,1	27,2	2,63	5,44	3,2	1,13	1,98	2,21	0,44
Braviken botten	30,6	13,6	41,3	1,32	0,67	5,07	0,11	0,60	0,24	0,60
Braviken elfilter	26	11,2	37,3	1,71	1,33	4,5	0,20	0,89	0,41	0,70
Eskilstuna botten	73,1	7,38	8,79	1,35	5,39	1,04	0,35	1,67	0,68	0,12
Eskilstuna flyg	34	4,67	32,3	1,85	5,52	2,75	1,06	1,35	2,35	0,19
Linköping botten	55,3	17,5	13,3	7	3,13	1,94	0,22	3,46	0,49	1,89
Högdalen botten	63,1	12,9	10,5	3,95	2,13	3,63	0,11	4,13	0,23	0,78
Högdalen flyg	20	12	32,6	3,55	1,28	4,16	0,16	1,96	0,56	2,4
Medel flyg (bädd)	35,2	10,6	25,3	4,76	2,91	2,82	0,36	2,83	1,22	1,36
Medel flyg (roster)	22,2	9,45	28,3	3,81	3,73	2,92	0,18	4,67	1,01	1,82
Medel rostbotten	43,8	14,9	21,2	7,23	1,61	2,96	0,16	3,07	0,74	1,46
Medel pannelsand	65,8	9,55	10,7	3,49	3,59	1,75	0,19	3,70	0,46	0,48

Medelvärdena för de fyra askkategorierna (flygaskor från rosterpannor, flygaskor från BFB- och CFB-pannor, pannsand och rostbottenaskor) presenteras också.

Det är uppenbart att bottenaskorna har en högre andel av silikater jämfört med flygaskorna. Flygaskorna har dock en högre kalkhalt till följd av kalkdosering till rökgaserna.

I Figur 1 återfinns principalkomponentanalysen för samtliga totalhalter (TS, SiO₂, Al₂O₃, CaO, Fe₂O₃, K₂O, MgO, MnO, Na₂O, P₂O₅, TiO₂, Summa oxider, LOI (1 000°C), As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, La, Mo, Nb, Ni, Pb, S, Sb, Sc, Sn, Sr, V, W, Y, Zn, Zr och Cl). Fullständigt dataunderlag återfinns i bilaga **Error! Reference source not found.** De två första principalkomponenterna förklarar 54% av variationen medan de fem första principalkomponenterna förklarar 80%.



Figur 1. Principalkomponentanalys för totalhalterna i samtliga askor. De två första komponenterna förklarar tillsammans 54%. Antimon är märkt med blått.

Figure 1. Principal component analysis for the total concentrations in all ashes. The two first components explain together 54% of the variance. Antimony is marked with blue.

Det går ur Figur 1 utläsa att i huvudsak är det bottenaskor som påverkar den första principalkomponenten med positiva värden medan det i huvudsak är flygaskor som påverkar den första principalkomponenten med negativa värden.

I Tabell 10 återfinns den totala antimonhalten i samtliga askprover samt panntyp och bränslesammansättning. Medelvärden för totalhalten antimon presenteras också uppdelat på de fyra askkategorierna. Den årliga produktionen av antimon (kg/år) i aska har också beräknats för alla anläggningar där tillräckliga uppgifter har funnits. Den

relativa andelen (%) av totalmängden antimon har sedan beräknats för flyg- respektive bottenaskor med hänsyn tagit till den producerade mängden av varje askslag.

Tabell 10. *Pannntyp, bränsleblandning samt den totala antimonhalten för samtliga askprov. Antimonflödet (kg/år) är också uppskattat för varje anläggning med förhållandet mellan botten- och flygaska angivet.*

Table 10. *Boiler type, fuel mixture and the total antimony concentrations for all ashes. The flow of antimony (kg/y) is also presented for each incinerator as well as the relation between bottom and fly ash.*

Prov	Panna	Bränsle	Aska	Sb (mg/kg)	Sb (kg/år)	Andel av Sb-flöde (%)
Umeå botten	Ny rost	Hushållsavfall	Botten	61,3	1 210	24,7
Umeå flyg			Flyg	1 050	3 650	75,3
Kiruna botten	Rost	Hushållsavfall	Botten	115	1 860	33,1
Kiruna flyg			Flyg	1 870	3 750	66,9
Sundsvall botten	CFB	Hushållsavfall	Botten	71,7	262	23,1
Sundsvall flyg			Flyg	239	872	76,9
Lidköping botten	BFB	Avfall (70% hushålls)	Botten	321	1 410	61,4
Lidköping cyklon			Cyklon	191		
Lidköping vändschakt			Vändsch.	138		
Lidköping flyg			Flyg	538	884	38,6
Hädelö P14 botten	CFB	Avfall (50% hushålls)	Botten	228	7 190	52,7
Hädelö P14 vändschakt			Vändsch.	504		
Hädelö P14 flyg			Flyg	351	6 460	47,3
Söderenergi botten	Rost	Utsort avfall (bla plast)	Botten	112	2 170	22,9
Söderenergi flyg			Flyg	1 600	7 300	77,1
Nynäshamn botten	BFB	RT-flis	Botten	21,7	15,8	14,6
Nynäshamn vändschakt			Vändsch.	24,7		
Nynäshamn flyg			Flyg	63,7	93,0	85,4
Hädelö P13 botten	CFB	Träflis	Botten	8,94	41,1	21,3
Hädelö P13 flyg			Flyg	17,3	152	78,7
Mälarenergi botten	CFB	RT-flis och Torv	Botten	4,15	19,1	6,6
Mälarenergi flyg			Flyg	17,5	270	93,4
Munksund botten	CFB	Skogsindustri (mkt rejekt)	Botten	2,79	5,60	7,6
Munksund flyg			Flyg	20,8	68,3	92,4
Braviken botten	Rost	Skogsindustri, RT-flis	Botten	5,36	83,3	22,3
Braviken elfilter			Elfilter	32,4	290	77,7
Eskilstuna botten	BFB	Skogsflis	Botten	<0,5	3,91	<10,9
Eskilstuna flyg			Flyg	2,66	32,0	>89,1
Linköping botten	Rost	RT-flis, plast	Botten	15,3	114	
Högdalen botten	CFB	Industriavfall	Botten	120	1 970	23,6
Högdalen flyg			Flyg	389	6 390	76,4
Medel flyg (CFB/BFB)				192		75%
Medel pannsand				86,5		25%
Medel flyg (roster)				1 140		73%
Medel rostbotten				61,8		27%

En grov uppskattning ger vid handen att de 14 anläggningarna årligen producerar 239 000 ton aska innehållande 45-50 ton antimon.

4.3 Lakresultat

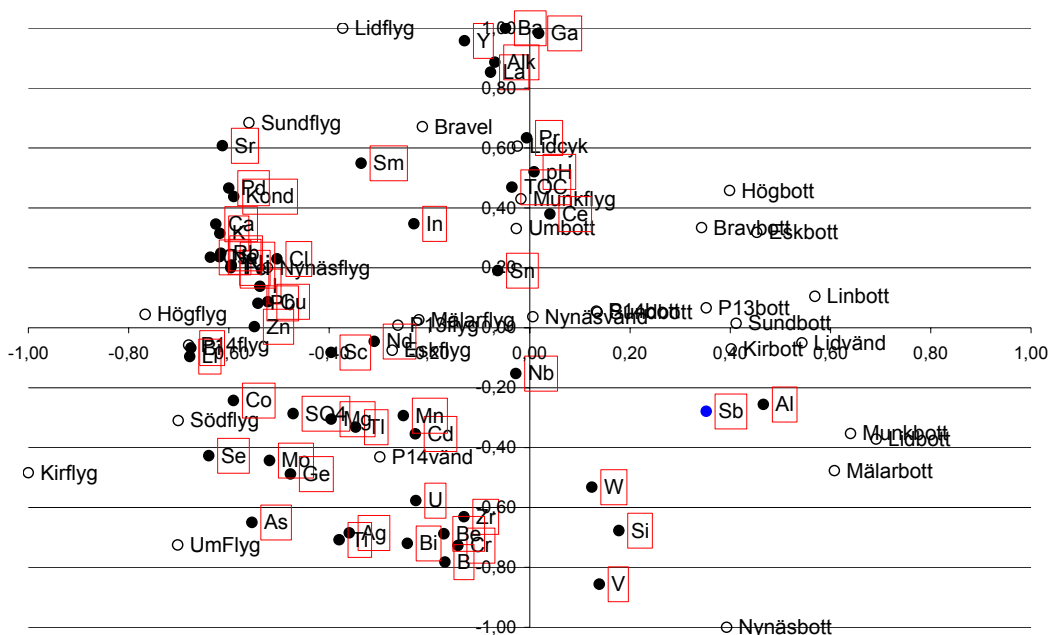
4.3.1 Standardiserad lakning

4.3.1.1 Koncentrationer i laktlösningarna

Av de 31 undersökta askorna är det 11 som överskrider gränsvärdena (Tabell 6) för deponering som inert avfall (Tabell 11). Lidköping bottenaska överskrider till och med gränsvärdet för icke-farlig deponi. Av de 11 askor som överskrider gränsvärdena (antingen i en eller bägge lakstegen) för inert deponi är 8 bottenaskor (varav 3 rostbottenaskor) och endast en flygaska (Sundsvall flygaska). Till dessa kommer också Lidköping cyklon- och vändschaktaska som enligt kategoriseringen räknas som flygaskor.

I Tabell 11 återfinns totalhalten antimon i askorna samt antimonhalten i respektive laktlösning (både som halt ($\mu\text{g/l}$) i lösning och som ackumulerad utlakad mängd (mg/kg)).

I Tabell 12 (L/S 2) och Tabell 13 (L/S 10) återfinns de uppmätta kemiska variablerna elektrisk konduktivitet, pH, alkalinitet, organiskt kol (NPOC), klorid, sulfat och antimon i respektive laktlösning.



Figur 2. Principalkomponentanalys för halterna i L/S 2 lakningen för samtliga askor. De två första komponenterna förklarar tillsammans 47%. Lidköping flyg betraktad som en outlier och därför borttagen. Antimon märkt med blått..

Figure 2. Principal component analysis for the concentrations in the L/S 2 leaching for all ashes. The two first components explain together 47% of the variance. Lidköping flyg considered an outlier and removed. Antimony is marked with blue.

I Figur 2 och i Figur 3 återfinns resultaten från den principalkomponentanalys som utfördes på matriserna från lakningarna.

De två första principalkomponenterna för L/S 2 förklarar 47% av variationen medan de fem första principalkomponenterna förklarar 69% av variationen.

Tabell 11. Jämförelse av totalhalten antimon med de lakbara halterna vid L/S 2 respektive 10. De rödmarkerade siffrorna representerar de värden som överstiger kriterierna för inert deponi.

Table 11. Comparison between the total antimony concentration and the leachable concentrations at L/S 2 and 10, respectively. The red numbers represent the values exceeding the guide values for inert deposit.

	Sb tot (mg/kg TS)	Sb (µg/l) LS 2	Sb (µg/l) LS 8	Sb L/S 2 (mg/kg TS)	Sb L/S 10 (mg/kg TS)
Umeå botten	61,3	2,23	2,31	0,0056	0,0288
Umeå flyg	1 050	1,82	1,65	0,0037	0,0169
Kiruna botten	115	32,8	23,0	0,0964	0,3667
Kiruna flyg	1 870	2,29	3,34	0,0046	0,0315
Sundsvall botten	71,7	1,11	7,62	0,0022	0,0632
Sundsvall flyg	239	5,60	7,78	0,0115	0,0751
Lidköping botten	321	54,6	110	0,1109	0,9880
Lidköping cyklon	191	1,30	27,1	0,0026	0,2202
Lidköping vänd.	138	8,62	6,14	0,0174	0,0663
Lidköping flyg	538	2,40	1,07	0,0047	0,0131
Hädelö P14 botten	228	0,90	2,76	0,0018	0,0240
Hädelö P14 vänds.	504	0,90	1,07	0,0018	0,0103
Hädelö P14 flyg	351	1,25	1,00	0,0025	0,0106
Söderenergi botten	112	4,49	38,8	0,0126	0,4503
Söderenergi flyg	1 600	1,81	1,01	0,0037	0,0120
Nynäshamn botten	21,7	33,7	16,7	0,0674	0,2008
Nynäshamn vänd.	24,7	0,85	0,95	0,0017	0,0095
Nynäshamn flyg	63,7	0,91	0,88	0,0018	0,0090
Hädelö P13 botten	8,94	3,36	2,82	0,0065	0,0283
Hädelö P13 flyg	17,3	0,97	1,08	0,0020	0,0106
Mälarenergi botten	4,15	3,98	9,67	0,0080	0,0857
Mälarenergi flyg	17,5	0,86	0,86	0,0017	0,0087
Munksund botten	2,79	8,48	3,69	0,0169	0,0460
Munksund flyg	20,8	3,28	2,31	0,0067	0,0255
Braviken botten	5,36	1,39	2,56	0,0047	0,0393
Braviken elfilter	32,4	2,41	4,19	0,0050	0,0400
Eskilstuna botten	<0,5	0,86	0,95	0,0018	0,0094
Eskilstuna flyg	2,66	0,86	0,90	0,0017	0,0089
Linköping botten	15,3	1,56	13,3	0,0032	0,1101
Högdalen botten	120	13,9	12,7	0,0285	0,1309
Högdalen flyg	389	1,04	0,89	0,0021	0,0091
Medel flyg (BFB/CFB)	192	2,22	4,00	0,0045	0,0367
Medel flyg (roster)	1 140	2,08	2,55	0,0043	0,0251
Medel rostbotten	61,8	8,50	16,0	0,0245	0,1991
Medel pannsand	86,5	13,4	18,5	0,0271	0,1751

Det är mycket intressant att notera att de tre proverna (Kiruna flygaska, Söderenergi flygaska och Umeå flygaska) med absolut högst totalhalter inte överskrider gränsvärdena med avseende på antimonhalten i laklösningarna för deponering på inert deponi.

Tabell 12. Analysdata uppmätta i den första laklösningen efter L/S 2.

Table 12. Analytical data in the first leach solution after L/S 2.

	El. kond ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	Alk (mekv/l)	NPOC (mg/l)	Cl (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	Sb ($\mu\text{g}/\text{l}$)
Umeå botten	10 820	12,85	38,3	60,2	1 630	108	2,23
Umeå flyg	64 000	11,53	10,9	2,27	28 300	4 190	1,82
Kiruna botten	2 940	11,32	13,8	50,7	468	98,4	32,8
Kiruna flyg	95 900	12,29	17,4	4,75	47 100	3 870	2,29
Sundsvall botten	9 710	12,89	54,5	2,32	33,2	UD	1,11
Sundsvall flyg	56 000	12,35	36,3	13,7	22 600	UD	5,60
Lidköping botten	1 475	11,5	8,04	2,30	101	34,6	54,6
Lidköping cyklon	20 130	11,13	26,3	6,30	7 730	UD	1,30
Lidköping vänd.	4 630	11,02	17,8	2,51	925	UD	8,62
Lidköping flyg	111 000	12,11	244	22,9	87 500	92,4	2,40
Händelö P14 botten	5 910	12,66	23,1	3,63	315	1 050	0,90
Händelö P14 vänds.	18 110	12,34	12,4	3,10	4 220	3 260	0,90
Händelö P14 flyg	52 200	11	5,84	2,01	25 900	926	1,25
Söderenergi botten	2 910	10,75	8,97	13,0	75,8	815	4,49
Söderenergi flyg	7 830	12,34	39,9	5,65	32 800	3 370	1,81
Nynäshamn botten	1 255	11,99	11,4	3,70	20,7	88,3	33,7
Nynäshamn vänd.	9 700	12,81	44,4	2,73	325	849	0,85
Nynäshamn flyg	32 300	12,73	48,8	8,66	10 900	1 260	0,91
Händelö P13 botten	8 960	13,05	49,9	2,32	9,01	UD	3,36
Händelö P13 flyg	14 800	13,06	56,6	2,63	797	1 300	0,97
Mälarenergi botten	1 296	11,92	7,81	2,51	115	173	3,98
Mälarenergi flyg	14 010	12,89	40,9	2,87	1 530	1 790	0,86
Munksund botten	1 158	12	7,53	2,34	35,2	23,1	8,48
Munksund flyg	29 600	13,16	90,9	3,58	3 940	UD	3,28
Braviken botten	5 510	12,88	27,4	23,2	19,1	2,6	1,39
Braviken elfilter	21 740	13,28	82,7	8,75	2 060	UD	2,41
Eskilstuna botten	10 330	12,85	57,8	2,60	15,9	29,3	0,86
Eskilstuna flyg	42 400	13,49	110	2,94	1 440	9 690	0,86
Linköping botten	3 020	11,59	26,0	13,9	404	15,0	1,56
Högdalen botten	9 730	13,11	57,1	3,34	171	5,8	13,9
Högdalen flyg	50 600	12,1	64,3	5,05	22 300	678	1,04
Medel flyg (BFB/CFB)	35 100	12,32	61,4	6,08	14 200	1 620	2,22
Medel flyg (roster)	47 400	12,36	37,7	5,36	27 100	2 600	2,08
Medel rostbotten	5 040	11,88	22,9	32,3	530	213	8,50
Medel pannsand	5 540	12,44	30,8	2,78	80,2	175	13,4

UD; under detektionsgräns

Tabell 13. Analysdata uppmätta i den andra laklösningen efter L/S 10.

Table 13. Analytical data in the first leach solution after L/S 10.

	El. kond ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	Alk (mekv/l)	NPOC (mg/l)	Cl (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	Sb ($\mu\text{g}/\text{l}$)
Umeå botten	3 880	12,67	19,9	6,50	89,2	UD	2,31
Umeå flyg	9 210	11,19	2,80	1,58	2 160	1 670	1,65
Kiruna botten	739	10,9	8,58	7,63	45,6	56,1	23,0
Kiruna flyg	13 900	11,3	3,23	1,83	3 930	1 720	3,34
Sundsvall botten	3 260	12,4	16,3	1,79	6,07	UD	7,62
Sundsvall flyg	14 100	12,07	35,9	3,39	2 790	UD	7,78
Lidköping botten	735	11,51	5,20	0,95	18,8	39,3	110
Lidköping cyklon	3 360	11,16	14,8	2,66	782	7,64	27,1
Lidköping vänd.	1 085	10,78	7,19	0,92	84,7	18,7	6,14
Lidköping flyg	25 200	12,76	57,1	4,63	7 890	232	1,07
Händelö P14 botten	1 630	11,66	4,31	1,98	17,3	578	2,76
Händelö P14 vänds.	4 040	11,82	5,10	1,77	261	1 600	1,07
Händelö P14 flyg	8 410	11,37	3,08	1,24	2 350	1 030	1,00
Söderenergi botten	674	10,74	6,95	2,20	43,2	41,8	38,8
Söderenergi flyg	12 300	12,06	10,1	2,35	2 810	1 580	1,01
Nynäshamn botten	490	11,64	3,92	1,31	2,40	5,16	16,7
Nynäshamn vänd.	3 500	12,03	16,1	1,07	22,6	93,9	0,95
Nynäshamn flyg	12 040	12,92	50,4	2,83	772	1 440	0,88
Händelö P13 botten	8 860	12,98	49,4	1,90	5,81	UD	2,82
Händelö P13 flyg	9 550	13,03	47,9	1,86	88,3	1 030	1,08
Mälarenergi botten	572	11,15	4,04	1,20	2,83	38,4	9,67
Mälarenergi flyg	2 670	11,73	5,19	1,94	105	1 170	0,86
Munksund botten	590	11,65	4,46	1,66	5,64	9,21	3,69
Munksund flyg	9 240	12,34	41,3	1,99	361	UD	2,31
Braviken botten	2 390	12,5	12,8	4,40	4,43	3,93	2,56
Braviken elfilter	9 700	13,07	43,2	5,05	384	UD	4,19
Eskilstuna botten	8 840	12,89	48,6	1,36	7,23	UD	0,95
Eskilstuna flyg	12 400	13,02	54,6	1,98	126	1 390	0,90
Linköping botten	920	11,63	7,65	3,20	33,6	21,7	13,3
Högdalen botten	9 020	13,13	52,3	1,94	20,4	8,13	12,7
Högdalen flyg	14 600	12,77	38,2	2,63	3 130	1 230	0,89
Medel flyg (BFB/CFB)	9 250	12,14	29,0	2,22	1 440	712	4,00
Medel flyg (roster)	11 300	11,91	14,8	2,70	2 320	1 240	2,55
Medel rostbotten	1 720	11,69	11,2	4,79	35,4	20,0	16,0
Medel pannelsand	3 780	12,11	21,0	1,57	10,5	76,4	18,5

UD; under detektionsgräns

Även i principalkomponentanalysen för L/S 10-lakningarna (Figur 3) återfinns den mycket tydliga samvariationen mellan aluminium och antimon. De två första principalkomponenterna förklarar 42% av variationen medan de fem första principalkomponenterna förklarar 67% av variationen.

Figure 3. Principal component analysis for the concentrations in the L/S 8 leaching for all ashes. The two first components explain together 42% of the variance. Antimony is marked with blue.

4.3.1.2 Effekter av tillsatser under processen

I Tabell 14 återfinns en sammanställning över de olika tillsatser som används både till själva bädden och till rökgaserna vid de olika anläggningarna. Det är mycket svårt att uttala sig om huruvida någon sorts tillsats påverkar antimonens lakbarhet. Dock överskrider inga flygaskor med tillsats av aktivt kol något gränsvärde.

Tabell 14. Jämförelse av den lakbara halten vid L/S 2 respektive 10 med tillsatser under processen. De rödmarkerade siffrorna representerar de värden som överstiger kriterierna för inert deponi.

Table 14. Comparison between the the leachable concentrations at L/S 2 and 10, respectively, and additions during the process. The red numbers represent the values exceeding the guide values for inert deposit.

	NH ₃ (kg/h)	Tillsats till rökgaser (kg/dygn)	Sb L/S 2 (mg/kg TS)	Sb L/S 10 (mg/kg TS)
Umeå botten			0,0056	0,0288
Umeå flyg	Nej	Aktivt kol och kalk	0,0037	0,0169
Kiruna botten			0,0964	0,3667
Kiruna flyg	Nej	Nej	0,0046	0,0315
Sundsvall botten		Dolomit till eldstaden och kalk	0,0022	0,0632
Sundsvall flyg	Ja	till strumpfilter	0,0115	0,0751
Lidköping botten			0,1109	0,9880
Lidköping cyklon			0,0026	0,2202
Lidköping vänd.		2 400 kg släckt kalk före	0,0174	0,0663
Lidköping flyg	40	slangfiltret	0,0047	0,0131
P14 botten		8 136 kg kalk, 103,2 kg aktivt	0,0018	0,0240
P14 vändschakt		kol (till NID-reaktor efter	0,0018	0,0103
P14 flyg	79	pannan)	0,0025	0,0106
Söderenergi botten			0,0126	0,4503
Söderenergi flyg	150 l urea	Nej	0,0037	0,0120
Nynäshamn botten			0,0674	0,2008
Nynäshamn vänd.		108 kg aktivt kol, 576 kg kalk	0,0017	0,0095
Nynäshamn flyg	35	(före slangfilter)	0,0018	0,0090
P13 botten			0,0065	0,0283
P13 flyg	60	12 720 kg kalk till bädden	0,0020	0,0106
Mälarenergi botten		Kalksten till bädden	0,0080	0,0857
Mälarenergi flyg	12		0,0017	0,0087
Munksund botten			0,0169	0,0460
Munksund flyg	Nej	Nej	0,0067	0,0255
Braviken botten		70 kg aktivt kol, 1 400 kg	0,0047	0,0393
Braviken elfilter	25	hydratkalk (i textiltfiltret)	0,0050	0,0400
Eskilstuna botten			0,0018	0,0094
Eskilstuna flyg	180 l	Nej	0,0017	0,0089
Linköping botten	55 kg urea	Nej	0,0032	0,1101
Högdalen botten		Kalk och aktivt kol till	0,0285	0,1309
Högdalen flyg	Ja	NID-reaktorn	0,0021	0,0091

4.3.1.3 Effekter av kemin under förbränningen

Kemin under själva förbränningen har rimligtvis en stor betydelse för i vilken kemisk form antimon återfinns i askorna, vilket skulle kunna påverka utlakningen av antimon. I Tabell 15 återfinns de tillgängliga data med avseende på främst rökgaskemin.

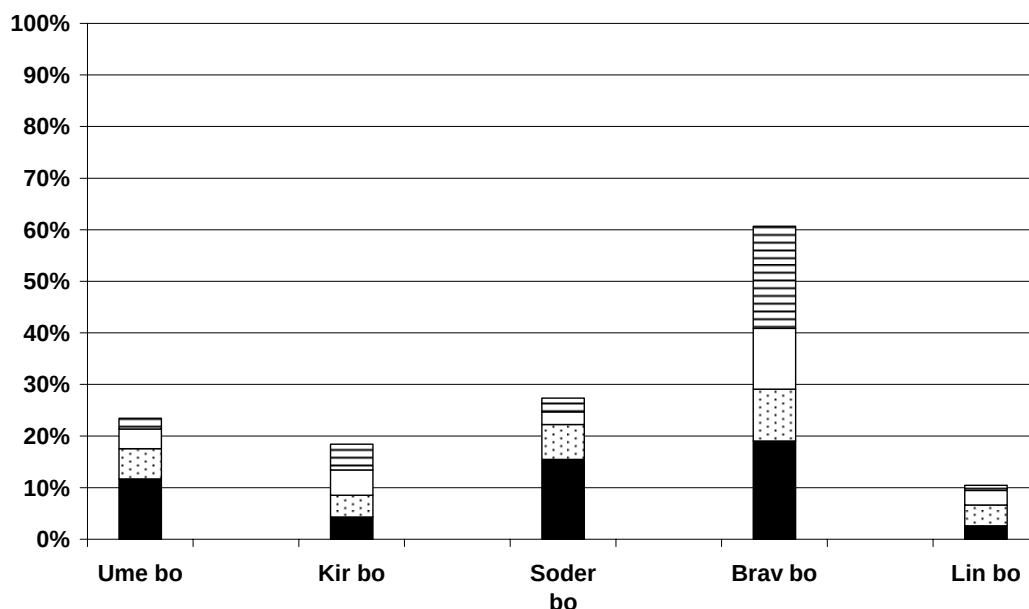
Tabell 15. Jämförelse av de lakbara halterna vid L/S 2 respektive 10 med rökgaskemin under processen. De rödmarkerade siffrorna representerar de värden som överstiger kriterierna för inert deponi.

Table 15. Comparison between the leachable concentrations at L/S 2 and 10, respectively, and the gas chemistry during the process. The red numbers represent the values exceeding the guide values for inert deposit.

	Temp Eldstad	CO eldstad	O ₂ (%) eldstad	HCl rågas	SO ₂ rågas	Sb LS 2 (mg/kg TS)	Sb LS 10 (mg/kg TS)
Umeå botten	1 087	-	6,53	-	-	0,0056	0,0288
Umeå flyg						0,0037	0,0169
Kiruna botten	1 092	15,31	6,45	0,13	16,40	0,0964	0,3667
Kiruna flyg						0,0046	0,0315
Sundsvall botten						0,0022	0,0632
Sundsvall flyg						0,0115	0,0751
Lidköping botten	875	31,75	5,58			0,1109	0,9880
Lidköping cyklon						0,0026	0,2202
Lidköping vänd.						0,0174	0,0663
Lidköping flyg						0,0047	0,0131
P14 botten						0,0018	0,0240
P14 vändschakt						0,0018	0,0103
P14 flyg						0,0025	0,0106
Söderenergi botten						0,0126	0,4503
Söderenergi flyg						0,0037	0,0120
Nynäshamn botten	900	0,00	3,18	2,88	26,00	0,0674	0,2008
Nynäshamn vänd.						0,0017	0,0095
Nynäshamn flyg						0,0018	0,0090
P13 botten						0,0065	0,0283
P13 flyg						0,0020	0,0106
Mälarenergi botten	783	7,25	2,45	0,23	<1	0,0080	0,0857
Mälarenergi flyg				0,45	<1	0,0017	0,0087
Munksund botten	810	6,84	2,34	-	0,00	0,0169	0,0460
Munksund flyg						0,0067	0,0255
Braviken botten	1 020	436,75	3,74	0,13	33,68	0,0047	0,0393
Braviken elfilter		643,25	3,87	0,13	29,55	0,0050	0,0400
Eskilstuna botten	870	217,50	2,20	-	-	0,0018	0,0094
Eskilstuna flyg						0,0017	0,0089
Linköping botten						0,0032	0,1101
Högdalen botten						0,0285	0,1309
Högdalen flyg						0,0021	0,0091
Medel flyg bädd	850	52,7	3,15	1,55	13,0	0,0045	0,0367
Medel flyg roster	1 070	329	5,62	0,13	23,0	0,0043	0,0251
Medel rostbotten						0,0245	0,1991
Medel pannsand						0,0271	0,1751

4.3.2 Sekventiell lakning

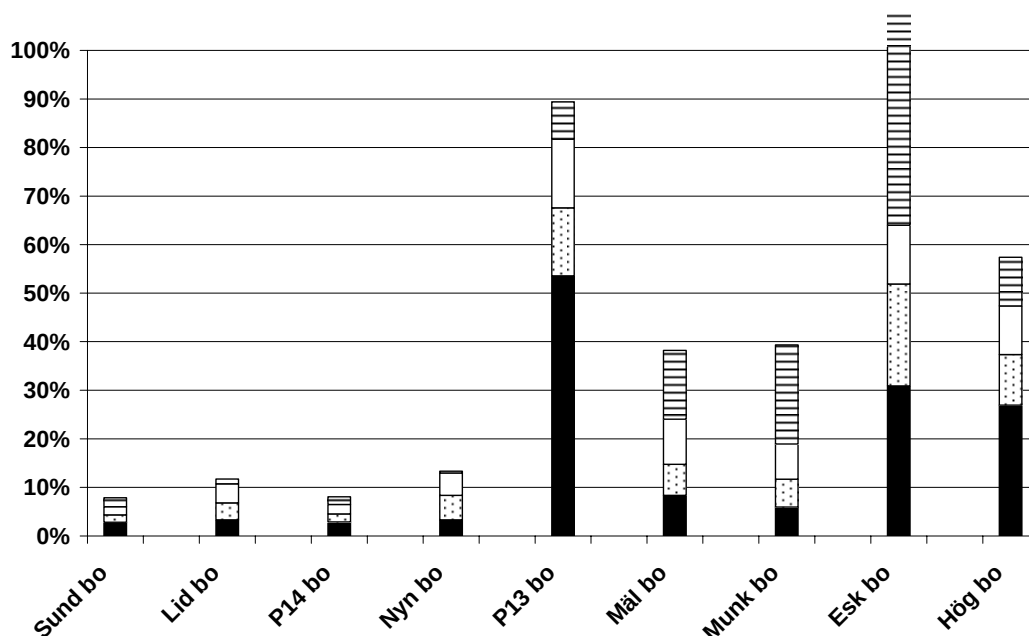
Den sekventiella lakningen genomfördes för att försöka skapa en bild över hur antimon är associerat till den fasta fasen. I Figur 4 återfinns de lakbara andelarna av totalhalten för samtliga rostbottenaskor medan pannsanderna och flygaskorna återfinns i Figur 5 och Figur 6.



Figur 4. De olika fraktionerna från den sekventiell lakningen för rostbottenaskorna i jämförelse med totalhalten antimon. pH 7, svart; pH 5 prickigt; reducerande, vitt; oxiderande randigt.

Figure 4. The different fractions from the sequential leaching for the grate bottom ashes in comparison with the total concentration of antimony. pH 7, black; pH 5, dotted; reducing, white; oxidising, striped.

Det första laksteget (pH 7) frigör det antimon som är dels löst associerat till mineralfasen och dels det som finns i de mineraler som går i lösning ner till pH 7. Det andra laksteget antas frigöra det antimon som finns associerat till direkta karbonatmineral såsom kalcit och dolomit. Det tredje och reducerande laksteget frigör antimon som finns ockluderat till reducerbara fasta faser (primärt järn- och manganoxhydroxider). Det sista och oxiderande steget antas frigöra antimon som finns associerat till organiskt material och eventuella sulfider.



Figur 5. De olika fraktionerna från den sekventiell lakningen för pannsanderna i jämförelse med totalhalten antimon. pH 7, svart; pH 5 prickigt; reducerande, vitt; oxiderande randigt.

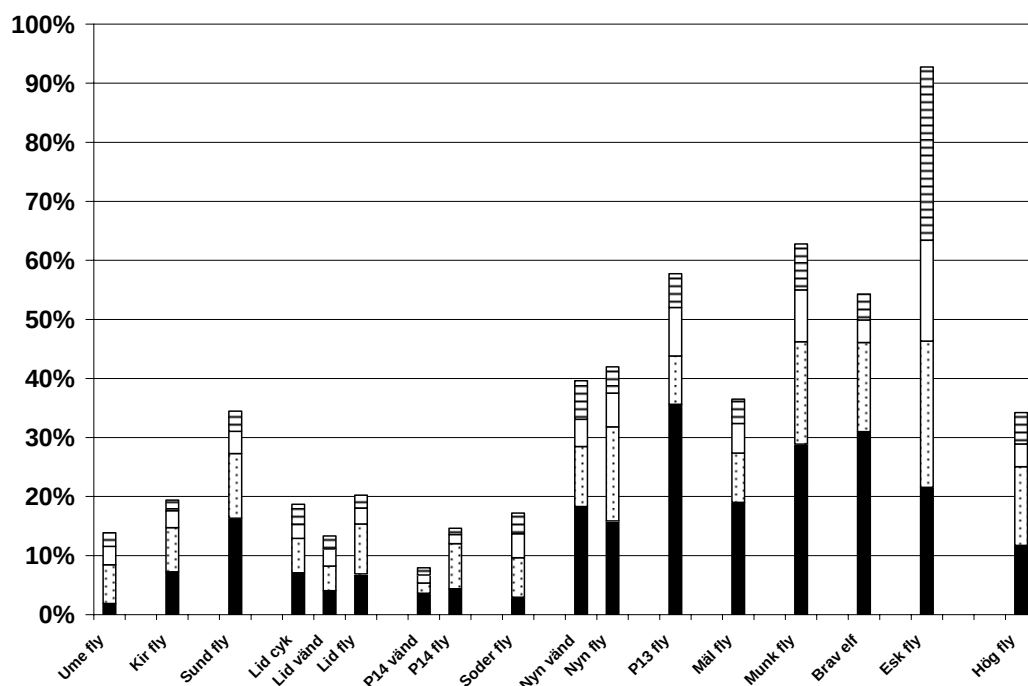
Figure 5. The different fractions from the sequential leaching for the boiler ashes in comparison with the total concentration of antimony. pH 7, black; pH 5, dotted; reducing, white; oxidising, striped.

Tabell 16. Andelen antimon (%) som lakades ut vid de olika lakstegen uppdelat på botten- och flygaskor.

Table 16. The leached fraction of antimony (%) at the different steps for bottom and fly ashes, respectively.

	Sb tot (mg/kg)	pH 7	pH 5	Redukti v	Oxidativ	Summa
Medel flyg (BFB/CFB)	192	14,9	10,5	5,22	5,90	36,5
Medel flyg roster	1 140	10,8	8,95	3,48	2,98	26,2
Medel pannsand	86,5	15,4	7,68	7,23	18,4	48,6
Medel rostbotten	61,8	10,6	6,19	5,15	6,10	28,1

Vid en korrelationsanalys finner man att korrelationen (r^2) mellan de olika lakstegen och totalhalten är följande: pH 7, 0,69; pH 5, 0,94; reducerande, 0,93 och oxiderande 0,82.

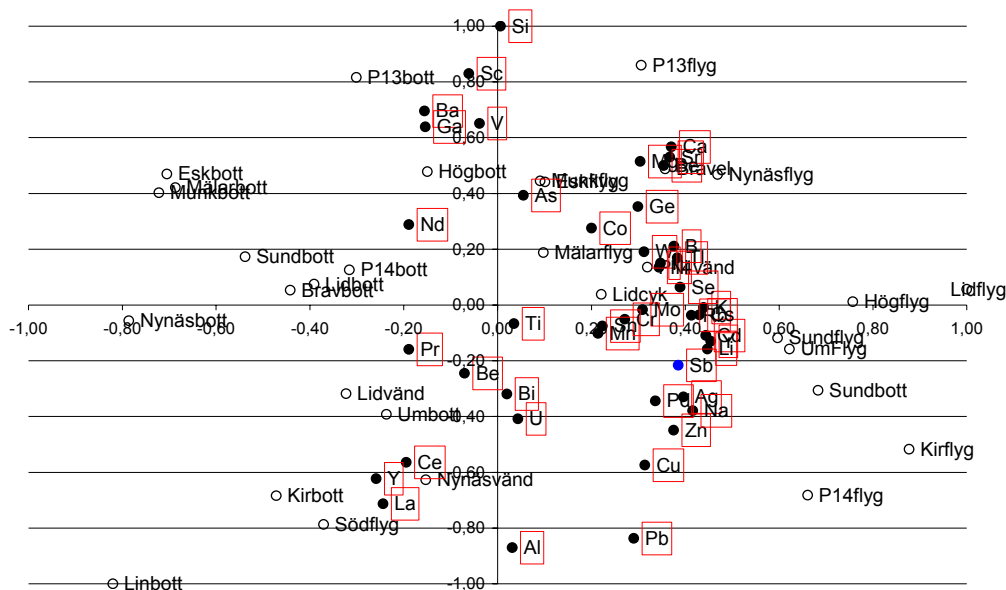


Figur 6. De olika fraktionerna från den sekventiell lakningen för flygaskorna i jämförelse med totalhalten antimon. pH 7, svart; pH 5 prickigt; reducerande, vitt; oxiderande randigt.

Figure 6. The different fractions from the sequential leaching for the fly ashes in comparison with the total concentration of antimony. pH 7, black; pH 5, dotted; reducing, white; oxidising, striped.

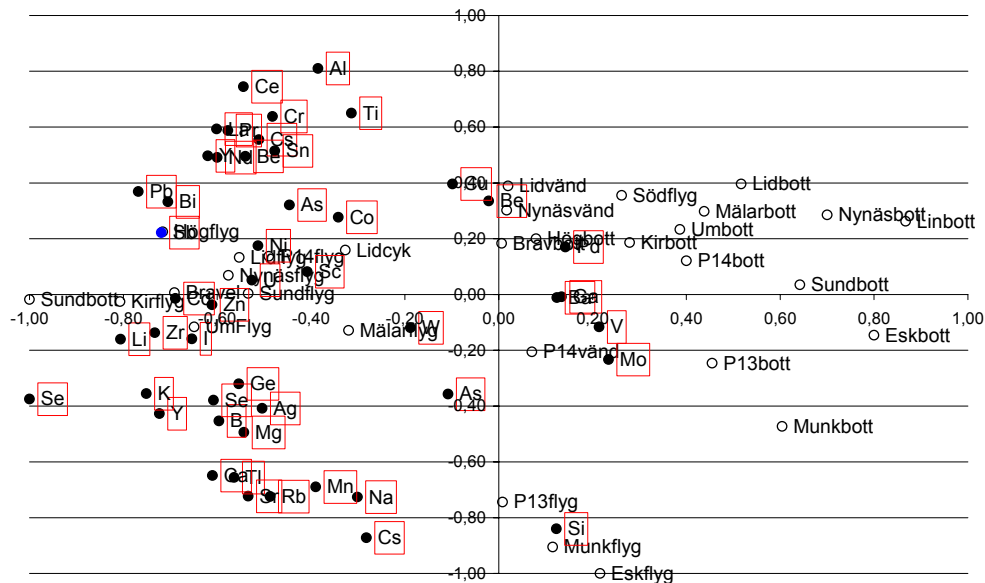
För lakningen vid pH 7 förklarar de två första principalkomponenterna 52% av variationen medan de fem första principalkomponenterna förklarar 73% av variationen (Figur 7).

För lakningen vid pH 5 förklarar de två första principalkomponenterna 52% av variationen medan de fem första principalkomponenterna förklarar 76% av variationen (Figur 8).



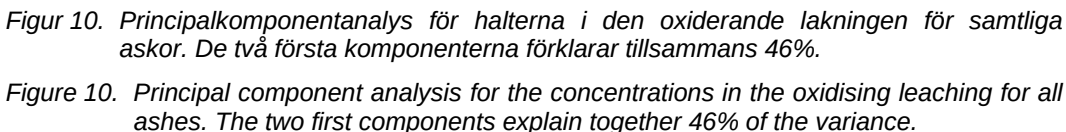
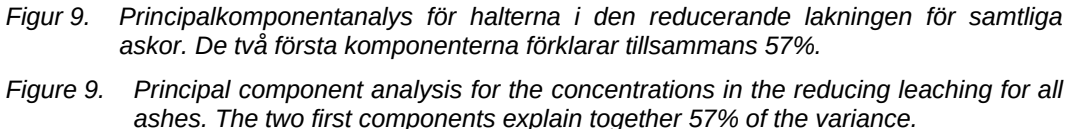
Figur 7. Principalkomponentanalys för halterna i pH 7 lakningen för samtliga askor. De två första komponenterna förklarar tillsammans 52%. Antimon är märkt med blått.

Figure 7. Principal component analysis for the concentrations in the pH 7 leaching for all ashes. The two first components explain together 52% of the variance.



Figur 8. Principalkomponentanalys för halterna i pH 5 lakningen för samtliga askor. De två första komponenterna förklarar tillsammans 52%. Antimon är märkt med blått.

Figure 8. Principal component analysis for the concentrations in the pH 5 leaching for all ashes. The two first components explain together 52% of the variance.



För den reducerande lakningen förklarar de två första principalkomponenterna 57% av variationen med de fem första principalkomponenterna förklarar 78% av variationen (Figur 9).

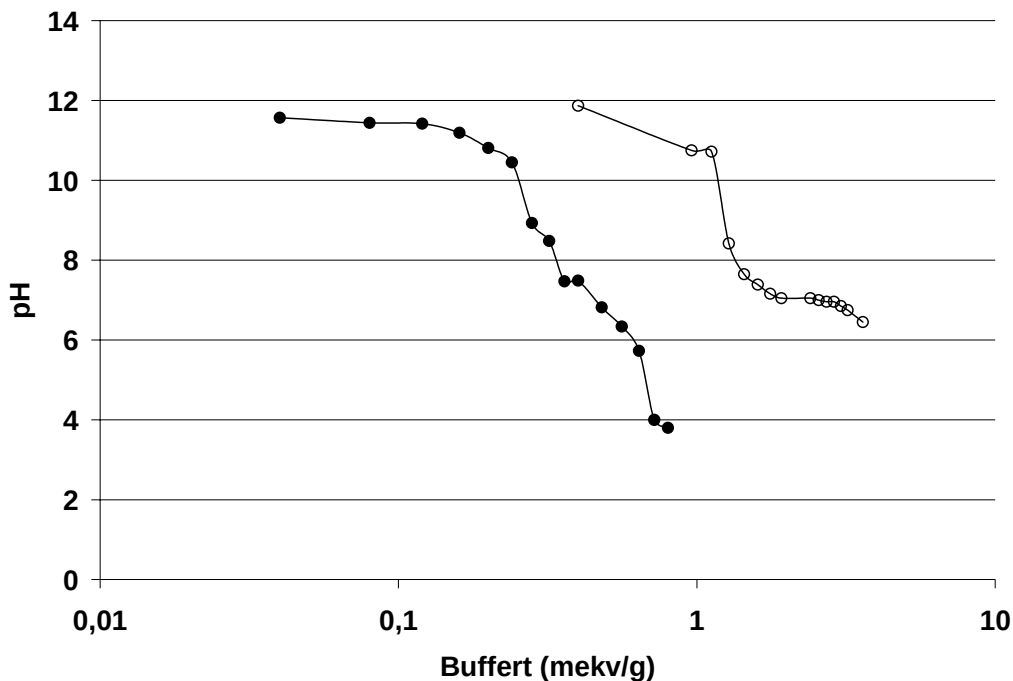
För den oxiderande lakningen förklarar de två första principalkomponenterna 46% av variationen med de fem första principalkomponenterna förklarar 69% av variationen (Figur 10).

4.3.3 Lakning som funktion av pH

Lakningar som funktion av pH utfördes på två utvalda askor (Nynäshamn bottenaska (pannsand) och Kiruna flygaska) för att närmare studera antimon och andra elements lakbarhet som funktion av pH.

4.3.3.1 Buffertförmåga

I Figur 11 illustreras den stora skillnad mellan askorna gällande förmågan att buffra tillsatt mängd syra. För bägge askorna syns tydligt ett språng mellan pH 10 och 11 där pH sjunker hastigt.

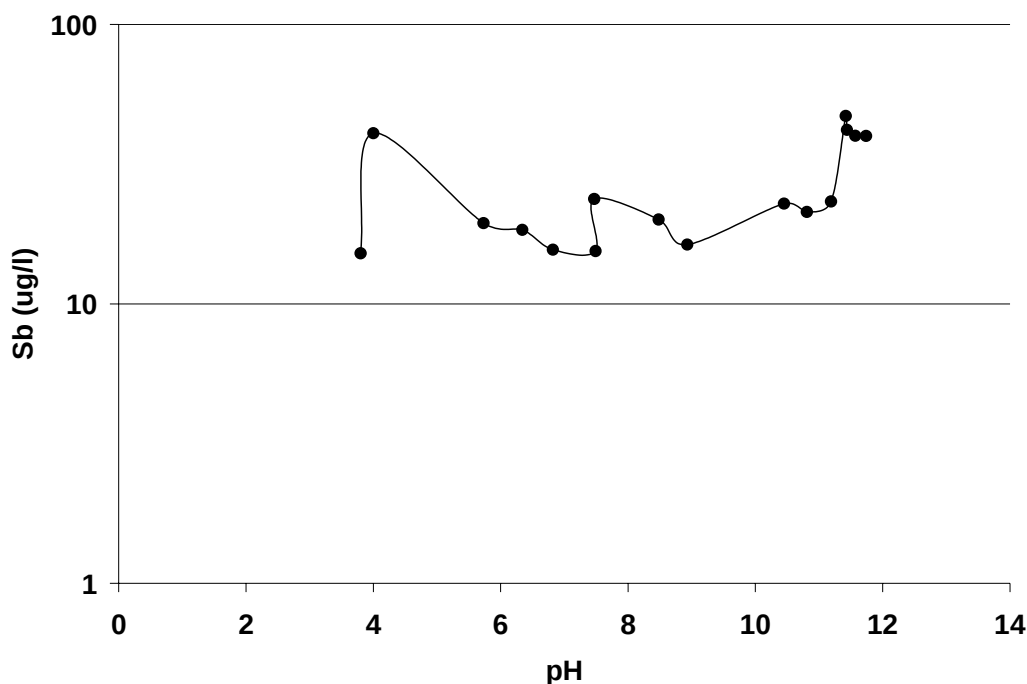


Figur 11. pH som funktion av tillsatt mängd syra (buffertverkan) till Nynäshamn botten (fyllda cirklar) och Kiruna flyg (öppna cirklar). Notera de logaritmiska skalorna.

Figure 11. pH as a function of added acid (buffer capacity) to Nynäshamn botten (filled circles) and Kiruna flyg (open circles). Note the logarithmic scales.

4.3.3.2 Nynäshamn botten

Utlakningen av antimon från Nynäshamn bottenaska verkar påverkas relativt lite av förändringar i pH (Figur 12). Det verkar dock som att om utlakningen sjunker till runt 20 µg/l vid pH 11. Detta motsvarar en utlakning om ungefär 0,5 mg/kg vilket motsvarar 2,5% av totalhalten.



Figur 12. Koncentrationen av antimon som funktion av pH i Nynäshamn botten. Notera den logaritmiska skalan.

Figure 12. The concentration of antimony as a function of pH in Nynäshamn botten. Note the logarithmic scale.

4.3.3.3 Kiruna flyg

För Kiruna flygaska ser utlakningen av antimon annorlunda ut (Figur 13). Från en låg utlakning vid högt pH ökar sedan utlakningen kraftigt med sjunkande pH. Vid pH runt 7 stabiliserar dock utlakningen sig runt 2 400 µg/l (ungefär 60 mg/kg motsvarande 3-3,5% av totalhalten). Den utlakade mängden antimon från Kiruna flygaska följer en logaritmisk funktion väl (r^2 0,88) med formel enligt ekvation 3.

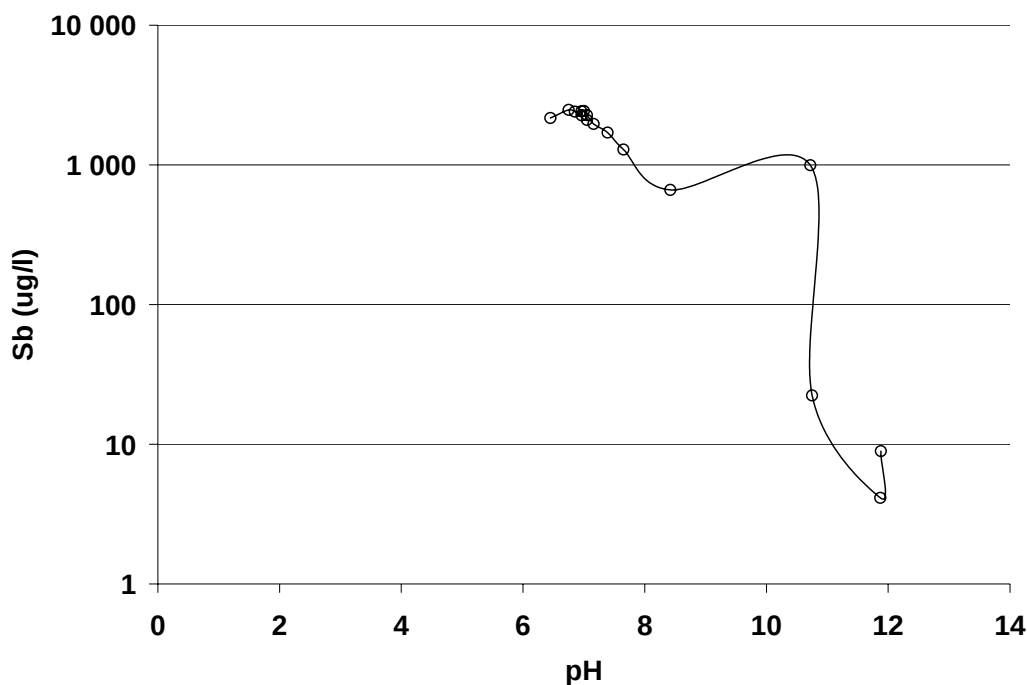
$$Sb(\text{mg} / \text{kg}) = -103 * \ln pH + 253$$

Ekv. 3

Under pH 10,7 i Kiruna flygaska ökar halten antimon dramatiskt. En likartad koncentrationsökning gör också kalcium vilket sammanfaller med buffertkapaciteten (Figur 11).

Även mellan mangan och antimon finns det en samvariation med hög korrelation (r^2 0,84). Enlig de geokemiska jämviktsberäkningarna finns det ett stort antal

manganmineral (exempelvis rodokrosit (MnCO_3), pyrokroit ($\text{Mn}(\text{OH})_2$) och manganit (MnOOH)) som är övermättade eller i jämvikt i de olika laklösningarna. Antimon samvarierar också väl med magnesium (r^2 0,77) som också förekommer i mineralfas ($\text{Mg}(\text{OH})_2$) enligt de geokemiska jämviktsberäkningarna.



Figur 13. Koncentrationen av antimon som funktion av pH i Kiruna flyg. Notera den logaritmiska skalan.

Figure 13. The concentration of antimony as a function of pH in Kiruna flyg. Note the logarithmic scale.

4.4 Specieringsberäkningar

Specieringsberäkningarna gjordes av två anledningar; dels för att ta reda på i vilken form elementen föreligger som i lösning, dels vilka fasta mineraler som kan tänkas vara löslighetsbegränsande.

I lösning förekommer aluminium nästan uteslutande som $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, järn som $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$, mangan som Mn^{2+} och antimon som SbO_3^- .

Samtliga relevanta mättnadsindex finns presenterade i Bilaga D.

5 Diskussion

5.1 Allmänna analysdata

Glödförlusterna uppmätta vid olika temperaturer uppvisar stora skillnader, vilket för rostbottenaskorna möjligen delvis kan förklaras med att proverna är heterogena (se bilaga B). Den huvudsakliga skillnaden kan dock troligen hänföras till olika avgång av koldioxid från karbonatmineral samt olika typer av kemiskt bundet vatten (exempelvis kristall- och hydratvatten). Sambandet mellan kalk och glödförlust (LOI) vid 1 000°C är tydligt (r^2 0,52) vilket indikerar att avgång av koldioxid kan vara en möjlig förklaring till värdena. Detta bekräftas också av att LOI återfinns nära CaO i loadingplotten över totalhalterna (Figur 1). Sambanden mellan glödförlust vid 1 000°C och totalhalt klor (r^2 0,60) samt svavel (r^2 0,36) är också stark. När det gäller skillnaderna i svavel- och klorhalt i de olika askkategorierna beror de till största delen på att de är flyktiga och ansamlas i flygaskorna. Att pannsanden har lägre totalhalt beror till stor del på att den innehåller en stor del sand från bädden som *späder* ut halterna.

5.2 Totalhalt av antimon

Den genomsnittliga totalhalten antimon är högre i flygaskorna än i bottenaskorna. Den genomsnittliga totalhalten för antimon i en CFB/BFB-flygaska är 192 mg/kg medan den är 1 140 mg/kg i en rosterflygaska. En delförklaring är att rosterpannorna är överrepresenterade när det gäller avfall som bränsle. Den genomsnittliga totalhalten antimon för rostbottenaskor är 61,8 mg/kg medan den för pannsander är 86,5 mg/kg. Kvoten mellan totalhalten antimon i flygaskorna och totalhalten antimon i bottenaskorna är för rosterpannor 18 medan den för CFB/BFB-pannor bara är drygt 2. Den markanta skillnaden i antimonavgång till flygaskan beror troligen dels på den högre eldstadstemperaturen (ungefär 200°C högre) i rosterpannor, dels på olika fraktioneringar av aska mellan de olika panntyperna. Om man däremot tittar på mängden antimon finner man att i bägge typerna av panna återfinns 75% av totalmängden antimon i flygaskan och 25% i bottenaskan. Detta beror på den betydligt större mängden flygaska i en CFB/BFB-panna jämfört med en rosterpanna.

Då pannsanderna till ungefär 80% består av sand (Roger Pettersson, Sundsvall Energi) är antimonhalten i askdelen (tunn askhinna på sandkornen) egentligen 433 mg/kg. Skillnaderna i fördelning mellan botten- och flygaskor i roster- respektive CFB/BFB-pannor framstår därmed som ännu större. Anrikningen på sandkornens yta gäller naturligtvis även för andra element.

Utifrån principalkomponentanalysen står det klart att antimon återfinns tillsammans med de element som betraktas som flyktiga under förbränningsförhållanden (Figur 1). Detta bekräftas av andra [65][56] som menar på att Ag, Bi, Cd, Cu, Hg, K, Mo, Na, Pb, Sn, Zn, Cl och SO₄ är flyktiga och omvänt proportionella till kisel i askorna. Man kan också utläsa att det i huvudsak är flygaskorna som är anrikade på de flyktiga elementen medan bottenaskorna är associerade till kisel och de mer litofila elementen. Antimon verkar tillsammans med klor vara två av de styrande faktorerna för den första principalkomponenten vilket skulle kunna tyda på att klor bildar flyktiga föreningar med

antimon [56]. Antimon deltar inte i någon högre grad i den andra principalkomponenten.

Samtliga bottenaskor med tydlig positiv påverkan på den första principalkomponenten (Nynäshamn, Braviken, Händelö P13, Eskilstuna, Munksund och Mälarenergi) använder trä i någon form som bränsle. Flygaskor på den negativa sidan av den första principalkomponenten härrör från förbränning av avfall i någon form. Gruppen av askor som härrör från förbränning av avfall är de som är närmast korrelerade med antimon. Detta tolkas som att den första principalkomponenten till stor del styrs av bränslesammansättningen.

5.3 Standardiserad lakning

5.3.1 Kemiska mekanismer och påverkande faktorer i lösning

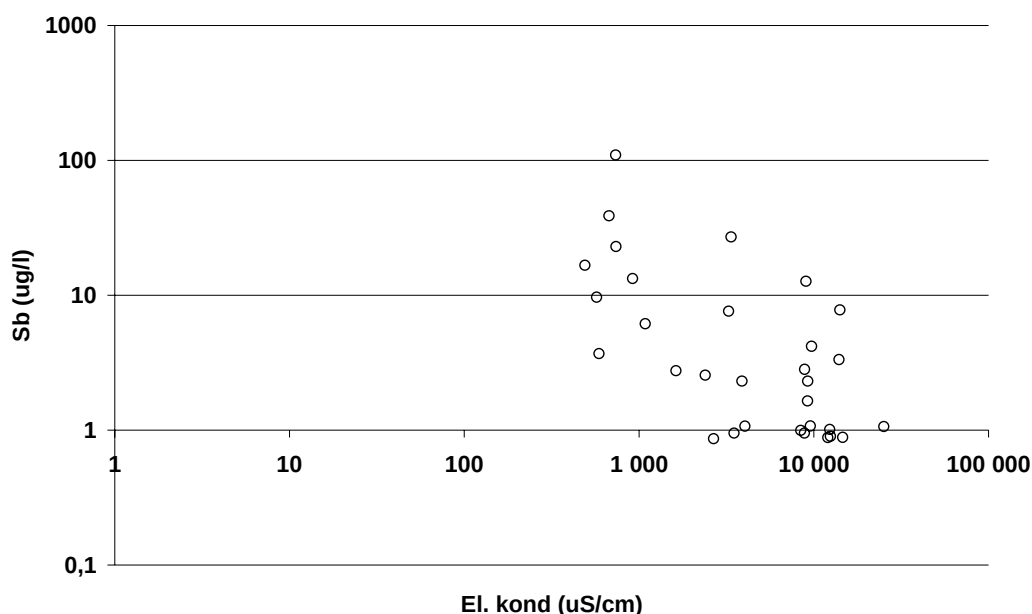
Sambandet mellan utlakad mängd klorid och totalhalten klor i askorna är mycket starkt (r^2 0,97) och vid L/S 10 har 94% av totalhalten klor tvättats ur (67% redan vid L/S 2). För svavel är sambandet betydligt svagare (r^2 0,52) och vid L/S 10 har endast 8% av totalhalten tvättats ut. Kloriden tvättas mycket lätt ut ur askan i proportion till det totala innehållet medan svavel (troligen som sulfat) ingår i fler minerafaser där utlakad halt regleras av kemiska jämvikter.

Antimonhalten i de båda laklösningarna (L/S 2 och 10) är svagt relaterat till uppmätt pH med ökande halter vid sjunkande pH. I L/S 2 är sambandet endast 0,14 (r^2) medan det vid L/S 10 är 0,24. Utifrån tabellerna 11 och 12 framgår det också att antimonhalterna i laklösningarna generellt sjunker med ökande elektrisk konduktivitet, även om inte förhållandet är statistiskt säkerställt. Sambandet blir speciellt tydligt i det andra laksteget (L/S 10) (Figur 14). Sambandet mellan antimon och alkaliniteten är ungefär densamma som mellan antimon och den elektriska konduktiviteten. Detta tyder på en ospecifik mekanism som svarar på att högre salthalter ger generellt lägre lösligheter.

Vid en översiktlig jämförelse av de lakbara halterna vid L/S 2 (Tabell 13) respektive L/S 10 (Tabell 13) finner man att medelhalten antimon i rostbottenaskorna ökar från 8,50 (L/S 2) till 16,0 $\mu\text{g/l}$ (L/S 10), i pannsanderna från 13,4 till 18,5 $\mu\text{g/l}$ och i flygaskorna från 2,19 till 3,66 $\mu\text{g/l}$. Då detta är i motsats till de andra studerade faktorerna tyder detta på någon form av kemisk reaktion (exempelvis bildandet eller upplösning av något mineral) som ökar halten antimon i lösning efter den första lakningen.

Om hänsyn tas till att det enbart är det yttre skiktet på sandkornen i pannsand som innehåller antimon (433 mg/kg med ett antagande om att 80% är sand i en pannsand) betyder detta att fördelningsjämvikten för pannsand är förskjuten mot den fasta fasen jämfört med rostbottenaskor. Lakbarheten för pannsanderna är därmed lägre än för rostbottenaskorna i förhållande till det totala innehållet av antimon i det som står i kontakt med vattenlösningen. Antimonhalterna i lösning ökar mer för rostbottenaskorna från L/S 2 till L/S 10 än vad de gör för pannsanderna, vilket tyder på att utlakningen

sker fortare från pannsanderna jämfört med rostbottenaskorna. Möjligen är det kinetiska faktorer eller skillnad i specifik yta som spelar in.



Figur 14. Antimonhalten i lösning som funktion av den elektriska konduktiviteten vid L/S 10. Notera de logaritmiska skalorna.

Figure 14. The antimony concentration as a function of the electrical conductivity at L/S 10. Note the logarithmic scales.

De lakbara antimonhalterna uppvisar ett omvänt beteende i principalkomponentanalysen jämfört med principalkomponentanalysen för totalhalterna (Figur 2). Det är tydligt att antimon tillsammans med aluminium ligger på den positiva sidan av den första principalkomponenten; uteslutande tillsammans med bottenaskor. Flera av de kända anjonerna (klorid, sulfat, molybden och arsenik) återfinns på den negativa sidan av den första principalkomponenten, vilket tolkas som att antimon inte uppför sig som någon anjon i systemet.

Principalkomponentanalysen för L/S 10 lakningarna ser i princip likadan ut som för L/S 2. Det enda som skiljer är att de är spegelvända, men detta har ingen praktisk betydelse. Tydligast koppling med antimon har aluminium (kopplingen återfinns ända ner till den femte principalkomponenten). Inte heller vid L/S 10 finns någon positiv samvariation till de andra kända anjonerna (sulfat, bromid, molybden mfl). Samvariationen är snarare negativ.

Halterna sulfat och aluminium har ett negativt inbördes samband i de båda lakstegen (Tabell 17), vilket skulle kunna vara en indikation på att bägge elementen återfinns i något mineral (exempelvis ettringit).

Tabell 17. Halter antimon ($\mu\text{g/l}$), aluminium ($\mu\text{g/l}$) och sulfat (mg/l) vid L/S 2 respektive 10.

Table 17. Concentrations antimony ($\mu\text{g/l}$), aluminium ($\mu\text{g/l}$) and sulphate (mg/l) at L/S 2 and 10, respectively.

	L/S 2			L/S 10		
	Sb	Al	SO_4^{2-}	Sb	Al	SO_4^{2-}
Medel flyg (BFB/CFB)	2,22	16 200	1 620	4,00	20 500	712
Medel flyg roster	2,08	235	2 600	2,55	298	1 240
Medel pannsand	13,4	9 160	175	18,5	9 290	76,4
Medel rostbotten	8,50	70 100	213	16,0	56 000	20,0

Av de flygaskor som kommer från rosterpannor är det inga som överskrider något gränsvärde och dessa har också en mycket låg lakbarhet av aluminium och antimon. Däremot är sulfathalterna höga.

För att ytterligare stärka hypotesen om att aluminium och sulfat har stor betydelse för den lakbara antimonhalten utfördes multipel linjär regression (MLR) med enbart sulfat- och aluminiumhalter mot antimonhalter vid L/S 2 respektive 10. Vid L/S 2 respektive L/S 10 erhöles korrelationerna (r^2) 0,46 respektive 0,72. Det är tydligt att kopplingen mellan antimon, sulfat och aluminium finns och det mest sannolika är att det är ettringit eller någon strukturanalog till ettringit som styr halterna. Anledningen till att det är starkare korrelation vid L/S 10 beror troligen på att ettringiten har hunnit bildats först då samt att det första laksteget inte är vid fullständig jämvikt. Dessutom innehåller lakvattnet vid L/S 2 en stor mängd lättlösliga joner som bara har tvättats ur och inte ingår i några mineraljämvikter.

För flygaskorna är medellakbarheten antimon efter L/S 2 endast 0,01% av totalhalten, medan den för pannsand och rostbottenaskor är 0,18% respektive 0,04%. Med hänsyn tagit till sanden i pannsand blir lösligheten endast 0,04% även för pannsanderna. Korrelationen mellan den lakbara halten och totalhalten är endast 0,0076.

Efter L/S 10 är medellakbarheten 0,06% för flygaskorna, medan den är 0,82% och 0,44% för pannsand respektive rostbottenaskor. Korrelationen mellan den lakbara halten och totalhalten är endast 0,0054. En sammanställning över de utlakade antimonmängderna samt den relativa lakbarheten återfinns i Tabell 18. Resultaten bekräftas av en studie av jord där endast 2,5% av totalhalten vara vattenlöslig och samband mellan lakbar halt och totalhalt var obefintlig [44]. I den studien fanns heller inget samband mellan vattenlösligheten och pH (intervall 3,7-8,1).

Tabell 18. Mängd antimon som lakades ut efter L/S 10.

Table 18. The leached amount of antimony at L/S 10.

	mg/kg	Lakbart vid L/S 10		
		Medel %	Min %	Max %
Medel flyg (BFB/CFB)	0,0367	0,001	0,000	0,003
Medel flyg roster	0,0251	0,000	0,000	0,001
Medel pannsand	0,1751	0,817	0,011	2,064
Medel rostbotten	0,1991	0,444	0,047	0,734

Om de tre pannsanderna (Mälarenergi, Munksund och Eskilstuna) med lägst totalhalter exkluderas från beräkningarna sjunker den genomsnittliga relativa lakbarheten till 0,293% och den maximala lakbarheten till 0,925% istället. Det är därmed troligt att inga askor lakar mer än 1% av det totala antimoninnehållet vid L/S 10.

5.3.2 Åldringens påverkan på lakbarheten

De flesta rostbottenaskor provtogs efter släckning och har förvarats fuktiga under ungefär 3 månader innan lakanalyserna genomfördes. Det kan därmed inte uteslutas att åldringen av dessa askor har påverkat utlakningen av antimon till det högre. Vid en jämförelse av rostbottenaskor och pannsand, som har förvarats torrt, återfinns dock ingen tydlig skillnad i utlakning.

5.3.3 Påverkande faktorer under förbränningen

Kemin under förbränning borde spela en viktig roll för i vilken kemisk form som antimon återfinns i askorna. I Tabell 14 återfinns en sammanställning över de olika tillsatser som används till både själva bädden och rökgaserna. Det är mycket svårt att uttala sig om huruvida någon sorts tillsats påverkar antimons lakbarhet. Dock är det inga flygaskor med tillsats av aktivt kol som överskrider gränsvärdena. Det är möjligt att det aktiva kolet fungerar som sorbent för spårelementen och minskar utlakningen.

När det gäller kemin i själva pannan under förbränningen är det svårt att dra några slutsatser då data saknas från ett antal anläggningar (Tabell 15). Det finns dock inget som tyder på att oxiderande förhållanden i pannan (mätt som O_2 och CO i eldstaden) skulle påverka lakbarheten. Ej heller till halten HCl i rökgaserna finns det något tydligt samband.

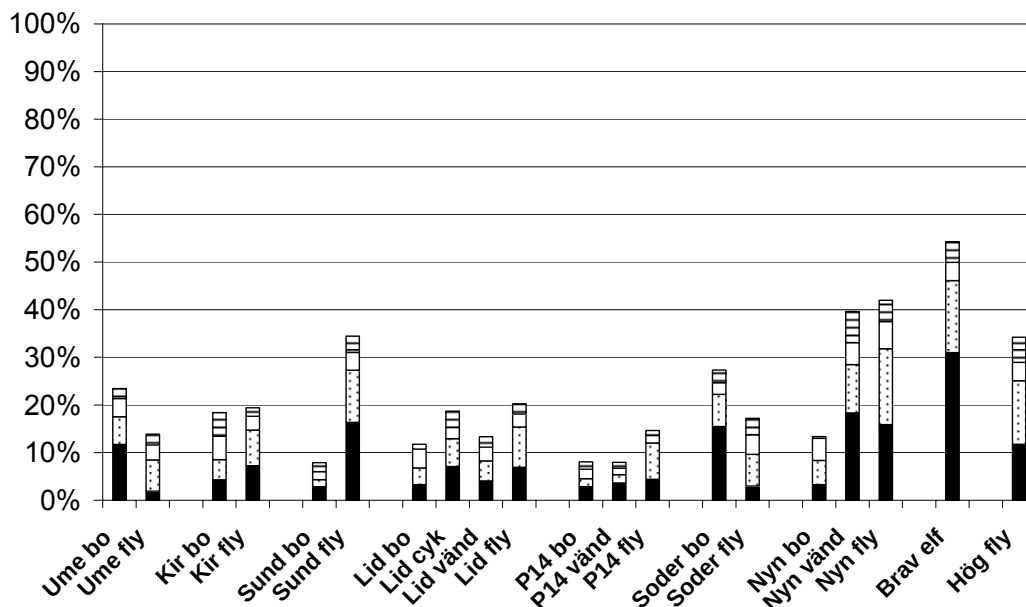
5.4 Sekventiell lakning

Vid den första anblicken är den relativa lakbarheten generellt lägre för de askor som inte klarar gränsvärdena än för de som gör det. De högsta relativa utlakningarna sammanfaller dock med låga totalhalter, vilket därmed kan bero på problem vid analys av låga halter. Genom att ta bort de 10 prover som har totalhalter under 20 mg/kg träder ett annat mönster fram (Tabell 19 och Figur 15).

Tabell 19. Andelen antimon (%) som lakades ut vid de olika lakstegen uppdelat på botten- och flygaskor. Alla prover (n 10) med totalhalt antimon under 20 mg/kg är uteslutna.

Table 19. The leached fraction of antimony (%) at the different steps for bottom and fly ashes, respectively. All samples (n 10) with total antimony concentrations exceeding 20 mg/kg are excluded.

	Sb tot (mg/kg)	pH 7	pH 5	Reduktiv	Oxidativ	Summa
Medel flygaska	538	10,1	8,77	3,29	3,20	25,4
Medel flyg (BFB/CFB)	271	9,82	8,69	3,20	3,30	25,0
Medel flyg roster	1 140	10,8	8,95	3,48	2,98	26,2
Medel bottenaska	131	8,85	4,86	4,18	3,07	21,0
Medel pannsand	152	7,86	4,41	4,45	2,96	19,7
Medel rostbotten	96,1	10,5	5,61	3,73	3,24	23,1



Figur 15. De olika fraktionerna från den sekventiell lakningen för alla askor i jämförelse med totalhalten antimon. Alla prover med totalhalt antimon under 20 mg/kg är dock uteslutna. pH 7, svart; pH 5 prickigt; reducerande, vitt; oxiderande randigt.

Figure 15. The different fractions from the sequential leaching for all ashes in comparison with the total concentration of antimony. All samples with total antimony concentration below 20 mg/kg are excluded. pH 7, black; pH 5, dotted; reducing, white; oxidising, striped.

Det finnas en marginell skillnad i fraktionering mellan de olika provkategorierna. Det första laksteget (pH 7) är oberoende av provkategori och lakar i genomsnitt ut 10% av totalhalten antimon. Det andra laksteget (pH 5) tenderar att laka ut mer för flygaskorna (8,8%) än för bottenaskorna (4,9%). Möjligen beror detta på den högre halt kalk som tillsätts till rökgaserna som senare kvarhåller fler element i olika karbonatmineral. Det reducerande laksteget lakar möjligen ut något mer för bottenaskorna (4,2%) än för flygaskorna (3,3%). Det oxiderande laksteget lakar ut lika stor andel (3,1%) oberoende av provkategori. Sammantaget lakar den sekventiella lakningen ut 25% och 21% av totalhalten antimon för flyg- respektive bottenaska. Den resterande andelen antimon återfinns troligen i askans silikatmatris [18].

Vid en korrelationsanalys finner man att korrelationen (r^2) mellan de olika lakstegen och totalhalten är följande: pH 7 0,69; pH 5 0,94; reducerande lakning 0,93 och oxiderande lakning 0,82. Korrelationerna påverkas inte av att proverna med låg totalhalt exkluderas från analysen. Att korrelationen är stark för det laksteg som löser alla karbonater (pH 5) indikerar att antimon kan finnas ockluderat i pH-känsliga mineraler. Även den mycket starka korrelationen för det reducerande laksteget tyder på att antimon även kan återfinnas ockluderat i reducerbara mineral såsom mangan- och järnoxhydroxider.

Andra har bland annat visat att sorption till järnoxyhydroxider är mycket viktigt för minskningen i utlakningen av bly från åldrad bottenaska [66].

Samtliga principalkomponentanalyser för de olika lakstegen uppvisar samma typ av gruppering för proverna: flyg- respektive bottenaska, vilket indikerar att de båda grupperna uppvisar ungefär samma lakbeteende. Vid lakningen vid pH 7 (Figur 7) återfinns kalcium, magnesium, strontium och järn tillsammans i den första kvadranten vilket antyder att element nära dem kan ha funnits i eller associerade till olika karbonatmineral (exempelvis CaCO_3 , MgCO_3 , SrCO_3 eller någon ettringitanalog) som har gått i lösning vid pH 7. Antimon återfinns i närheten av bland annat mangan, krom och molybden. Kopplingen till mangan styrks av de resultat som erhöles vid lakningen som funktion av pH. Närheten till krom och molybden indikerar att antimon kan ha varit substituerat i mineralfaser på samma sätt som de är till ettringitanaloger [17][22].

Vid lakningen vid pH 5 är principalkomponentanalysen (Figur 8) betydligt mer svårtolkad, men antimon uppvisar inte samma lakbarhet som exempelvis molybden och vanadin i det här steget. Krom, däremot, uppvisar liknande lakningsegenskaper som antimon.

Vid den reducerande lakningen (Figur 9) återfinns antimon nära järn i principalkomponentanalysen (tillsammans med många andra element) vilket indikerar att reduktiv upplösning av en järnoxyhydroxid kan frigöra antimon. Mangans relation till järn är något svår att förklara.

Principalkomponentanalysen över den oxiderande lakningen (Figur 10) uppvisar ingen tydlig bild. pH är dock lågt (2) under lakningen, vilket försvårar en klar tolkning. Om metalliska former av element finns i askan skulle de delvis kunna gå i lösning i detta steg.

5.5 Lakning som funktion av pH

Det är tydligt att flygaskan buffrar mycket bättre än vad bottenaskan gör. Buffertförmågan till pH 7 är för Nynäshamn bottenaska och Kiruna flygaska 0,46 respektive 2,56 mekv/g. Enligt litteraturen har färsk bottenaska en buffertförmåga om ungefär 1,2-1,7 mekv/g [67] och flygaska ungefär 3,3-5,0 mekv/g [32]. Skillnaderna kan förklaras med att den effektiva ytan för flygaskan är betydligt större än för bottenaskan beroende på den mindre partikelstorleken. Tidigare studier [9] har visat att partikelstorleken har betydelse för pH-kontrollen; små partiklar genererar ett pH styrt av portlandit medan större partiklar genererar ett pH styrt av ettringit. I detta fall ska också nämnas att Nynäshamn bottenaska är en pannsand och har därför bara ett ytligt buffrande lager. För bägge askorna syns tydligt ett språng mellan pH 10 och 11 där pH sjunker hastigt. Den första buffertzonen sker vid pH 12,45 och styrs av portlanditen [30]. Denna buffert verkar redan vara förbrukad i de två proven då pH initialt är strax under 12. Det andra språnget mellan pH 10 och 11 styrs, däremot, troligen av den så kallade CSH-stabiliteten ($\text{CaO-SiO}_2\text{-H}_2\text{O}$) [30], där bland annat ettringit och dess analoger ingår.

Utlakningen av antimon från Nynäshamn bottenaska påverkas relativt lite av förändringar i pH (Figur 12). Det verkar dock som att om utlakningen sjunker till runt 20 µg/l vid pH 11. Detta motsvarar en utlakning om ungefär 0,5 mg/kg vilket är 2,5% av totalhalten. Den största andelen av antimon är alltså inte tillgänglig genom att enbart sänka pH. Denna utlakning motsvarar den utlakning som erhöles i den sekventiella lakningens första steg (pH 7), där 3,3% av totalhalten antimon lakades ut från Nynäshamn botten.

För Kiruna flygaska ser utlakningen av antimon annorlunda ut (Figur 13). Från en låg utlakning vid högt pH ökar sedan utlakningen kraftigt med sjunkande pH. Detta stämmer mycket väl överens med resultat funna i litteraturen [7]. De drog dock slutsatsen att detta skulle tyda på att antimon fanns i anjonisk form. Detta styrks dock inte av antimons beteende, då en anjonisk utlakning inte skulle öka så kraftigt vid sänkning av pH. Resultaten tyder snarare på att mineral innehållande antimon går i lösning samtidigt som det finns få nya ytor med tillräckligt effektiv sorptionskapacitet. Vid pH 7 verkar dock utlakningen stabilisera sig runt 2 400 µg/l (ungefär 60 mg/kg motsvarande 3-3,5% av totalhalten). I den sekventiella lakningen lakades 7,3% av totalhalten antimon vid pH 7. I den sekventiella lakningen används dock 1 M ammoniumacetat, som är effektiv på att lösa upp mineral genom acetatets effektiva komplexbildningsegenskaper.

Under pH 10,7 i Kiruna flygaska ökar halten antimon i lösning dramatiskt. En likartad koncentrationsökning gör också kalcium vilket sammanfaller med buffertkapaciteten (Figur 11). En tolkning är att antimon sitter fast i ett kalciumbaserat mineral med pH-beroende löslighet som när det går i lösning frigör antimon.

Även mellan mangan och antimon finns det en samvariation med hög korrelation (r^2 0,84). Enlig de geokemiska jämviktsberäkningarna finns det ett stort antal manganmineral (exempelvis rodokrosit (MnCO_3), pyrokroit ($\text{Mn}(\text{OH})_2$) och manganit (MnOOH)) som är övermättade eller i jämvikt i de olika laklösningarna. Manganmineraler kan därmed inte uteslutas som antimonfälla.

Antimon samvarierar också med magnesium (r^2 0,77) som också förekommer i mineralfas ($\text{Mg}(\text{OH})_2$) enligt de geokemiska jämviktsberäkningarna. Det finns även strukturanaloger till ettringit som innehåller magnesium som det saknas jämviktsdata för (bland annat $\text{Mg}_{0,5}\text{Al}_{0,5}(\text{OH})_2(\text{CO}_3)_{0,25} \cdot n\text{H}_2\text{O}$) [15].

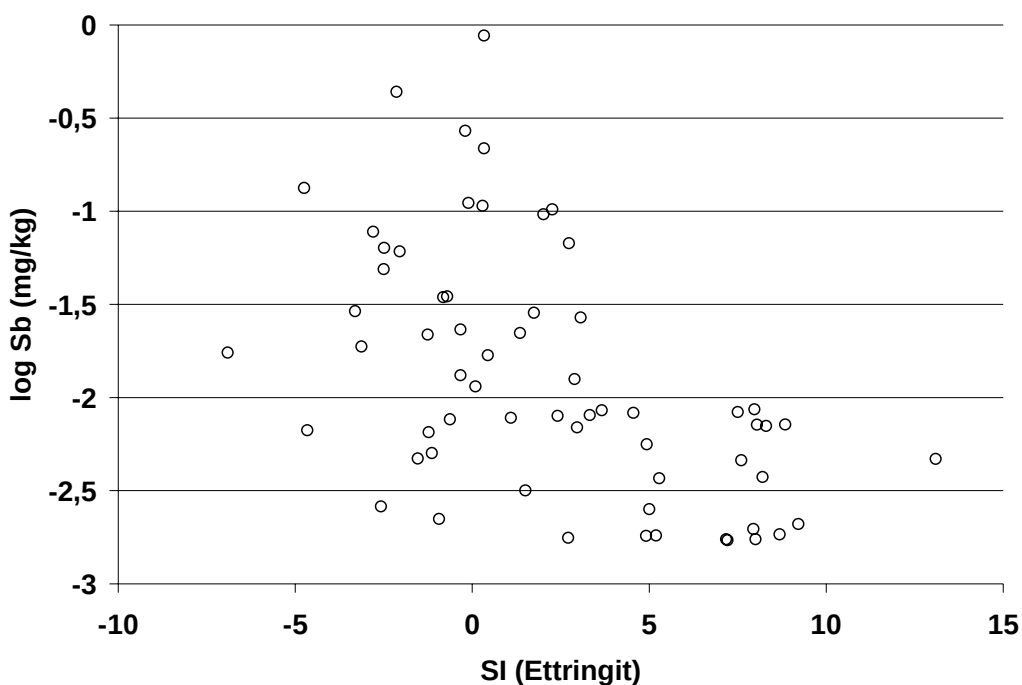
5.6 Speciering

I lösning förekommer aluminium nästan uteslutande som $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, järn som $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$, mangan som Mn^{2+} och antimon som SbO_3^- vid rådande redox (pe 4). För att antimon(III) skulle träda in i bilden krävdes att pe sänktes till -8, vilket får anses vara mycket reducerande. Även då befanns de rapporterade antimoniderna vara kraftigt undermättade.

Samtliga relevanta mineraler i närheten av jämvikt eller något övermättade återfinns i sin helhet i bilaga D. Dock är samtliga antimonmineral kraftigt undermättade med åtskilliga tiopotenser. De dominerande mineralerna utgörs av sulfater, hydroxider, oxyhydroxider och karbonater.

Ett mineral som verkar spela stor roll för antimonens lakbarhet är ettringit, vars mättnadsindex (SI) varierar mellan -5 och 10 i de olika lösningarna. Det är alltså mycket troligt att ettringit förekommer som mineral.

Mellan mättnadsindex för ettringit och logaritmen för den utlakade antimonhalten i samtliga laklösningar finner man ett svagt samband illustrerat i Figur 16. Sambandet är svagt (r^2 0,28) men har en tydlig trend. Detta styrks av att om man beräknar medelvärden för mättnadsindex för ettringit i samtliga laklösningar erhålls ett värde om 2,2, vilket kan jämföras med medelvärdet (-0,49) beräknat enbart för de laklösningar där antimon överskrider gränsvärdena. Anledningen till att sambandet mellan antimonhalten och mättnadsindex för ettringit är betydligt svagare än sambandet mellan antimon och aluminium samt sulfat vid MLR-analysen kan dels bero på dåliga löslighetsdata för ettringit, dels på att det kanske inte enbart är ettringit som aluminium och sulfat står i jämvikt med. Det finns exempelvis ett flertal strukturanaloger till ettringit som det saknas termodynamiska data för.



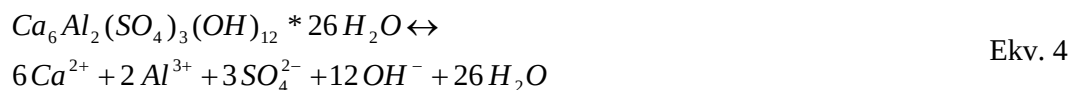
Figur 16. Utlakad koncentration antimon i samtliga L/S-lakningar mot mättnadsindex för ettringit.

Figure 16. Leached antimony concentration in all L/S-leachates versus the saturation index for ettringite.

5.7 Sammanfattande diskussion

I de standardiserade lakningarna samvarierar antimon med aluminium. Detta är en indikation på att mineral innehållande aluminium går i lösning samtidigt som antimon frigörs. Att detta skulle kunna vara ettringit styrks av att aluminium och sulfat är

negativt korrelerade med varandra. Den negativa korrelationen mellan sulfat och aluminium förklaras av att ettringits löslighet sannolikt inte är kongruent utan att andra sulfat och aluminiumfaser interagerar med varandra. En hög halt av den ena jonen ger låg halt av den andra jonen genom att olika löslighetsjämvikter förskjuts (se ekvation 4 för upplösning av ettringit).



Ökande antimonhalter från L/S 2 till L/S 10 tyder på en kemisk mekanism i motsats till ren urtvättning. Detta tyder på ett mineral som sakta går i lösning med sjunkande pH. Detta styrks också av att det laksteg (pH 5) som löser upp karbonatmineral i den sekventiella lakningen korrelerar mycket väl med totalhalten antimon.

Manganmineral verkar ha betydelse för frigörelsen av antimon då manganutlakningen samvarierar som enda element med antimon vid sänkningen av pH. Vid de kemiska jämviktsberäkningarna påvisades också ett antal övermättade manganmineral som torde vara pH-känsliga. Vid en pH-sänkning, då dessa mineral går i lösning, skulle antimon kunna frigöras om det finns ockluderat i mineralet. Även det reducerande laksteget i den sekventiella lakningen antyder att det finns en pool av antimon som är ospecifikt associerat till reducerbara faser (primärt järn- och manganoxhydroxider) även om principalkomponentanalysen indikerar att det primärt är järn som frigör antimon.

Det av antimon uppvisade lakningsbeteendet kan förklaras av att antimon finns ockluderat (både ospecifikt (medfällt) och via substitution) i pH-känsliga mineralfaser. Dessa mineralfaser skulle kunna vara antingen karbonater, hydroxider eller oxhydroxider, men då antimon har en tydlig koppling till aluminium och sulfat är det dock sannolikt att ettringit spelar en viktig roll. Manganmineral ska dock inte uteslutas.

Ett flertal svenska studier [1][21] har visat att antimon, krom, molybden och sulfat är mer mobila efter karbonatisering. En möjlig tolkning är att när karbonathalten ökar och kalciten ($\log K_{sp} -8,48$) når mättnad konkurrerar den om kalcium med bland annat $CaCrO_4$ ($\log K_{sp} -2,27$), $CaSO_4$ ($\log K_{sp} -4,36$), $CaMoO_4$ ($\log K_{sp} -7,95$) och $Ca(SbO_3)_2$. Då samtliga salter har högre löslighet än kalciten går de i lösning om det blir konkurrens om kalciumet. Det angivna antimonmineralet saknar data men har rapporterats som möjligt löslighetsbegränsande mineral för antimon i naturen [34].

Bristen på bra jämviktsdata för dels antimon, men också för mineral och komplex vid höga pH gör att modelleringsvägen sannolikt inte är framkomlig när det gäller att förstå antimons utlakningsmekanismer från askor.

Sammanfattningsvis kan man säga att troligen styrs utlakningen av antimon av ettringit ner till det pH där ettringit börjar destabiliseras. Därefter kommer sannolikt utlakningen vara beroende av tillgången på effektiva sorbenter (exempelvis järn- och manganoxhydroxider eller andra mer stabila ettringitanaloger).

5.8 Möjliga åtgärder

Då det troligen är olika mineraler (främst ettringit) som håller fast antimon med ospecifika mekanismer (substitution, ocklusion och medfällning) kan det vara svårt att motverka frigörelsen. Det som skulle kunna fungera är att någon icke pH-känslig sorbent tillsätts systemet som kan skapa en ny fas som kan medfälla eller sorbera antimon. Genom tillsats av aluminium-, mangan- eller järnlösningar skulle en effektiv medfällning kunna skapas. Tillsats av aluminiumlösning skulle också i teorin kunna minska upplösningen av ettringit. Detta är troligen inte realistiskt då karbonatiseringen sänker pH långt förbi det område där ettringit är stabilt även vid höga aluminiumhalter. Detsamma gäller i princip för sulfat också, även om det troligen har större chans att lyckas då samtliga prover som överskrider gränsvärdena har låga svavelhalter.

Det finns indikationer på att tillsats av aktivt kol till rökgaserna minskar lakbarheten i flygaskorna.

6 Slutsatser och förslag till åtgärder

6.1 Slutsatser

De höga totalhalterna antimon i askor är mycket starkt associerat till förbränning av avfall. De genomsnittliga totala antimonhalterna är 192 och 1 140 mg/kg för CFB/BFB-respektive rosterpannflygaska. För pannsand respektive rosterbottenaska är de genomsnittliga totala antimonhalterna 86,5 och 61,8 mg/kg. I rosterpannor anrikas antimonet i flygaskan medan det för CFB/BFB-pannor är mer jämt fördelat. Beräknat utifrån totalmängd återfinns dock 75% av antimonet i flygaskan oberoende av panntyp.

Av de 31 undersökta askorna var det 11 (varav 8 bottenaskor) som överskred gällande gränsvärden för inert avfall och en som överskred gränsvärdet för icke-farligt avfall. Trots lägre totalhalter är det bottenaskorna som lakar ut mest och utgör därmed det reella problemet. Inga askor lakade ut mer än 1% av totalhalten antimon vid L/S 10. Det fanns inget samband mellan den lakbara halten och den totala halten antimon. Antimon uppträdde inte som en anjon under lakningarna.

Enligt den sekventiella lakningen frigörs endast 9,6% vid lakning till pH 7, 7,3% vid pH 5, 3,6% under reducerande förhållanden och 3,2% under oxiderande förhållanden. Totalt är endast 24% av totalhalten antimon tillgängligt ner till pH 2 vid tillsats av väteperoxid. Av den totala halten antimon verkar därmed hela 76% vara mycket svårtillgänglig.

Antimons utlakning styrs sannolikt av ettringits (eller av någon strukturanalogs) bildande och upplösning. Antimon återfinns troligen i ettringit genom substitution, ocklusion eller sorption.

6.2 Förslag till åtgärder

Det har i tidigare studier visats att det inte går att tvätta ur antimon från askan. Det andra alternativet är att istället försöka immobilisera antimon i askan. Genom att tillsätta sulfatlösning till askorna kan man stabilisera ettringiten.

Då karbonatiseringen inte går att stoppa kommer ettringiten att gå i lösning när pH sjunker. För att tillse att det finns riktigt med nya sorbentfaser för upptag av antimon kan en tillsats av mangan(II)lösning vara ett alternativ.

För de fåtal flygaskor som överskrider gränsvärdena kan tillsats av aktivt kol till rökgaserna räcka.

7 Förslag till fortsatt forskningsarbete

Under arbetet med föreliggande rapport har det, ur litteraturen, framkommit att rörligheten för antimon i naturliga system troligen är mycket låg. Vilka grunder och motiv finns för de gränsvärden som är satta för lakning av aska? Om rörligheten i mark är den begränsande faktorn bör detta ses över även för svenska förhållanden. En studie om antimons rörlighet under verkliga förhållanden från en askdeponi eller annat användningsobjekt bör genomföras kompletterat med laboratoriestudier av sorption och lakbarhet. Osäkerheter kring vilken ekotoxisk effekt som antimon verkligen har gör att fortsatt arbete kring detta rekommenderas. En annan fråga som bör studeras vidare och är relaterad till både rörligheten och toxiciteten är specieringen. Studier av den teoretiska specieringen måste följas upp med empiriska specieringar under olika förhållanden.

Då de föreslagna åtgärderna är helt baserade på teoretiska resonemang bör de prövas i laboratorie- eller pilotskala för att kunna bedöma deras effekt.

För flygaskor som inte klarar gränsvärdena bör tillsats av aktivt kol provas. Till bottenaskor bör tillsats av sulfat- respektive mangan(II)lösning göras, antingen var för sig eller i kombination. Detta kan antingen göras i laboratorie- eller pilotskala. Tillsatserna bör optimeras genom väl planerade försök där variablerna tillåts variera oberoende av varandra.

Kontrollerade laboratoriestudier över hur den naturliga åldringen av askor påverkar antimonutlakningen samt hur de övriga kemiska variablerna förändras med tiden bör prioriteras. Förutom kännedom om hur antimonutlakningen förändras med tiden bör detta också ge ytterligare ledtrådar om vilka kemiska mekanismer som ligger bakom antimons lakbarhet.

I föreliggande rapport har stort fokus legat på pH som styrande variabel. Då antimon är relativt redoxkänslig samtidigt som miljön under förbränningen kan variera från reducerande (förbränningsbädden) till oxiderande bör ett större fokus läggas på redox för att erhålla en bättre bild över vilka faktorer som påverkar antimons lakbarhet. Möjligen skulle manipulation av redox genom tillsats av exempelvis rötslam kunna minska utlakningen genom att antimon tillåts bilda stabila sulfider.

8 Litteraturreferenser

- [1] Pettersson, R., Rogbeck, J. och Suèr, P. (2004) Pannsand som fyllnadsmaterial för fjärrvärmerörgravar – Kemisk och geotekniks karaktärisering av fluidbäddssand. Rapport 852, Värmeforsk
- [2] WHO (2003) Guidelines for drinking water quality. Draft documents on chemical – Antimony, WHO, Geneva
- [3] Sternbeck, J., Palm, A. och Kaj, L. (2002) Antimon i Sverige – Användning, spridning och miljöpåverkan. Rapport B1473, IVL, Stockholm
- [4] Månsson, N. (2004) Antimon i aska från avfallsförbränning. PM för referensgruppen till Värmeforsks projekt Q4-251, Högskolan i Kalmar
- [5] Belevi, H. och Moench, H. (2000) Factors determining the element behavior in municipal solid waste incinerators. 1. Field studies. *Environmental Science & Technology*, 34(12): 2501-2506
- [6] Belevi, H. och Langmeier, M. (2000) Factors determining the element behavior in municipal solid waste incinerators. 2. Laboratory experiments. *Environmental Science & Technology*, 34(12): 2507-2512
- [7] Paoletti, F., Sirini, P., Seifert, H. och Vehlow, J. (2001) Fate of antimony in municipal solid waste incineration. *Chemosphere*, 42: 533-543
- [8] Kvalitetssäkring av slaggrus från förbränning av avfall. RVF 02:10
- [9] Chimenos, J.M., Fernández, A.I., Miralles, L., Segarra, M. och Espiell, F. (2003) Short-term natural weathering of MSWI bottom ash as a function of particle size. *Waste Management*, 23: 887-895
- [10] Piantone, P., Bodènan, F. och Chatelet-Snidaro, L. (2004) Mineralogical study of secondary mineral phases from weathered MSWI bottom ash: implications for the modelling and trapping of heavy metals. *Applied Geochemistry*, 19: 1891-1904
- [11] Kersch, C., Ortiz, S.P., Woerlee, G.F. och Witkamp, G.J. (2004) Leachability of metals from fly ash: leaching tests before and after extraction with supercritical CO₂ and extractants. *Hydrometallurgy*, 72: 119-127
- [12] Zhou, Q., Lachowski, E.E. och Glasser, F.P. (2004) Metaettringite, a decomposition product of ettringite. *Cement and Concrete Research*, 34: 703-710
- [13] Collett, G., Crammond, N.J., Swamy, R.N. och Sharp, J.H. (2004) The role of carbon dioxide in the formation of thaumasite. *Cement and Concrete Research*, 34: 1599-1612
- [14] Myneni, S.C.B., Traina, S.J. och Logan, T.J. (1998) Ettringite solubility and geochemistry of the Ca(OH)₂-Al₂(SO₄)₃-H₂O system at 1 atm pressure and 298 K. *Chemical Geology*, 148: 1-19
- [15] Rose, J., Bénard, A., Susini, J., Borschneck, D., Hazemann, J.-L., Cheylan, P., Vichot, A. och Bottero, J.-Y. (2003) First insights of Cr speciation in leached Portland cement using X-ray spectromicroscopy. *Environmental Science & Technology*, 37: 4864-4870
- [16] Shimaoka, T., Miyawaki, K., Soeda, M., Hanashima, M., Yoshida, T., Uchida, T., Gardner, K.H. och Eighmy, T.T. (2000) Mechanisms for the aging-induced

- reduction of lead solubility in scrubber residues from municipal solid waste combustion. *Waste Management & Research*, 20: 90-98
- [17] Mollah, M.Y.A., Lu, F. och Cocke, D.L. (1998) An X-ray diffraction (XRD) and Fourier transform infrared spectroscopic (FT-IR) characterization of the speciation of arsenic(V) in Portland cement type-V. *The Science of the Total Environment*, 224: 57-69
- [18] Osako, M., Machida, N. och Tanaka, M. (1996) Risk management measures against antimony in residue after incineration of municipal waste. *Waste Management*, 16(5/6): 519-526
- [19] Watanabe, N., Inoue, S. och Ito, H. (1999) Antimony in municipal waste. *Chemosphere*, 39(10): 1689-1698
- [20] Nakamura, K., Kinoshita, S. och Taksuki, H. (1996) The origin and behavior of lead, cadmium and antimony in MSW incinerator. *Waste Management*, 16(5/6): 509-517
- [21] Svensson, M., Sjöblom, R., Herrmann, I. och Ecke, H. (2005) Selektiv mobilisering av kritiska element hos energiaskor. Rapport 931, Värmeforsk
- [22] Meima, J.A. och Comans, R.N.J. (1998) Reducing Sb-leaching from municipal solid waste incinerator ash by addition of sorbent minerals. *Journal of Geochemical Exploration*, 62: 299-304
- [23] Geysen, D., Imbrechts, K., Vandecasteele, C., Jaspers, M. och Wauters, G. (2004) Immobilization of lead and zinc in scrubber residues from MSW combustion using soluble phosphates. *Waste Management*, 24: 471-481
- [24] Kang, M., Kamei, T. och Magara, Y. (2003) Comparing polyaluminium chloride and ferric chloride for antimony removal. *Water Research*, 37: 4171-4179
- [25] Van der Bruggen, B., Vogels, G., Van Herck, P. och Vandecasteele, C. (1998) Simulation of acid washing of municipal solid waste incineration fly ash in order to remove heavy metals. *Journal of Hazardous Materials*, 57: 127-144
- [26] Hong, K.-J., Tokunaga, S. och Kajiuchi, T. (2000) Extraction of heavy metals from MSW incinerator fly ashes by chelating agents. *Journal of Hazardous Materials*, B75: 57-73
- [27] Bankowski, P., Zou, L. och Hodges, R. (2004) Using inorganic polymer to reduce leach rates of metals from brown coal fly ash. *Minerals Engineering*, 17: 159-166
- [28] Phair, J.W., van Deventer, J.S.J. och Smith, J.D. (2004) Effect of Al source and alkali activation on Pb and Cu immobilisation in fly-ash based "geo-polymers". *Applied Geochemistry*, 19: 423-434
- [29] Pluss, A. och Ferrell, R.E. (1991) Characterization of lead and other heavy metals in fly-ash from municipal waste incinerators. *Hazardous Waste & Hazardous Materials*, 8: 275-292
- [30] Tiruta-Barna, L., Imyim, A. och Barna, R. (2004) Long-term prediction of the leaching behavior of pollutants from solidified waste. *Advances in Environmental Research*, 8: 697-711
- [31] Baba, A. och Kaya, A. (2004) Leaching characteristics of fly ash from thermal power plants of Soma and Tuncbilek, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 91: 171-181

-
- [32] Poletini, A., Pomi, R., Sirini, P. och Testa, F. (2001) Properties of portland cement – stabilised MSWI fly ashes. *Journal of Hazardous Materials*, B88: 123-138
- [33] Bäckström, M. (2002) On the chemical state and mobility of lead and other trace elements at the biogeosphere/technosphere interface. Doktorsavhandling, Örebro Studies in Chemistry 1, Örebro universitet
- [34] Johnson, C.A., Moench, H., Wersin, P., Kugler, P. och Wenger, C. (2005) Solubility of antimony and other elements in samples from shooting ranges. *Journal of Environmental Quality*, 34: 248-254
- [35] Reimann, C., Hall, G.E.M., Siewers, U., Bjorvatn, K., Morland, G., Skarphagen, H. och Strand, T. (1996) Radon, fluoride and 62 elements as determined by ICP-MS in 145 Norwegian hard rock groundwater samples. *The Science of the Total Environment*, 192: 1-19
- [36] Frengstad, B., Midtgård Skrede, A.K., Banks, D., Krog, J.R. och Siewers, U. (2000) The chemistry of Norwegian groundwaters. III: The distribution of trace elements in 476 crystalline bedrock groundwaters, as analysed by ICP-MS technique. *The Science of the Total Environment*, 246: 21-40
- [37] Bäckström, M. och Johansson, I. (2003) Översiktlig geokemisk undersökning (MIFO fas 2) av Mårsätter mull, Askersunds kommun. MTM 03-16 Rep, Örebro universitet (67 sid)
- [38] Filella, M., Belzile, N. och Chen, Y.-W. (2002) Antimony in the environment: a review focused on natural waters. II. Relevant solution chemistry. *Earth-Science Reviews*, 59: 265-285
- [39] Fuentes, E., Pinochet, H., De Gregori, I. och Potin-Gautier, M. (2003) Redox speciation analysis of antimony in soil extracts by hydride generation atomic fluorescence spectrometry. *Spectrochimica Acta Part B*, 58: 1279-1289
- [40] Lintschinger, J., Michalke, B., Schulte-Hostede, S. och Schramel, P. (1998) Studies of antimony in soil contaminated by industrial activities. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 72(1): 11-25
- [41] Hammel, W., Debus, R. och Steubing, L. (2000) Mobility of antimony in soil and its availability to plants. *Chemosphere*, 41: 1791-1798
- [42] Leyva, A.G., Marrero, J., Smichowski, P. och Cicerone, D. (2001) Sorption of antimony onto hydroxyapatite. *Environmental Science & Technology*, 35: 3669-3675
- [43] Wilson, N.J., Craw, D. och Hunter, K. (2004) Antimony distribution and environmental mobility at an historic antimony smelter site, New Zealand. *Environmental Pollution*, 129: 257-266
- [44] Flynn, H.C., Meharg, A.A., Bowyer, P.K. och Paton, G.I. (2003) Antimony bioavailability in mine soils. *Environmental Pollution*, 124: 93-100
- [45] Mok, W.-M. och Wai, C.M. (1990) Distribution and mobilization of arsenic and antimony species in the Coeur D'Alene River, Idaho. *Environmental Science & Technology*, 24(1): 102-108
- [46] Brannon, J.M. och Patrick, Jr. W.H. (1985) Fixation and mobilization of antimony in sediments. *Environmental Pollution*, B9: 107-126

-
- [47] Tessier, A., Campbell, P.G.C. och Bisson, M. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51(7): 844-851
- [48] Karlsson, S., Håkansson, K. och Allard, B. (1987) Simultaneous dissolution of organic acids in a sequential leaching of sediment bound trace metals. *Journal of Environmental Science and Health Part A – Environmental Science and Engineering & Toxic and Hazardous Substance Control*, 22(6): 549-562
- [49] Rapin, F. och Förstner, U. (1983) Sequential leaching techniques for particulate metal speciation. The selectivity of various extractants. Proceedings International Conference on Heavy Metals in the Environment 4, Heidelberg, Edinburgh CEP Consultants Cop., 1074-1077
- [50] Kheboian, C. och Bauer, C.F. (1987) Accuracy of selective extraction procedures for metal speciation in model aquatic sediments. *Analytical Chemistry*, 59: 1417-1423
- [51] Nirel, P.M.V. och Morel, F.M.M. (1990) Pitfalls of sequential extractions. *Water Research*, 24(8): 1055-1056
- [52] Clevenger, T.E. (1990) Use of sequential extraction to evaluate the heavy metals in mining waste. *Water, Air and Soil Pollution*, 50: 241-254
- [53] Carlsson, E. (2000) Geochemical effects of soil cover remediation on sulphide-rich tailings at the Kristineberg mine, northern Sweden. Licentiatavhandling 2000:43, Institutionen för Samhällsbyggnad, Luleå Tekniska Universitet
- [54] Li, X., Coles, B.J., Ramsey, M.H. och Thornton, I. (1995) Sequential extraction of soils for multielement analysis by ICP-AES. *Chemical Geology*, 124: 109-123
- [55] Bellanca, A., Hauser, S., Neri, R. och Palumbo, B. (1996) Mineralogy and geochemistry of Terra Rossa soils, western Sicily: Insights into heavy metal fractionation and mobility. *The Science of the Total Environment*, 193: 157-167
- [56] Abanades, S., Flamant, G., Gagnepain, B. och Gauthier, D. (2002) Fate of heavy metals during municipal solid waste incineration. *Waste Management & Research*, 20: 55-68
- [57] Bruder-Hubscher, V., Lagarde, F., Leroy, M.J.F., Coughanowr, C. och Enguehard, F. (2002) Application of a sequential extraction procedure to study the release of elements from municipal solid waste incinerator bottom ash. *Analytica Chimica Acta*, 451: 285-295
- [58] Jones, W.P. och Jandik, P. (1991) Controlled changes of selectivity in the separation of ions by capillary electrophoresis. *Journal of Chromatography*, 546: 445-458
- [59] Romano, J., Jandik, P., Jones, W.R. och Jackson, P.E. (1991) Optimization of inorganic capillary electrophoresis for the analysis of anionic solutes in real samples. *Journal of Chromatography*, 546: 411-421
- [60] Svensk standard SS 02 81 99. Vattenundersökningar- Riktlinjer för bestämning av totalt organiskt kol (TOC) i vatten
- [61] Svensk standard SS 02 81 13. Vattenundersökningar – Bestämning av torrsubstans och glödningsrest i vatten, slam och sediment

- [62] Svensk Standard (1994) Markundersökningar – Bestämning av pH. SS-ISO 10 390
- [63] Parkhurst, D.L. och Appelo, C.A.J. (1999) User's guide to PHREEQC (Version 2) – A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. Water Resources Investigations Report 99-4259, U.S. Geological Survey, Denver, CO, USA
- [64] Ball, J.W. och Nordstrom, D.K. (1991) User's manual for WATEQ4F, with revised thermodynamic database and test cases for calculating speciation of major, trace and redox elements in natural waters. Report 91-183, US Geological Survey
- [65] Kida, A., Noma, Y. och Imada, T. (1996) Chemical speciation and leaching properties of elements in municipal incinerator ash. *Waste Management*, 16(5/6): 527-536
- [66] Kim, S.-Y., Tanaka, N. och Matsuto, T. (2002) Solubility and adsorption characteristics of Pb in leachate from MSW incinerator bottom ash. *Waste Management & Research*, 20: 373-381
- [67] Johnson, C.A., Brandenberger, S. och Baccini, P. (1995) Acid neutralizing capacity of municipal waste incinerator bottom ash. *Environmental Science & Technology*, 29: 142-147

Bilagor

- A. Anläggningsbeskrivningar
- B. Askfotografier
- C. Totalhalter
- D. Mättnadsindex

A Anläggningsbeskrivningar

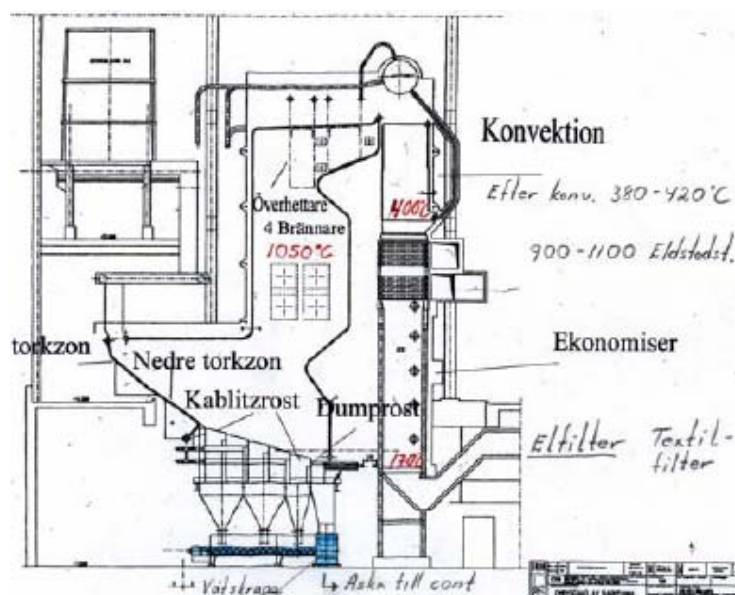
Bilaga A har författats av Anna Öhrström och Åsa Rodin (ÅF-Process AB) inom ramen för Värmeforsks projekt "Gasbildning i aska" (Q4-291).

- | | |
|--------------|--------------------|
| A.1. | Braviken |
| A.2. | Eskilstuna |
| A.3. | Händelö P13 |
| A.4. | Händelö P14 |
| A.5. | Högdalen |
| A.6. | Kiruna |
| A.7. | Lidköping |
| A.8. | Linköping |
| A.9. | Munksund |
| A.10. | Nynäshamn |
| A.11. | Sundsvall |
| A.12. | Södertälje |
| A.13. | Umeå |
| A.14. | Västerås |

A.1 Braviken

Allmän beskrivning

Panna
65 MW, Rörl. kablitzrost, Svenska Maskinverken, 1977. Ombyggd 1995 av Kvaerner.
Bränslen
48% DIP-slam, 32% bark, 16% RT-flis, 3% DIP-reject, samt eget fallande brännbart
Tillsatser
Ammoniak 25 kg/h ammoniaklösning I textilfilter: 70 kg/dygn aktivt kol och 1 400 kg/dygn hydratkalk
Torr rökgasrening
Elfilter Textilfilter, med tillsatser
Askor
Bottenaska: 71 ton/dygn (60%TS) Flygaska: Elfilter 35 ton/dygn (70% TS), Textilfilter 1,4 ton/dygn (100% TS)



Figur 17. Rosterpanna, Braviken

Figure 17. Grate fired boiler, Braviken

Bränslehanteringen

Det finns magnetiska avskiljare till bränslet innan dagfickan för barken, RT-fliset, rejektet samt det eget fallande brännbara bränslet.

Askhanteringen

Bottenaskan från rosten faller ned i släckvatten och förs sedan vidare till container. Den torra rökgasreningen efter pannan består både av ett elfilter och ett slangfilter. Rökgasen håller en temperatur om 170°C i elfiltret. Temperaturen på flygaskan vid elfiltrets utmatning är ca 40°C.

Även i slangfiltren är temperaturen på rökgasen ca 170°C. Aktivt kol tillsätts samt hydratkalk. Avskild flygaska, kol och kalk matas ut ur botten på filtren och transporteras via bandtransportörer till en uppsamlingscontainer.

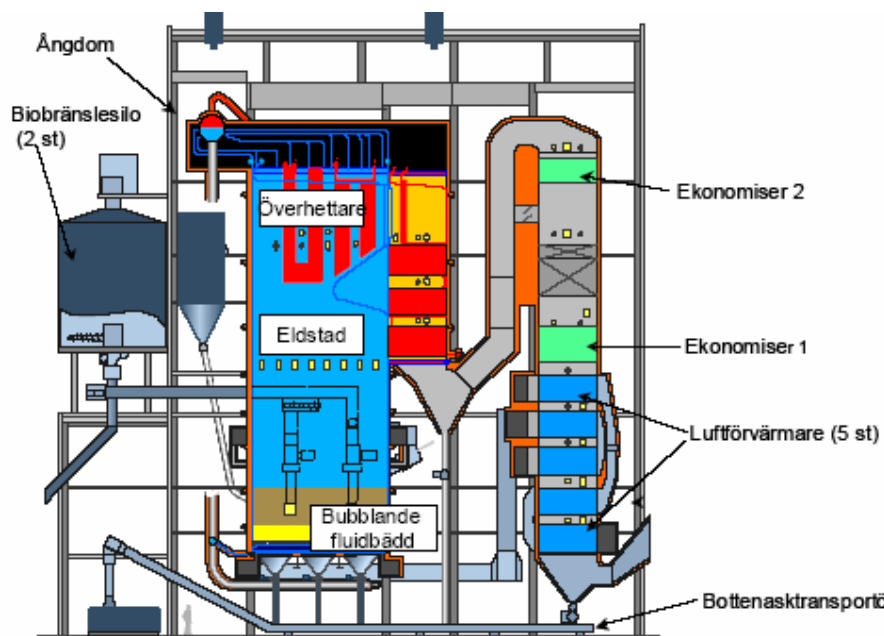
Flygaskorna transporteras torrt till asksilos. I samband med utmatningen från silos till container befuktas askan. Ingen metallavskiljning av askan sker.

Askan går nu till deponi, men försök att fylla igen gruvgångar med flygaskan skall inledas.

A.2 Eskilstuna

Allmän beskrivning

Panna
110 MW _t , BFB, Kvaerner
140 bar, 540 °C, 41 kg/s
Bränslen
Flis bark salix grot
Under askprovtagningen: Grot 55%, Bark 25%, Spån 15%, Salix 5%
Tillsatser
Ammoniak 180 l/h
Torr rökgasrening
Elfilter.
Askor
Bottenaska: 21,4 ton/dygn
Flygaska: 22 m ³ /dygn



Figur 18. BFB, Eskilstuna

Figure 18. BFB, Eskilstuna

Bränslehanteringen

Biobränslet innehåller en hel del metallföremål när det anländer till Vattumannen KVV. Innan bränslet matas in i pannan går det genom ett skivsäll, där stora bränslebitar, sten och andra föremål sållas ut. Det utsållade materialet tas tillbaka av bränsleleverantören. Därefter går bränslet genom en magnetisk metallseparator, där diverse metallföremål sorteras ut. Det finns ingen separator för icke magnetisk metall, och aluminiumsmältor kan därför hittas i pannan.

Askhanteringen

Bottenaskan faller ned till en torr bottenasktransportör, där en askskrapa för bort askan. Bottenaskan anländer helt torr till en container.

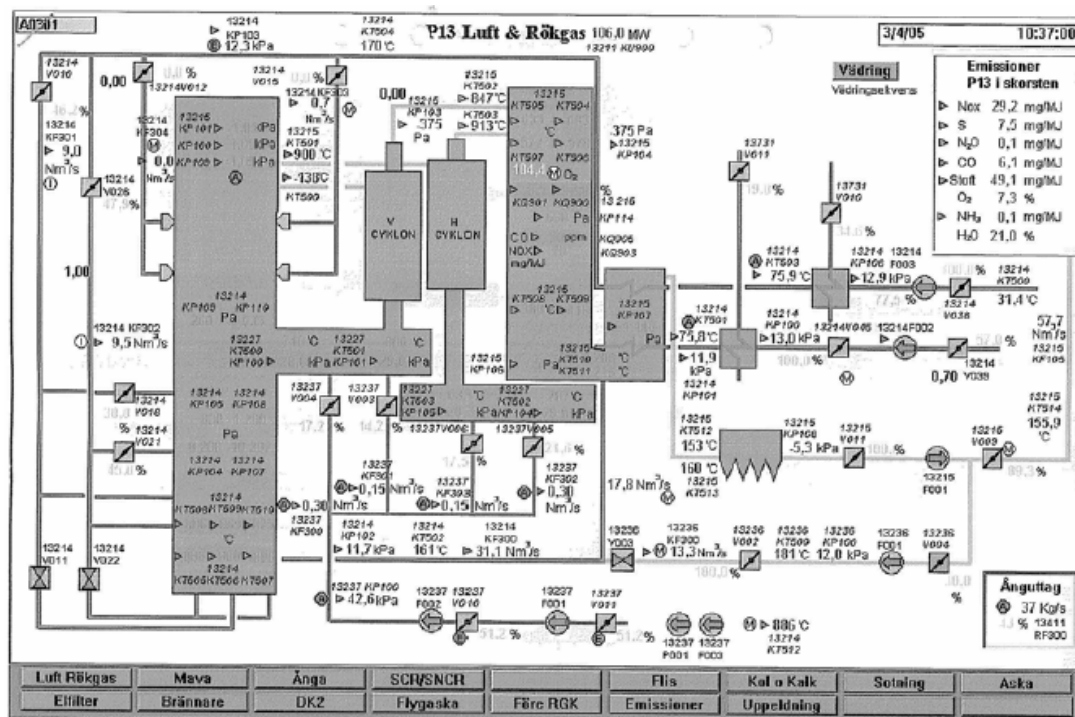
Flygaskan förs från elfiltret mha en luftkanon till en asksilo, där den förvaras torr. I samband med att askan matas ut för borttransport, befuktas flygaskan med ca 40% vatten.

Nu används både flygaskan och bottenaskan för sluttäckning av en deponi, men det finns planer på att använda bottenaskan som fyllning i rörgravar till fjärrvärmenät. Lyckade försök är genomförda, men tillstånd saknas än så länge.

A.3 Händelö P13

Allmän beskrivning

Panna
125 MWth, CFB Tampella (Kvaerner), 1993 540°C, 110 bar, 42 kg ånga/s
Bränslen
Träflis, gummiflis Under askprovtagningen: 100% träflis
Tillsatser
Kalk tillsätts bädden för absorption av svavel. Ammoniak tillsätts för NO _x -reduktion.
Torr rökgasrening
Elfilter.
Askor
Bottenaska: 12,6 ton/dygn Flygaska: 24 ton/dygn



Figur 19. P13, CFB, Händelöverket

Figure 19. P13, CFB, Händelöverket

Bränslehanteringen

Biobränsle krossas (GROT) eller huggs (ved) och transporteras till en stor stack. Från stacken går bränslet via en kross och magnetavskiljning före transport till silo. Från silo transporteras bränslet vidare till pannan. Gummiflis har egen inmatningslinje till pannan.

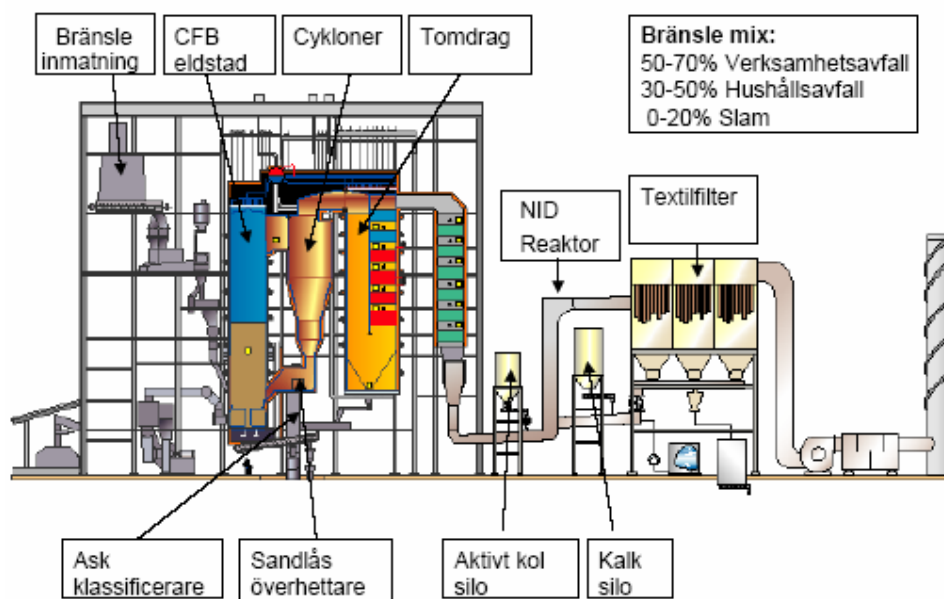
Askhanteringen

Bottenaska kommer från eldstadsbotten och från vändschakt. En trumsikt används för att sälla en del av bottenaskan och finfraktionen recirkuleras till pannan. Flygaskan kommer från elfiltret.

A.4 Händelö P14

Allmän beskrivning

Panna
75 MWth, CFB Aker Kvaerner, 2002 470°C, 65 bar, 27,5 kg ånga/s
Bränslen
Hushållsavfall, industriavfall Under askprovtagningen: 50 % hushållsavfall, 50 % industriavfall
Tillsatser
Ammoniak tillsätts för NO _x -reduktion. Kalk och aktivt kol tillsätts i NID-reaktor innan slangfilter
Våt-torr rökgasrening
Slangfilter
Askor
Bottenaska: 53,8 ton/dygn Flygaska: 50,4 ton/dygn



Figur 20. P14, CFB, Händelöverket

Figure 20. P14, CFB, Händelöverket

Bränslehanteringen

Avfallet går genom förkrossning, malning i hammarkvarn, magnetavskiljare och blandas sedan om. Efter omblandningen passerar bränslet en virvelströmsseparator som tar bort icke magnetiska metaller innan bränslet går in till pannan.

Askhanteringen

Bottenaskan siktas och finandel skickas till pannan. Grövre fraktion siktas ytterligare i vindsikt varav finandel går till pannan och grövre andel till askutmatning tillsammans med aska från vändschakt. Flygaskan matas ut från slangfilter.

A.5 Högdalen

Allmän beskrivning

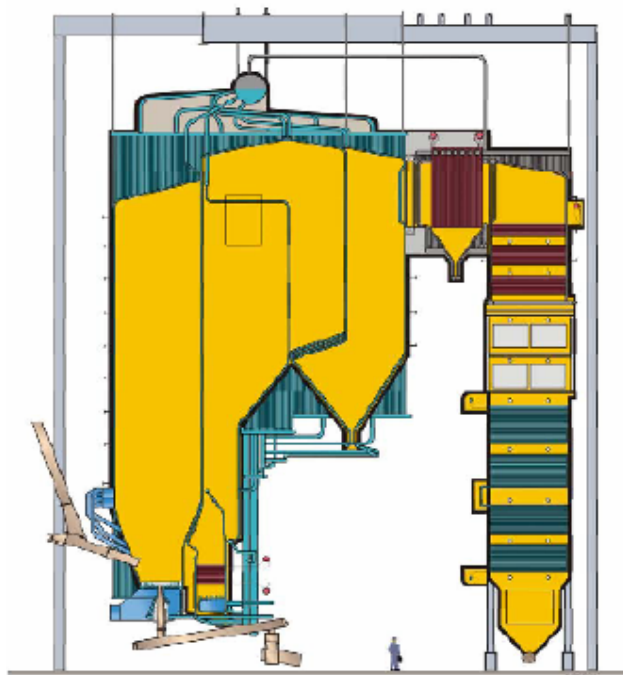
Panna
91,2 MWth, CFB Foster Wheeler, 1999 480°C, 59 bar, 31,8 kg ånga/s
Bränslen
Industriavfall Under askprovtagningen: 100 % industriavfall
Tillsatser
Aska från PFBC i Värtan används som bäddmaterial istället för Rådasand. Ammoniak tillsätts för NO _x -reduktion. Kalk och aktivt kol tillsätts i NID-reaktor.
Våt-Torr rökgasrening
Slangfilter
Askor
Bottenaska: 40-50 ton/dygn Flygaska: 40-50 ton/dygn

Beskrivning av bränslehantering

Bränslet tippas ned i en tippficka från lastbilarna. Från tippfickan transporteras bränslet först via ett skivsäll och därefter en magnetavskiljare. Bränslet passerar sedan ytterligare säll där rejektet går till en kvarn för bearbetning innan det återförs till bränsleströmmen igen. Bränslet lagras i två silos på 4 000 m³ vardera. Från dessa silo skruvas bränslet vidare till transportband. Efter att bränslet passerat ytterligare en magnetavskiljare fördelas det på tre mellanlagringssilos, en för varje inmatningslinje i pannan. Bränslehanteringen har byggts om i flera steg för att bättre klara av bränslet.

Beskrivning av askhantering

Askutmatning till bottenasksilo sker från eldstadsbotten samt från vändschaktet, en del av bottenaskan recirkuleras genom att en trumsikt sällar ut en finare fraktion. Flygaska samlas upp från kanalböjen innan NID-reaktorn samt från slangfiltret. Flygaskprovet togs på aska från slangfiltret.



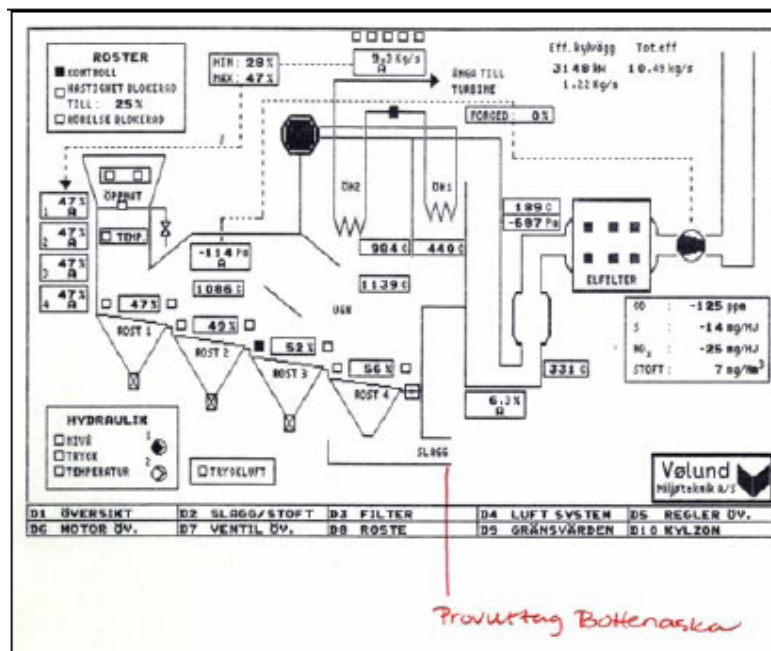
Figur 21. CFB, Högdalenverket, Stockholm

Figure 21. CFB, Högdalenverket, Stockholm

A.6 Kiruna

Allmän beskrivning

Panna
27 MW, rost, Generator. Ombyggd till avfallspanna av Vöhlunds, 2001
Bränslen
Hushållsavfall, ibland blandat med verksamhetsavfall Under askprovtagningen: endast hushållsavfall.
Tillsatser
Inga tillsatser.
Torr rökgasrening
Elfilter
Askor
Bottenaska: 65 ton/dygn (fuktig) Flygaska: ca 5,5 ton/dygn (torr)



Figur 22. Rosterpanna, Kiruna

Figure 22. Grate fired boiler, Kiruna

Bränslehanteringen

Sedan ombyggnationen av Panna 3 eldas hushållsavfall, ibland med inblandning av verksamhetsavfall. Hushållsavfallet matas in i pannan utan att någon beredning sker. När verksamhetsavfall eldas kan det vid behov krossas till mindre bitar.

Askhanteringen

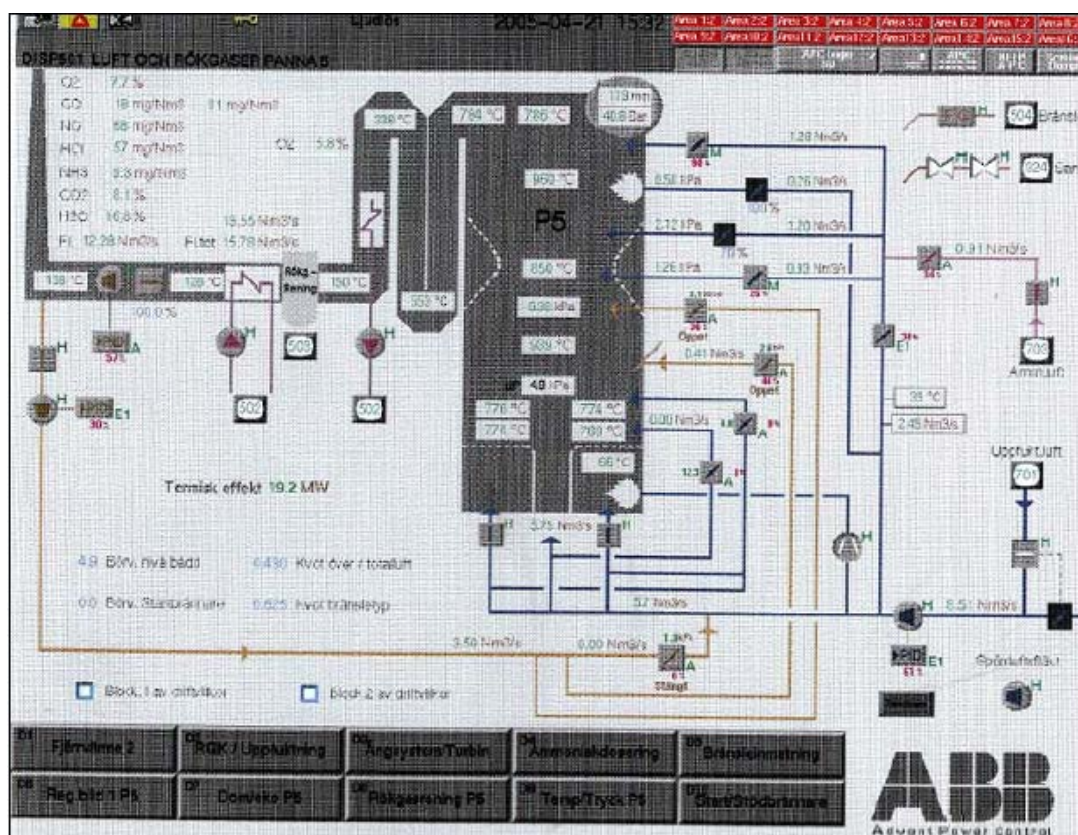
Bottenaskan faller ned från rosten i släckvatten och matas därefter ut till ett slaggrum. Slaggen matas ut och körs iväg till bolagets egen tipp där den mellanlagras. Efter att slaggen siktats och metallen avskiljts används den till bla fyllning av vägar.

Flygaskan från elfiltret töms i en container, utan att befuktas, varefter den körs till deponi.

A.7 Lidköping

Allmän beskrivning

Panna
20 MWth, BFB Kvaerner, 2002
250°C, 40 bar, 31 ton/h
Bränslen
Hushållsavfall, grovavfall och RT-flis.
Under askprovtagningen: 30% industriavfall och 70% hushållsavfall
Tillsatser
Ammoniak tillsätts för NO _x -reduktion.
Släckt kalk och aktivt kol tillsätts.
Torr rökgasrening
Slangfilter
Askor
Bottenaska: 12 ton/dygn
Flygaska: 4,5 ton/dygn



Figur 23. BFB, Lidköping

Figure 23. BFB, Lidköping

Bränslehanteringen

Inkommet hushållsavfall tippas i en mottagningsficka där stora föremål plockas bort med en kran innan det matas in i en kvarn för malning. Efter malning transporteras avfallet genom en magnetavskiljare för utsortering av metaller. Bränslet transporteras sedan till silos som motsvarar två dygns bränslebehov. Grövre material sorteras separat och mals i särskilda kvarnar innan det går till magnetavskiljare och bränslesilos.

Askhanteringen

Aska matas ut från vändschakt och från eldstadsbotten och dessa två askor blandas sedan innan deponering. En del av sanden i bottenaskan returneras till pannan med hjälp av ett trumsåll. Flygaskan kommer från cykloner, reaktorn där kalk och aktivt kol blandas in samt från slangfilter. Dessa tre askor blandas sedan med slam från vattenreningen. Flygaskprovet är taget på aska från slangfiltret och provet på cyklonaskan består enbart av cyklonaska.

A.8 Linköping

Allmän beskrivning

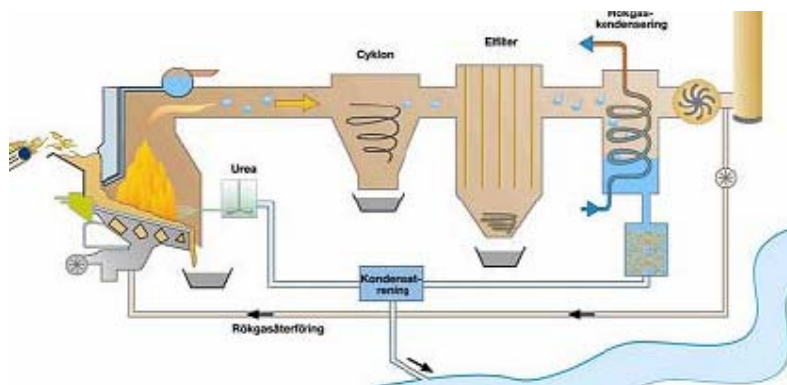
Panna
65 MW, Rörlig roter, Svenska Maskinverken 1963. Ombyggd 1984 av von Rolls 475°C, 60 bar
Bränslen
50% RT-flis, 28% plastrejekt från Fiskeby, 22% bark
Tillsatser
ca 55 kg/h torr urea (=130 l/h)
Torr rökgasrening
Cyklon Elfilter
Askor
Bottenaska: 33,6 ton/dygn (befuktad) (20,4 torr) Cyklonaska: 7,2 ton/dygn (befuktad) (4,8 torr) Elfilter: 6 ton/dygn (befuktad) (3,6 torr)

Bränslehanteringen

Barken och RT-fliset krossas om det anländer till anläggningen i för stora bitar. Det finns ingen metallseparering innan bränslet matas in i pannan.

Askhanteringen

Bottenaskan faller ned i släckvatten och matas sedan ut till en slaggvagn. Cyklonaskan leds till ett trumsåll där den delas upp i två fraktioner. Den grövre fraktionen återförs till pannan medan finfraktionen befuktas innan den faller ned i en uppsamlingscontainer. Askkan från elfiltret behandlas på samma sätt som cyklonaskan. Cyklon- och elfilteraskorna blandas aldrig.



Figur 24. Rosterpanna, Linköping

Figure 24. Grate fired boiler, Linköping

Vare sig bottenaskan eller flygaskan går igenom någon metallseparator. Bottenaskan används delvis som fyllnadsmaterial, bla vid bygget av nya pannan vid Gärsstadverket. Flygaskorna skall på försök skickas till Norge där det kommer blandas med restprodukter från tillverkning av svavelsyra för att sedan användas som fyllnadsmaterial av ett kalkbrott. I övrigt skickas all aska till deponi.

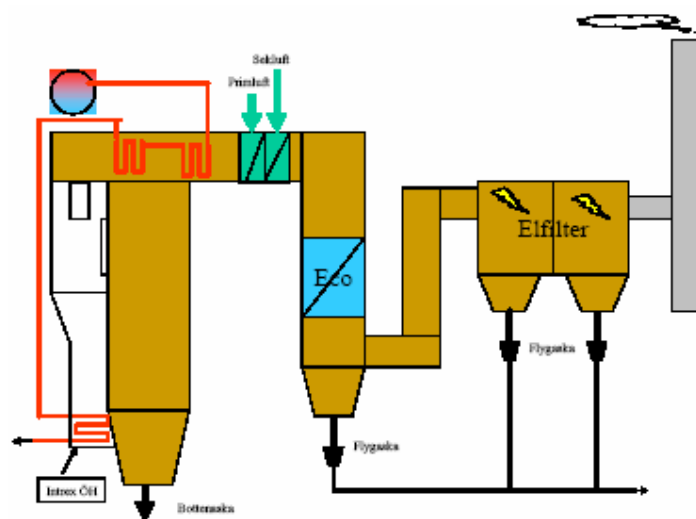
Ändrade driftförhållanden vid provtagningen av aska

Under våren 2005 har sekundärluftsfläkten varit ur funktion, och istället har en rökgasrecirkulationsfläkt varit omkopplad och fått fungera som sekundärluftsfläkt. Så var också fallet under provtagningen till projektet. Förändringen har lett till något ökade CO- och NO_x-halter, men i övrigt har förbränningen och miljövärdena varit normala.

A.9 Munksund

Allmän beskrivning

Panna
98 MW _{th} , CFB, Foster Wheeler, 2002 480°C, 60 bar, 140 ton ånga/h
Bränslen
ca 25% spån och torrflis, ca 70% bark, ca 5% Wellrejekt Vid driftstörningar och drift över 80% last eldas olja.
Tillsatser
Inga tillsatser
Torr rökgasrening
Elfilter.
Askor
Bottenaska: 8-10 ton/dygn Flygaska: 5,5 ton/dygn



Figur 25. CFB, Munksund

Figure 25. CFB, Munksund

Bränslehanteringen

Wellrejectet går igenom både en magnetisk avskiljare och en virvelströmsmagnet innan det matas in i pannan tillsammans med biobränslet.

Askhanteringen

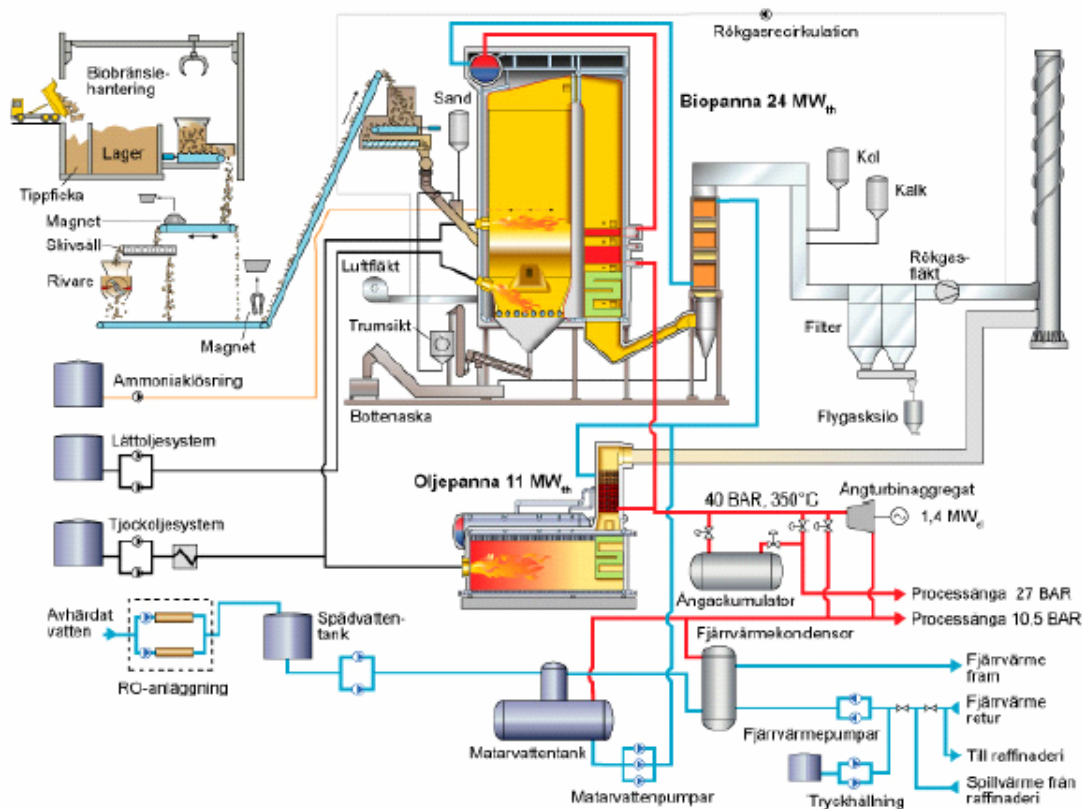
Bottenaskan leds via ett vattenfyllt slaggband till en container. Flygaskan från ekonomisern och elfiltret går via asksändare till en flygasksilo, där det mellanlagras. I samband med lastning till lastbil befuktas flygaskan.

All flygaska används som tätskikt på gruvdeponier. En del av bottenaskan går till deponi och en del används som fyllnad till olika byggnadsprojekt.

A.10 Nynäshamn

Allmän beskrivning

Panna
24 MWth, BFB Kvaerner Power, 2004 350°C, 40 bar, 9,4 kg ånga/s
Bränslen
RT-flis. Under askprovtagningen: 100 % RT-flis
Tillsatser
Ammoniak tillsätts för NO _x -reduktion. Aktivt kol och kalk tillsätts.
Torr rökgasrening
Slangfilter
Askor
Bottenaska: 2 ton/dygn Flygaska: 4 ton/dygn



Figur 26. BFB, Nynäshamn

Figure 26. BFB, Nynäshamn

Bränslehanteringen

Från bränslelagret går bränslet genom en magnet och ett skivsäll, det material som är för stort passerar en rivare. Därefter går bränslet förbi ytterligare en magnet innan det transporteras in till pannan.

Askhanteringen

Bottenaska kommer från eldstadsbotten, en trumsikt används för att recirkulera en del av bottenaskan. Aska matas också ut från vändschaktet under ekonomiser och det askflödet går till flygaskilon, dit också slangfilteraskan går.

A.11 Sundsvall

Allmän beskrivning

Panna
18 MWth, CFB Götaverken Energy AB, 1984 270°C, 33 bar, 8 kg ånga/s
Bränslen
30-50% verksamhetsavfall, 30-50% hushållsavfall, 10-15% spån
Tillsatser
Dolomit tillsätts i eldstaden Ammoniak tillsätts för reduktion av NO _x Kalk tillsätts innan slangfilter
Torr rökgasrening
Slangfilter
Askor
Bottenaska: 10 ton/dygn Flygaska: 10 ton/dygn

Bränslehanteringen

Verksamhetsavfall och hushållssopor krossas i en anläggning utanför kraftvärmeverket där bränslet också får passera magnetavskiljare innan transport till kraftvärmeverket.

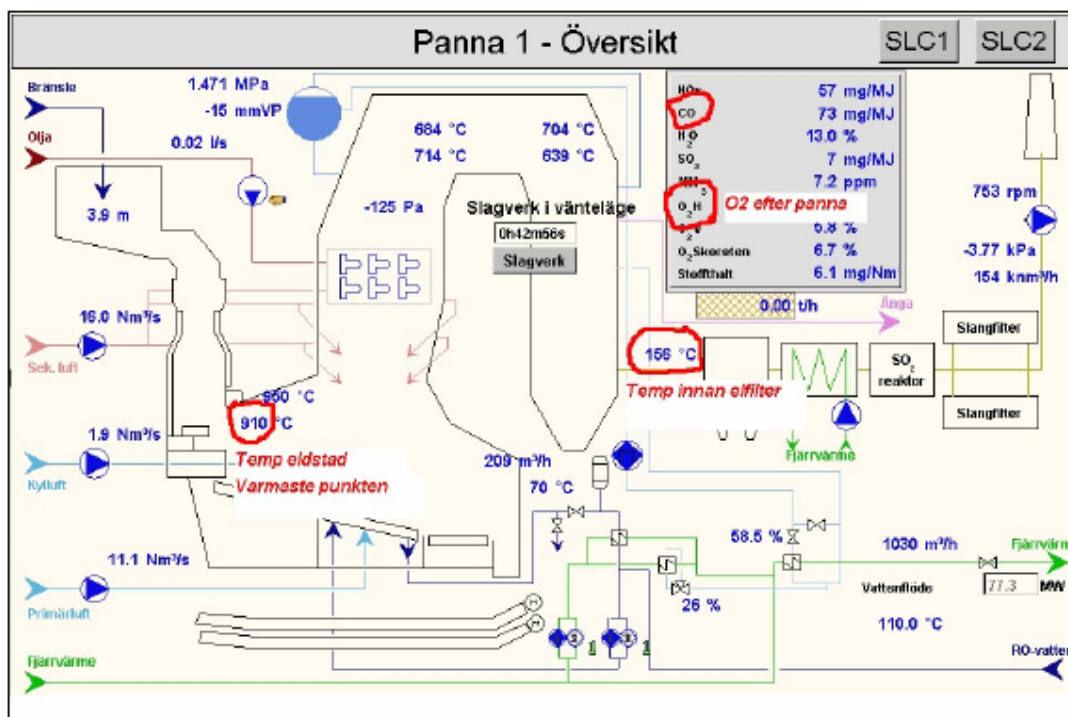
Askhanteringen

Bottenaskan matas bara ut från eldstadsbotten. En del av bottenaskan får passera en sikt för att avskilja överstort material, den fina fraktionen recirkuleras sedan tillbaka till pannan. Flygaskan består av aska från elfilter och slangfilter som blandas vid utmatning till askcontainer. Flygaskprovet togs från containern med blandade flygaskor.

A.12 Södertälje

Allmän beskrivning

Panna
Hetvattenpanna, 85 MW, rost, Svenska Maskinverken. Ombyggd 1997, från kolpulvereldad 15 bar, ca 200°C
Bränslen
60% Utsorterat avfall (bränslekross av utsorterat papper, plast och trä från verksamhets- och industriavfall) och 40% bränslekrosspellets
Tillsatser
Urea 150 l/h
Torr rökgasrening
Elfilter Halvtorr skrubber Slangfilter
Askor
Bottenaska 45-60 ton/dygn (torr) Elfilteraska 10-15 ton/dygn (torr)



Figur 27. Rosterpanna, Igelstaverket, Södertälje

Figure 27. Grate fired boiler, Igelstaverket, Södertälje

Bränslehanteringen

Bränslet går igenom en magnetisk avskiljare innan det matas in i panna.

Askhanteringen

Bottenaskan faller ned i släckvatten och matas sedan ut till container. Ungefär 99% av flygaskan avskiljs i elfiltret. Flygaskan transporteras i torrt skick ända till utlastningen till lastbil, där den befuktas. Flygaskan från slangfiltret innehåller mest kalk, vilket tillsatts i den halvtorra skrubbern innan slangfiltret.

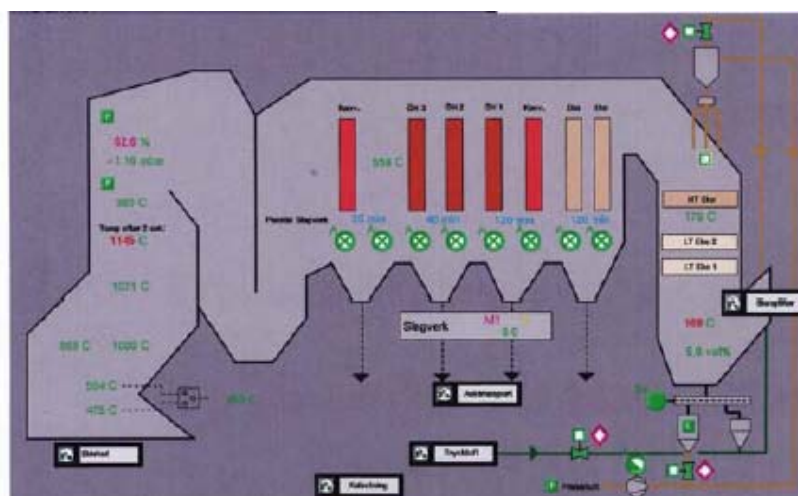
Det finns ingen metallavskiljning på askorna vid värmeverket. Både bottenaskan och flygaskan går till Tvetadeponi, där den används till sluttäckning av tippen.

Askproverna som ingått i projektet är tagna från elfiltret, och inga tillsatser är doserade innan.

A.13 Umeå

Allmän beskrivning

Panna
65 MW _t , rost, von Roll, 2000 40 bar, 400°C, ca 78 ton ånga/h
Bränslen
hushållsavfall ca 60%, verksamhetsavfall ca 40% 20 ton bränsle/h
Tillsatser
Ammoniak normalt, ej under askprovtagningen Aktivt kol (ca 200 kg/dygn) och CaCO ₃ (ca 3,5 ton/dygn) tillsätts innan slangfilter.
Torr rökgasrening
Slangfiter
Askor
Bottenaska: ca 60 ton/dygn (ca 10% vatten) Flygaska-slam: ca 12 ton/dygn (ca 20% vatten)



Figur 28. Rosterpanna, Dåva, Umeå

Figure 28. Grate fired boiler, Dåva, Umeå

Bränslehanteringen

Dåvamyran eldar ca 40% verksamhetsavfall och ca 60% hushållsavfall. Man eftersträvar att storleken på verksamhetsavfallet skall vara ca 40-80 cm. Ingen särskild bränsleberedning finns.

Askhanteringen

Bottenaskan faller ned i en slaggutmatare där askan släcks. Därefter faller askan vidare ned på ett transportband. Magnetiskt material avskiljs med hjälp av en bandmagnet. Slaggen lagras därefter i ca 3 månader och används som fyllningsmaterial för interna byggen. Innan dess behandlas den ytterligare, dels med en magnetisk avskiljare och dels

sorteras stora slaggbitar ut. De stora fraktionerna, där man har konstaterat att det mesta icke-magnetiska materialet finns i, får gå genom en virvelströmsavskiljare för utsortering av icke-magnetiska metaller.

Flygaskan från slangfiltret blandas med askan från botten av konvektionsdelen. Slam från vattenreningen blandas också ihop med askan, och proportionerna är ca 80 (vikt)% aska och 20 (vikt)% slam. Vattnet i vattenreningen är dels surt vatten från skrubbern och dels från spolvatten från anläggningen. I vattenreningen tillsätts pH-reglerande medel samt flockningsmedel. Inget av dem innehåller aluminium. Produkten från flockningen sedimenteras ut och pumpas vidare till askbehållaren där det fungerar som stabiliseringsmedel för askan. Blandningen förvaras i en behållare. Vatteninnehållet är ca 10%.

Flygaska-slamblandningen läggs än så länge på deponi, men man letar efter nya alternativ för den.

A.14 Västerås

Allmän beskrivning

Panna
157 MWth, CFB Foster Wheeler, 2000 540°C, 37 bar, 48 kg ånga/s
Bränslen
Stamved, bark, spån, torv, RT-flis, GROT och torrflis Under askprovtagningen: 24 energi% torv, 27 energi% bark, 16 energi% stamved, 22 energi% träspån, 11 energi% RT-flis
Tillsatser
Kalksten tillsätts bädden för absorption av svavel när svavelhaltiga bränslen som exempelvis kol eldas. Vattenfri ammoniak tillsätts före katalysator (12 kg/h).
Torr rökgasrening
Slangfilter
Askor
Bottenaska: 12,6 ton/dygn Flygaska: 42,2 ton/dygn

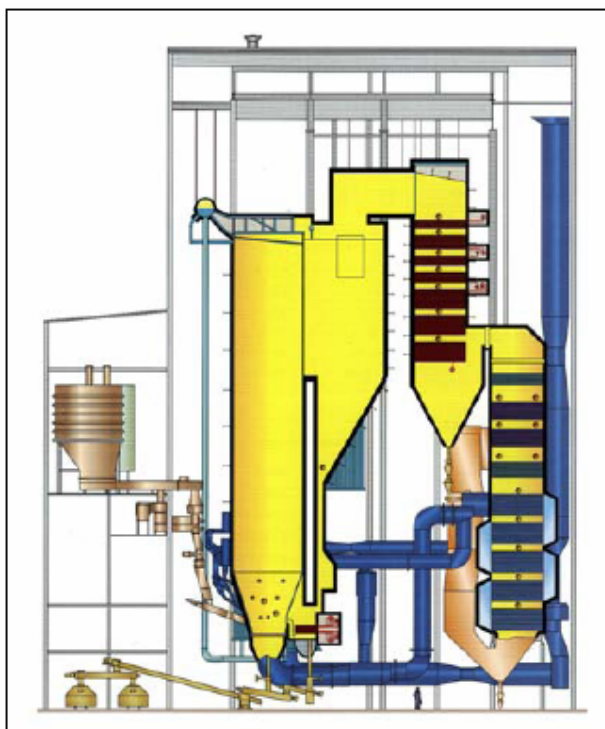
Beskrivning av bränslehantering

Bränslet lagras öppet på plan och läggs i mottagningsficka med lastmaskin. Bränslet passerar kross, sikt och magnetavskiljare. Matningen till pannan sker antingen direkt efter krosshuset eller via en större lagersilo. Inne i pannhuset finns två bränslelinjer som försörjer två skruvar vardera till bädden.

Beskrivning av askhantering

Flygaska samlas huvudsakligen in efter slangfilter och en mindre del från lågpunkter i konvektionsdelen. Askan blåses till asksilo där den lagras torr. Utmatning av flygaskan kan ske vått via paddelverk, torrt via bulkutmatning eller genom en av de två askblandare som finns för inblandning av bindemedel och tillverkning av produkt. Bottensanden matas ut i eldstadsbotten via skrapredlar till container. Containern töms dagligen (inget vatten tillsätts). Bäddsanden hanteras sedan med lastmaskin, antingen

för direkt upplastning på lastbil eller i ballastficka för inblandning med flygaskan i askblandaren.



Figur 29. CFB, Västerås

Figure 29. CFB, Västerås

B Askfotografier

Umeå



Umeå botten



Umeå flyg

Kiruna



Kiruna botten



Kiruna flyg

Sundsvall



Sundsvall botten



Sundsvall flyg

Lidköping



Lidköping botten



Lidköping cyklon



Lidköping vändschakt



Lidköping flyg

Söderenergi



Söderenergi botten



Söderenergi flyg

Händelö P14



Händelö P14 botten



Händelö P14 vändschakt



Händelö P14 flyg

Händelö P13



Händelö P13 botten



Händelö P13 flyg

Nynäshamn



Nynäshamn botten



Nynäshamn vändschakt



Nynäshamn flyg

Mälarenergi



Mälarenergi botten



Mälarenergi flyg

Munksund



Munksund botten



Munksund flyg

Braviken



Braviken botten



Braviken elfilter

Eskilstuna



Eskilstuna botten



Eskilstuna flyg

Linköping



Linköping botten

Högdalen



Högdalen botten



Högdalen flyg

C Analysdata

C.1 Totalhalter

Element	Enhet	Umeå flyg	Kiruna botten	Kiruna flyg	Sundsvall botten	Sundsvall flyg
TS	%	99,9	84,8	99,6	100	99,6
SiO ₂	% TS	21,2	44,8	18,1	67,1	21,1
Al ₂ O ₃	% TS	8,25	14	10,3	7,48	10,6
CaO	% TS	26,6	13,2	24,2	11,7	33,7
Fe ₂ O ₃	% TS	4,04	12,6	5,55	2,89	3,22
K ₂ O	% TS	4,31	1,65	5,77	2,11	1,9
MgO	% TS	2,36	2,31	2,42	2,65	6,78
MnO	% TS	0,185	0,189	0,196	0,119	0,229
Na ₂ O	% TS	5	4,44	7,17	5,43	3,06
P ₂ O ₅	% TS	1,37	1,23	1,46	0,57	1,2
TiO ₂	% TS	2,27	1,23	1,89	0,725	1,58
Summa	% TS	75,6	95,6	77,1	100,8	83,4
LOI	% TS	14,7	3,2	15,6	-0,1	10,1
As	mg/kg TS	131	25,9	136	47,8	84,6
Ba	mg/kg TS	1 780	1 630	1 180	1 410	1 690
Be	mg/kg TS	1,19	1,99	1,26	1,39	1,08
Cd	mg/kg TS	179	6,27	380	2,84	27
Co	mg/kg TS	70,1	59,3	29,7	18,3	26,5
Cr	mg/kg TS	1 050	649	707	370	483
Cu	mg/kg TS	1 270	3 680	2 400	4 370	4 130
Hg	mg/kg TS	3,65	0,0924	4,67	<0,01	0,832
La	mg/kg TS	15,2	35,7	22,4	20,3	14,2
Mo	mg/kg TS	34,7	26,6	38,4	8,7	31,4
Nb	mg/kg TS	13	8,21	8,93	9,67	10,5
Ni	mg/kg TS	94,2	120	150	280	154
Pb	mg/kg TS	3 170	2 750	6 880	870	2 060
S	mg/kg TS	38 400	7 750	35 600	1 440	30 100
Sb	mg/kg TS	1 050	115	1 870	71,7	239
Sc	mg/kg TS	1,77	6,01	2,52	2,17	2,56
Sn	mg/kg TS	310	636	567	131	110
Sr	mg/kg TS	378	325	442	254	364
V	mg/kg TS	41,5	72,9	47	31,3	40
W	mg/kg TS	<60	<60	<60	<60	<60
Y	mg/kg TS	17,1	22	15,8	13	15
Zn	mg/kg TS	26 400	10 600	26 900	4 640	5 040
Zr	mg/kg TS	185	227	197	304	140
Cl	%	9	0,4	13,3	<0,1	8,1

Element	Enhet	Lidköping botten	Lidköping cyklon	Lidköping vändschakt	Lidköping flyg	P14 botten
TS	%	100	99,9	100	98,5	100
SiO2	% TS	64,1	37,4	61	8,19	64,7
Al2O3	% TS	9,37	22,1	14,7	5,26	9,73
CaO	% TS	9,78	21,2	9,34	38,4	9,17
Fe2O3	% TS	6,41	5,31	5,51	1,2	4,68
K2O	% TS	2,59	2,12	2,39	3,88	2,11
MgO	% TS	1,26	2,93	1,52	1,96	1,82
MnO	% TS	0,103	0,299	0,148	0,102	0,0839
Na2O	% TS	5,42	3,97	4,53	5,74	6,12
P2O5	% TS	0,423	2,04	0,874	1,37	0,508
TiO2	% TS	0,804	1,68	0,782	0,608	0,593
Summa	% TS	100,3	99	100,8	66,7	99,5
LOI	% TS	0,6	0,6	-1	18,4	0,3
As	mg/kg TS	65,9	23,9	33,6	54,3	52,1
Ba	mg/kg TS	1 550	2 650	1 570	1 480	1 720
Be	mg/kg TS	1,58	1,74	1,62	0,678	1,56
Cd	mg/kg TS	1,49	12,2	4,22	96,9	8,46
Co	mg/kg TS	30,3	34,8	24,6	20,5	21,5
Cr	mg/kg TS	528	580	495	421	361
Cu	mg/kg TS	3 550	6 930	7 620	16 400	10 900
Hg	mg/kg TS	<0,01	0,182	<0,01	4,69	<0,01
La	mg/kg TS	17,1	30,2	23,9	6,85	16,1
Mo	mg/kg TS	23,6	17,9	31,6	28,1	14,2
Nb	mg/kg TS	6,94	12,2	6,58	<6	6,22
Ni	mg/kg TS	153	227	205	75,5	147
Pb	mg/kg TS	563	1 200	926	6 920	1 110
S	mg/kg TS	4 610	10 500	4 650	26 300	6 830
Sb	mg/kg TS	321	191	138	538	228
Sc	mg/kg TS	1,98	3,19	2,35	1,3	1,83
Sn	mg/kg TS	178	130	183	157	141
Sr	mg/kg TS	411	458	285	346	446
V	mg/kg TS	30,2	52,1	35,6	13,2	46,4
W	mg/kg TS	<60	<60	<60	<60	<60
Y	mg/kg TS	12,8	21,7	15	9,96	15,2
Zn	mg/kg TS	2 490	8 120	4 180	10 600	3 290
Zr	mg/kg TS	223	335	267	90,6	602
Cl	%	0,5	2,9	0,5	21,4	0,2

Element	Enhet	P14 vändschakt	P14 flyg	Högdalen botten	Högdalen vändschakt	Högdalen flyg
TS	%	99,9	99,8	100	99,9	100
SiO2	% TS	38,7	23,3	63,1	43,8	20
Al2O3	% TS	10,3	14,7	12,9	11,1	12
CaO	% TS	19,4	27,5	10,5	22,3	32,6
Fe2O3	% TS	9,52	7,65	3,95	4,74	3,55
K2O	% TS	1,93	1,71	2,13	1,66	1,28
MgO	% TS	2,5	2,86	3,63	8,32	4,16
MnO	% TS	0,2	0,22	0,106	0,182	0,156
Na2O	% TS	3,52	3,11	4,13	1,93	1,96
P2O5	% TS	1,07	1,18	0,234	0,352	0,559
TiO2	% TS	1,53	1,7	0,775	1,21	2,4
Summa	% TS	88,7	83,9	101,5	95,6	78,7
LOI	% TS	2,7	9,7	0,6	2,1	6,6
As	mg/kg TS	42	30,4	62,2	146	68,4
Ba	mg/kg TS	2 680	2 880	1 610	2 030	2 900
Be	mg/kg TS	1,35	1,22	2,86	1,73	1,21
Cd	mg/kg TS	18,2	39,8	2,1	6,41	44,1
Co	mg/kg TS	39,7	39,9	20,5	35,3	32,4
Cr	mg/kg TS	772	643	249	415	557
Cu	mg/kg TS	6 220	7 190	14 200	2 610	7 630
Hg	mg/kg TS	<0,01	2,48	<0,01	<0,01	1,36
La	mg/kg TS	18	16,2	24,8	22,7	15,1
Mo	mg/kg TS	43,1	41,8	9,06	15,1	23,3
Nb	mg/kg TS	11	12,1	9,55	11,8	15,5
Ni	mg/kg TS	340	311	85,7	118	156
Pb	mg/kg TS	1 470	2 830	912	746	4 160
S	mg/kg TS	39 800	28 100	2 320	18 900	60 000
Sb	mg/kg TS	504	351	120	219	389
Sc	mg/kg TS	2,27	2,84	3,47	4,97	2,95
Sn	mg/kg TS	243	214	105	134	145
Sr	mg/kg TS	410	439	431	442	549
V	mg/kg TS	70,3	62,7	50,6	77,3	52,8
W	mg/kg TS	<60	<60	<60	<60	<60
Y	mg/kg TS	17,1	16,2	21,5	18,9	20
Zn	mg/kg TS	10 600	11 600	2 690	5 310	8 840
Zr	mg/kg TS	355	238	890	361	281
Cl	%	2,8	7,6	0,2	0,9	6,8

Element	Enhet	Söderenerg i botten	Söderenerg i flyg	Linköping botten	Linköping cyklon	Nynäsham n botten
TS	%	80,8	98,3	99,9	99,5	100
SiO2	% TS	40,8	23,3	55,3	35,3	68,2
Al2O3	% TS	15,8	8,06	17,5	15,9	13,6
CaO	% TS	24	24,9	13,3	11,8	5,28
Fe2O3	% TS	4,74	3,95	7	3,87	3,85
K2O	% TS	0,961	3,52	3,13	2,13	4
MgO	% TS	2,5	2,38	1,94	1,61	1,73
MnO	% TS	0,122	0,126	0,224	0,25	0,125
Na2O	% TS	2,38	5,61	3,46	2,37	4,42
P2O5	% TS	0,735	0,796	0,486	0,667	0,169
TiO2	% TS	2,11	2,42	1,89	1,68	0,574
Summa	% TS	94,1	75,1	104,2	75,6	101,9
LOI	% TS	1,5	17,1	-1,9	23,5	0,1
As	mg/kg TS	22	147	68,3	143	104
Ba	mg/kg TS	3 030	2 260	2 340	1 960	1 180
Be	mg/kg TS	1,57	1,02	1,84	1,18	2,34
Cd	mg/kg TS	0,765	129	0,482	3,84	0,383
Co	mg/kg TS	37,2	42,4	21,1	19,2	12,2
Cr	mg/kg TS	806	605	899	446	308
Cu	mg/kg TS	7 350	2 390	1 360	317	1 890
Hg	mg/kg TS	<0,01	5,07	<0,01	0,0697	<0,01
La	mg/kg TS	15,4	14,6	29,4	21,4	32,8
Mo	mg/kg TS	21,9	34,8	7,09	8,88	<6
Nb	mg/kg TS	10,1	14,3	14,7	6,09	8,37
Ni	mg/kg TS	190	121	147	60,8	24,3
Pb	mg/kg TS	943	7 460	73	278	1 730
S	mg/kg TS	4 900	27 600	444	4 230	620
Sb	mg/kg TS	112	1 600	15,3	25,1	21,7
Sc	mg/kg TS	2,09	<1	4,58	3,73	7,16
Sn	mg/kg TS	131	108	24,4	<20	49,3
Sr	mg/kg TS	632	532	419	336	260
V	mg/kg TS	54,9	45,8	49,5	49	54,6
W	mg/kg TS	<60	<60	<60	<60	<60
Y	mg/kg TS	19,6	16,4	22,7	16,7	23,1
Zn	mg/kg TS	2 400	21 800	1 390	2 360	5 760
Zr	mg/kg TS	696	437	395	196	302
Cl	%	0,2	12	0,1	0,8	<0,1

Element	Enhet	Nynäshamn vändschakt	Nynäshamn n flyg	P13 botten	P13 flyg	Mälarenergi botten
TS	%	100	99,7	100,8	100,3	100
SiO ₂	% TS	62,3	38,8	56	22,8	74
Al ₂ O ₃	% TS	12	8,21	6,66	3,69	7,5
CaO	% TS	9,01	22,3	23,4	42,2	6,49
Fe ₂ O ₃	% TS	3,39	3,14	3,21	9,69	2,27
K ₂ O	% TS	2,95	2,49	3,58	2,16	2,92
MgO	% TS	1,72	2,13	1,19	2,01	0,928
MnO	% TS	0,118	0,191	0,185	0,439	0,159
Na ₂ O	% TS	2,63	2,13	1,93	1	1,63
P ₂ O ₅	% TS	0,198	0,365	0,332	0,973	0,345
TiO ₂	% TS	2,77	2,85	0,215	0,218	0,288
Summa	% TS	97,1	82,6	96,7	85,2	96,5
LOI	% TS	2,3	12,4	3,5	7,6	0,1
As	mg/kg TS	79	392	13,5	26,3	55,4
Ba	mg/kg TS	4 590	3 800	742	820	834
Be	mg/kg TS	1,7	1,81	1,18	0,791	1,64
Cd	mg/kg TS	2,8	20,8	0,29	7,96	0,237
Co	mg/kg TS	19,9	26,5	52	124	5,79
Cr	mg/kg TS	330	651	63,9	101	329
Cu	mg/kg TS	658	864	144	317	365
Hg	mg/kg TS	<0,01	1,97	<0,01	0,137	<0,5
La	mg/kg TS	22,4	17,1	16,8	7,03	25,6
Mo	mg/kg TS	<6	7,34	<6	<6	<6
Nb	mg/kg TS	19,2	17,2	<6	<6	<6
Ni	mg/kg TS	64,6	68,8	18	35,5	15,9
Pb	mg/kg TS	604	1 900	94,8	108	193
S	mg/kg TS	8 450	19 100	790	32 800	1 350
Sb	mg/kg TS	24,7	63,7	8,94	17,3	4,15
Sc	mg/kg TS	4,18	3,56	1,93	1,7	3,14
Sn	mg/kg TS	26,8	24,6	4,75	9,66	7,03
Sr	mg/kg TS	363	430	308	412	256
V	mg/kg TS	43,9	51,6	20,1	23,7	30,9
W	mg/kg TS	<60	<60	<60	<60	<60
Y	mg/kg TS	15,8	14,7	11,3	9,04	16,2
Zn	mg/kg TS	9 890	12 100	14 800	17 200	1 450
Zr	mg/kg TS	168	149	220	113	112
Cl	%	0,1	4	<0,1	0,3	<0,1

Element	Enhet	Mälarenergi flyg	Munksund botten	Munksund flyg	Braviken botten	Braviken elfilter
TS	%	99,9	100	100,2	62,3	99,9
SiO ₂	% TS	54,6	62,3	35,2	30,6	26
Al ₂ O ₃	% TS	10,2	11,3	9,1	13,6	11,2
CaO	% TS	13,8	10,7	27,2	41,3	37,3
Fe ₂ O ₃	% TS	5,26	2,76	2,63	1,32	1,71
K ₂ O	% TS	4,01	7,5	5,44	0,665	1,33
MgO	% TS	2,12	1,47	3,2	5,07	4,5
MnO	% TS	0,373	0,493	1,13	0,106	0,197
Na ₂ O	% TS	1,83	2,52	1,98	0,601	0,887
P ₂ O ₅	% TS	1,46	0,862	2,21	0,241	0,413
TiO ₂	% TS	0,999	0,252	0,439	0,603	0,701
Summa	% TS	94,7	100,2	88,5	94,1	84,2
LOI	% TS	2	0,2	9,1	5,7	14,1
As	mg/kg TS	104	29	20,1	5,96	34,4
Ba	mg/kg TS	1 940	1 570	2 050	829	1 520
Be	mg/kg TS	3,4	1,74	1,03	1,61	1,31
Cd	mg/kg TS	6,36	0,179	13,8	0,161	11,2
Co	mg/kg TS	15,8	14,1	11,1	9,5	11,9
Cr	mg/kg TS	369	50,3	56,5	226	237
Cu	mg/kg TS	309	169	228	470	618
Hg	mg/kg TS	0,545	<0,01	0,3	<0,01	0,324
La	mg/kg TS	65,7	15,7	11,7	25,5	14,3
Mo	mg/kg TS	12	<6	<6	<6	<6
Nb	mg/kg TS	9,67	<6	<6	<6	<6
Ni	mg/kg TS	58,5	17,8	27,4	85,7	88,2
Pb	mg/kg TS	1 090	17	118	98,8	1 810
S	mg/kg TS	15 200	903	10 500	27 300	7 880
Sb	mg/kg TS	17,5	2,79	20,8	5,36	32,4
Sc	mg/kg TS	7,19	3,98	2,89	1,83	1,36
Sn	mg/kg TS	16,5	<20	<20	<20	<20
Sr	mg/kg TS	394	451	728	723	695
V	mg/kg TS	61,6	23,8	23,8	17,7	20,9
W	mg/kg TS	<60	<60	<60	<60	<60
Y	mg/kg TS	49	13,7	10,7	15,1	13,3
Zn	mg/kg TS	3 510	2 380	2 010	395	2 940
Zr	mg/kg TS	247	168	124	323	281
Cl	%	0,5	<0,1	1,5	<0,1	1,3

Element	Enhet	Eskilstuna botten	Eskilstuna flyg	Umeå bottenaska
TS	%	100	100,2	86
SiO ₂	% TS	73,1	34	47,5
Al ₂ O ₃	% TS	7,38	4,67	13,5
CaO	% TS	8,79	32,3	14,2
Fe ₂ O ₃	% TS	1,35	1,85	10,5
K ₂ O	% TS	5,39	5,52	1,66
MgO	% TS	1,04	2,75	2,97
MnO	% TS	0,345	1,06	0,14
Na ₂ O	% TS	1,67	1,35	4,48
P ₂ O ₅	% TS	0,675	2,35	1,01
TiO ₂	% TS	0,124	0,187	1,46
Summa	% TS	99,9	86	97,4
LOI	% TS	1,2	11,7	1,3
As	mg/kg TS	<10	<5	56,1
Ba	mg/kg TS	1 150	1 470	2 090
Be	mg/kg TS	1,12	0,662	1,66
Cd	mg/kg TS	0,307	12,2	5,51
Co	mg/kg TS	3,39	9,08	35,9
Cr	mg/kg TS	43,1	47,3	593
Cu	mg/kg TS	36,7	74	17 300
Hg	mg/kg TS	<0,01	0,368	0,0842
La	mg/kg TS	17,8	12,9	9,75
Mo	mg/kg TS	<6	<6	16,8
Nb	mg/kg TS	<6	<6	7,17
Ni	mg/kg TS	9,66	26	135
Pb	mg/kg TS	12,3	140	733
S	mg/kg TS	532	16 000	4 300
Sb	mg/kg TS	<0,5	2,66	61,3
Sc	mg/kg TS	2,05	2,67	4,97
Sn	mg/kg TS	<20	<20	197
Sr	mg/kg TS	283	512	384
V	mg/kg TS	18,4	26,4	78,4
W	mg/kg TS	<60	<60	<60
Y	mg/kg TS	10,7	11,3	15,9
Zn	mg/kg TS	821	1 290	4 240
Zr	mg/kg TS	74,3	88,1	266
Cl	%	<0,1	0,6	1,1

D Mättnadsindex

Anhydrit	CaSO ₄
Aragonit	CaCO ₃
Barit	BaSO ₄
Birnessit	MnO ₂
Bömit	AlOOH
Brucit	Mg(OH) ₂
Kalcit	CaCO ₃
Diaspor	AlOOH
Dolomit	CaMg(CO ₃) ₂
Ettringit	Ca ₆ Al ₂ (SO ₄) ₃ (OH) ₁₂ ·26H ₂ O
Ferrihydrit	Fe(OH) ₃
Gibbsit	Al(OH) ₃
Götit	FeOOH
Gips	CaSO ₄
Kaolinit	Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄
Manganit	MnOOH
Mg(OH) ₂	
Portlandit	Ca(OH) ₂
Pyrokroit	Mn(OH) ₂
Rodokrosit	MnCO ₃
Witherit	BaCO ₃

	Brav bott 2	Brav bott 8	Brav elf 2	Brav elf 8	Esk bott 2	Esk bott 8	Esk fly 2	Esk fly 8
Anhydrit							-0,13	-0,31
Aragonit	1,67	1,26	1,91	1,86	1,9	2,05	2,5	2,19
Barit	0,09	0,2	0,34	0,22	0,91	-0,83	2,61	1,98
Birnessit	4,24	3,73	4,65	4,37	4,43	4,46	4,72	4,51
Bömit								
Brucit	0,9	0,64	1,69	1,22	1,44	1,42	1,42	1,35
Kalcit	1,86	1,44	2,1	2,04	2,08	2,23	2,69	2,37
Diaspor		-0,16						
Dolomit	-0,98	-1,48	-0,84	-1,04	-0,99	-0,61	0,47	-0,41
Ettringit	-1,54	-0,82	-1,14	-0,71	2,71	-0,63	7,21	8,04
Ferrihydrit	0,51	0,86	0,12	0,47	0,32	0,44	0,09	0,4
Gibbsit								
Göhit	3,23	3,58	2,84	3,19	3,04	3,16	2,82	3,12
Gips							0,13	-0,05
Kaolinit								
Manganit	6,72	6,54	6,69	6,69	6,62	6,75	6,71	6,75
Mg(OH) ₂	-0,85	-1,11	-0,06	-0,53	-0,3	-0,32	-0,33	-0,4
Portlandit	-0,86	-1,46	0,27	-0,11	0,14	0,04	-0,12	0,04
Pyrokroit	0,26	0,41	-0,19	0,09	-0,12	0,1	-0,23	0,06
Rodokrosit								
Witherit	-0,35	-0,93	0,48	0,13	-0,61	-0,78	-0,13	-0,9

	Hog bott 2	Hog bott 8	Hog fly 2	Hog fly 8	Kir bott 2	Kir bott 8	Kir fly 2	Kir fly 8
Anhydrit			-0,14	-0,19			0,23	-0,29
Aragonit	2,54	1,99	3,29	2,73	1,66	1,18	2,42	1,55
Barit	0,44	0,26	1,36	1,56	1,26	1,16	2,28	2,14
Birnessit	4,4	4,46	3,44	4,1	1,79	0,58	3,15	1,36
Bömit					0,24	0,54		
Brucit	1,48	1,45	1,09	1,1	-0,51		0,63	0,07
Kalcit	2,73	2,18	3,48	2,92	1,85	1,37	2,61	1,73
Diaspor								-0,39
Dolomit	0,37	-0,77	1,62	0,73	-0,05	-0,94	0,45	-0,22
Ettringit	1,74	2,26	9,21	8,3	2,01	-0,2	7,6	3,06
Ferrihydrit	0,41	0,39	1,44	0,89	1,57	2,02	1,29	1,71
Gibbsit					0,57	0,86		
Göhit	3,13	3,11	4,17	3,61	4,29	4,75	4,02	4,44
Gips			0,11	0,07			0,47	-0,03
Kaolinit						0,13		
Manganit	6,65	6,71	6,25	6,69	5,37	4,58	6,15	4,96
Mg(OH)2	-0,26	-0,29	-0,66	-0,64				
Portlandit	0,11	0,12	-0,03	-0,26				
Pyrokroit	-0,02	0,04	0,12	0,34	0,02	-0,34	0,23	-0,36
Rodokrosit					-0,46	-0,56	-1,65	
Witherit	0,21	-0,67	-0,59	-0,9	-0,74		-0,9	

	Lid bott 2	Lid bott 8	Lid cyk 2	Lid cyk 8	Lid fly 2	Lid fly 8	Lid vand 2	Lid vand 8
Anhydrit				-2,58	0,14	-0,9	-4,08	-2,36
Aragonit	0,73	1,48	3	1,48	2,24	2,82	1,6	1,11
Barit	1,12	0,58	0,09	0,58	1,92	1,43	-0,41	0,89
Birnessit	1,22	1	0,67	1	2,05	4,21	0,58	-0,21
Bömit	0,17	0,48	-0,03	0,48	-2,86	-3,27	0,69	0,58
Brucit	-0,54	-0,71		-0,71	2,56	1,37	-1,11	-1,38
Kalcit	0,92	1,67	3,19	1,67	2,43	3	1,79	1,3
Diaspor	1,9	2,21	1,7	2,21	-1,13	-1,54	2,42	2,31
Dolomit		-0,76	1,64	-0,76	0	0,76	0,13	-0,93
Ettringit	-0,11	0,33	-2,58	0,33	13,09	7,5	-6,91	-2,5
Ferrihydrit	1,71	1,79	1,95	1,79	2,05	0,75	1,83	2,11
Gibbsit	0,5	0,8	0,29	0,8	-2,56	-2,95	1,02	0,91
Göhit	4,43	4,52	4,68	4,52	4,8	3,48	4,56	4,83
Gips			-3,16	-2,31	0,35	-0,64	-3,82	-2,09
Kaolinit	-0,88	-0,51	-1,58	-0,51	-9,11	-10,98	0,29	0,56
Manganit	4,92	4,75	4,45	4,75	4,98	6,64	4,46	3,92
Mg(OH)2			-2,87	-2,46	0,81	-0,37	-2,85	-3,13
Portlandit			-2,84	-3,07	0,96	0,16	-4,12	-4,31
Pyrokroit	-0,31	-0,44	-0,71	-0,44	-1,03	0,13	-0,59	-0,89
Rodokrosit			-0,24	-1,26	-5,11	-2,58	-0,23	-0,84
Witherit		-0,74	1,14	-0,74	-1,36	-0,24	-0,11	-1,02

	Lin bott 2	Lin bott 8	Malar bott 2	Malar bott 8	Malar fly 2	Malar fly 8	Munk bott 2	Munk bott 8
Anhydrit	-2,54	-2,35	-1,49	-2,29	-0,17	-0,44	-2,35	-2,84
Aragonit	-0,48	0,67	0,85	1,61	2,57	1,54	-0,04	-0,64
Barit	1,08	0,74	1,74	0,94	2,01	2,19	0,84	0,55
Birnessit	2,38	2,42	3,45	1,16	4,26	2,48	2,86	1,31
Bömit	0,31	-0,3	-1,61	-0,44	-3,46	-2,71	-0,51	-0,16
Brucit	-0,14	0,12	0,63	-0,4	1,16	0,97	0,21	-0,38
Kalcit	-0,29	0,85	1,04	1,8	2,76	1,73	0,15	-0,45
Diaspor	2,04	1,43	0,13	1,29	-1,73	-0,98	1,22	1,57
Dolomit	-4,58	-1,84	-1,67	0,53	0,51	0,17	-3,35	-4,15
Ettringit	1,5	0,29	2,41	-2,8	8	2,96	0,44	-3,31
Ferrihydrit	1,3	1,39	1,07	1,83	0,65	1,33	1,28	1,71
Gibbsit	0,63	0,02	-1,28	-0,11	-3,13	-2,39	-0,19	0,17
Göhit	4,03	4,11	3,79	4,55	3,37	4,06	4	4,43
Gips	-2,28	-2,09	-1,22	-2,03	0,09	-0,18	-2,09	-2,58
Kaolinit	-1,57	-2,47	-5,58	-1,84	-11,11	-7,15	-3,05	-1,69
Manganit	5,69	5,8	6,47	4,92	6,71	5,76	6,13	5
Mg(OH)2	-1,89	-1,62	-1,12	-2,15	-0,59	-0,78	-1,54	-2,13
Portlandit	-2,6	-2,79	-2,08	-3,79	-0,29	-2,21	-2,6	-3,59
Pyrokroït	0,07	0,26	0,57	-0,26	0,23	0,12	0,48	-0,23
Rodokrosit	-3,17	-1,65	-1,86	-0,22	-2,27	-1,5	-2,33	-2,65
Witherit	-2,23	-1,62	-1,3	-0,53	-0,62	-1,21	-2,22	-2,62

	Munk fly 2	Munk fly 8	Nyn bott 2	Nyn bott 8	Nyn fly 2	Nyn fly 8	Nyn vand 2	Nyn vand 8
Anhydrit	-4,09	-3,56	-1,81	-3,17	-0,09	-0,17	-0,49	-1,53
Aragonit	1,81	2,93	1,4	0	2,93	2,54	2,34	2,41
Barit	-0,08	0,27	1,45	0,25	2,07	2,18	1,5	1,2
Birnessit	4,7	4,22	3,57	2,43	4	4,39	4,55	3,52
Bömit	-4,1	-3,14	-1,22	-1,37	-3,59	-3,56	-3,63	-3,05
Brucit	1,67	1	1	0,49	1,47	1,35	1,4	0,64
Kalcit	2	3,12	1,58	0,18	3,12	2,73	2,52	2,59
Diaspor	-2,36	-1,41	0,51	0,36	-1,86	-1,83	-1,9	-1,32
Dolomit	-0,63	1,61	-0,39	-2,66	1,28	0,29	0,12	0,88
Ettringit	-4,66	-3,13	2,73	-4,75	8,68	8,84	7,17	1,09
Ferrihydrit	-0,02	0,69	0,95	1,36	1,04	0,59	0,48	0,9
Gibbsit	-3,77	-2,82	-0,89	-1,04	-3,27	-3,23	-3,31	-2,73
Göhit	2,71	3,41	3,67	4,08	3,77	3,32	3,21	3,62
Gips	-3,83	-3,29	-1,55	-2,91	0,17	0,09	-0,23	-1,26
Kaolinit	-13,46	-9,98	-5,18	-4,19	-11,26	-11,61	-11,51	-9,13
Manganit	6,69	6,78	6,48	5,75	6,6	6,74	6,91	6,39
Mg(OH)2	-0,08	-0,74	-0,75	-1,25	-0,28	-0,4	-0,34	-1,11
Portlandit	-0,16	-0,83	-1,91	-2,94	-0,03	0,06	-0,13	-1,52
Pyrokroït	-0,25	0,41	0,47	0,15	0,27	0,17	0,33	0,33
Rodokrosit	-3,64	-1,2	-1,6	-2,28	-2,13	-2,72	-2,57	-1,11
Witherit	0,44	1,38	-0,72	-1,96	-0,29	-0,48	-1,05	-0,24

	P13 bott 2	P13 bott 8	P13 fly 2	P13 fly 8	P14 bott 2	P14 bott 8	P14 fly 2	P14 fly 8
Anhydrit	-3,41	-3,39	-0,34	-0,36	-0,53	-0,82	-0,1	-0,32
Aragonit	1,78	2,08	2,4	2,57	1,96	0,97	2,23	1,17
Barit	-0,72	-1	1,91	1,69	1,79	2,08	1,37	1,78
Birnessit	4,41	4,36	4,66	4,49	4,15	2,45	-0,68	1,83
Bömit	-3,7	-3,73	-3,74	-3,52	-3,46	-2,69	-2,21	-2,46
Brucit	1,5	1,58	1,46	1,38	1,14	0,93	0,77	1,1
Kalcit	1,97	2,27	2,59	2,75	2,14	1,16	2,41	1,36
Diaspor	-1,97	-2	-2,01	-1,79	-1,73	-0,96	-0,48	-0,72
Dolomit	-1,06	-0,37	0,13	0,49	-0,16	-0,83	1,27	-0,27
Ettringit	-1,23	-1,26	7,94	7,97	5,19	1,35	5	3,32
Ferrihydrit	0,36	0,42	0,44	0,51	0,68	1,37	2,57	1,76
Gibbsit	-3,37	-3,41	-3,42	-3,2	-3,13	-2,36	-1,89	-2,13
Göhit	3,08	3,15	3,17	3,24	3,41	4,09	5,3	4,48
Gips	-3,15	-3,13	-0,08	-0,1	-0,27	-0,55	0,15	-0,06
Kaolinit	-12,18	-12,08	-12,13	-11,5	-10,76	-7,19	-5,57	-6,39
Manganit	6,66	6,63	6,92	6,85	6,75	5,75	3,22	5,4
Mg(OH)2	-0,25	-0,17	-0,29	-0,36	-0,6	-0,82	-0,98	-0,65
Portlandit	0,03	0,02	0,05	-0,07	-0,87	-2,38	-2,14	-2,37
Pyrokroït	-0,01	-0,03	0,24	0,27	0,43	0,11	-1,8	0,04
Rodokrosit	-3,63	-3,33	-2,78	-2,47	-2,11	-1,9	-2,81	-1,78
Witherit	-0,9	-0,9	-0,72	-0,75	-1,1	-1,5	-1,69	-2,1

	P14 vand 2	P14 vand 8	Soder bott 2	Soder bott 8	Soder fly 2	Soder fly 8	Sund bott 2
Anhydrit	-0,21	-0,27	-0,68	-2,33	0,25	-0,31	-3,4
Aragonit	1,86	1,47	2,23	-0,33	3,02	1,82	2,43
Barit	2,09	2,22	2,36	0,71	2,15	2,01	-0,68
Birnessit	3,34	2,56	-0,29	-0,31	3,8	3,15	5,02
Bömit	-2,93	-2,71	0,42	0,63	-3,41	-3,09	-3,6
Brucit	0,84	0,88	-1,48	-1,09	0,99	0,68	1,94
Kalcit	2,05	1,65	2,42	-0,15	3,21	2,01	2,62
Diaspor	-1,2	-0,98	2,15	2,36	-1,68	-1,36	-1,86
Dolomit	0,1	-0,13	0,98	-3,6	1,56	-0,22	0,66
Ettringit	4,91	3,66	2,89	-2,14	8,2	4,55	-0,94
Ferrihydrit	1	1,4	2,18	2,32	1,1	1,13	0,37
Gibbsit	-2,61	-2,39	0,75	0,96	-3,09	-2,76	-3,27
Göhit	3,72	4,12	4,9	5,04	3,83	3,85	3,09
Gips	0,05	-0,01	-0,41	-2,07	0,5	-0,04	-3,14
Kaolinit	-8,92	-7,38	0,32	0,71	-10,33	-9,03	-11,7
Manganit	6,3	5,85	3,86	3,85	6,55	6,18	7,28
Mg(OH)2	-0,91	-0,87	-3,23	-2,83	-0,75	-1,06	0,19
Portlandit	-1,63	-2,14	-4,08	-4,24	-0,61	-1,55	0,05
Pyrokroït	0,32	0,22	-0,92	-0,92	0,38	0,29	0,6
Rodokrosit	-1,56	-1,54	0,03	-2,37	-1,36	-1,71	-2,39

Witherit		-1,22	-1,42	-0,11	-2,66	-0,45	-1,24	-0,22
	Sund bott	Sund fly	Sund	Ume	Ume	Ume	Ume fly	
	8	2	fly	bott 2	bott 8	fly 2	8	
			8					
Anhydrit	-3,51	-3,1	-3,36	-1,41	-3,53	0,1	-3,53	
Aragonit	0,72	2,66	3,06	2,03	2	2,45	2	
Barit	-0,75	0,05	-0,05	2,14	0,09	2,11	0,09	
Birnessit	3,88	3,64	3,6	4,24	3,83	1,85	3,83	
Bömit	-2,26	-3,12	-2,95	-3,19	-1,34	-2,42	-1,34	
Brucit	0,98	1,04	0,68	1,08	0,75	0,2	1,75	
Kalcit	0,91	2,85	3,24	2,22	2,19	2,64	2,19	
Diaspor	-0,53	-1,39	-1,22	-1,46	0,39	-0,69	0,39	
Dolomit	-2,56	0,44	1,65	-0,68	-0,19	1,11	0,8	
Ettringit	-2,05	0,09	-2,49	4,93	-0,33	5,28	-0,33	
Ferrihydrit	0,73	1,31	1,03	0,54	0,75	1,55	0,75	
Gibbsit	-1,93	-2,8	-2,63	-2,86	-1,01	-2,11	-1,01	
Göhit	3,45	4,04	3,75	3,26	3,48	4,28	3,48	
Gips	-3,25	-2,85	-3,09	-1,15	-3,26	0,35	-3,26	
Kaolinit	-7,89	-9,83	-9,19	-10,59	-6,12	-7,06	-6,12	
Manganit	6,58	6,45	6,43	6,65	6,53	5,22	6,53	
Mg(OH)2	-0,77	-0,7	-1,07	-0,67	-0,99	-1,55	0,01	
Portlandit	-1,11	-0,16	-0,94	-0,25	-1,13	-2,1	-1,13	
Pyrokroit	0,34	0,32	0,34	0,12	0,31	-0,33	0,31	
Rodokrosit	-3,2	-2,22	-1,04	-2,96	-1,93	-1,15	-1,93	
Witherit	-1,89	0,44	0,98	0,22	0,24	-0,92	0,24	

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

M6-635

Nr

Rubrik