

RE: SOURCE

Slutrapport för projekt

Ökad fosforåtervinning från avloppsslam med kadmiumsänka genom en innovativ förbrännings- process

Projektperiod: Juni 2017 till December 2019

Projektnummer: 44280-1

Med stöd från:



FORMAS



STRATEGISKA
INNOVATIONS-
PROGRAM

Ökad fosforåtervinning från avloppsslam med kadmium-sänka genom en innovativ förbränningsprocess

Improved recovery of phosphorus from sewage sludge with cadmium removal from the eco-system by an innovative one-step combustion process

Titel på projektet – svenska Ökad fosforåtervinning från avloppsslam med kadmium-sänka genom en innovativ enstegs förbränningsprocess
Titel på projektet – engelska Improved recovery of phosphorus from sewage sludge with cadmium removal from the eco-system by an innovative one-step combustion process
Universitet/högskola/företag Högskolan i Borås
Adress Allégatan 1, 501 90 Borås
Namn på projektledare Anita Pettersson
Namn på ev övriga projektdeltagare Lars-Erik Åmand, Andreas Nordin, Fredrik Niklasson, Nils Skoglund
Nyckelord: 5-7 st Fosfor återföring avloppsslam samförbränning aska rostpanna

Förord

Detta projekt var ett Re:source projekt med finansiering från Energimyndigheten. Medfinansierare för originalprojektet var Borås Energi och Miljö AB, Njudung Energi AB och Moravatten AB och finansieringen av fullskaleförsöken i Uddevalla stod Rambo AB, Uddevalla Energi AB, RagnSells, Easy Mining, Moravatten AB och Västvatten AB för. Forskningsparter i projektet var Högskolan i Borås, Umeå Universitet och Rise.

Innehållsförteckning

Förord.....	3
Innehållsförteckning	3
Sammanfattning	4
Summary	4
1. Inledning och bakgrund	6
2. Genomförande	8
2.1 Labb-studie	8
2.1.1 Experimentellt.....	8
Labbreaktor.....	8
Bränsle	9
Provtagning	11
2.2 Fullskaleförsök: 8MW Rostpanna i Uddevalla.....	11
2.2.1.Experimentellt.....	11
Rostpannan.....	11
Bränslen	12
Mätteknik och Provtagning.....	12
2.3 Fullskaleförsök: 27MW rostpanna i Vetlanda	13
2.3.1 Experimentellt.....	13
Rostpannan.....	13
Bränslen	14
Mätteknik och Provtagning.....	16
Beläggningssond	16
FTIR och IACM	17
Analys, en sammanställning av metoder	18
3. Resultat och diskussion.....	18
3.1 Resultat Labb-studie	18
3.1.1 Analyser askor	18
3.2 Resultat Fullskaleförsök: 8 MW Rostpanna i Uddevalla.....	28
3.2.1 Askanalyser.....	28
3.2.2 SEM-EDX: 8MW Rostpanna	30
3.3 Resultat Fullskaleförsök: 27MW Rostpanna i Vetlanda.....	35
3.3.1 Analys askor	35
3.3.2 SEM-EDX.....	39
3.3.3 Beläggningstillväxt och gasanalys i konvektionsstråk	42
Beläggningstillväxt	42

Gasanalys, FTIR och IACM	46
Slutsatser, nyttiggörande och nästa steg	48
Publikationslista.....	49
Projektkommunikation.....	50
Referenser	51

Sammanfattning

Föreliggande projekt handlar om möjligheten av återvinning av den ändliga resursen fosfor från kommunalt avloppsslam. Den teknik som studeras är samförbränning av kommunalt avloppsslam med ett basbränsle som är förnybart, (t.ex. biomassa som träflis, träpellets, bark och/eller returträ) i en förbränningsprocess som innebär en rostpanna av en storlek som passar ett kraftvärmeverk i storleken 20-100MW termisk effekt. Det innebär att mindre avloppsreningsverk för 30 000 PE upptill 100 000 PE kan samlokalisera kraftvärmeverket med övriga förbränningsanläggningar knutna till fjärrvärmenätet och högspänningsnätet för växelström. Projektet visar att det går att få ut huvuddelen av fosfor som tillförs med avloppsslammet i bottenaskan från förbränningsprocessen medan flera skadliga tungmetaller såsom kvicksilver (Hg), kadmium (Cd), bly (Pb) och zink (Zn) företrädesvis avskiljs och hamnar i flygaskan. Samtidigt visas att kraftvärmeverket fungerar som en samförbränningsanläggning för avfall och den uppfyller de krav som finns fastslagna i förordningen för förbränning av avfall. Förutsättningen är att pannan är försedd med ett rökgasreningssystem som kan begränsa emissionerna av kväveoxider (NO_x), svaveldioxid, (SO₂), väteklorid (HCl), vätefluorid (HF), stoft och klorerade dioxiner och furaner, (PCDD/F). Även emissioner av tungmetaller ut genom skorstenen och kondensatet från rökgaskylningen kommer att innehålla för mycket tungmetaller om inte ett textilt spärrfilter används för stoftavskiljning i rökgaserna. Detta textila spärrfilter måste kompletteras med både tillsats av släckt kalk och aktivt kol. Rökgaskondensatet måste behandlas i så kallade ultra-centrifuger för att fånga små (i storleken några mikron, en tusendels millimeter) suspenderande partiklar.

Summary

The present project deals with the possibility of recycling the limiting resource phosphorous from municipal sewage sludge. The technology tested is co-combustion of municipal sewage sludge with a base fuel that is renewable, (that is biomass such as wood chips, wood pellets, bark and/or demolition wood) using a combustion process that is combustion on a grate in a boiler of the size corresponding to a thermal power of 20-100 MW. If this is demonstrated in a full-scale boiler it could lead to that smaller waste-water treatment plant between 30 000 PE and up to 100 000 PE can build the heat and power boiler in connection to the other boilers connected to the heat and power grid. The results from the project shows that the main part of the phosphorous supplied with the municipal sewage sludge is recovered in the bottom ash from the grate while several harmful heavy metals such as mercury (Hg), cadmium (Cd), lead (Pb) and zinc (Zn) is separated and found in

the fly ash instead of being present together with the phosphorous as it is in the original sewage sludge. The results from the projects also show that heat and power boiler (the co-generation plant) operates well as a co-power boiler. This means that all requirements in the European Union:s directive for combustion of waste is fulfilled. To make this possible the boiler has to be equipped with a flue-gas cleaning equipment that is able to reduce the emissions of nitric oxides (NO_x), sulphur dioxide (SO₂), hydrogen chloride (HCl), hydrogen fluoride (HF), dust and chlorinated dioxins and furans, (PCDD/F:s). In addition, emissions of heavy metals out from the stack to the surrounding air and the condensate resulting from the heat recovery in the flue gases will contain to high concentrations of trace elements of not a textile filter is used for dust removal. This bag house filter has to be equipped with a supply of hydrated lime and activated carbon. The flue gas condensate has to pass through so-called ultra-centrifuges in order to remove submicron sizes particles that form a suspension with the water phase of the condensate.

1. Inledning och bakgrund

Fosfor (i form av fosfater) är vårt viktigaste näringsämne och världens matproduktion är direkt kopplat till tillgången på fosfor (P). Över 90 procent av den fosfor som används för matproduktion i världen kommer från fosfortäkter som finns i Marocko, Kina, USA, Syd Afrika och Jordanien, där Marocko sitter på ca 75 procent av de totala fyndigheterna. Hur länge dessa fyndigheter räcker tvistar forskarkåren om men troligen någonstans mellan 50 till 100 år. Mycket av den fosformineral som finns i dessa fyndigheterna är även väldigt förorenad med tungetaller och radioaktiva ämnen exempelvis kadmium och uran och därför dyr att upparbeta och använda. Till Europa importeras bara den allra renaste fosfor till eftersom vi har råd att ha de strängaste kraven på till exempel kadmiumhalt, medan man i andra delar av världen får nöja sig med mer smutsig fosfor till sin mineralgödsel. Smutsigare mineralgödsel gör att maten som produceras innehåller mer tungmetaller och att odlingsmarken som gödslas förorenas.

I Sverige används årligen mineralgödsel motsvarande ca 9400 ton P/år. Över 60% av den fosfor som används för matproduktion hamnar så småningom i avloppsvattnet och avloppsslammet efter att det passerat vårt matsmältningssystem. I storleksordningen 30% av detta slam används i dag som gödsel direkt på jordbruksmark. Problemet är att avloppsslammet inte bara innehåller fosfor utan även organiska föroreningar som mikroplaster [1], dioxiner och andra stabila miljögifter som PCB [2, 3] samt oorganiska giftiga tungmetaller. Förbränning av slammet innebär att de organiska föroreningarna oskadliggörs. Detta har visats i åtskilliga forskningsprojekt, [2, 3]. Även efterbehandlingsmetoder för aska, [4, 5] har visat att det är möjligt att förånga tungmetaller och separera dem från fosfor som därmed kan nyttiggöras som ett giftfritt fosforgödningsämne.

Enligt informationsblad från Jordbruksverket (2017) [6] finns i dagsläget ingen preciserad lagstiftning som reglerar spridning av aska på åkermark, utan bara kravet att uppfylla allmänna hänsynsregler i miljöbalken [7]. Där krävs att man väger spridningens miljörisker mot vinster, vilket i detta fall är näringstillförseln. Det är främst näringsämnet fosfor som är av intresse, men även kalium kan komma till nytta. Mängden fosfor som är optimalt att tillföra beror bland annat på aktuell gröda. Innehåll av tungmetaller i gödselmedel är inte reglerat för andra produkter än slam. Men, för att kunna påvisa att de allmänna hänsynsreglerna i miljöbalken uppfylls rekommenderas att gränsvärdena för avloppsslam efterföljs även vid askspridning. Gränsvärden för mängden tungmetaller som tillåts tillföras åkermark med slam, per år och hektar, finns i SNFS 1994:2 [8]. Gränsvärden för tungmetallkoncentrationer i slam som överläts eller saluförs för jordbruksändamål finns publicerat i SFS 1998:944 [9].

Utanför lagstiftningen finns frivilliga åtaganden. Ett sådant är REVAQ-certifiering [10] av slam, vilket drivs av Svenskt Vatten. Flera stora marknadsaktörer, såsom Svenskt Vatten, LRF, Livsmedelsföretagen, och Dagligvaruhandeln, accepterar endast slam från REVAQ-certifierade reningsverk för spridning på jordbruksmark [11].

Målet detta forskningsprojekt har varit att visa att det går att sam-förbränna kommunalt avloppsslam i en industriell skala och producera en bottenaska rik på

fosfor (fosforåtervinning) och ren från föroreningar, lämplig att direkt använda som gödsel på åker och skogsmark. Målet var också att i samarbete med Njudung Energi, BEM (Borås Energi och Miljö AB) och NODAVA (Norra Dalarna Vatten & Avfall) hitta nya affärsområden för att få ett resurseffektivare samhälle och en hållbar utveckling mot Agenda 2030 [12]. Metodiken har varit att med hjälp av labbförsök och modellering först hitta förutsättningarna för de fullskaliga förbränningsförsöken. Sedan demonstrera förbränningsprocessen i industriell skala och visa att bottenaskan kan användas som kadmiumfritt gödsel och att tungmetallerna separerats. Förutsättningarna för framgång i ett sådant här projekt är vilket avloppsslam och biobränsle (samförbränningsbränsle) som har använts, samt valet av förbränningsteknik. Det första valet, valet av avloppsslam från Mora avloppsreningsverk blev naturligt eftersom slammet kunde levereras torkat. Slammet genomgår ingen rötningsprocess för metanproduktion innan det avvattnas mekaniskt och torkas. Detta innebär att avloppsslammet omvandlas till ett biobränsle med ett värmevärde i nivå med andra förädlade biobränslen, Tabell 1. Nästa val är vilka samförbränningsbränslen är aktuella att ta med i studien. I Mora var ursprungligen tanken att det torkade avloppsslammet skulle samförbrännas med fuktig bark som har sitt ursprung från ett av två stora sågverk lokaliserade till Mora. Dock flyttades demonstrationen av förbränningsprocessen i industriell skala från Mora till Uddevalla och Vetlanda men bark som samförbränningsbränsle finns med i labbförsöken. Stamvedsflis är huggen flis från tex obarkad björk, gran eller tall. Det kan vara från träd som är för klent för att användas som sågverkstimmer eller massaved men det blir ett utmärkt bränsle i en fastbränslepanna för fjärrvärmeproduktion. Flisen är för fuktig för att samförbrännas med mekanisk avvattnad avloppsslam men fungerade bra för demonstrationen av förbränningsprocessen i industriell skala i Uddevalla. Stamvedsflis blir ett samförbränningsbränsle med låg askhalt och med förväntan om låga nivåer av tungmetaller i askan vilket dock inte blev fallet, Tabell 1. Istället för stamvedsflis kan returträ användas som samförbränningsbränsle och så blev fallet i Vetlanda där också en demonstration av förbränningsprocessen genomfördes i industriell skala. Dock måste sorteringen av träavfall utföras noggrant för att minimera förekomsten av beslag, skruvar och spik så att metallhalten i returträ minimeras, Tabell 1. I Tabell 1 finns även med hästgödsel som samförbränningsbränsle. Det användes i labbförsöken för att demonstrera möjligheten att samförbränna med en biomassa med högre koncentrationer av fosfor än i bark och stamvedsflis.

Det sista valet som görs för att få till ett framgångsrikt forskningsprojekt är val av förbränningsteknik. Samförbränning av avloppsslam med andra bränslefraktioner i fast form kan välja antingen förbränning i fluidiserad bädd, [5] eller förbränning på rost [1]. Om det är en fosforrik bottenaska man vill få ut från förbränningsprocessen är valet av förbränning på rost enkelt eftersom förbränning i fluidiserad bädd ger en bottenaska uppblandad med bäddmaterialet som oftast är kiselsand. Kiselsanden är giftfri på åkermark men ger en utspädning av tillgänglig fosfor vilket innebär ett kostsamt extra separationssteg av bottenaskan i fallet med samförbränning av avloppsslam i fluidiserad bädd.

2. Genomförande

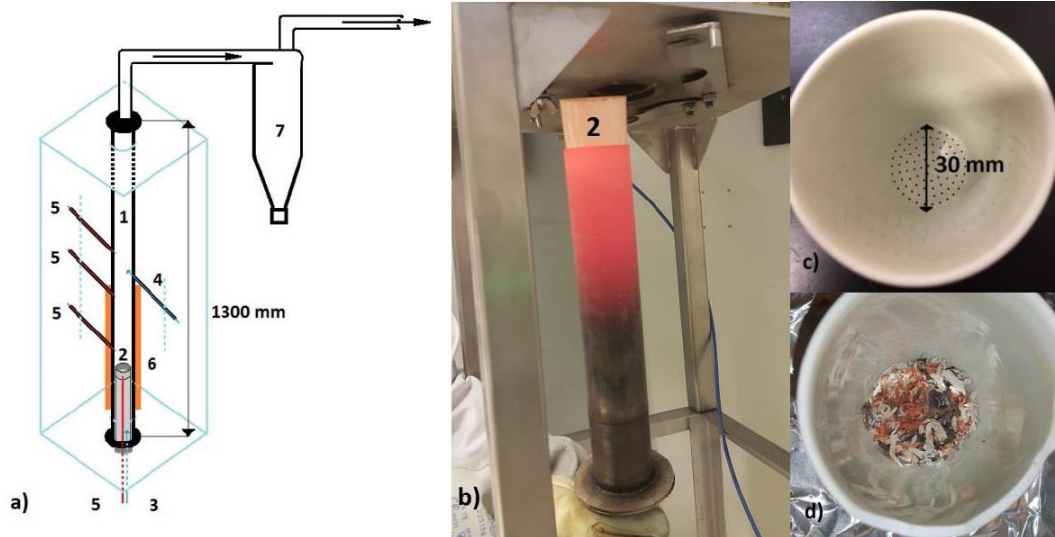
Projektet består av tre huvuddelar, labbstudie, fullskaleförsök i Uddevalla och fullskaleförsök i Njudung. Fullskaleförsöken i Uddevalla fanns inte med i projektansökan men eftersom företagen som gått samman för att utföra försöken inte hade några erfarna forskare med, bad de forskargruppen på Högskolan i Borås om hjälp. Högskolan i Borås kom in lite sent i processen men försökte styra upp försöken, övervaka driften och säkerställa provtagning och analyser. Kostnader för material, försök och analyser stod företagen för medan en rapport sammanställdes av Lars-Erik Åmand, Högskolan i Borås och Maria Jangsten, konsult. Eftersom samma torkade avloppsslam från Mora användes vid försöken i Uddevalla och senare vid huvudförsöken i Vetlanda blev resultaten från Uddevalla-försöken ett viktigt komplement till huvudförsöken. Det möjliggjorde en jämförelse av resultaten när samma avloppsslam samförbrändes med ett ”rent” basbränsle som stamvedsflis, (i Uddevalla), med ett basbränsle som är mer kontaminerat av obrännbara metaller som returträ.

2.1 Labb-studie

2.1.1 Experimentellt

Labbreaktor

Labbreaktorn som användes består, lite förenklat, av ett vertikalt stålrör med innerdiametern 70 mm och längden 1,3 m, se skiss och foton i Figur 1. Stålröret är inneslutet i en elektriskt uppvärmd ugn, vilket möjliggör temperaturstyrning. Förbränningen av provbränsle i reaktorn sker i en keramisk bägare med perforerad botten, igenom vilken primärluft tillförs underifrån. Vid varje provförbränning tillfördes 10 g bränsle i den keramiska bägaren som därefter fördes in i reaktorn underifrån. Bränslet förbrändes under en tidsperiod på 15 minuter. Under försöken var ugnstemperaturen 950 °C, vilket gav en temperatur på ca 775 °C, avläst med termoelementet i positionen för bränslet. Under själva koksutbränningsfasen av förbränningsförloppet som är exotermt utvecklas värme vilket antagligen medförde att temperaturen i det fasta bränsleprovet tidvis var betydligt högre än 775 °C. Efter en provförbränning togs bägaren ut och ställdes att svalna i rumsluft. Därefter insamlades askan för vidare kemiska analyser med olika metoder. Dessa beskrivs utförligt i referens [13]. För att fastställa studiens repeterbarhet provförbrändes varje bränsleblandning med tre repetitioner.



Figur 1. Labbreaktorn som användes under förbränningsförsöken.

- a) 1. Förbränningskammare, 2. Keramisk bågare, 3. Primärluft, 4. Sekundärluft, 5. Termoelement, 6. Uppvärmningszon, 7. Cyklon. b) Het provbägare dras ut från ugnen. c) Provbägare ovanifrån. d) Provbägaren med aska efter förbränning.

Bränsle

Förbränningsförsök med slam från Mora avloppsreningsverk, (Solviken) genomfördes i labbreaktorn vid Högskolan i Borås, Figur 1, [13]. I denna försöks-serie blandades avloppsslammet med bark. Dessutom utfördes försök med häst-gödsel, men de resultaten utelämnas här. Analysresultat av bränslena använda i labbreaktorn återfinns i Tabell 1.

Tabell 1: Analyser av bränslen som använts inom projektet.

Bränsle	Kommunalt avloppsslam (MSS) ⁴	Returträ (RT)	Stamveds-flis ⁵	30% Slam + 70% Stamvedsflis ⁶	Bark ⁷	Hästgödsel (gödsel) ⁸
Överslagsanalys [vikt-%]						
Fukt ¹	10.6 ± 2.3	39.7	44.3	34.2	10.1 ± 6.6	8.3 ± 6.1
Aska ²	21.1 ± 0.5	6.4	0.6	8.9	4.01 ± 1.2	16.3 ± 1.0
Brännbart ²	78.4	93.6	99.4	90.8	97.3	84.4
Elementaranalys [vikt-%]³						
C	55.5 ± 0.3	51.2	50.5	52.1	55.3 ± 1.0	53.8 ± 0.6
H	8.0 ± 1.0	5.9	11	9.9	6.1 ± 0.01	6.7 ± 0.03
O	31.4 ± 0.7	41.5	38.3	35.8	38.1 ± 1.1	36.3 ± 0.5
N	4.4 ± 0.2	1.3	0.18	1.7	0.54 ± 0.06	2.7 ± 0.1
S	0.7 ± 0.03	0.09	0.018	0.2	0.1	0.49 ± 0.01
Cl	0.05	0.08	0.02	0.03	0.02	0.84 ± 0.04
Värmevärde [MJ/kg]						
LVV, daf ³	23.5	18.9	19.2	20.7	23.1	na
LVV, ar ¹	16.7	9.7	9.5	11.7	19.6	na
Askanalys [g·(kg aska)⁻¹]²						
Al	178 ± 16	12	7	171	10.3 ± 2.0	25.3 ± 2.6
Ca	47 ± 3.2	67	250	55	256 ± 21	77.9 ± 3.1
Fe	20 ± 2.9	23	10	20	2.5 ± 0.4	9.7 ± 1.7
K	8.6 ± 3.0	10	155	14	52 ± 2.6	92.2 ± 5.5
Mg	4.9 ± 0.7	8.9	35	6.1	18.6 ± 1.4	29.4 ± 1.4
Na	2.9 ± 1.5	3.9	8.8	3.1	1.7 ± 0.4	45.0 ± 0.3
P	77 ± 1.8	2.3	15	75	12.7 ± 1.0	30.9 ± 4.1
Si	90 ± 9.0	203	88	90	10.7 ± 2.3	158 ± 3.3
Ti	2.1 ± 1.4	1.2	1.8	2.0	0.2 ± 0.1	1.1 ± 0.05
Spårelement [mg·(kg aska)⁻¹]²						
As	5.9 ± 1.3	20	8.3	6.0	6.3 ± 1.5	1.9 ± 0.1
Cd	2.1 ± 0.3	1.1	23	2.9	14.1 ± 2.1	1.6 ± 0.3
Co	7.2 ± 0.6	1.0	20	7.7	6.5 ± 1.2	3.2 ± 0.2
Cr	155 ± 3.4	45	350	163	27.4 ± 8.9	13.5 ± 4.8
Cu	732 ± 193	28	200	711	137 ± 33	147 ± 12.0
Hg	1.2 ± 0.1	0.03	3.3	1.3	<1.4	<0.2
Mn	498 ± 11	160	16500	1134	18400	1622 ± 33
Ni	43 ± 1.9	6.1	167	48	22.6 ± 11.4	9.6 ± 1.2
Pb	49 ± 16	34	65	50	31.8 ± 11.2	7.5 ± 0.8
Sb	6.1 ± 3.6	0.3	33.3	7.2	<1.82	<0.26
V	37 ± 3.3	3.1	16.3	36	4.0 ± 0.9	24.3 ± 3.0
Zn	1642 ± 99	710	4167	1742	4739 ± 627	564 ± 134

¹ som provtaget, ² torrt, ³ torrt och askfritt, ⁴ Avloppsslam från avloppsreningsverket i Mora, Sverige, ⁵ Barrträ från landskapen Dalsland and Värmland i Sverige, ⁶ beräknat värde, baserat på mätvärden från Slam och Trä, ⁷ Bark från ett sågverk i Mora, ⁸ Hästgödsel från ett stall i Borås, Sverige, na - inte analyserat.

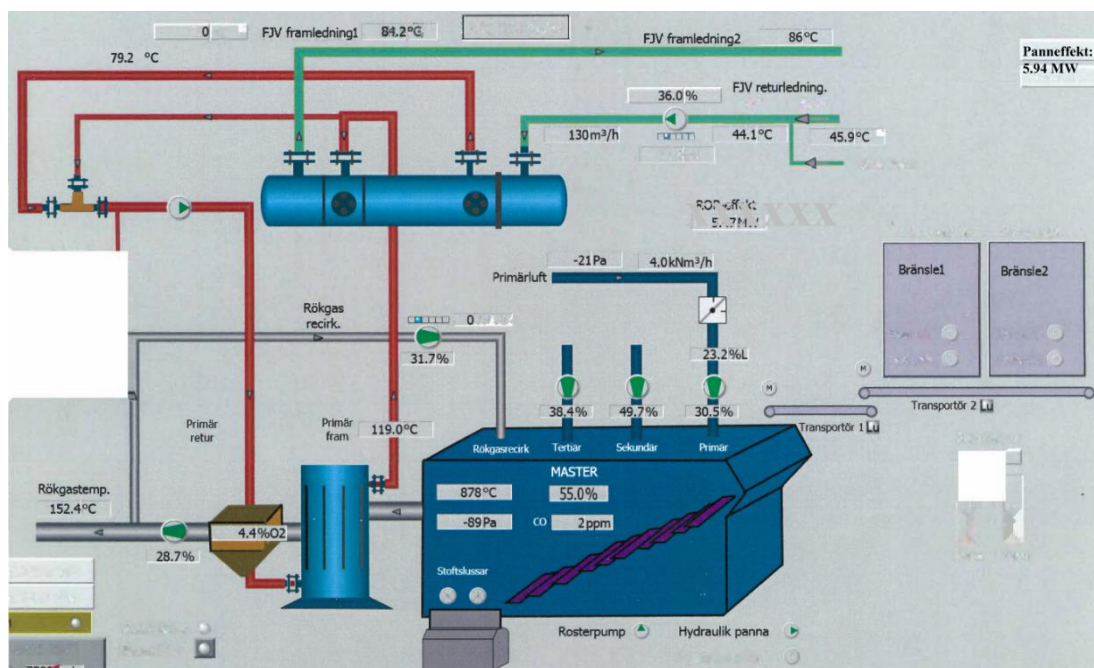
Provtagning

2.2 Fullskaleförsök: 8MW Rostpanna i Uddevalla

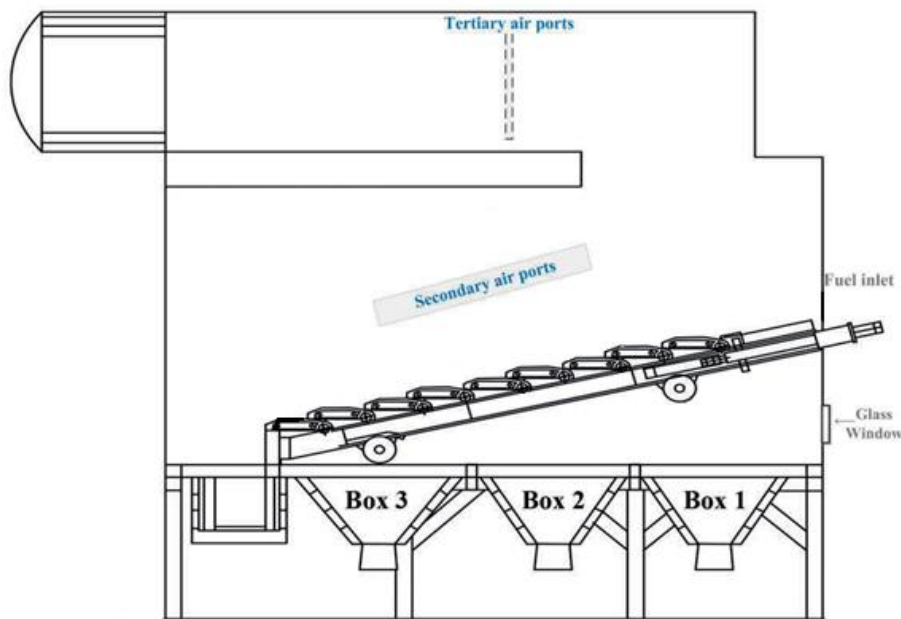
2.2.1. Experimentellt

Rostpannan

Processchema över rostpannan visas i Figur 2: Pannan är konstruerad som en murad ugn där den rörliga rosten är placerad. Ugnen är en murad eldstad med utanpåliggande isolering, Figur 3. Detta är så nära adiabatisk förbränning man kan komma. Värme utvinns ur de heta rökgaserna som lämnar eldstaden med en temperatur på mellan 870 °C - 910 °C. Denna värmeutvinning äger rum i en värmeväxlare som är utformad som en eldrörspanna, den blå stående "läskedrycksflaskan" i Figur 2. Från eldrörspannan leds hetvatten med temperaturen 119 °C till en tubvärmväxlare (den liggande blå "cigarren"), där fjärrvärmevatten värms från 45 °C till 85 °C.



Figur 2. 8MWth snedrostpanna (hetvatten) vid Hovultsverket i Uddevalla, (Uddevalla Energi AB).



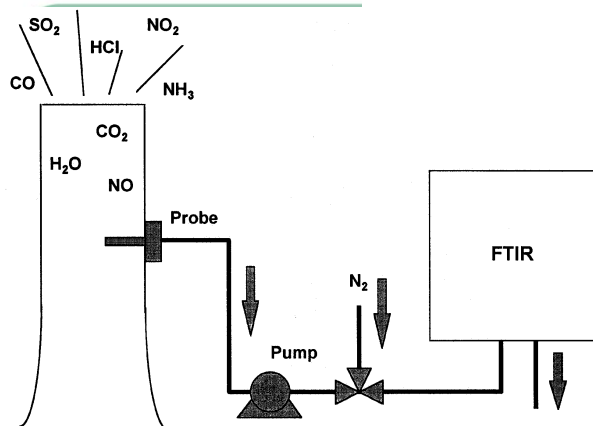
Figur 3. Ugnen, den murade eldstaden i Figur 2. Modifierad schematisk bild [14] av HOTAB/Saxlunds snedrost.

Bränslen

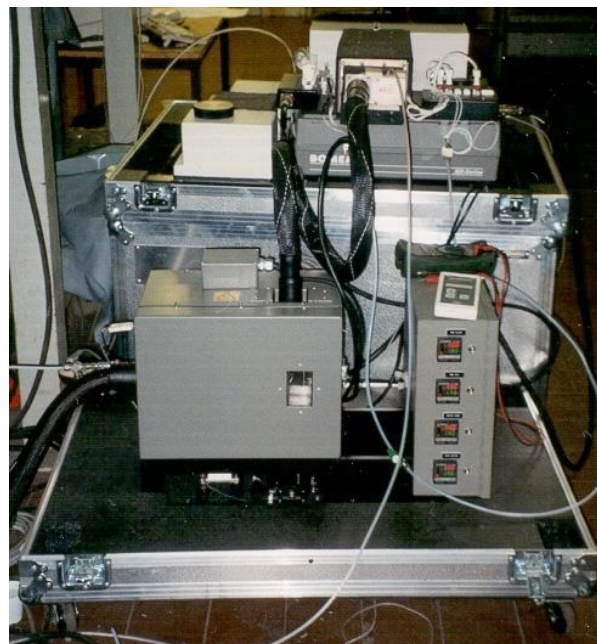
Bränslemixen som testades i detta projekt utgjordes av en blandning av torkat avloppsslam och stamvedsflis. En bränslemix med 30 vikt-% torkat slam och 70 vikt-% stamvedsflis användes under samförbränningsförsöket. Även ett referensfall med enbart 100% stamvedsflis genomfördes. Bränsleanalysen återfinns i Tabell 1.

Mätteknik och Provtagning

Emissioner till luft mäts med olika typer av gasanalysinstrument. När enbart CO, SO₂ och NO_x var reglerat i utläppsvillkoren använde man ett instrument för varje gaskomponent. När kraven på avfallsförbränningen skärptes utvecklades gasanalystekniken mot instrument som kunde mäta flera rökgaskomponenter samtidigt och analysen kunde också göras på rökgasen utan att fukten kondenserades ut för att inte förlora sådana rökgaskomponenter (NH₃, HCl och HF) som löser sig i den vattenfas som bildas när rökgasernas vattenånga kondenseras ut. Ett sådant instrument är FTIR och det står för Fourier Transformerad Infra-Röd spektroskopi. Hovhultsverket är uppgraderat med ett FTIR instrument. Figur 4 visar hur ett FTIR instrument kan vara uppkopplat i en förbrännings-anläggning och Figur 5 är ett fotografi på ett fältinstrument (FTIR) för forskning ser ut. FTIR instrument special anpassas idag för att passa in i regelverket för förbränning av avfall, [15, 16]. En dator integreras med instrumentet och emissionsvärden räknas kontinuerligt i de enheter som framgår av SFS 2013:253, [16]. Normering på torra rökgaser sker tack vare att FTIR-instrumentet mäter vattenånghalten i rökgasen. Normering till korrekt syrehalt, 11% för avfall och 6 % för ”vanliga” bränslen, sker med hjälp av en kompletterande inbyggd syreanalysator (i FTIR-instrumentet)



Figur 4. Principen för uppkopplingen av ett multi-komponentinstrument av typen FTIR för förbränningsanläggningar med avfallsbränslen.



Figur 5. Mobilt fältinstrument av FTIR-typ för forsknings- och konsultverksamhet, (Bomem MB100 9100).

2.3 Fullskaleförsök: 27MW rostpanna i Vetlanda

2.3.1 Experimentellt

Rostpannan

Processchema över ångpannan med en rörlig rost nedtill visas i Figur 6. Pannan är konstruerad som en ångpanna med nedre delen där den rörliga rosten är placerad också kallas för ugnen eftersom denna del är oskyld. Ugnen är den murade delen av eldstaden med utanpåliggande isolering på de delar som ansluter till den övre delen av ångpannan. Bränslet matas in på rosten med hjälp av tre hydraul-drivna bränsleinmatare som täcker hela rostens bredd. Bränslet kommer från bränslestupet som syns till vänster i Figur 6, ovanpå de hydraul-drivna bränsleinmatarna. I ugnsdelen råder så nära adiabatiskt förbränningsförhållande man kan komma. Det innebär en rökgastemperatur på 956 °C. Dock arbetar bränslebädden med reducerande förhållande för luften. I Figur 6 kan man se att värdet för "Primärlambda" är 0,62, dvs under-stökiometrisk. Det innebär att bränslet på rosten först genomgår en torkningsfas, sedan påbörjas pyrolysen och de flyktiga beståndsdelarna avgår upp mot den övre delen av ångpannan där de förbränns med hjälp av extra sekundärluft till den så kallade gashalsen som utgör förträngningen av eldstaden samt ytterligare tertiärluft högre upp i eldstaden. Luftfaktorn, "Sekundärlambda" blir som framgår av Figur 6: 1,22. Efter att bränsle på rosten och de flyktiga beståndsdelarna drivits av tändar koksåterstoden och brinner som en glödbädd med hjälp av den luft som tillförs under rosten.

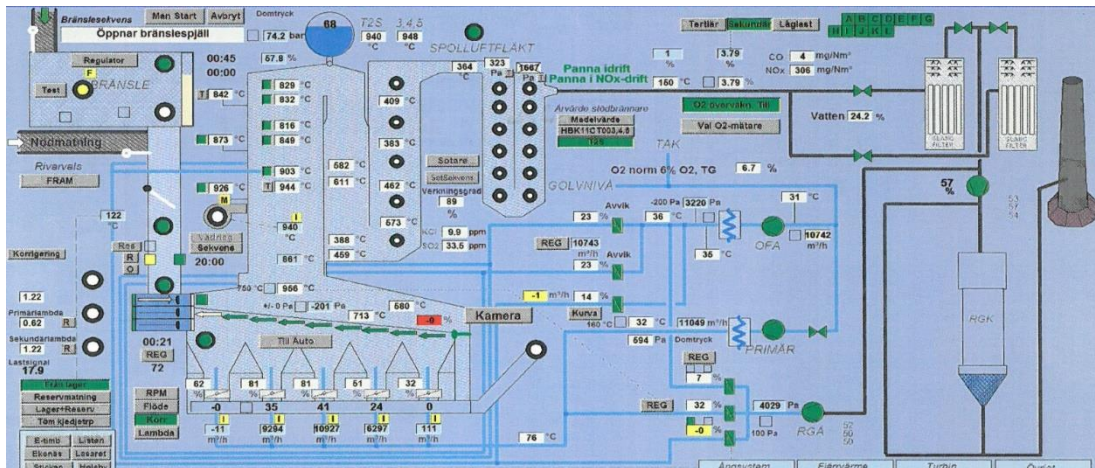
Med stöd från:



FORMAS



STRATEGISKA
INNOVATIONS-
PROGRAM



Figur 6. 27MW_{th} snedrostpanna, P6 (ångpanna) på Stickanområdet i Vetlanda, (Njudung Energi)

Bränslen

Bränslemixen som testades i denna projektdel utgjordes av en blandning av torkat avloppsslam och returträ som huvudsakligen kommer från Flishults avfallsanläggning. Returträ är träspill från närliggande träindustrier som tex lastpallar, plywood, spånskivor, byggmaterial och trämöbler. Råvaran returträ kan vara ytbehandlad och innehålla rester av emballageplast och även beslag som dörrhandtag och gångjärn i metall som har sitt ursprung i till exempel gammal köksinredning som vid rivning och återvinning ger plats för nya kök. Dessa beslag, skruvar och spik avskiljs inte alltid i samband med krossningen av materialet. Figur 7 utgör ett fotografi från returträ-hanteringens vid Flishults avfallsanläggning. Figur 8 är ett fotografi där man tydligare ser vad returträ består av.



Figur 7. Sorterat returträ vid Flishults avfallsanläggning i Småland. Bilden är taget innan materialet går igenom en krossnings-anläggning med en metallavskiljare för beslag skruvar och spik.



Figur 8. Förstoring av vad returträ består av. Bilden är taget innan materialet går igenom en krossningsanläggning med en metallavskiljare för beslag skruvar och spik.

I samband med förbränningsförsöken på kraftvärmeverket togs det bränsleprov för att kunna genomföra bränsleanalyser på ett externt laboratorium. I samband bränsleprovtagningen fotograferades returträ som den krossade produkt som användes som bränsle, Figur 9. Bränsleanalysen är given i Tabell 2.



Figur 9. Krossat returträ i den form som det matas in på rosten. Notera resterna av emballageplast och storleken på plywood-bitar. Returträ kan också vara ytbehandlad, d.v.s. målat trä.

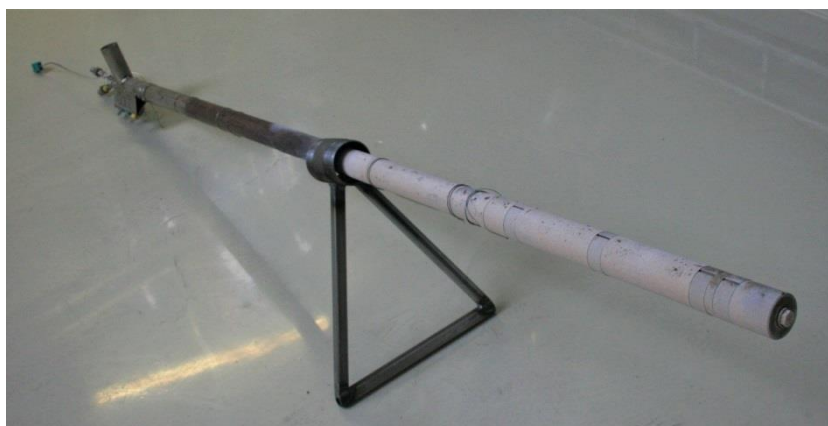
Mätteknik och Provtagning

Emissioner till luft mättes i princip på samma sätt som vid försöken på Hovhultsverket i Uddevalla, Figur 4 och 5. Prover av bränsle och aska togs ut och analyserades i ackrediterat laboratorium, (EuroFins Environment Testing Sweden AB, [xx]). Bränsleprovet kunde tas innan inmatning av bränslet på rosten. Med hjälp av noggrann provberedning och en provdelare erhöles det ett samlingsprov för referensfallet med enbart returträ och ett prov för vardera bränslemixen, (15% slam+85% returträ och 30% slam och 70% returträ) som togs under respektive samförbränningsförsök. Sammantaget skickades 3 bränsleprover för analys. Bränsleanalysen återfinns i Tabell 1. Torkat avloppsslam från Mora analyserades också i originalskick utan att vara uppblandat med returträ och analyssvaret finns med i Tabell 1 som en jämförelse. Två olika asktyper, bottenaska och flygaska samlades in för analys. enligt sammanställningen i kapitel "3.3.1 Analys askor", Figur 22-25.

Beläggningssond

För att studera hur beläggningsskiktet på överhettartuberna påverkas av bränsleblandningen togs prover med hjälp av en beläggningssond som simulerar en överhettartub. På sonden monterades provringar tillverkade av stål SS2333. Materialtemperaturen kontrolleras genom att reglera ett kylflöde inuti sonden. På denna beläggningssond, se Figur 10, finns tre positioner där provringar kan monteras och materialtemperaturen kan kontrolleras individuellt för varje position. Under dessa försök valdes materialtemperaturerna 400, 450 och 500 °C. Exponeringstiden var 3 timmar och två exponeringar utfördes per driftfall. Provtagningen skedde i rökstråket precis uppströms första överhettaren.

Innan mätningarna hade provringarna tvättats med isopropanol och vägts, varefter de förvarades i individuellt uppmärkta plastburkar. Efter exponeringarna lades ringarna tillbaka i burkarna som sedan placerades i en exsickator. Efter fältmätningarna vägdes ringarna för att kunna bestämma beläggningstillväxt. Några utvalda beläggningssondanalyserades även med avseende på grundämnessammansättning.



Figur 10. Foto av beläggningssonden (efter exponering).

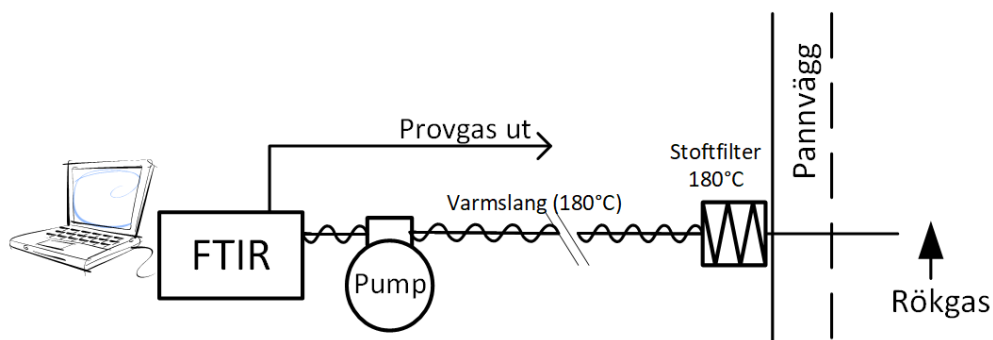
Med stöd från:



STRATEGISKA
INNOVATIONS-
PROGRAM

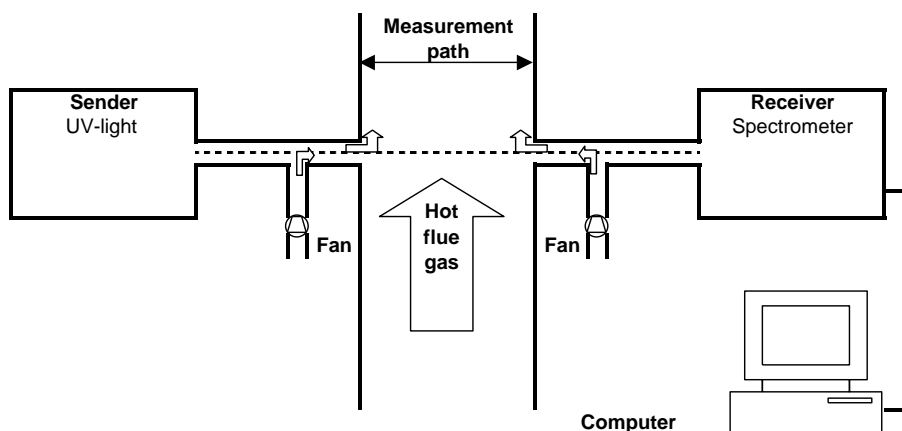
FTIR och IACM

Kompletterande gasanalytmätningar utfördes vid överhettarna, i samma position som beläggningsprovtagningarna, med ett FTIR-instrument (Bomem MB100 9100) och med hjälp av ett IACM-instrument. FTIR-instrumentet är utrustat med mjukvara från Protea Ltd. Programvaran är utvecklad för mätningar i rökgas från förbränningsanläggningar. Provgasen som sögs ut från förbränningsanläggningen filtrerades tätt utanför pannväggen med ett uppvärmt keramiskt filter (180°C) innan den ledde via en uppvärmd teflonslang till en uppvärmd pump som tryckte in gasen i FTIR-instrumentets inbyggda mätcell, se Figur 11. Efter FTIR-instrumentets mätcell passerade gasen en rotameter som användes för att indikera provgasflödet. Ett gasflöde på ca 3 liter/min eftersträvades, men gradvis igensättning av det keramiska filtret medförde att gasflödet sjönk efter hand. Som motåtgärd rengjordes filtret med hjälp av tryckluft vid behov.



Figur 11. Skiss över gasanalytmätningen när ett FTIR-instrument används.

Ett IACM-instrument, (Insitu alkali chloride monitor) är ett instrument som mäter alkaliklorider (KCl+NaCl) i gasfasen, optiskt med så kallad DOAS-teknik, [xz], [zz]. IACM mäter summan av KCl (g) och NaCl (g) koncentrationen kontinuerligt. Det går dock inte att särskilja signalen för KCl respektive NaCl vilket innebär att resultatet visas som KCl. IACM mäter också SO₂ samtidigt som alkalikloriderna. Figur 12 utgör en schematisk skiss på en IACM installation. Ljuset från en xenon lampa skickas genom rökgaskanalen. Det ljus som når detektorn analyseras spektroskopiskt.



Figur 12. Schematisk skiss över en IACM installation i överhettar-regionen i en ångpanna.

Analyser, en sammanställning av metoder

De bränslen som undersöktes samt askprover från storskaleföröken analyserades av ett ackrediterat laboratorium, Eurofins, enligt metoderna SS187117:1997, EN14774-1,2,3:2011 (mod.)/SS187, SS187187:1995, EN13656 (mod.)/ICP-AES eller ICP-MS, EN14385 / ICP-AES, EN ISO 11885:2009 / SS028150 ver. 2 och SS028150 (mod.) / SS-EN ISO 17852 (mod.). Askprover från labbskaleförsöken (100 mg/prov) upplösts med hjälp av mikrovågssuppslutning (Milestone ETHOS UP mikrovågssugn) och koncentrerade syror (6 mL HNO₃, 2 mL HCl, 1 mL HF and 0.5 mL H₂O₂), späddes till 50 mL med Milli-Q vatten (MERCK Millipore IQ 7000 med ett 12 FO Vent filter) och filtrerade det upplutna provet med ett 0.20 µm filter. Alla prover analyserades med Agilent Technologies Mikrovågspasma-Atomemission Spektrometer (MP-AES) 4200 med 1% Salpetersyralösning som bärare.

Några askprov från labbskaletesten skickades till det ackrediterade laboratoriet, ALS Scandinavia, för kontroll av de resultat som fått med MP-AES. De proven analyserades med ICP-SFMS enligt standarden SS EN ISO 17294-1, 2 (mod) och EPA-metod 200.8 (mod). Metoden upplöser inte all kisel i proven vilket gör att resultaten visar för låga kiselhalter men påverkar inte den övriga analysen. Medelvärden och standardavvikelse beräknades för alla prover med storleken (n) ≥ 2.

Askprovets kemiska sammansättning och morfologi analyserades med Svepelektron mikroskopi (VP-SEM; Carl Zeiss Evo LS-15), med en "backscattered" elektron detektor och med accelerationsvolten, 20 kV, och en ström på 500-700 pA. För elementanalys användes en elektron "energy-dispersive X-ray" spektrometer (EDS; Oxford Instruments X-Max 80 mm²). Askproven förbereddes med två metoder, proven från labbskaleförsöken sattes på en kol-tejp som monterats på en aluminium "stubbe" medan askproven från fullskaleförsöken, vilka hade större partikelstorlek, göts in i epoxy och torrslipades med silikonkarbid papper för att möjliggöra tvärsnittsanalys av proven.

För att semikvantifiera och analysera kristallina faser i askorna användes pulverdiffraktion (XRD), Bruker-AXS D8Advance X-ray diffraktometer i θ - θ mode, med Cu-K α strålning och en Våntec-1 detektor med kontinuerligt roterande skanner 10° till 70° området. Diffraktogrammen evaluerades med hjälp av Diffrac. EVA 4.2 med databas PDF-4+ för identifiering av kristallina faser och semikvantitativ uppskattning av andelen kristallint material i provet.

3. Resultat och diskussion

3.1 Resultat Labb-studie

3.1.1 Analyser askor

Analysresultat från några av de askor som insamlades efter förbränningsförsöken sammanfattas i Tabell 2 nedan. I tabellen jämförs uppmätta koncentrationer mot gränsvärden i SFS 1998:944. Askornas koncentrationer av de relativt lättflyktiga grundämnena som kvicksilver (Hg), kadmium (Cd) och bly (Pb) och även zink (Zn) ligger betydligt under gränsvärdena. Däremot uppvisar slamaskorna koncentrationer som överstiger gränsvärdena vad gäller koppar (Cu), krom (Cr) och nickel (Ni).

Kopparinnehållet härrör till största delen från slammet och drivs uppenbarligen inte av från bottenaskan i någon större omfattning under förbränningen. Vad gäller metallerna Cr och Ni är resultaten lite förvånande; askan från en bränsleblandning av bark och slam innehåller betydligt högre halter än från monoförbränning av ingående bränslen. Dock var variationen stor för analysresultaten från de tre prover som förbrändes av bränsleblandningen.

Tabell 2. Innehåll i askan av olika ämnen jämfört med gränsvärden som gäller för avloppsslam vid spridning på jordbruksmark.

Ämne	As ⁴	Cd ⁴	Cr ⁵	Cu ⁵	Hg ⁴	Ni ⁵	Pb ⁴	Zn ⁵	P
Aska [mg*(kg aska) ⁻¹]									g*(kg aska) ⁻¹
Bark	13.2 ± 17.6	0.05 ± 8E-18	851 ± 846	149 ± 34	0.01 ± 0	577 ± 680	2.4 ± 0.5	264 ± 164	16.6 ± 7.3
Hästgödsel	na	na	75 ± 26	157 ± 21	na	50 ± 13	na	175 ± 80	36.6 ± 3.5
MSS	na	0.11 ± na	164 ± 70	812 ± 21	0.01 ± na	59 ± 13	15 ± na	813 ± 223	70.2 ± 3.9
MSS-Bark 20-80	3.2 ± 0.2	0.10 ± 0.04	545 ± 158	666 ± 94	0.07 ± 0.1	304 ± 200	6.9 ± 2.2	214 ± 132	70.4 ± 2.1
MSS-Bark 40-60	3.3 ± 0.4	0.12 ± 0.10	387 ± 182	745 ± 110	0.13 ± 0.2	214 ± 195	7.1 ± 2.7	187 ± 58	81.7 ± 2.6
MSS-Bark 50-50	3.6 ± 0.8	0.09 ± 0.04	397 ± 309	717 ± 76	0.01 ± 0.0	253 ± 284	10 ± 3.8	302 ± 111	74.4 ± 7.8
MSS-gödsel 20-80	na	na	72 ± 12	280 ± 35	na	25 ± 5.0	na	588 ± 164	40.0 ± 2.1
MSS-gödsel 40-60	na	na	97 ± 7.6	382 ± 20	na	33 ± 2.9	na	1373 ± 830	46.4 ± 2.9
MSS-gödsel 50-50	na	0.122 ± na	133 ± 50	497 ± 24	0.01 ± na	59 ± 21	13 ± na	818 ± 329	54.0 ± 3.1
Gränsvärden									
Jordbruksmark ¹		2	100	600	2.5	50	100	800	
EU gränsvärden gödsel ²	40	3 ⁶	2 ⁷	600	1	100	120	1500	
Gränsvärden									
Skogsmark ³	30	30	200	400	3	70	300	7000	>7 ⁸

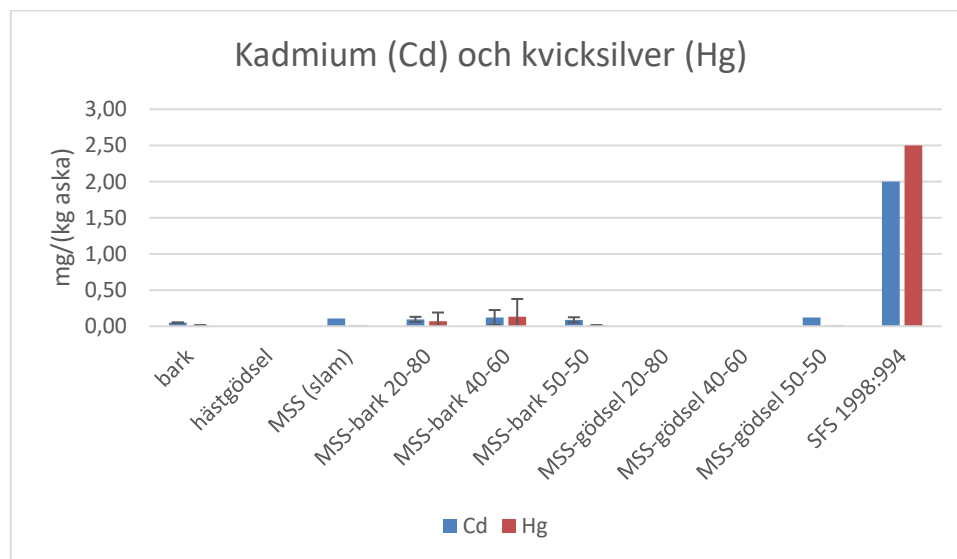
¹ Gränsvärden satta av Svenska myndigheter för koncentrationer av tungmetaller i slam för direkt spridning på jordbruksmark, Förordning SFS 1998:994, ² Förordning (EU) 2019/1009 som reglerar tungmetallkoncentrationer i handelsgödsel, ³ Rekommenderade max-koncentrationer i aska för skogsgödsling satta av Svenska skogsstyrelsen., ⁴ analyserat av ALS Scandinavia, ⁵ analyserat av ALS Scandinavia och på Högskolan i Borås eget labb, värden baserade av de olika analyserna. ⁶ när P₂O₅ koncentrationen är < 5 wt.-% är gränsvärdet för Cd 3 mg per kg Torr Substans, ⁷ För Cr (VI) är gränsvärdet 2 mg per kg Torr Substans men i tabellen visas total Cr från analyserna. ⁸ Fosforkoncentrationen ska vara högre än 7 g/kg aska för att askan ska lämplig för skogsgödsling, na – ej analyserat.

Med stöd från:



FORMAS

STRATEGISKA
INNOVATIONS-
PROGRAM

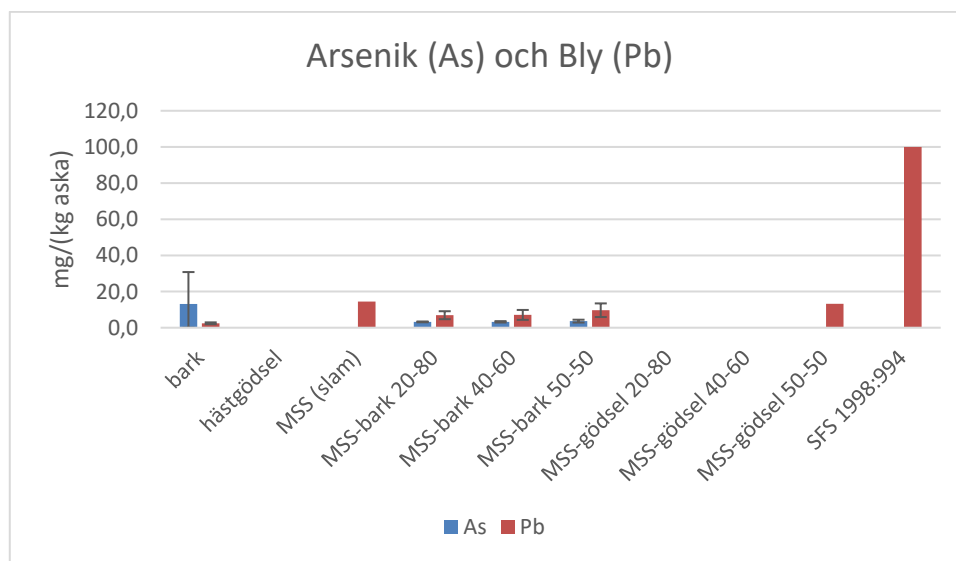


Figur 13. Koncentrationen av kadmium (Cd) och kvicksilver (Hg) i askorna efter förbränningsförsöken i labbskala uttryckt som mg/(kg aska) jämfört med Svenska gränsvärden för tungmetaller i slam för direktspridning på åkermark, SFS 1998:994. MSS = kommunalt avloppsslam, gödsel = hästgödsel, fel-stapel indikerar standard-avvikelsen i analyssvaret, ingen fel-stapel är resultatet av att analysen endast är gjort på ett prov.

Som förväntat är kvicksilver (Hg) och kadmium (Cd) de tungmetaller som är flyktigast och förångades nästan fullständigt under förbränning av provet, vilket resulterade i mycket låga koncentrationer i den kvarvarande bottenaskan, Figur 13. Olyckligtvis analyserades inte samtliga bottenaskor med avseende på alla tungmetaller och där staplar saknas finns ingen analys.

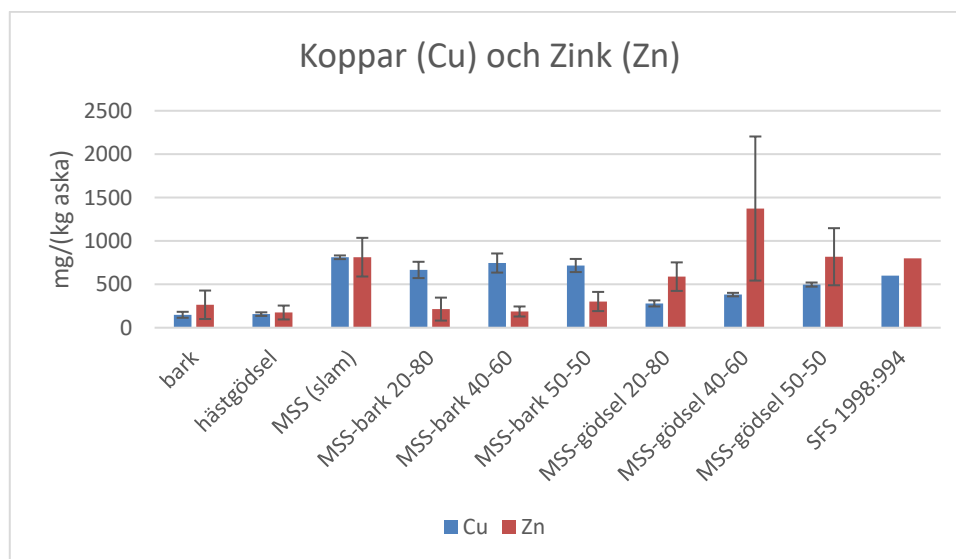
I Sverige finns det för närvarande ingen lagstiftning gällande spridning av förbränningsaska på åkermark för att återföra värdefull fosfor. Istället används den svenska förordningen 1998:994 [ref] som gäller för spridning av avloppsslam på åkermark. Koncentrationen av både Cd och Hg låg långt under gränsvärdena i förordning 1998:994, Figur 13, och även långt under EUs förordning 2019/1009 som reglerar tungmetallkoncentrationer i handelsgödsel och de rekommenderade maxkoncentrationer i aska för skogsgödsling satta av Svenska skogsstyrelsen, Tabell 2.

Både Arsenik (As) och Ply (Pb) visade på samma trender som Hg och Cd, Figur 14, och ligger också långt under EUs förordning 2019/1009 [ref] som reglerar tungmetallkoncentrationer i handelsgödsel och de rekommenderade maxkoncentrationer i aska för skogsgödsling satta av Svenska skogsstyrelsen, Tabell 2. Pb ligger även långt under de svenska gränsvärdena SFS 1998:994 medan As inte finns med.



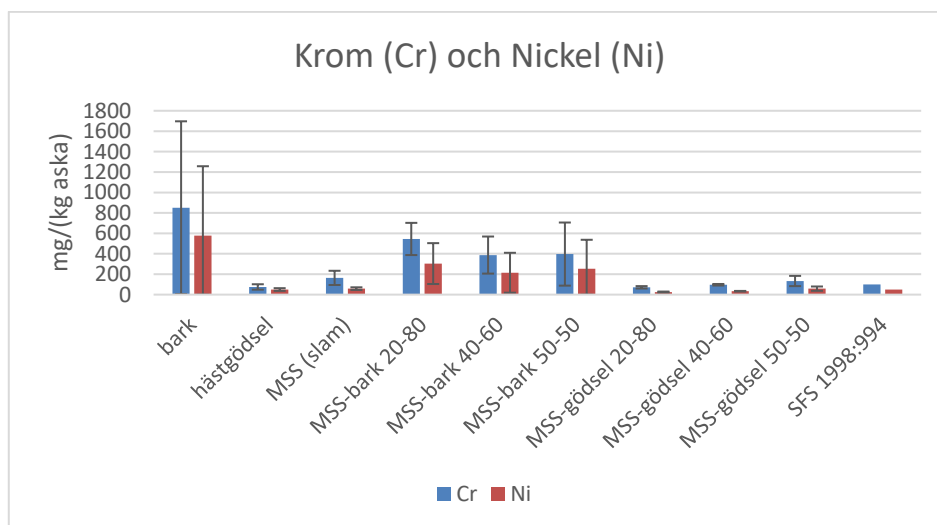
Figur 14. Koncentrationen av Arsenik (AS) och bly (Pb) i askorna efter förbränningsförsöken i labbskala uttryckt som mg/(kg aska) jämfört med Svenska gränsvärden för tungmetaller i slam för direktspredning på åkermark, SFS 1998:994. MSS = kommunalt avloppsslam, gödsel = hästgödsel, fel-stapel indikerar standard-avvikelsen i analysresultatet, ingen fel-stapel är resultatet av att analysen endast är gjort på ett prov.

Koncentrationen av koppar (Cu) i kommunalt avloppsslam (MSS) är oftast hög. Det är förväntat med tanke på att vanligt kranvatten leds fram i vattenledningsrör gjorda i koppar. Kopparhalten blir därför lägre i bark och hästgödsel, Figur 15. Eftersom koppars flyktighet är låg blir koncentrationen i bottenaskorna bokstavligen densamma som på askfraktionen i urspungsbränslet. Askinnehållet i MSS och hästgödsel är hög medan den är låg i barken. Detta leder till höga kopparhalter i askor från förbränning av blandningar av MSS/bark och lägre kopparhalter i askor från bränsleblandningar av MSS/hästgödsel och koppar halten följer kvoten MSS/hästgödsel väldigt väl. I jämförelse med gränsvärdena för koppar, MSS/bark askor var för höga medan MSS/hästgödsel askor hamnade på nivåer under gränsvärdet i förordningen 1998:994, Figur 15. Både bark och kommunalt avloppsslam (MSS) innehåller mycket höga koncentrationer av zink, (Zn). Detta skiljer sig från häst-gödsel där koncentrationen av zink på askfraktionen i bränslet är mycket lägre. Hursomhelst så är koncentrationen av zink i motsvarande askor efter förbränningsförsöken mycket lägre, Figur 15. Detta visar att zink är relativt enkelt att förånga under rådande förbränningsförhållanden. Undantaget är provet med 40 vikts-% MSS och 60 vikts-% hästgödsel. Ingen reduktion i zink-koncentrationen observerades för detta fall i jämförelse med det obrända bränsleprovet med samma kvot mellan MSS och hästgödsel. Analyserna av askorna visar också att de flesta bränslekombinationer resulterade i askor med acceptabla nivåer av zink i förhållande till det svenska gränsvärdet i förordning 1998:994.



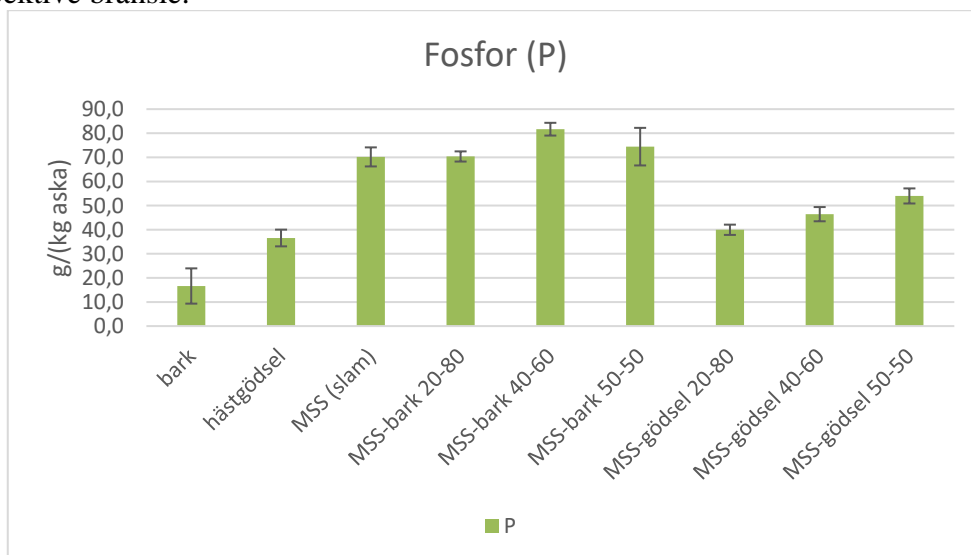
Figur 15. Koncentrationen av koppar (Cu) och zink (Zn) i askorna efter förbränningsförsöken i labbskala uttryckt som mg/(kg aska) jämfört med Svenska gränsvärden för tungmetaller i slam för direktspredning på åkermark, SFS 1998:994. MSS = kommunalt avloppsslam, gödsel = hästgödsel, fel-stapel indikerar standard-avvikelsen i analysresultatet, ingen fel-stapel är resultatet av att analysen endast är gjort på ett prov.

Bark och hästgödsel innehåller vanligtvis båda låga koncentrationer av krom och nickel. I dessa analyser fanns dock stora variationer i barken Figur 16. Vad dessa variationer beror på kunde inte helt fastslås. I kommunalt avloppsslam (MSS) är koncentrationen krom aningen över och nickel aningen under gränsvärdena i förordning 1998:994. Dessa nivåer i bränslena uttryckta som mg Cr/kg torr aska respektive mg Ni/kg torr aska återfinns i MSS-askan, hästgödsel-askan och bränsleblandningar efter förbränningsförsöken i labb-reaktor. För alla askor som har bark som bränsleursprung är nivåerna av både nickel och krom högre än i ursprungsbränslena före förbränningsförsöken. Frågan som ställs är: Var är källan till denna mängd krom och nickel? Kan det vara legerings-metallerna krom och nickel som användes i tillverkning av rostfritt stål till reaktorn? Frågan kräver en djupare analys för att kunna besvaras och det märkliga är att det enbart är vid förbränningsförsök med bark som bränsle (eller bränslemix med bark med) som det sker en anrikning av krom och nickel. Spridningen i resultaten är också stora och det råder analys-osäkerheter i askanalysen av bark. Även prepareringen av bränsleprovet före förbränningen, den procedur som används kan ge ett barkprov som kanske inte alltid innehåller samma koncentration av krom och nickel som det som skickades för analys till ett externt laboratorium.



Figur 16. Koncentrationen av krom (Cr) och nickel (Ni) i askorna efter förbränningsförsöken i labbskala uttryckt som mg/(kg aska) jämfört med Svenska gränsvärden för tungmetaller i slam för direktspredning på åkermark, SFS 1998:994. MSS = kommunalt avloppsslam, gödsel = hästgödsel, fel-stapel indikerar standard-avvikelsen i analysresultatet, ingen fel-stapel är resultatet av att analysen endast är gjort på ett prov.

Viktigast är fosfor (P) eftersom tanken är att sprida den giftfria askan direkt på åkermark efter eventuell lämplig krossning. Det var därför viktigt att undersöka hur mycket av den fosfor som ursprungligen fanns i bränsleprovet som var kvar i bottenaskan under rådande förbränningsbetingelser. Utifrån Figur 17 är det tydligt att askor efter förbränning av bark som samförbränningsbränsle innehåller ungefär samma fosfor-nivåer som aska från förbränning av kommunalt avloppsslam, (MSS). Dock var nivåerna av fosfor från förbränning av blandningar av MSS/hästgödsel något lägre och denna lägre fosfor-nivå är i överensstämmelse med ask-innehållet för respektive bränsle.



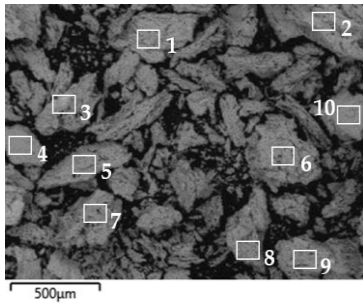
Figur 17. Koncentrationen av fosfor (P) i askorna efter förbränningsförsöken i labbskala uttryckt som mg/(kg aska). MSS = kommunalt avloppsslam, gödsel = hästgödsel, fel-stapel indikerar standard avvikelsen i analysresultatet, ingen fel-stapel är resultatet av att analysen endast är gjort på ett prov.

3.1.2 SEM-EDX: Labbförsök

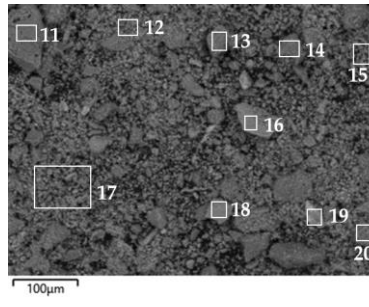
Krossade och malda askor från labbskale försöken sattes på kol-tejp och analyserades med SEM-EDX, Figur 18, medan askor från fullskaleförsöken krossades och göts in i epoxi före analys, Figur 20 och 26. Mapp och spot analyser gjordes också i de markerade områdena i de överst bilderna i Figur 18, 20 och 26, där resultaten redovisas i respektive följande tabell, Tabell 4, 5 och 6.

Nedan i Figur 20 presenteras resultaten från labbskaleförsöken med enbart avloppsslam, 20 vikt-% Slam med 80 vikt-% bark och 20 vikt-% slam med 80 vikt-% hästgödsel. Mapparna i Figur 20 visar att Si, Al, P och Ca följs åt i alla tre fallen även om de har olika intensitet i mapparna, vilket indikerar att det bildats föreningar av dessa ämnen. I bränslemixarna MSS-bark 20-80 och MSS-gödsel 20-80 finns det fler partiklar som indikerar högre koncentrationer av Si jämfört med ren MSS. Det samma gällde för Ca där MSS-gödsel 20-80 visade flest koncentrerade partiklar. Även Mg och Na hittades i mer koncentrerade partiklar i MSS-gödsel 20-80 jämfört med de andra två.

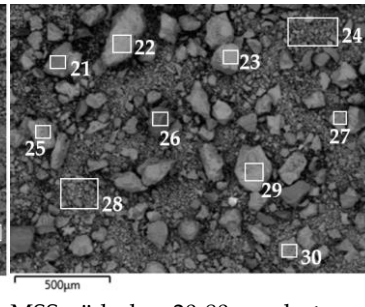
Tabell 4 visar att de analyserade partiklarna i MSS har högst andel P och ligger på 14-34 vikt-% medan bränsleblandningarna ligger mellan 3-16 vikt-% P. Även aluminium ligger högst i slam askan, ofta 30-40 vikt-% medan blandningen MSS-hästgödsel, som har lägst koncentration, ligger på mellan 5 till 16 vikt-%. MSS-hästgödsel har däremot de högsta halterna Si och K och alla analyserade partiklar i detta prov innehöll även Na och Mg, vilka inte var så vanliga i de andra proven, speciellt inte i MSS provet. I MSS provet var däremot Fe närvarande i alla utom en partikel och halterna var generellt högre än de som analyserades i bränsleblandningarna. Resultaten indikerar att föreningarna som bildats består av flera ämnen vilket är lovande i hänseende av fosforns växttillgänglighet. Fosfor i MSS från försöken är fällt med en aluminium polymer men inga rena aluminiumfosfater kunde hittas med SEM-EDX analysen.



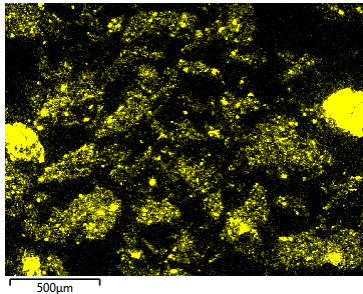
MSS, electron image



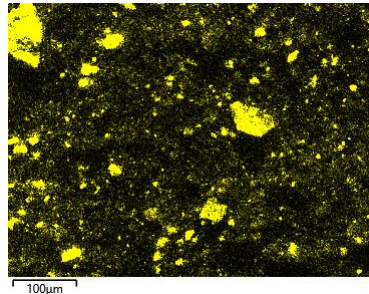
MSS-bark 20-80, electron image



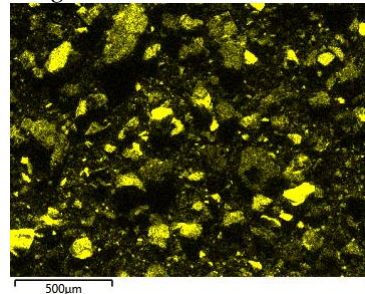
MSS-gödsel 20-80, electron image



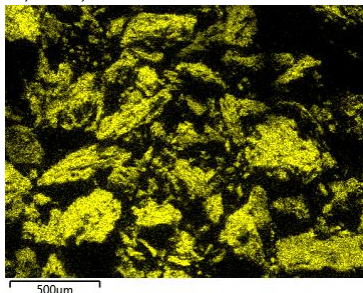
Si, Kα1, MSS



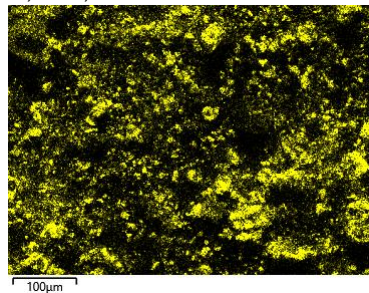
Si, Kα1, MSS-bark 20-80



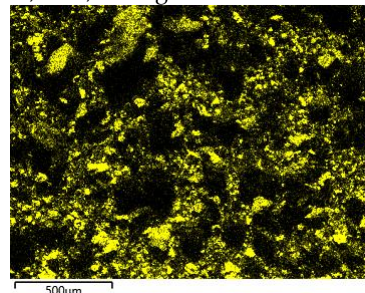
Si, Kα1, MSS-gödsel 20-80



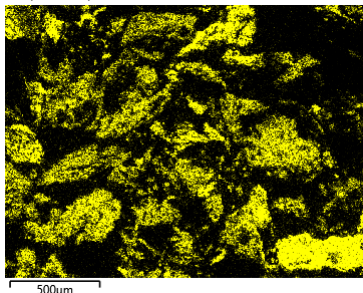
Al, Kα1, MSS



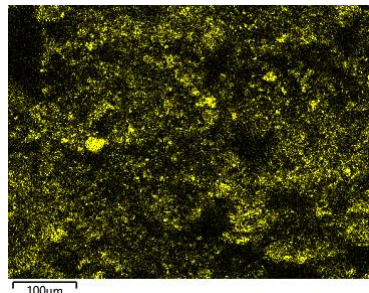
Al, Kα1, MSS-bark 20-80



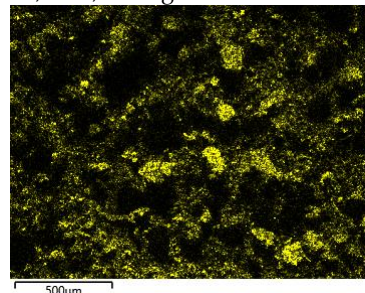
Al, Kα1, MSS-gödsel 20-80



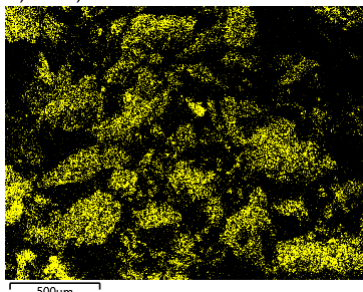
P, Kα1, MSS



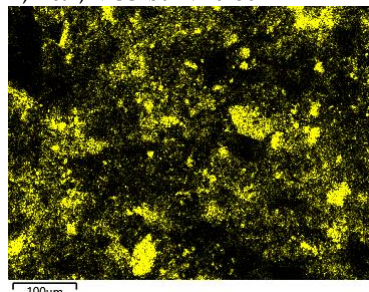
P, Kα1, MSS-bark 20-80



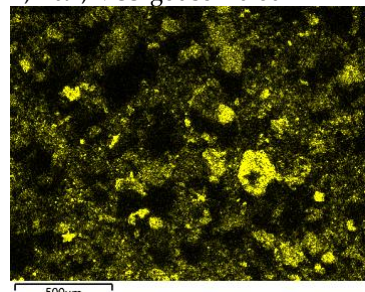
P, Kα1, MSS-gödsel 20-80



Ca, Kα1, MSS



Ca, Kα1, MSS-bark 20-80



Ca, Kα1, MSS-gödsel 20-80

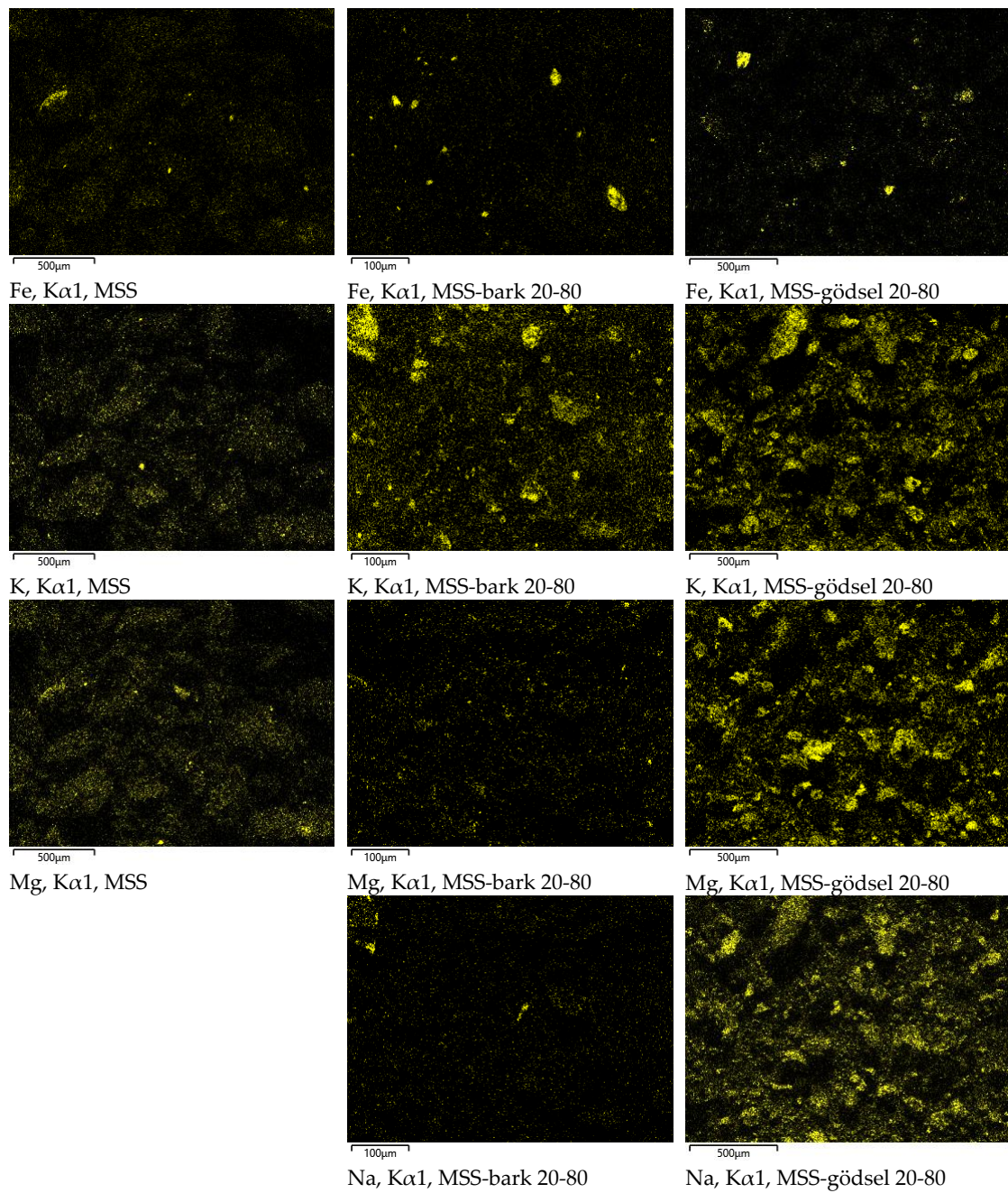


Figure 18. SEM-EDX images for ash samples MSS, MSS-bark 20-80 and MSS-dung 20-80. Specific areas for P-association analysis are marked with numbers in each electron image.

Tabell 4 Elementdistribution i de markerade områdena i Figur 18 givet som vikt-% räknat på kol och syrefritt material.

Area	Si	Al	P	Ca	Fe	K	Mg	Na	Mn	Ti	S	Cr
MSS												
1	11	41	22	14	8	2	1					
2	12	34	21	17	16							
3	14	32	19	11	19	1	2			2		
4	44	18	31	7								
5	13	42	24	12	7	2						
6	11	41	24	13	7	2				1		
7	14	41	23	14	6	2						
8	10	39	27	13	10	2						
9	10	33	34	14	7	2	1					
10	58	18	14	5	3	2						
MSS-bark 20-80												
11	43	19	5	13		18		2				
12	8	24	13	42	5	4	2		2			
13	9	29	13	30	5	12	2					
14	15	23	10	40	5	5	2					
15	9	21	11	44	4	4	3		3			
16	21	11	7	50	2	7	2					
17	10	21	11	44	4	4	2	1	2		1	
18	22	17	5	43	5	9						
19	5	15	6	28	33	3	2		3			5
20	12	24	14	35	5	5	2		2			
MSS-gödsel 20-80												
21	52	16	3	7	3	8	2	9				
22	29	11	11	17	3	19	4	6			1	
23	25	5	15	25	2	13	6	9				
24	25	16	11	22	3	12	4	5			2	
25	30	11	7	17	7	15	6	5		2		
26	63	7	8	12		7	2	3				
27	22	12	12	28		16	4	7				
28	24	15	12	23	3	13	4	5			2	
29	19	8	10	39	3	9	4	6			1	
30	17	13	16	31		10	7	6			2	

3.2 Resultat Fullskaleförsök: 8 MW Rostpanna i Uddevalla

3.2.1 Askanalyser

Torkat avloppsslam är ett askrikt bränsle i jämförelse med stamvedsflis som användes som basbränsle vid samförbränningen i 8 MW rostpannan i Uddevalla. Askan från avloppsslam innehåller dessutom fosfor, aluminium och kalium som bildar föreningar, vilka vid för hög förbränningstemperatur som under

koksutbränningsfasen på rosten, leder till att askan smälter ihop, man säger att det sker en slagging av askan, en klumpbildning helt enkelt. Detta visas tydligt i Figur 19.



Figur 19. Slagging av bottenaska. Samförbränning av 30 vikts-% torkat avloppsslam med 70 vikts-% träflis (TF)

Utvalda analyser av insamlade askprover redovisas i Tabell 4, som kan jämföras med gränsvärden i SFS 1998:944, Tabell 2, som gäller överlåtelse av avloppsslam för jordbruksändamål. Den askfraktion som kan komma ifråga som jordförbättringsmedel är bottenaskan från förbränningen med 30 % slam. Precis som för askan från labbförsöken uppfyller bottenaskan kraven gällande Pb, Cd, Hg samt Zn. Däremot överskrids gränsvärdet betydligt med avseende på Cr. Även koncentrationen av Ni ligger över gränsvärdet medan innehållet av Cu ligger väldigt nära gränsvärdet.

Tabell 4 innefattar flygaskorna för att visa uppdelningen mellan flygaska och bottenaska för olika metaller. De metaller som drivs bort från bottenaskan under förbränningen uppvisar en avsevärt högre koncentration i flygaskan än i bottenaskan. Det gäller tungmetallerna Pb, Cd, Hg, och Zn. Däremot påverkar inte förbränningen koncentrationerna av Cu, Cr och Ni i någon större omfattning.

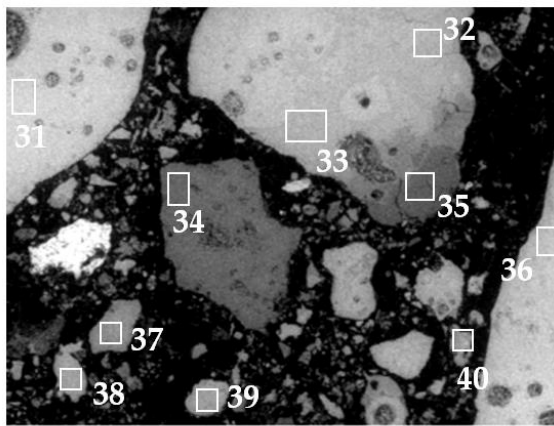
Tabell 4. Analysresultat från askor tagna vid Hovhultsverket under försöken, jämfört gränsvärden som gäller för avloppsslam vid spridning på jordbruksmark.

	Träflis (TF)			MSS-TF 30-70		
	Botten-aska	Filter-aska	Multi-cyklonaska	Botten-aska	Filteraska	Multi-cyklonaska
Askanalys [g*(kg aska) ⁻¹] ¹						
Al	25 ± 3	27	16	140 ± 33	15	13
Ca	268 ± 87	240	270	81 ± 0.3	160	250
Fe	42 ± 2.9	58	56	31 ± 2	38	39
K	76 ± 5.6	63	56	24 ± 1	55	54
Mg	41 ± 9.8	20	39	9.3 ± 1.1	15	37
Na	7.3 ± 0.6	10	9.8	5.4 ± 0.1	13	10
P	18 ± 5.9	9.4	21	49 ± 1	81	32
Si	92 ± 30	53	32	120 ± 1	17	24
Ti	1.2 ± 0.03	5	0.92	2.8 ± 0.1	3.2	0.74
Spårämnen [mg*(kg aska) ⁻¹] ¹						
As	41 ± 4.3	250	120	6.7	220	61
Cd	5.1 ± 2.1	22	45	<0.51	31	75
Cr	602 ± 26	470	400	215 ± 7	420	440
Cu	251 ± 29	490	310	624 ± 8	550	290
Hg	<0.05	0.26	0.09	<0.05	0.75	0.41
Ni	102 ± 25	110	66	59 ± 3	79	65
Pb	86 ± 62	960	450	8.5 ± 1.5	1000	380
Zn	1275 ± 177	4400	6700	243 ± 152	9900	6700

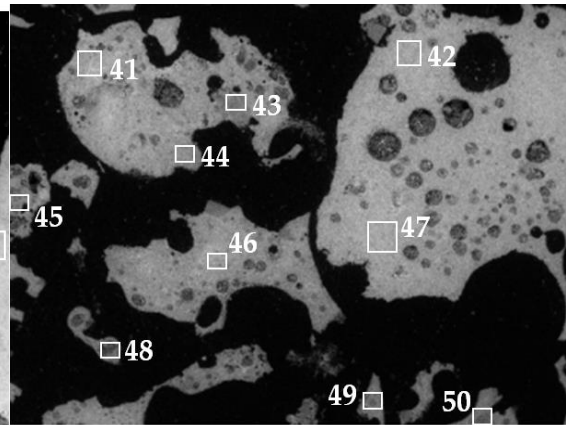
¹ torr aska

3.2.2 SEM-EDX: 8MW Rostpanna

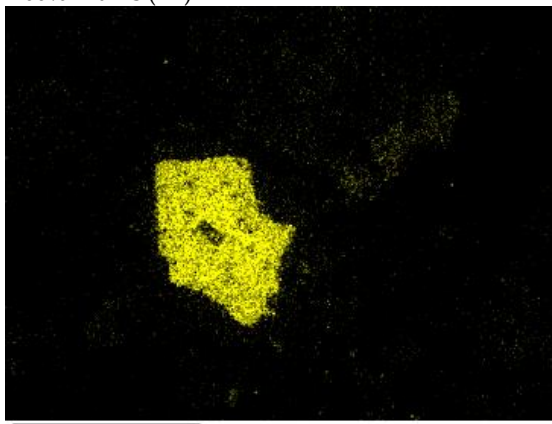
SEM-EDX analyserna av referensfallet med 100% Träflis och samförbrännings-fallet med 30 vikt-% avloppsslam och 70 vikt-% träflis presenteras i Figur 20 och Tabell 6 nedan. SEM-bilderna i Figur 20 ser ganska lika ut men askan från MSS-TF 30-70 var som visas i Figur 19 sintrad till stora luftiga klumpar. Dessa finkrossades och göts in i epoxi före analys medan askan från 100% träflis kunde gutas utan att först krossas. Som kan ses i Figur 20 innehöll askan från MSS-TF 30-70 mer Al, P och Si jämfört med TF-askan. Ca, K och Mg är jämt fördelat i båda fallen och en partikel med mycket Fe syns i TF-askan.



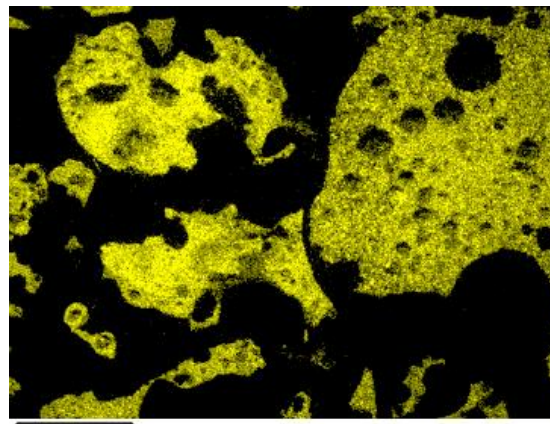
100% Träflis (TF)



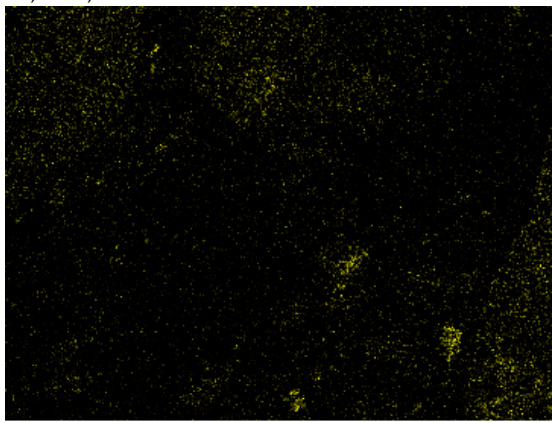
MSS-TF 30-70



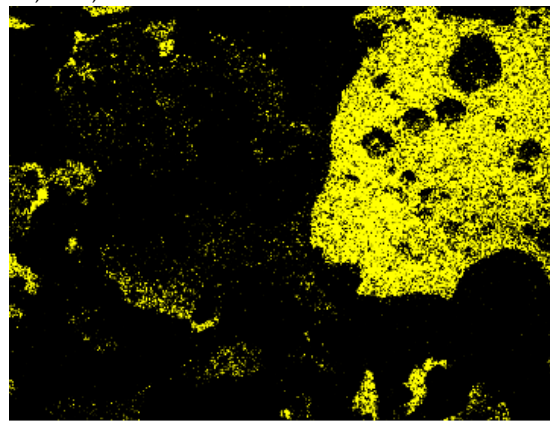
Al, K α 1, SW



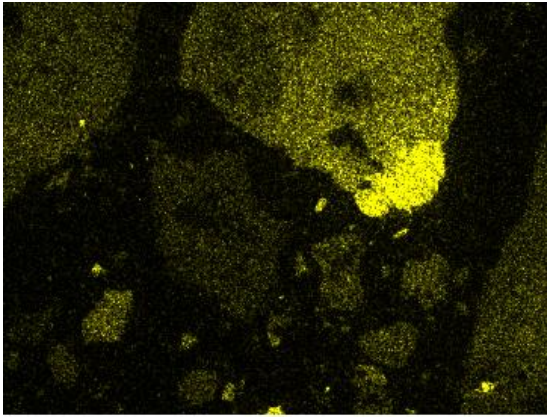
Al, K α 1, MSS-SW 30-70



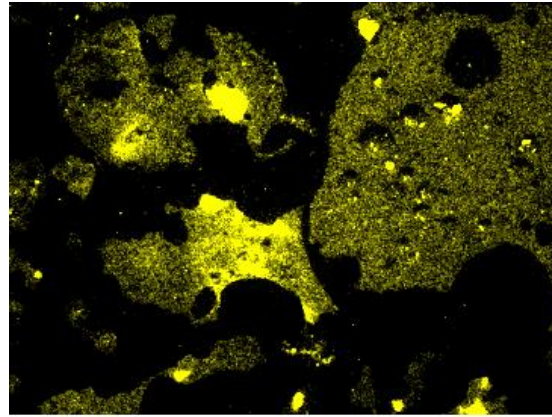
P, K α 1, SW



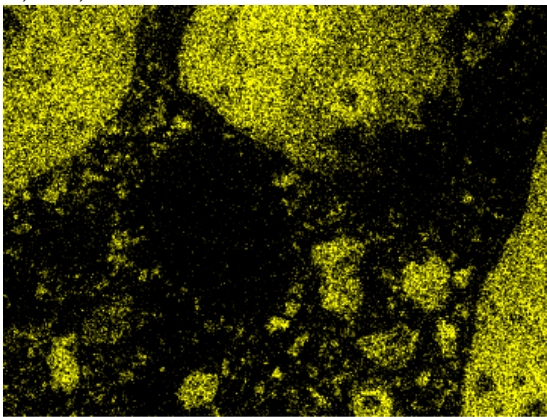
P, K α 1, MSS-SW 30-70



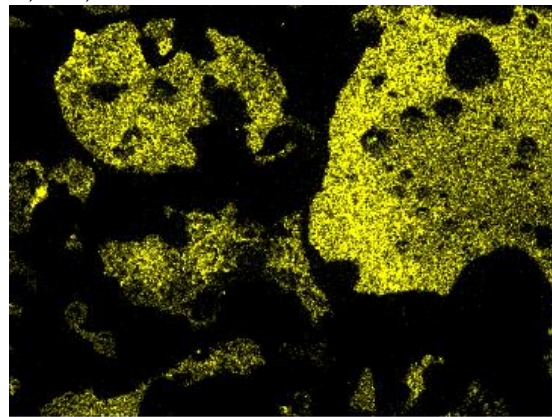
Si, K α 1, SW



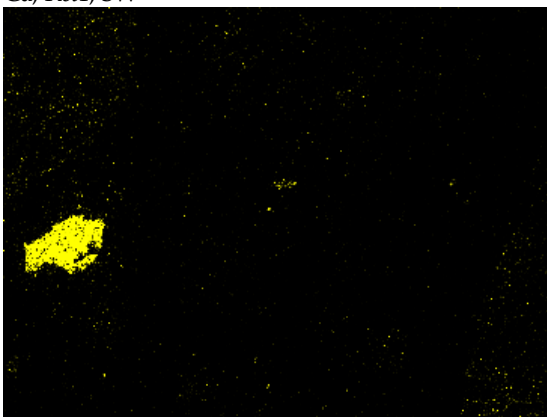
Si, K α 1, MSS-SW 30-70



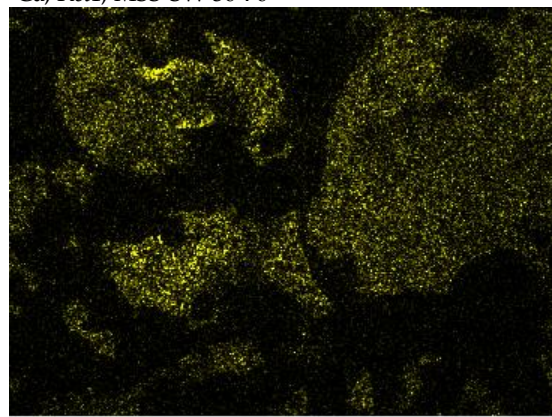
Ca, K α 1, SW



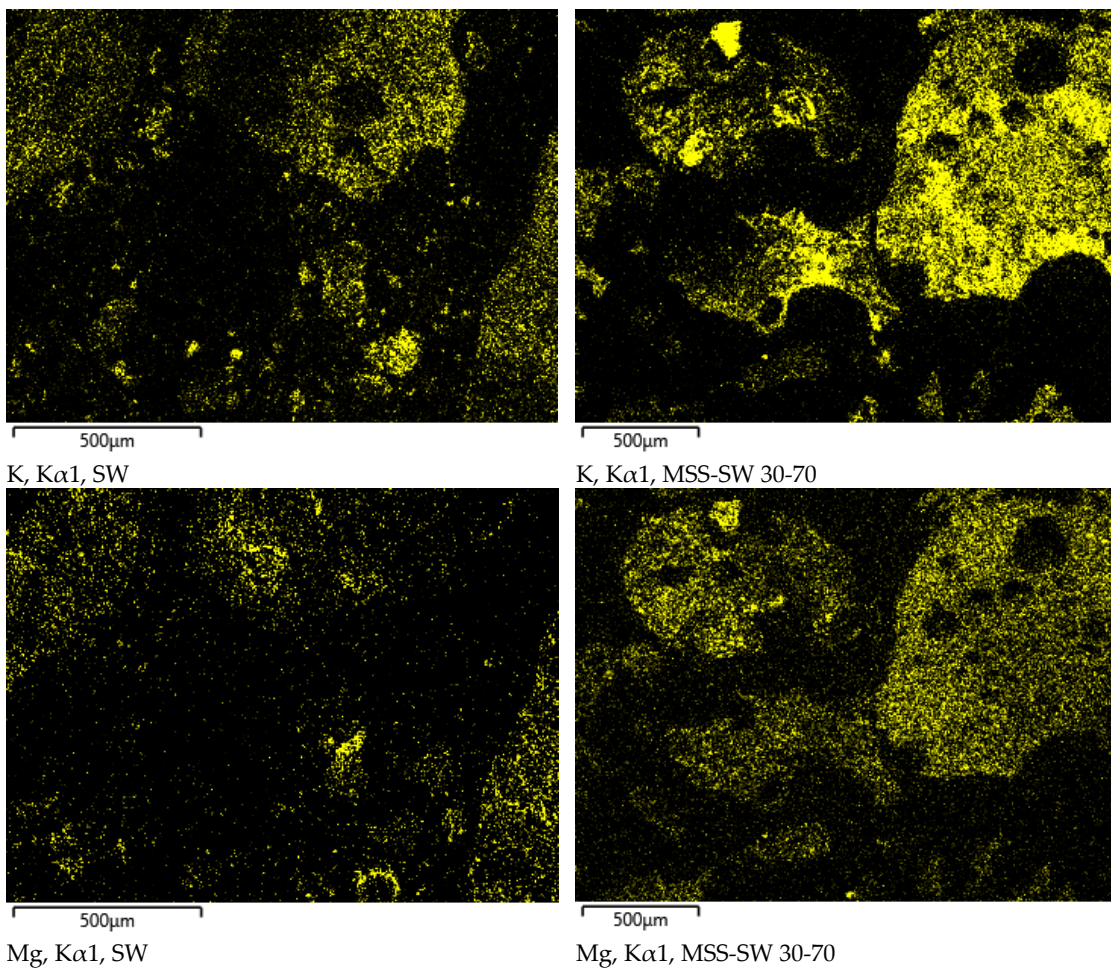
Ca, K α 1, MSS-SW 30-70



Fe, K α 1, SW



Fe, K α 1, MSS-SW 30-70



Figur 20. SEM-EDX bilder på askprover från referensprovet 100-vikt% träflis (TF) och MSS-TF 30-70 från fullskaleförsöken i Uddevalla.

Table 5. Elementdistribution i de markerade områdena i Figur 20 givet som vikt-% räknat på kol och syrefritt material.

Area	Si	Al	P	Ca	Fe	K	Mg	Na	Mn	Ti
TF 100										
31	19	3	3	42	9	10	9		4	
32	33	4		41		18	4			
33	32	6	2	43	3	11	4			
34	28	49		10	6	5				4
35	78	2		13		8				
36	17	3	4	46	10	14	8			
37	36	9		30	11	15				
38	21			65		8	7			
39	18	5	4	48	9	10	6			
40	8		12	62		6	13			
MSS-TF 30-70										
41	15	41	6	23	8	6	2			
42	22	30	13	21	6	5	2		2	

43	66	15		8		10	1		
44	24	44	3	20	3	3	2		
45	25	41	8	15	6	6			
46	33	32	4	16	9	4	1		1
47	21	29	13	21	5	7	2	1	1
48	28	42	6	16	6	3			
49	19	34	16	17	6	6	1		
50	65	15	8	7		5			

När man jämför areaanalyserna, Tabell 5, från de två fallen ser man att i askan från ren träflis är Si och Ca dominerande men med inslag av Al, Fe, K och Mg. Även lite P hittas i några områden, samt Mn och Ti i varsin analys. I askan från MSS-TF 30-70 är Al dominerande i de flesta analyserna följt av Si och Ca. P har ökat medan Fe ligger på samma nivå och K och Mg gått ner. Resultaten ovan i Figur 20 och Tabell 5 visar inga tecken att P fortfarande är bundet som aluminiumfosfat som i det ursprungliga slammet (MSS) där fosfor från avloppsvattnet fångats in som aluminiumfosfat.

3.3 Resultat Fullskaleförsök: 27MW Rostpanna i Vetlanda

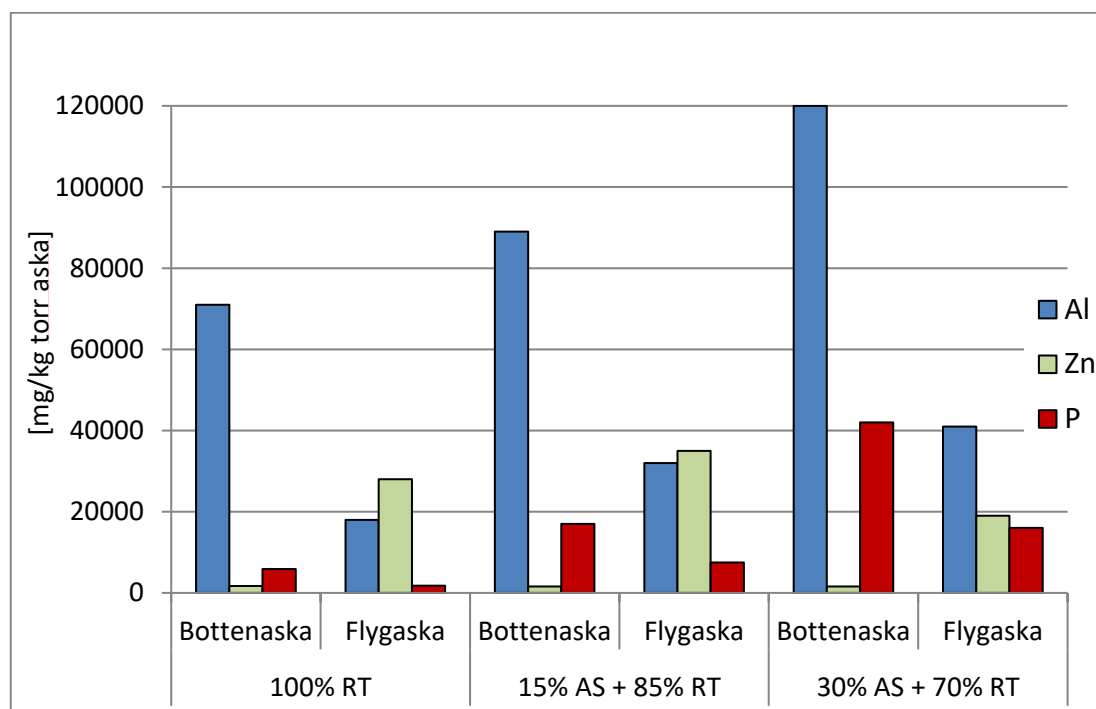
3.3.1 Analys askor

Panneffekten vid genomförandet av forskningsförsöken i ångpannan i Vetlanda var ca. 19 MW under försöken. Vid de jämförande forskningsförsöken i Uddevalla var panneffekten 6 MW. Rosten i ångpannan i Vetlanda är minst 3 gånger större än den i Uddevalla. Temperaturen under koksutbränningsfasen blev lägre på rosten i Vetlanda. Den slutsatsen kan man dra genom att jämföra bottenaskan i Figur 21 taget i samband med försöket med 30 vikts-% torkat avloppsslam med 70 vikts-% returträ med bottenaskan i Figur 19 där bottenaskprovet är taget när 30 vikts-% avloppsslam samförbrändes med 70 vikts-% stamvedsflis. Skillnaden på askorna är enorm och inga smältklumpar kunde ses i bottenaskan från rostpannan i Vetlanda.



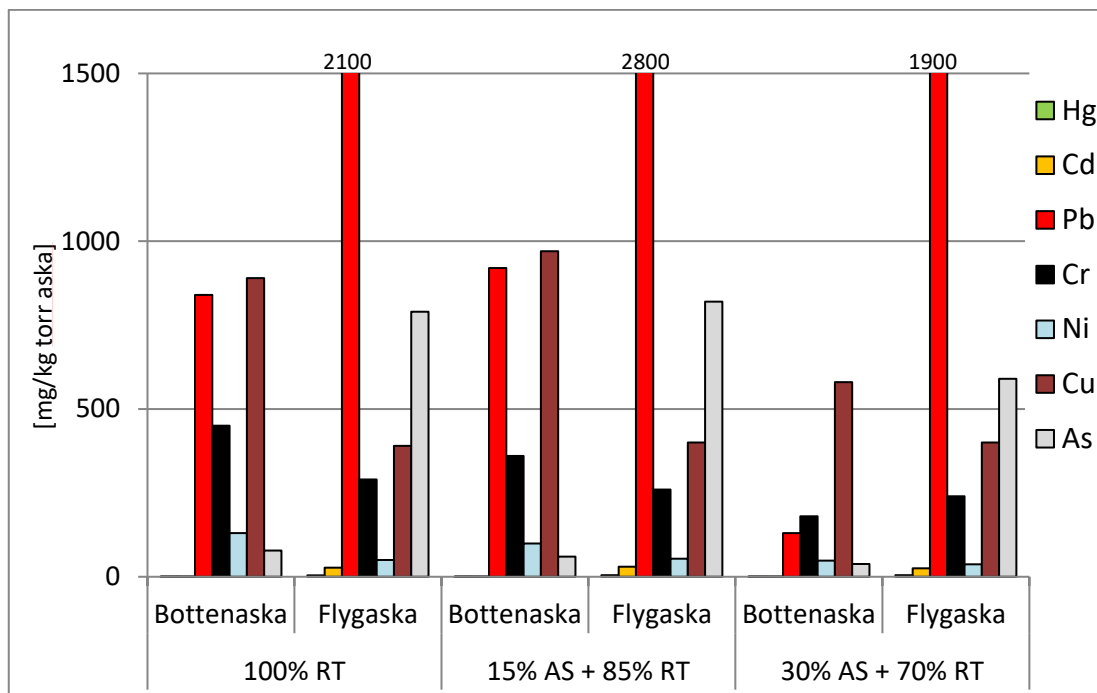
Figur 21. Bottenaska efter samförbränning av torkat avloppsslam med returträ i panna 6 (P6) i Vetlanda. Notera avsaknaden av stora ihop sintrade klumpar som var fallet för bottenaskan i Uddevalla, se Figur 19.

Askanalyserna som gjordes på botten- och flygaska från fullskaleförsöken i Vetlanda visade att den största delen av P blev kvar i bottenaskan, Figur 22. Eftersom det inte var möjligt att mäta askflödena kunde ingen materialbalans göras men bottenaskflödet var mycket högre än flygaskflödet. För att stödja antagandet att den mesta P blev kvar i bottenaskan kan den beräknade teoretiska koncentrationen av P i total askmängd användas. Beräkningen visar att i fallet med 15 vikt-% slam var den teoretiska P-mängden 3,62 vikts-% och i fallet med 30 vikts-% slam var den 5.29 vikts-%. Även Al stannade till största delen kvar i bottenaskan medan Zn drevs av och fångades i flygaskan. Figur 22 visar att den största delen Zn drevs av och fångades i flygaskan samt lite av Al.



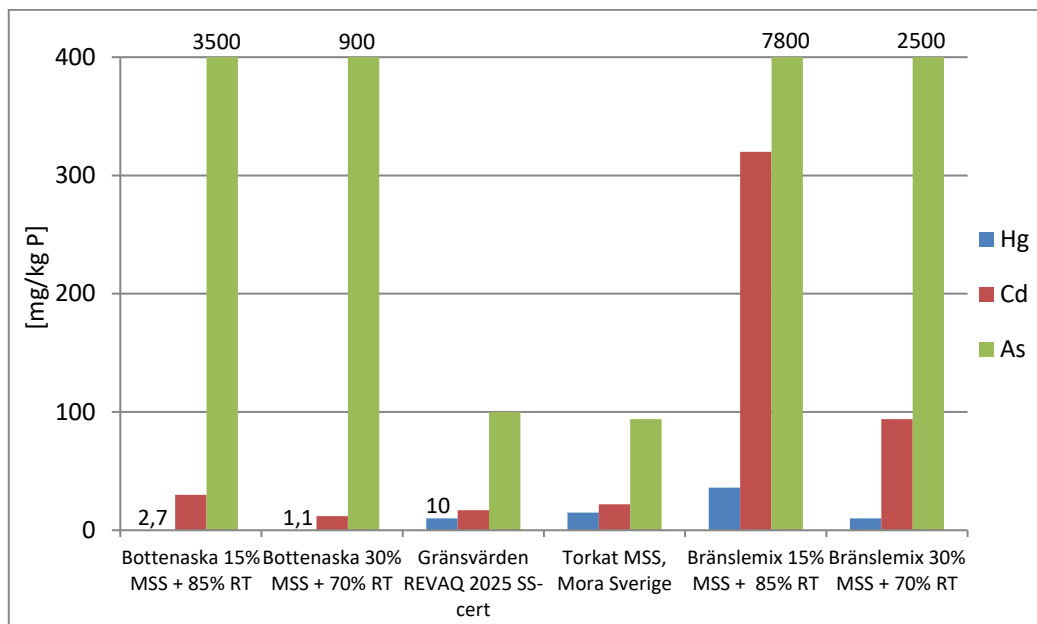
Figur 22. Analys av Al, Zn och P i botten och flygaska från 27MWth rostpannan i Vetlanda.

Figur 23 visar analysresultaten för övriga lagstiftade ämnen vid spridning av avloppsslam till åkermark. Både Hg och Cd låg under detektionsgränsen i bottenaskan och även det mesta av As och Pb drevs av till flygaskan även om koncentrationerna Pb ändå var höga i bottenaskan. För Cr, Ni och Cu såg det dock annorlunda ut, här drivs bara små mängder av och det mesta stannar kvar i bottenaskan.



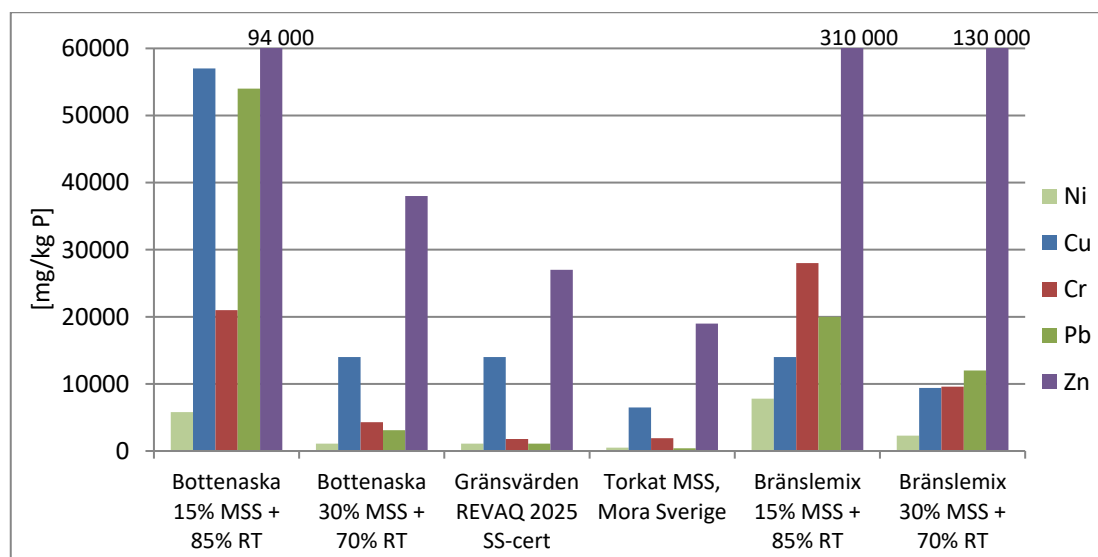
Figur 23. Analys av Hg, Cd, Pb, Cr, Ni, Cu och As i botten- och flygaska från 27MWth rostpannan i Vetlanda.

Figur 24 jämför koncentrationerna av Hg, Cd och As i bottenaskorna med 15 respektive 30 vikt-% MSS, de planerade gränsvärdena för Revaq, 2025, torkat avloppsslam och de två bränslemixarna med 15 respektive 30 vikt-% MSS och halterna är beräknade som mg per kg P i torrt material. Resultaten visar att Hg är långt under Revaqs planerade gränsvärde på 10 mg/kg P i askorna i båda fallen medan slammet ligger ovanför med 15 mg och bränsleblandningen med 15 % MSS på 36 medan bränsleblandningen med 30 % MSS ligger på gränsvärdet 10 mg/kg P. För Cd är Revaqs planerade gränsvärde 17 mg/kg P vilket endast bottenaskan från 30 vikt-% MSS klarar. Varken askan från 15 % MSS inblandning, rent MSS eller bränsleblandningarna med MSS-RT klarar gränsvärdet och det verkar vara RT-flisen som bidrar med mest Cd. För As och det föreslagna Revaq-gränsvärdet på 100 mg/kg P är det endast slammet som klarar värdet och även här ser det ut att vara RT-flisen som bidrar med mest As.



Figur 24. Analys av Hg, Cd och As i bottenaska, 100% slam och bränslemix slam(SS)/returträ (DW) jämfört med Revaqs planerade gränsvärden för 2025.

I Figur 25 visas resultaten för Ni, Cu, Cr, Pb och Zn som mg/kg P för bottenaskorna, Revaqs föreslagna gränsvärden, MSS och bränslemixarna som användes i försöken. För Ni och Cu ligger MSS under det föreslagna gränsvärdet på 11000mg/kg P och bottenaskan med 30 vikt-% MSS ligger exakt på gränsvärdet. Ni ligger över gränsvärdet i resten av fallen medan Cu-halterna ligger bra i alla fallen förutom askan med 15 vikt-% slam där halten ligger långt över gränsvärdet. Cr ligger över det föreslagna gränsvärdet i alla fallen och bara 100% MSS klarar gränsvärdena för Pb och Zn.

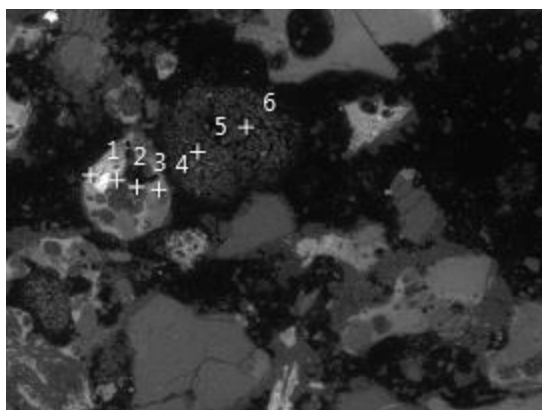


Figur 25 Analys av Ni, Cu, Cr, Pb och Zn i bottenaska, 100% slam och bränslemix slam(SS)/returträ (DW) jämfört med Revaqs planerade gränsvärden för 2025.

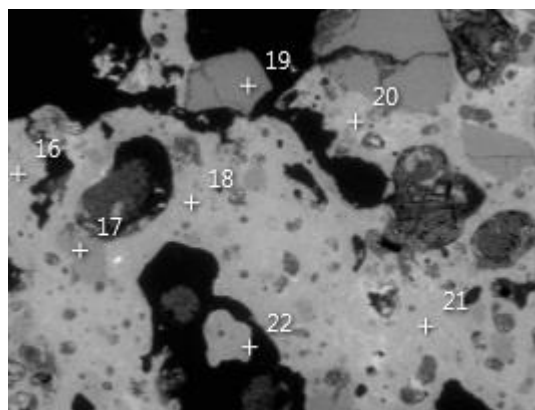
3.3.2 SEM-EDX

SEM-bilderna visar att askan i fallet med 100% RT inte smältt på samma sätt som i fallet med 30 -vikt% MSS. Samförbränningsfallen med 30-vikt% MSS i Figur 20 och 26 har samma smältstruktur i SEM-bilderna men i macroperspektiv ser askorna väldigt olika ut, se Figur 19 och 21. I mapparna syns det tydligt att RT är ett bränsle med låg P halt. Fe och K är mer koncentrerat i vissa partiklar i RT-askan medan de är mer jämnt fördelade i askan från 30 vikt-% MSS.

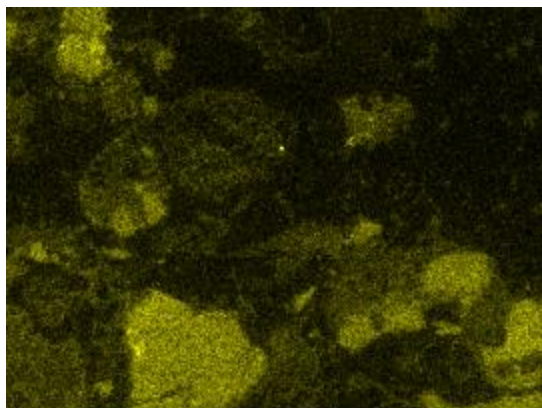
I Tabell 7 ses resultaten från punktanalyser (spottar) i proven. Askan med 100 % RT domineras av Si följt av Ca och Al. Askan innehåller också Fe, K, Na och Ti men bara spår av P och Mg. Askan från samförbränning med 30-vikt% MSS domineras av Si och Al som dominerar i olika punkter. Koncentrationen P är också hög och följs sedan av Ca. Andra ämnen närvarande i lika delar är Fe, K och Na och spår av Mg och Ti.



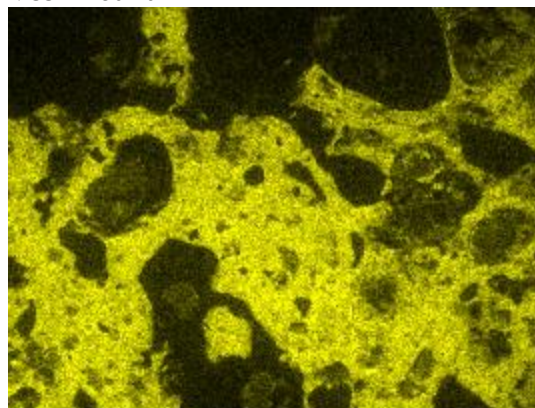
RT 100



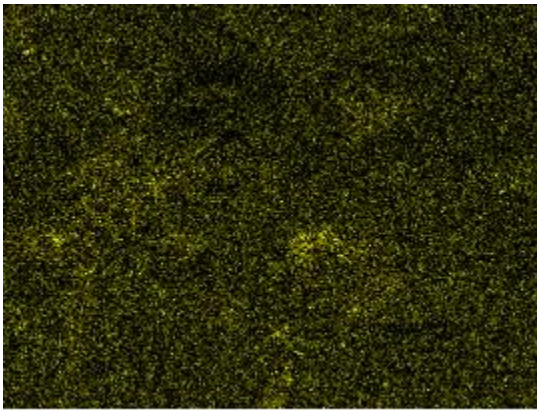
MSS-RT 30-70



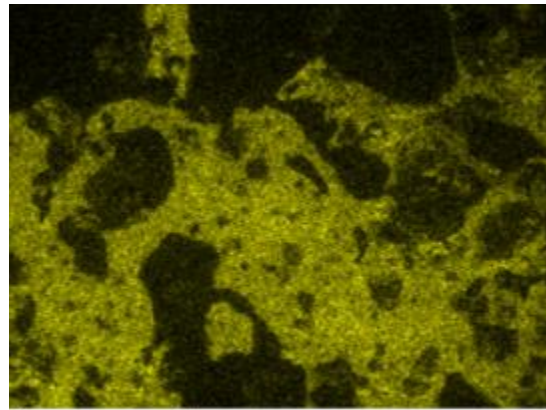
Al, K α 1, RT



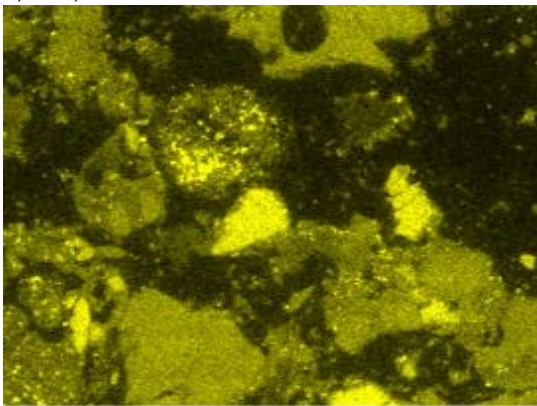
Al, K α 1, MSS-RT 30-70



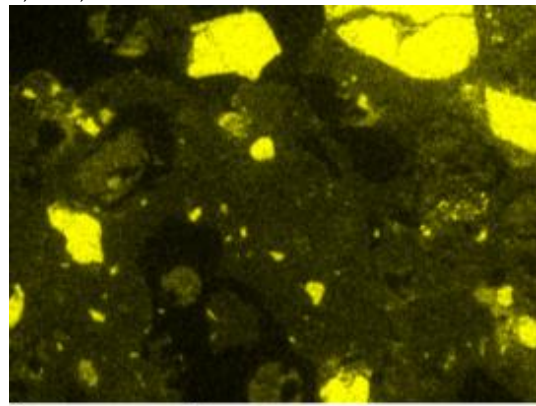
250μm
P, Kα1, RT



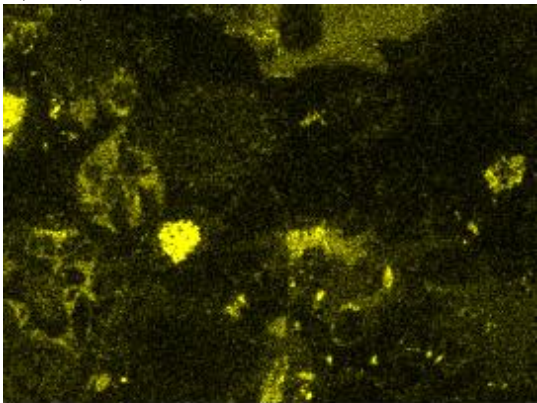
500μm
P, Kα1, MSS-RT 30-70



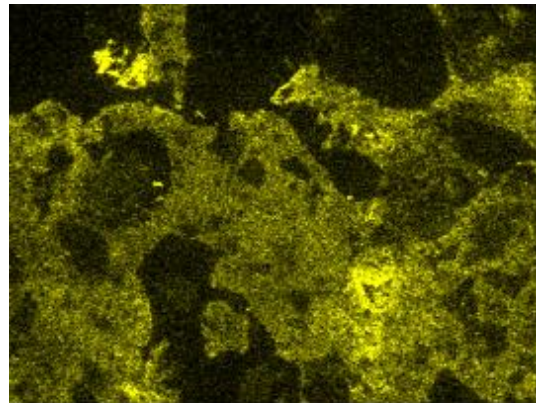
250μm
Si, Kα1, RT



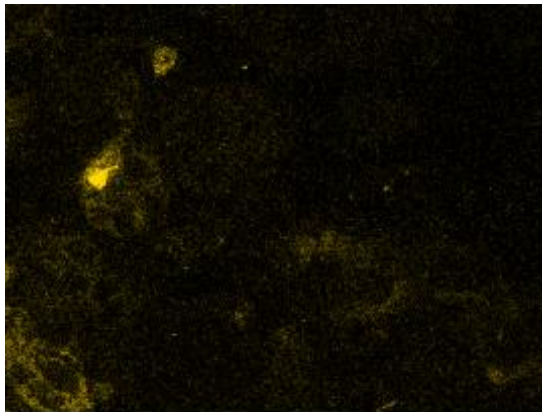
500μm
Si, Kα1, MSS-RT 30-70



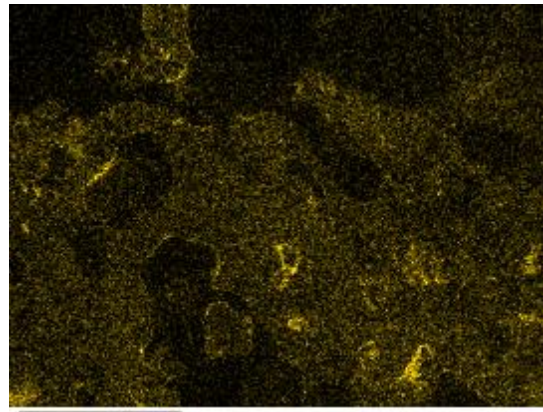
250μm
Ca, Kα1, RT



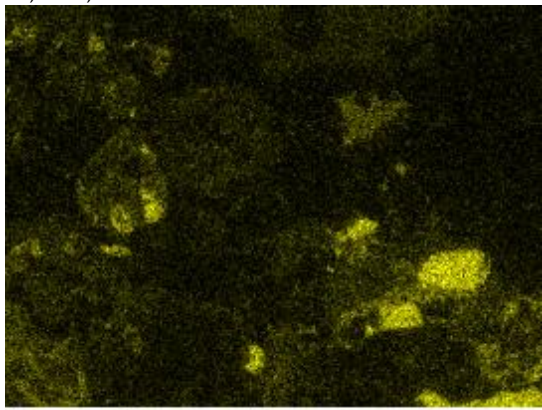
500μm
Ca, Kα1, MSS-RT 30-70



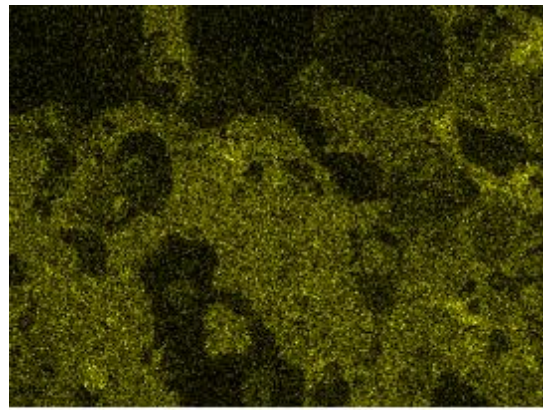
250μm
Fe, Kα1, RT



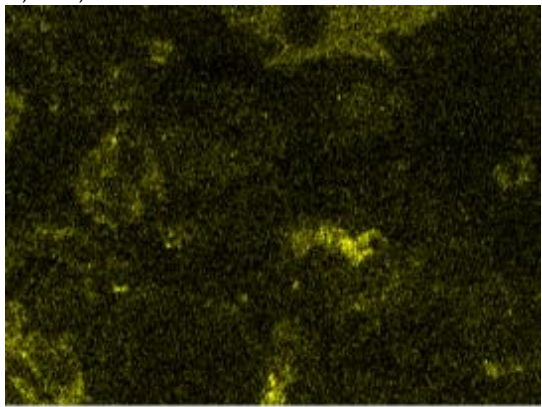
500μm
Fe, Kα1, MSS-RT 30-70



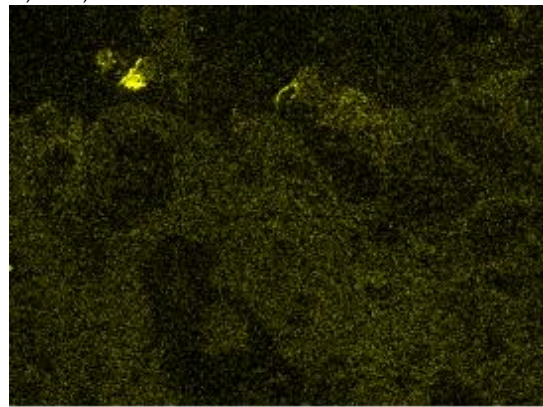
250μm
K, Kα1, RT



500μm
K, Kα1, MSS-RT 30-70



250μm
Mg, Kα1, RT



500μm
Mg, Kα1, MSS-RT 30-70

Figur 26. SEM-EDX Bilder och Mappar för RT (referens) och MSS-RT 30-70 från fullskaleförsöken i Vetlanda.

Tabell 7. Ämnesdistribution i de markerade punkterna (spottar) i Figur 26 Element distribution in marked areas in Figur 26 given as weight-% on carbon and oxygen free basis.

Area	Si	Al	P	Ca	Fe	K	Mg	Na	Mn	Ti
RT 100										
1	18	4		4	39	1	2	2	2	28
2	73	4		7	8	3	1	2		2
3	49	13		11	7	8	2	6	1	2
4	43	8	1	23	7	6	3	4	1	2
5	66	8		9	5	5	1	3		2
6	66	6		11	5	5	1	2		3
MSS-RT 30-70										
16	16	35	22	9	4	5	2	6		1
17	77	8	8	3	1	1		1		
18	13	37	23	13	3	4	1	5		1
19	86	4	4	3	1	1		1		
20	25	35	14	11	4	4	2	4		1
21	16	32	22	14	4	4	2	5		1
22	17	31	19	11	8	4	1	4		1

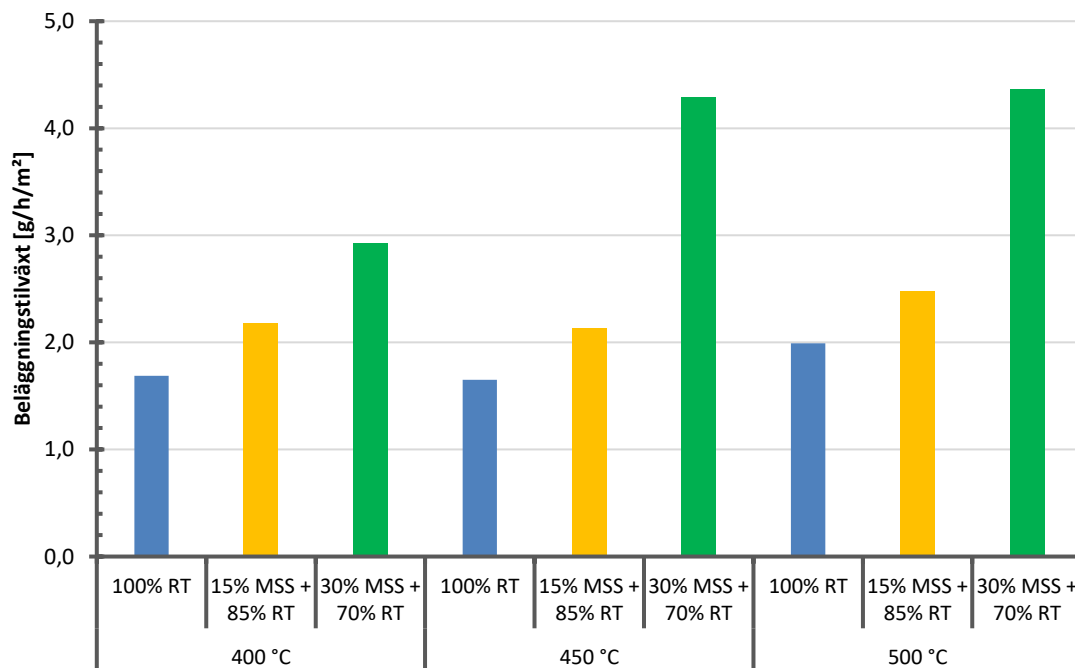
3.3.3 Beläggningstillväxt och gasanalys i konvektionsstråk

Beläggningstillväxt

Foton av beläggningssringarna efter exponering i Figur 27 visar att beläggningarna i referensfallet var ljusgrå, men att de blev mörkare efter tillsats av slam. Vägningarna av ringarna, före och efter exponering, visade entydigt att beläggningstillväxten ökade med slamblandning i bränslet. Detta åskådliggörs i Figur 28, där stapelhöjden visar beläggningstillväxt och olika driftfall är markerade med olika färger. Staplarna är grupperade efter materialtemperatur. Det finns även en tendens till att beläggningstillväxten ökar med materialtemperaturen.

Drift fall	400°C	450°C	500°C
100% RT			
15% MSS + 85% RT			
30% MSS + 70% RT			

Figur 27. Foton tagna av beläggningsringar efter exponering, uppdelat efter driftfall (vertikalt) och materialtemperatur (horisontellt).



Figur 28. Beläggningstillväxt för de olika driftfallen, för tre olika materialtemperaturer.

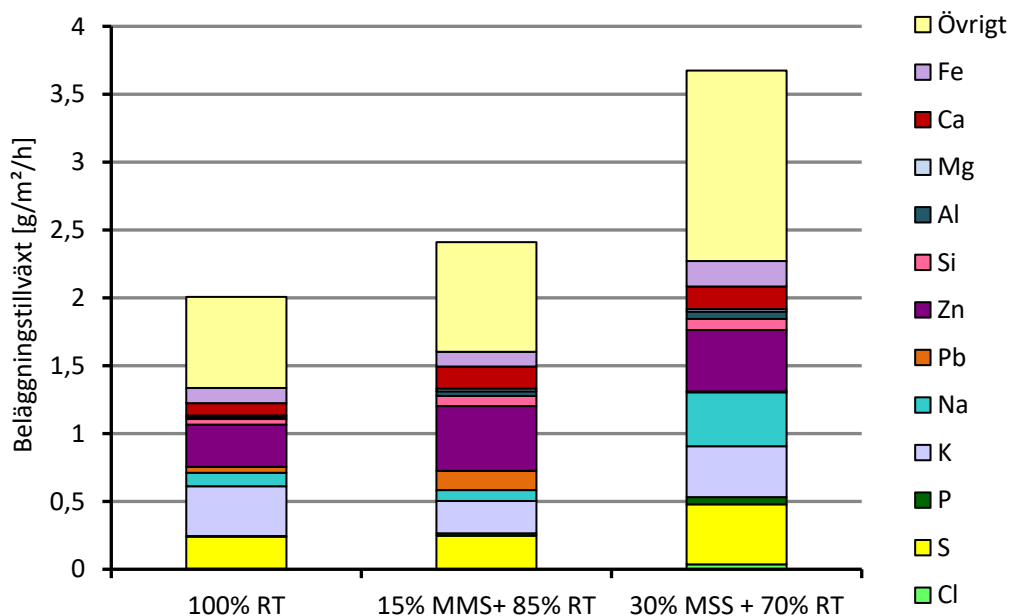
Beläggningsskivor som exponerats med materialtemperaturen 500°C analyserades med avseende på grundämnesinnehåll. Ringarna lakades först med vatten (vid 80 °C i 24 h) varefter utlakad mängd klorid (Cl^-) och sulfat (SO_4^{2-}) bestämdes med jonkromatografi och konduktivitetsspektrometri. Ringarna togs sedan bort och vätskan indunstades till torrhet. Den kvarvarande resten lakades i en blandning av salpetersyra, saltsyra och fluorvätesyra (vid 80°C i 4 h). Utlakad mängd av aluminium (Al), barium (Ba), kalcium (Ca), kadmium (Cd), krom (Cr), koppar (Cu), järn (Fe), kalium (K), magnesium (Mg), mangan (Mn), natrium (Na), nickel (Ni), fosfor (P), bly (Pb), kisel (Si), titan (Ti) och zink (Zn) bestämdes med induktivt kopplad plasma-optisk emissionspektrometri (ICP-OES). Resultaten från analyserna ges i som koncentrationer i Tabell 7 samt illustreras mängdmässigt i Figur 29.

Jämfört med referensfallet visar analyserna att klorkoncentrationen minskat i fallet med 15-vikt% MMS, men oväntat ökat i fallet med 30-vikt% MMS. Svavelkoncentrationen är över 10 % i alla beläggningarna, vilket medför en hög svavel/klor-kvot som är gynnsamt ur korrosionsperspektiv. Halten av fosfor i beläggningarna ökar med inmatad mängd slam. Halten av alkalimetaller (K+Na) har minskat i fallet med 15-vikt% MMS för att sedan öka med 30-vikt% MMS till nästan samma nivå som i referensfallet. Det är främst halten av Na som har ökat i fallet med 30-vikt% MMS.

Koncentrationen av Pb varierar betydligt mellan ringarna, kanske beroende på varierande koncentrationer i ingående RT-flis. Beläggningarna innehåller genomgående höga koncentrationer av Zn utan tydligt samband med tillsatt slam.

Tabell 7. Analys av beläggningsringar som exponerats vid 500°C (vikt-%).

vikt%	100% RT	15% MSS + 85% RT	30% MSS + 70% RT
Cl	0,18	0,039	0,98
S	11,6	10,0	11,9
P	0,20	0,71	1,42
K	17,9	9,72	10,1
Na	4,88	3,27	10,7
Pb	2,11	5,74	0,17
Zn	15,2	19,4	12,2
Si	2,06	3,00	2,16
Al	0,70	1,41	1,48
Mg	0,54	0,80	0,50
Ca	4,45	6,63	4,45
Fe	5,42	4,42	5,04
Ti	0,23	0,23	0,12
Mn	0,39	0,44	0,28
Cr	0,76	0,42	0,50
Ni	0,36	0,49	0,28
Cu	0,12	0,22	0,047
Ba	0,12	0,13	0,088
Cd	0,016	0,062	0,003
Övrigt	32,8	32,8	38,0



Figur 29. Beläggningstillväxt uppdelat efter olika grundämnen, för ringar som exponerats vid 500°C. "Övrigt" innefattar till största delen syre i oxider och karbonater samt kan även inkludera en del spårämnen.

Gasanalys, FTIR och IACM

Gasanalyser utfördes med FTIR i samma position i pannan som beläggningssonden. De genomsnittliga koncentrationer som uppmättes för de olika driftfallen redovisas i Tabell 8. Koncentrationerna av HCl och SO₂ ökade betydligt med slaminblandningen. En intressant observation är att S/Cl-kvoten är mer än tio gånger högre i beläggningarna än i rökgasen. Koncentrationen av NO var lägre under driftfallet med 15-vikt% MMS än för övriga fall, men det var även högst koncentration av NH₃. Detta beror på det system för ammoniakdosering (SNCR= selective non-catalytic reduction) till eldstaden som används i denna ångpanna. Koncentrationen av CO₂ var lägre under driftfallen 15-vikt% MMS och 30-vikt% MMS jämfört med ren RT, vilket indikerar en ökad luftfaktor och medför sänkt koncentration av vattenånga i rökgasen. De uppmätta CO-halterna var genomgående låga vilket tyder på goda och stabila förbränningsförhållanden i eldstaden.

Uppmätta koncentrationer av alkaliklorid och SO₂ med pannans fast monterade IACM instrument (alkaliklorid-analysator) visas i Tabell 9, tillsammans med uppmätt rökgastemperatur vid förbränningen av eldstaden. Trenden för dessa SO₂ koncentrationer är samma som detekterades med FTIR-instrumentet, d.v.s., en betydlig ökning med slaminblandning, vilket kunde förväntas eftersom MSS innehåller en högre koncentration svavel än RT, Tabell 8. Uppmätta nivåer av alkaliklorid var genomgående relativt låga, och sjönk från 9 ppm under RT-fallet till 7 ppm vid 15-vikt% MMS. Därefter ökade koncentrationen av alkaliklorid till 12 ppm under driftfallet med 30-vikt% MSS. Detta överensstämmer med beläggningsanalysen i Tabell 7 som visade att halterna av natrium och klor var högre i fallet med 30-vikt% MMS. Eftersom slammet är relativt homogent är denna ökning sannolikt orsakad av en variation av inkommande RT-flis. För att studera detta mer noggrant har resultatet från IACM-instrumentet analyserats mer ingående och resultatet visas i Figur 30-32. Figur 30 visar koncentrationen av KCl och SO₂ för referensfallet utan inblandning av avloppsslam. Nivån för KCl och SO₂ är stabil under första halvan av försökstiden men KCl-koncentrationen minskar från 9 till 6 ppm under slutet av försökstiden medan SO₂-koncentrationen minskar från 90 till 60 ppm. Vad kan detta bero på? Figur 30 visar att när SO₂ koncentrationen minskar så ökar KCl-koncentrationen. Kemin är kopplad mellan svavel och klor och det är troligtvis sulfatering av alkaliklorider i gasfas som är kopplingen. Det vill säga om sulfateringen minskar med lägre koncentration av SO₂ i gasfasen så ökar närvaron av alkaliklorider. Vad ger en lägre SO₂ koncentration i gasfasen? Det kan föroreningsnivån i returträ där mängden gips från rester av gips-skivor inte är konstant. I Figur 31 återges koncentrationerna av KCl och SO₂ med driftfallet 30 vikts-% torkat avloppsslam från Mora med 70 vikts% returträ under natten innan forskningsförsöket börjar. Om inblandningen inte är konstant och på 30 vikts% avloppsslam återspeglas det i en trendkurva för både SO₂ och KCl. Så är inte fallet utan SO₂ och KCl varierar runt ett medelvärde på 100 ppm SO₂ och 8 ppm KCl. Under själva forskningsförsöket med en inblandning av 30% avloppsslam, Figur 32 varierar SO₂ och KCl runt 100 ppm och 11 ppm under huvuddelen av försöket fram till 400 minuter. Därefter minskar KCl ner mot 9 ppm.

De uppmätta gastemperaturerna i Tabell 9 visar att temperaturen var ca 50°C lägre under referensfallet än under testfallen med slaminblandning. Den skillnaden kan

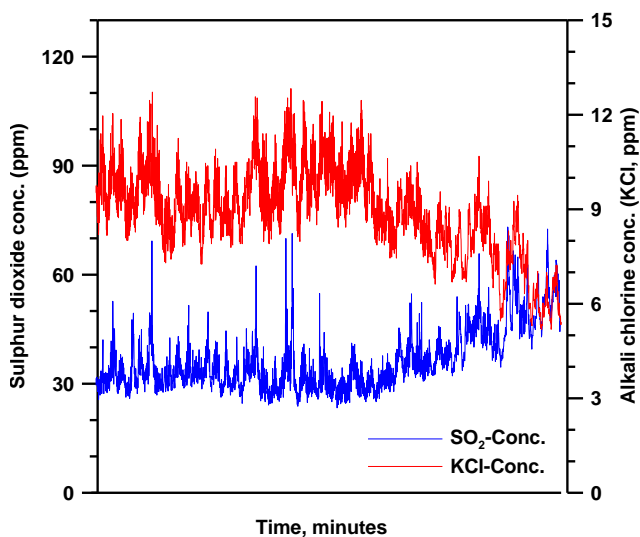
eventuellt påverka beläggningstillväxten eftersom flygaska generellt sett blir klibbigare vid högre gastemperatur.

Tabell 8. Medelvärden av gaskoncentrationer uppmätta med FTIR vid överhettarna i konvektionsstråket, uppdelat på olika driftsfall.

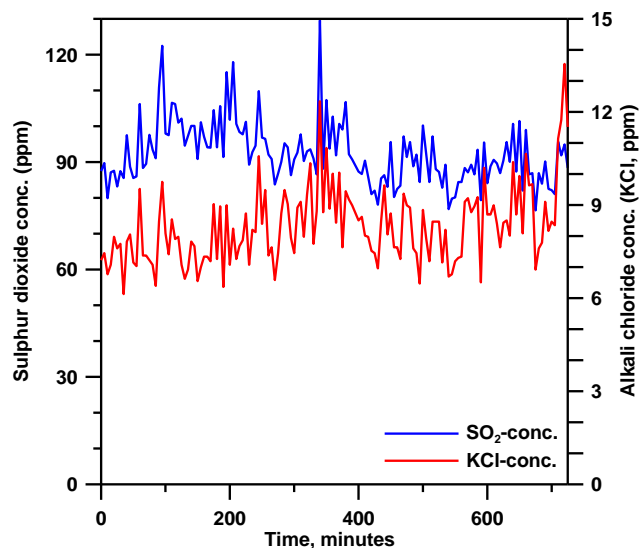
Gas	enhet	100% RT	15% MSS + 85% RT	30% MSS + 70% RT
HCl	ppm	18	52	92
SO ₂	ppm	32	60	81
NH ₃	ppm	2	10	5
NO	ppm	82	65	82
CO ₂	vol.-%	13,0	11,7	11,6
H ₂ O	vol.-%	24	20	19
CO	ppm	< 5	< 10	< 5

Tabell 9. Medelvärden av gaskoncentrationer uppmätta av IACM samt temperaturmätare fast monterade i pannan, uppdelat på olika driftsfall.

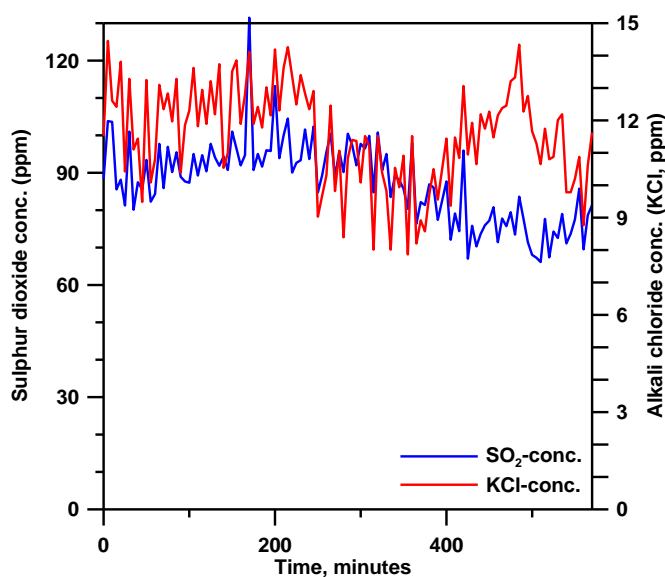
Gas	enhet	100% RT	15% MSS + 85% RT	30% MSS + 70% RT
KCl	ppm	9	7	12
SO ₂	ppm	38	66	89
Temp gashals	°C	949	1000	998



Figur 30. Koncentrationen av KCl och SO₂ i överhettarregionen i konvektionsstråket. Referensfallet utan samförbränning av avloppsslam; Start-tid: 08:00; Stopp-tid: 16:00.



Figur 31. Koncentrationen av KCl och SO₂ i överhettarregionen i konvektionsstråket. Driftsfall med 30% avloppsslam från Mora med 70 % returträ, 12 timmar innan försöket startar. Start-tid: 24 april kl. 19:00; Stopp-tid: 25 april kl 07:00.



Figur 32. Koncentrationen av KCl och SO₂ i överhettar-regionen i konvektionsstråket. Driftsfallet med 30% avloppsslam från Mora med 70 % returträ. Start-tid: 24 april kl. 7:00; Stopp-tid: 25 april kl. 16:25.

Slutsatser, nyttiggörande och nästa steg

Projektet har visat att det går utmärkt att förbränna upp till 30% slam blandat med såväl träflis (TF) som returträ (RT) i kommersiella kraftvärmepannor. Förutsättningen är att pannan är försedd med ett rökgasreningssystem som kan begränsa emissioner av NO_x och SO₂ som annars skulle öka vid slamblandning. Även emissioner av tungmetaller ut genom skorstenen och kondensatet från rökgaskylningen kommer att innehålla för mycket tungmetaller om inte ett textilt spärrfilter används för stoftavskiljning i rökgaserna. Detta textila spärrfilter måste kompletteras med både tillsats av släckt kalk och aktivt kol. Rökgaskondensatet måste behandlas i så kallade ultra-centrifuger för att fånga små (i storleken några mikron, en tusendels millimeter) suspenderade partiklar.

Mätningar som genomförts vid Uddevalla visar att samförbränningen inte leder till förhöjda rökgasemissioner av dioxiner och furaner under förutsättning att förbränningen sker stabilt med god utbränning under tillräckligt hög förbrännings-temperatur i eldstaden. Aktiv koldosering till ett textilt spärrfilter bidrar till att fånga upp eventuell bildning av dioxiner och furaner i eldstaden och i konvektionsstråket.

Huvuddelen av den fosfor som tillförs med slammet återfinns i bottenaskan medan flera skadliga tungmetaller såsom kvicksilver (Hg), kadmium (Cd), bly (Pb) och zink (Zn) företrädesvis avskiljs och hamnar i flygaskan. Detta är positivt eftersom målet är att använda bottenaskan som jordförbättringsmedel antingen direkt eller via ytterligare bearbetning.

Problemet med bottenaskan är främst att den innehåller halter av Krom (Cr) som ligger över gränsvärdet som givits för användning av avloppsslam som jordförbättringsmedel. Halterna av nickel (Ni) och koppar (Cu) kan också nå över

dessa gränsvärden beroende på vilket basbränsle som används. För aska som gödselmedel på åkermark finns egentligen inga lagstadgade gränsvärden. Däremot ska de allmänna hänsynsreglerna i miljöbalken följas vilket kan motiveras ifall askprodukten uppfyller de krav som ställs på avloppsslam.

Vad gäller försöken i Vetlanda så gjordes dessa med ett avloppsslam från Mora, vilket naturligtvis inte är en logistiskt hållbar process. Däremot var resultaten från föreliggande projekt så goda att Njudung Energi nu planerar för att utrusta sin ångpanna i Vetlanda med ett system för kontinuerlig slaminmatning av lokalt producerat slam från ett närbeläget avloppsreningsverk. Det skulle i samband med driftsättning av detta nya system vara värdefullt att utföra liknande mätningar som i denna rapport med offentlig rapportering av resultat och redovisning av praktiska erfarenheter och lärdomar.

De gjorda fullskaleförsöken nådde inte ända fram för att klara de enda gränsvärden som i dag finns på plats och avser avloppsslam för direktspridning till åkermark. Studien kunde bara prova två basbränslen, träflis (TF) och returträ (RT), men möjligheten finns att det med ett annat basbränsle, renare än RT, eller med lägre bäddtemperaturer än de man fick i Uddevalla kan nå under alla gränsvärden. Ett alternativ skulle kunna vara att tillföra något lämpligt additiv till bränslet för att underlätta avgången av metaller från bottenaskan vid förbränningen. Forskning i labbskala och på pilotanläggningar har visat att CaCl_2 skulle kunna vara en sådan tillsats.

Ett tredje alternativ är att askan ytterligare upparbetas för att få en produkt som uppfyller alla gränsvärden för avloppsslam till åkermark. Det finns metoder för att upparbeta koncentrationen av fosfor på bekostnad av andra metaller, t.ex. Ash2Phos® från EasyMining. Det skulle dock behövas ett demonstrationsprojekt för att bättre kunna bedöma metodens effektivitet och kostnad. Generellt sett finns det tekniska lösningar, men kostnadseffektiviteten är oklar.

Publikationslista

Review artiklar till forskar tidskrifter:

Andreas Nordin, Anna Strandberg, Sana Elbashir, Lars-Erik Åmand, Nils Skoglund and Anita Pettersson, *Ash design for production of phosphorus rich bottom ash with low heavy metal content during co-combustion of Municipal Sewage Sludge in a grate fired boiler*. Energies, 2019. Submitted.

Material finns för tre artiklar till.

Konferensartiklar:

Nordin, A., Elbashir, S., Åmand, L.-E., Pettersson, A. "Ash design for production of Phosphorus rich bottom ash with low Cadmium content during Co-combustion of Municipal Sewage Sludge in a grate fired boiler" Impact of Fuel Quality, 23-28 september, 2018, Lake Louise, Canada.

Nordin, A., Skoglund, N., Åmand, L.-E., Pettersson, A. "Phosphorous rich bottom ash with low cadmium content by ash design by means of co-combustion of municipal sewage sludge in a 27MWth grate fired boiler" Nordic Flame Days, 28-29 Augusti, 2019, Åbo, Finland.

Rapporter:

Åmand, L.-E., Jangsten, M. "Samförbränning av torkat avloppsslam med stamvedsflis i en 8 MW rostpanna på Hovhultsverket. Slutrapport. Utgivare: Högskolan i Borås, lars-erik.amand@hb.se

Forskar- och industrimöten:

Pettersson, A, Nordin, A, Åmand, L.-E., " Med hjälp av samförbränning av slam ta fram en ny fosforrik askprodukt, en lösning för små och mellanstora avloppsreningsverk?" Energiföretagen, Askdagen 5 april 2017, Stockholm.

Artiklar i bransch tidningar:

Cirkulation:

Förbränning av avloppsslam på gång, cirkulation nr 2, 2017.

Lantmannen:

På spaning efter fosfor Lantmannen nr 4 2017.

Vad har hänt sedan sist med fosfor? Lantmannen 2018.

Naturveteren:

Hur rent är dagens avlopp?, Anita Pettersson och Lars-Erik Åmand, 2018

Annat:

Vetenskapsradion, Klotet Risk för slamberg i Sverige.
<https://sverigesradio.se/sida/avsnitt/1073486?programid=3345>, Vetenskapsradion, Klotet, 180516 18-06-25

Projektkommunikation

Anita Pettersson och Lars-Erik Åmand har deltagit i flera forskar- och industrimöten där projektet diskuterats och resultat visats även om det inte lett till publikationer. Exempel på dessa är:

Pettersson, A., "Fosforrik aska" Enskilda avlopp, nätverksträff, Avfall Sverige, Norrköping 2016-12-05

Fosformöte arrangerat av Borås Energi och Miljö 9 maj 2017 tillsammans med Högskolan i Borås och Rise. Inbjudna var Svenskt Vatten, RagnSells, EasyMining, LRF, PeakEco, Ekobalans och VA Lidköping. Projektet presenterades av Andreas Nordin

Fosformöte arrangerat av Svenskt Vatten den 17 december 2017 som en fortsättning på Boråsmötet, där fler aktörer bjöds in, främst avloppsverk. Projektet presenterades av Anita Pettersson.

Fosformöte december 2018 och 2019 arrangerat av Svenskt vatten där representanter för projektet deltog.

IWA Sweden Seminar 11-12 april, 2018 i Malmö

Industrimöte med Valmet Tammerfors och Göteborg, Studiebesök och presentationer, Borås 13-14 november 2018.

Scandinavian-Nordic Section of the Combustion Institute, Meeting, 2019-08-28, Åbo, Finland.

Askdagen 2016, 2018 och 2019, Energiföretagen, Stockholm

Industrimöte, Presentationer och studiebesök, Valmet, Tammerfors, Finland 26-27 Augusti 2019. Förmedlat information och gemensamt yttrande till Den Svenska Fosforutredningen, 2019.

Referenser

1. Ljung, E., Borg Olesen, K., Andersson, P.-G., Fältström, E., Vollersten, J., Wittgren, H. B., Hagman, M., *Mikroplast i kretsloppet*. 2018: Svenskt vatten Utveckling, Rapport 2018-13.
2. Åmand, L.-E., Kassman, H., *Decreased PCDD/F formation when co-firing a waste fuel and biomass in a CFB boiler by addition of sulphates or municipal sewage sludge*. Waste Management, 2013. **33**: p. 1729-1739.
3. Hiller, G., Werther, J., *Total phosphorous recovery and direct utilization of the sewage sludge ash as a fertilizer at Ulm WWTP (Germany)*, in *Phosphorus: Polluter and Resource of the Future – Removal and Recovery from Wastewater*, C. Schaum, Editor. 2018, IWA: IWA Publishing.
4. Nowak, B., Kraus, P., Ashenbrenner, P., Winter, F., *Heavy Metal Removal from Sewage Sludge Ash and Municipal Solid Waste Fly ash- a comparison*, in *Impact of fuel Quality*. 2010: Lapland, Finland.
5. Pettersson, A., Åmand, L.-E., Steenari, B.-M., *Leaching of ashes from co-combustion of sewage sludge and wood - Part I: Recovery of Phosphorus*. Biomass and Bioenergy, 2008. **32**: p. 224-235.
6. Jordbruksverket (2017) *Användning av avloppsslam på jordbruksmark*. URL: <http://www.jordbruksverket.se/download/18.119feb9115bf58a0d7b3522d/1494510731716/Informationsblad%20slam.pdf>.
7. *Miljöbalk, Sveriges Riksdag, SFS 1998:808*, URL: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808_sfs-1998-808.
8. Naturvårdsverket, *Naturvårdsverket, S.E.P. Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket. In SNFS 1994:2, 2001*.

9. Regering, S., *Sveriges Riksdag, Förordning (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter.*
10. *Svenskt Vatten (2019) Aktivt uppströmsarbete med Revaq-certifiering.* [cited; Available from: <https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/kretslopp-och-uppstomsarbete/revaq-certifiering/>].
11. *Svenskt Vatten (2013) Slamanvändning och strategier för slamanvändning, Meddelande M137.* [cited; Available from: <https://www.svensktvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/uppstomsarbete-och-kretslopp/m137-slamanvandning-och-strategier-for-slamanvandning-mars-2013.pdf>].
12. Naturvårdsverket. *Agenda 2030 och globala hållbarhetsmålen.* 2019 [cited 2019-12-20]; Available from: <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Agenda-2030-och-globala-hallbarhetsmalen/>.
13. Nordin, A., Strandberg, A., Elbashir, S., Åmand, L.-E., Skoglund, N., Pettersson, A., *Ash design for production of phosphorus rich bottom ash with low heavy metal content during co-combustion of Municipal Sewage Sludge in a grate fired boiler.* Energies, 2019. **Submitted.**
14. Razmjoo, N., H. Sefidari, and M. Strand, *Measurements of temperature and gas composition within the burning bed of wet woody residues in a 4MW moving grate boiler.* Fuel Processing Technology, 2016. **152:** p. 438-445.
15. Naturvårdsverket, *Föreskrifter om avfallsförbränning, Naturvårdsverkets författningssamling.* 2003.
16. Författningssamling, S., *Förordning om förbränning av avfall, Svensk Författningssamling, SFS 2013:253.* 2013.