



Nr B 2401
December 2020

Framtida slamhantering – Förbränning kombinerat med fosforåtervinning ur askan

Aditi Bhasin, Mats Almemark, Ronny Arnberg, Östen Ekengren, Kristin Johansson, Kåre Tjus



I samarbete med: Borlänge Energi AB, Falun Energi och Vatten AB, Mora Vatten AB, Fortum Waste Solutions AB, Ragn-Sells Avfallsbehandling AB, Volvo Car Sverige AB och Stiftelsen IVL

Författare: Aditi Bhasin, Mats Almemark, Ronny Arnberg, Östen Ekengren, Kristin Johansson, Kåre Tjus

Medel från: Borlänge Energi AB, Falun Energi och Vatten AB, Mora Vatten AB, Fortum Waste Solutions AB, Ragn-Sells Avfallsbehandling AB, Volvo Car Sverige AB och Stiftelsen IVL

Fotograf: Aditi Bhasin

Rapportnummer U 2401

ISBN 978-91-7883-235-4

Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© **IVL Svenska Miljöinstitutet 2020**

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	5
Summary	8
1 Inledning	1
2 Syfte och mål	2
2.1 Avgränsningar.....	2
3 Tekniker för slamhantering och fosforåtervinning.....	3
3.1 Slam användning i Sverige.....	3
3.2 Fosforåtervinning	5
4 Slamförsök: Bakgrund och metodik.....	7
4.1 Slambehandlingen vid avloppsreningsverken	7
4.2 Förbränning.....	7
4.3 Fosforåtervinning	8
5 Slamförsök: Resultat	9
5.1 Analys av Slam	9
5.2 Effekt på Förbränning.....	14
5.3 Analys av askorna	15
5.4 Rökgas emissioner	18
5.5 Kondensat.....	20
5.6 Massbalanser.....	21
5.7 Fosfor återvinning	24
6 Livscykelanalys: Metodik och inventering.....	26
6.1 Metodik	26
6.2 Systembeskrivningar	30
6.3 Inventering och Modellering	36
7 Livscykelanalys: Resultat.....	39
7.1 Översiktlig jämförelse.....	39
7.2 Dominerande orsaker till miljöpåverkan.....	43
7.3 Tolkning av resultatet.....	49
8 Diskussion	52
9 Slutsatser	55
9.1 Slutsats från förbränningsförsök	55
9.2 Slutsats från livscykelanalys	56
10 Vidare Arbete.....	57
11 Referenser.....	58
Bilagor	1
Bilaga A: Data om slambehandlingen	1
Bilaga B: Förbränningsanläggning i Borlänge.....	8
Bilaga C: Resultat från livscykelanalys	9

Sammanfattning

Svenska reningsverk producerar årligen ca 1 miljon ton slam (220 000 ton torrsubstans). Många verk producerar idag biogas från slammet. Återstoden utgör ca hälften av den ursprungliga slammängden. Av denna används merparten som deponitäckning eller för tillverkning av anläggningsjord och nästan en tredjedel återförs till jordbruksmarken. Ur resurssynvinkel är det önskvärt att fosfor, kväve och organiskt material kan återföras till jordbruksmark. Det innebär att slammet måste uppfylla högt ställda krav på renhet då det kan innehålla en rad föroreningar. År 2019 tillsatte Sveriges regering en särskild utredning för att föreslå hur ett krav på utvinning av fosfor ur avloppsslam och ett förbud mot att sprida avloppsslam bör utformas. Slutredovisningen som publicerades i januari 2020, föreslog återvinningskrav på minst 60 procent av den fosfor som finns i avloppsslammet för allmänna avloppsreningsanläggningar överstigande 20 000 pe.

Förbränning av slam ger möjligheter att destruera föroreningar såsom läkemedelsrester och mikroplaster, samtidigt som det skapas möjligheter att återvinna näringsämnen, såsom fosfor, från askan. Det här projektet syftar till att ta fram ett underlag som belyser för- och nackdelar med förbränning av slam, betraktat ur ett helhetsperspektiv och baseras på försök i fullstor- och pilotskala. Livscykelanalys används för att utvärdera potentiell miljöpåverkan från behandling av slam, om man övergår från kompostering till förbränning (inklusive fosforåtervinning från askor). Projektet är avgränsat till slam från avloppsreningsverk i Borlänge, Falun och Mora.

Slam analyser visade att slammet från Faluns avloppsreningsverk har en högre koncentration av olika tungmetaller samt polycykliska aromatiska kolväten (PAH) jämfört med slammen från Borlänge och Mora. Slammen från Borlänge och Falun är rötat och innehåller ca 30 % TS (torrsubstans) och samförbrändes därför med RT-flis. Slammet från Mora är orötat, torkat till 90 % TS och det monoförbrändes i det här projektet. Alla tre slammen förbrändes i en 18 MW förbränningsanläggning hos Borlänge Energi. Bränsleblandningarna som har studerats i projektet är:

1. 50/50 av Borlänge slam/RT-flis (räknat på vikt)
2. 65/35 av Falun slam/RT-flis (räknat på vikt)
3. Monoförbränning av Mora slam

Prover av bottenaska, flygaska, rökgas och renat rökgaskondensat från alla försöken analyserades. De flesta utvärderingar av askorna, rökgasemission och kondensatsvatten visade att det finns en bra möjlighet att förbränna slammen och det konstaterades inte många avvikelser från normal drift av anläggningen. Följande slutsats dras från förbränningsförsöken:

- 50/50 blandning av Borlänge slam/RT-flis var bra att förbränna och inga stora förändringar behövdes i pannan.
- När det gäller den andra blandningen av Falun slam och RT-flis, var fukthalten 52,6 % och det var svårt att hålla temperatur över 850°C i början. Drifttekniker ökade bränsleflöde då och uppnådde sedan en medeltemperatur på 888°C.
- Försök indikerade en dålig förbränning av Moras slam – högre halt brännbart material och högre koncentration av kvicksilver i flygaskan samt högre koncentration kolmonoxid i rökgasen observerats. Detta kan bero på antingen att sekundärluftflöde var för högt (med tanke på den låga densiteten hos det torra slammet är det möjligt att en del av bränslet gick till rökgas utan att brännas) eller att det var en obalans i luftflöde så att tillförsel var otillräckligt och orsakade ofullständig förbränning.

- Fosforhalten i bottenaska varierade mellan 3 % och 5 % i de olika askorna, med den lägsta koncentrationen i askan från Borlänge slambehandling och den högsta från monoförbränning av slam från Mora.
- Rökgasemissioner:
 - Koncentration av SO₂ var högre vid förbränning av Falun slam på grund av högre svavelkoncentration i slammet. Koncentrationen var nära dygns tillståndsgrensvärde dock var medelvärdet från försöket inom gränsen.
 - NO_x-emissionen var högre med förbränning av Borlänge slam jämfört med de andra två fallen, men ändå alltid inom 30-minuters tillståndets gränsvärde.
 - Emissioner av dioxiner och furaner minskade med högre andel av slam, vilket var en positiv effekt. Dock var emissioner av dioxiner och furaner högre än tillståndsgrensen vid samförbränning (Borlänge och Falun fallen).
 - Halten av kvicksilver i rökgas ökade med högre andel av slam och var högre än tillståndsgrensen (0,1 ng/m³ntg)¹ vid Falun och Mora slam.
- Kondensatsvatten:
 - När det gäller gränsvärden var koncentration av alla metaller, utom kvicksilver, lägre än månadsmedelriktvärde.
 - Kondensatsvatten från Faluns slam var den renaste även om detta slam hade den högsta mängden metaller bland de tre slam.
- Massbalansberäkningar över förbränningsanläggningen visar att de flesta tungmetallerna hamnar i askor vid förbränningen. Tungmetallerna Co, Cr, Cu, och Ni förekommer huvudsakligen i bottenaska medan metallerna Cd och As finns huvudsakligen i flygaska. Pb är fördelad ungefär lika mellan botten- och flygaska. Hg hamnar mest i flygaska när det gäller askor men även i rökgas.

Försöket för att utvinna fosfor från askorna kunde inte utföras på grund av begränsad tillgänglighet till pilotanläggningen. För livscykelberäkningar erhöles dock beräknade miljökonsekvensindikatorer för lakning av en aska med 5 % fosfor från Ragn-Sells. Målet med livscykelanalysen var att undersöka, hur den potentiella miljöpåverkan från behandling av reningsverksslam förändras, om man övergår från kompostering till förbränning, vid varierande slambehandlingsmetoder vid reningsverket. Resultat från livscykelanalys visade att:

- Ett teknikbyte från kompostering till samförbränning med flisat träavfall som behandlingsmetod för rötat slam från kommunala avloppsreningsverk innebär att man kan minska användningen av fossila energiresurser, minska klimatpåverkan och minska potentialen för toxisk påverkan på natur och människor utan att orsaka signifikant högre miljöpåverkan av annat slag. (Notera att vid kompostering räknas hela slammets innehåll av metaller som potential för toxisk påverkan av jordbruksmark. Vid förbränning läggs fast huvuddelen av metallerna fast i aska, som läggs på en kontrollerad deponi och anses därför vara lägre potentiell påverkan.)
- Ett teknikbyte från kompostering av avvattnat slam till monoförbränning av torkat slam kan innebära ökad användning av kärnenergiressurser² och förnybara energiresurser. Dock ger detta teknikbyte möjlighet att minska användningen av fossila energiresurser och uttaget av ändliga materiella resurser samt att även minska potentialen för toxisk påverkan på natur och människor utan att orsaka signifikant högre miljöpåverkan av annat slag.

¹ m³ntg: kubikmeter torr rökgas normaliserad till temperaturen 273 K och trycket 101,3 kPa

² Uttaget av naturresursen uran. 1 MJ genererad el fordrar ca. 3 MJ kärnenergiressurs.

Denna slutsats gäller under studiens förutsättningar. Resultaten visar, att den ovan formulerade slutsatsen är föga beroende av variabeln slambehandlingsmetod. Däremot är slutsatsen känslig för de randvillkor som räknas upp i rapporten. De viktigaste randvillkoren är att vi väljer marginaldata för undvikna genereringar av el och värme samt för energiförsörjning av anläggningar, som tillkommer, när vi övergår från kompostering till förbränning, samt att marginaldata innebär naturgasbaserad generering.

Förbränningsförsök i denna studie analyserade påverkan av bränslekompositionen på utsläppen och visade att det finns möjligheter att använda befintliga pannor för slamförbränning om vissa enheter för rening av luft och vatten uppgraderas. Dock är P-återvinningen en svag del tills fullskaleanläggningar finns på plats. Det finns dessutom några obesvarade frågor, till exempel orsaken till högre kväveoxidemission med förbränning av Borlänge slam eller korrosionseffekter på pannan, därför rekommenderas vidare arbete att genomföra förbränningsförsök under en längre tid. Framtida studier kan också undersöka hur rökgasreningens enheter kan uppgraderas för att undvika högre utsläpp av kvicksilver och tillhörande kostnad.

Summary

Swedish sewage treatment plants produce about 1 million ton of sludge (equivalent to about 220,000 ton of dry matter) annually. Most of the plants in Sweden today produce biogas from the sludge, which reduces the quantity of the sludge to about half the original amount. The remaining amount of sludge is used primarily either as cover material for landfills or as soil for construction, and almost one third of the sludge is used as fertilizer on agricultural land.

From a resource perspective, it is desirable to recirculate the nutrients present in sludge, such as phosphorus, nitrogen and organic material, to agricultural land. This, however, requires that the sludge must meet high standards of purity as the sludge could also contain a number of pollutants. In 2019, the Swedish government did a special investigation on how requirements for the extraction of phosphorus from sewage sludge and a ban on spreading sewage sludge should be designed. The final report, published in January 2020, suggested a requirement of recycling at least 60% of the phosphorus contained in the sewage sludge for public wastewater treatment plants exceeding 20,000 pe.

Incineration of sludge provides the possibility of destroying pollutants present in the sludge, such as pharmaceutical residues and microplastics, while also creating opportunity to recycle nutrients, such as phosphorus, from the ashes. The aim of this project is to develop a basis that highlights the pros and cons of sludge incineration, considered from a holistic perspective and based on full-scale and pilot scale experiments. Life cycle analysis is used to evaluate the potential environmental impact of sludge treatment, if the treatment method is changed from composting to incineration (including phosphorus recovery from ashes). The project is limited to sludge from sewage treatment plants in the Swedish cities Borlänge, Falun and Mora.

The analyses of sludges showed that the sludge from Falun's wastewater treatment plant has a higher concentration of several heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) compared to the sludges from Borlänge and Mora. The sludges from Borlänge and Falun are digested and contain about 30% dry solids (DS) and, were therefore co-incinerated with waste wood chips from industrial operations. The sludge from Mora is not digested, but is dried to 90% DS, and was mono-incinerated in this project. These sludges were incinerated in an 18 MW incineration plant at Borlänge Energy. The fuel mixtures that have been studied in the project are:

1. 50/50 w/w ratio of Borlänge sludge and waste wood chips
2. 65/35 w/w ratio of Falun sludge and waste wood chips respectively
3. Mono-incineration of Mora sludge

Samples of bottom ash, fly ash, flue gas and cleaned flue gas condensate from all the experiments were analysed. Most of the analyses of the ashes, flue gas emissions and condensate showed that there is a good opportunity to burn the sludge in the existing incineration plants as there were not many deviations as compared to the normal operation of the plant. The following conclusions are drawn from the incineration experiments:

- The 50/50 mixture of Borlänge sludge and wood chips was good for combustion and no major changes were needed in the boiler.
- In the second mixture of Falun sludge and wood chips, the moisture content was 52.6% and it was difficult to keep the temperature above 850 °C in the beginning. The personnel increased the fuel flow to the boiler and an average temperature of 888°C was then obtained.

- The experiment with Mora sludge indicated poor combustion of the sludge – this was observed by higher content of combustible material and higher concentration of mercury in the fly ash as well as higher concentration of carbon monoxide in the flue gas. This could have occurred because either the secondary air flow was too high (considering the low density of the dry sludge, it could be possible that some of the fuel went into flue gas without being combusted) or that there was an imbalance in air flow so that the air supply was insufficient and resulted in incomplete combustion .
- The phosphorus content in bottom ash varied between 3% and 5% in the different ashes, with the lowest level in the ash from Borlänge sludge treatment and the highest from mono-combustion of sludge from Mora.
- Flue gas emissions:
 - The concentration of SO₂ was higher with combustion of Falun sludge due to higher concentration of sulphur in the Falun sludge. The concentration fluctuated close to the daily threshold value, nevertheless, the average concentration from the incineration experiment was within the limit.
 - NO_x emissions were higher with combustion of Borlänge sludge compared with the other two experiments, but still always within the 30-minute threshold value.
 - Emissions of dioxins and furans decreased with a higher proportion of sludge, which was a positive effect. However, the emissions of dioxins and furans were higher, as compared to the permitted values, in the co-incineration experiments (Borlänge and Falun sludges).
 - The content of mercury in flue gas increased with a higher proportion of sludge and was higher than the permit limit (0.1 ng/m³ndg)³ in the case of incineration of sludges from Falun and Mora.
- Condensate water:
 - In terms of permit values, the average concentrations of all metals, except mercury, were lower than the monthly average threshold.
 - Condensate water from the treatment of Falun sludge was the cleanest, although this sludge had the highest amount of metals among the three sludges.
- Mass balance calculations for the incineration plant show that most of the heavy metals end up in ashes during combustion. The heavy metals Co, Cr, Cu, and Ni occur mainly in bottom ash, while the metals Cd and As are found mainly in fly ash. Pb is distributed approximately equally between bottom and fly ash. Hg ends up mostly in fly ash when it comes to ashes, but also in flue gas.

The test to recover phosphorus from the ashes could not be performed due to limited availability of the pilot plant. Nevertheless, in order to carry out the life cycle analysis, estimated environmental impact indicators for leaching of ash with 5% phosphorus were obtained from Ragn-Sells. The purpose of the life cycle analysis was to investigate how the potential environmental impact from treatment of sewage sludge changes, if one shifts from composting to incineration, for various sludge treatment methods at the wastewater treatment plant.

Results from life cycle analysis showed that:

- A change of technology from composting to co-incineration with waste wood chips as a treatment method for digested sludge from municipal sewage treatment plants means that one can reduce the use of fossil energy resources, reduce the climate impact and reduce the potential for toxic effects on nature and people, without causing significantly higher

³ m³ndg: cubic meter of dry flue gas, normalised to a temperature of 273 K and pressure of 101.3 kPa

environmental impact of another kind. (Note that for composting, the entire metal content of sludge is accounted as a potential for toxic impact on agricultural land. During incineration, the majority of the metals end up in ashes, which is placed in a controlled landfill and is therefore considered as lower potential impact.)

- A change of technology from composting of dewatered sludge to mono-incineration of dried sludge may involve increased use of nuclear energy and renewable energy resources, but will reduce the use of fossil energy resources and the extraction of finite material resources, as well as reduce the potential for toxic effects on nature and people, without causing significantly higher environmental impact of another kind.

This conclusion is valid under the conditions of the study. The results show that the above formulated conclusion is not dependent on the variable sludge treatment method. However, the conclusion is sensitive to the boundary conditions that are listed in the report. The most important boundary conditions are that we select marginal data for avoided generation of electricity and heat, and for energy supply of plants, which is added when we switch from composting to incineration, and that marginal data means natural gas-based generation.

Incineration experiments in this study analysed the impact of the fuel composition on emissions and showed that there are opportunities to use existing boilers for sludge incineration if some units for treatment of flue gas and condensate water are upgraded. However, phosphorus recycling is a weak part until full-scale plants are in place. There are some unanswered questions in this project, such as the cause of higher nitric oxide emissions with incineration of sludge from Borlänge and corrosion effects of sludge on the boiler, therefore a recommendation for future work is to carry out incineration experiments for a longer period. Future studies could also examine how flue gas purification units can be upgraded to avoid higher emissions of mercury and dioxins, and the associated costs.

1 Inledning

Svenska reningsverk producerar årligen ca 1 miljon ton slam (220 00 ton torrsubstans). Slammet består av primärslam som avskiljs i början av vattenreningen, biologiskt överskottslam som till största delen har biologiskt ursprung samt kemiskt slam som bildats vid kemisk fällning av fosfor. Kemisk fällning av fosfor sker vanligtvis med järn eller metallsalter. Många verk producerar i dag biogas från slammet. Återstoden utgör ca hälften av den ursprungliga slammängden. Av denna används merparten som deponitäckning eller för tillverkning av anläggningsjord och nästan fjärdedel återförs till jordbruksmarken.

Ur resurssynvinkel är det önskvärt att fosfor och organiskt material kan återföras till jordbruksmark. Det innebär att slammet måste uppfylla högt ställda krav på renhet då slammet kan innehålla en rad föroreningar. Detta kan för många verk vara svårt att nå vilket innebär att reningsverken ställer allt högre krav på de som är anslutna till reningsverken. Ett bra uppströmsarbete är alltid eftersträvansvärt men det är osäkert om det går att komma åt problemet med slamkvaliteten enbart genom dessa aktiviteter. På nationell och EU-nivå förväntas kraven skärpas på ökad återvinning av ämnen ur slammet, främst fosfor och metaller. År 2019 tillsatte Sveriges regering en särskild utredning för att föreslå hur ett krav på utvinning av fosfor ur avloppsslam och ett förbud mot att sprida avloppsslam bör utformas. Slutredovisning som publicerades i januari 2020 föreslog återvinningskrav på minst 60 procent av den fosfor som finns i avloppsslammet, gällande för allmänna avloppsreningsanläggningar överstigande 20 000 pe.

En alternativ hantering av slam kan vara att destruera slammet och försöka få ut ytterligare energi från detta samtidigt som kvarvarande organiska ämnen såsom läkemedelsrester och mikroplaster destrueras. Metaller och fosfor återfinns i restprodukten och man kan då eventuellt laka ut fosfor i ren form för återföring till jordbruksmark efter viss beredning. Metaller kan på sikt också återvinnas ur askan och återföras i kretsloppet. I ett sådant här cirkulärt upplägg kan man stöta ut icke önskvärda ämnen och återföra dem till det kretslopp där de bör återfinnas. I det här projektet avser vi studera en sådan lösning i en skala där vi får möjlighet att utvärdera detta alternativ ur livscykelperspektiv och framförallt tekniskt studera hur förbränning fungerar.

I Sverige har vi ca 40 avfallsförbränningsanläggningar som har en viss överkapacitet. Ett sätt att minska omhändertagandet av slammet är därför att förbränna detta i befintliga pannor och därvid undvika stora investeringskostnader för monopannor. Projektet undersöker därför förutsättningar för slamförbränning i befintliga pannor. För jämförelsens skull utvärderas monoförbränning och olika samförbränningsalternativ.

2 Syfte och mål

Projektet syftar till att ta fram ett underlag som belyser för- och nackdelar med förbränning av slam, betraktat ur ett helhetsperspektiv och baseras på försök i fullstor- och pilotskala.

Projektmålen är att:

- Undersöka samförbränning av returträflis (RT-flis) och slam från Borlänge och Falun med efterföljande utvärdering av askor, rökgas-emissioner och kondensatvatten
- Undersöka monoförbränning av slam från Mora med efterföljande utvärdering av askor, rökgas-emissioner och kondensatvatten
- Undersöka möjligheter för fosfor och metallåtervinning från dessa askor
- Utvärdera potentiell miljöpåverkan från behandling av dessa tre slam, om man övergår från kompostering till förbränning, genom att genomföra livscykelanalys

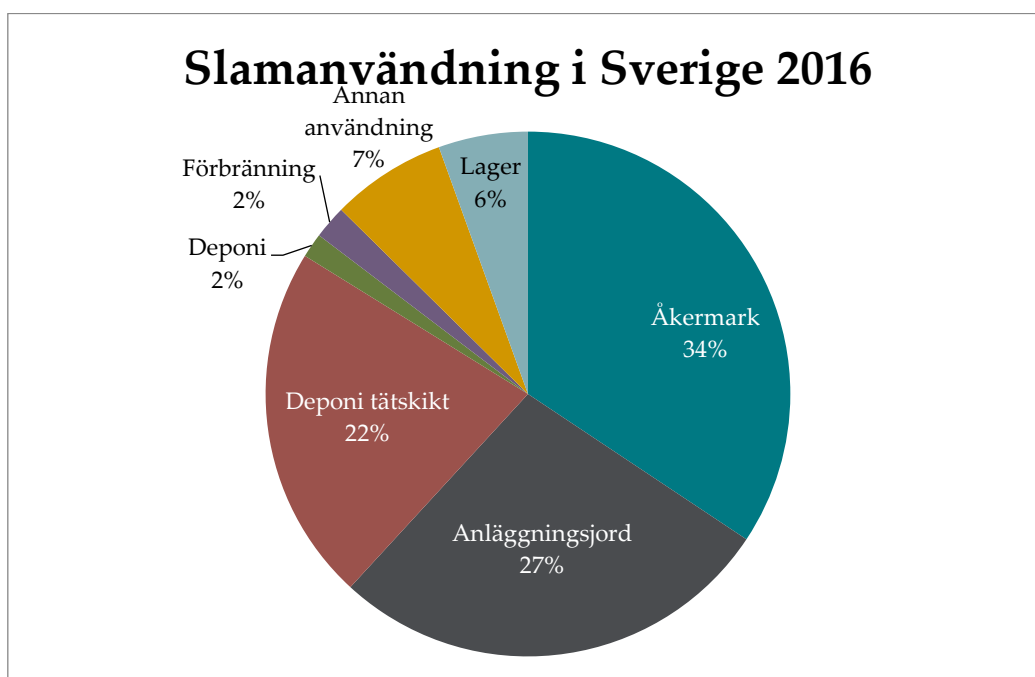
2.1 Avgränsningar

I projektets försök används slam från tre kommuner i Dalarnas län: Borlänge, Falun och Mora. Dessa förbränns i en 18 MW förbränningsanläggning hos Borlänge Energi. Slam från Borlänge och Falun är rötat och innehåller ca 30 % ts och därför samförbränns med RT-flis. Moras slam är orötat och torrt till 90 % TS och därför undersöker vi monoförbränning av slammet.

3 Tekniker för slamhantering och fosforåtervinning

3.1 Slamanvändning i Sverige

Den totala slamproduktionen i Sverige år 2016 var 204 253 ton torrsbstans. Det slammet som är REVAQ-certifierad används som gödsel på åkermark, vilket är den vanligaste sättet och ligger på 34 % av totalt. En fjärdedel används som anläggningsjord och ytterligare en fjärdedel som sluttäckning av deponi. Figur 3-1 visar slamanvändning i Sverige i år 2016.



Figur 3-1 Slamanvändning i Sverige i 2016 (Statistiska centralbyrån, 2018)

Termisk behandling av slam till exempelvis förbränning är inte vanlig i Sverige, men i EU länder som Tyskland och Schweiz är förbränning en föredragen väg på grund av nya regler. Detta kapitel förklarar kortfattat för- och nackdelar med alternativa slambehandlingsmetoder.

Nuvarande slamhantering recirkulerar näringsämnen men också en rad föroreningar

Idag används ca 34 % av Sveriges slam **som gödsel på åkermark**. Detta slam är REVAQ-certifierat vilken är ett certifieringssystem som ställer krav på slammets kvalitet. Detta möjliggör återföring av näringsämnen som fosfor, kväve, kalium samt organiskt material och mikronäringsämnen. Emellertid recirkuleras även ämnen som läkemedelsrester, tungmetaller, mikroplaster samt polymerrester.

Ett annat alternativ är att kompostera slam som blandats med annat organiska material för produktion av **anläggningsjord**. Detta projekt fokuserar på slam från Dalarnas län, där 57 % av slammet tas omhand av entreprenör som tillverkar anläggningsjord (Statistiska centralbyrån, 2018). Detta sätt att använda slam är inte helt hållbart och kan också leda till spridning av giftiga substanser.

Ca 22 % av slam går till **sluttäckning av deponier**. Slam kan blandas med flygaska för att producera en tätskikt som förhindrar att vatten tränger ned i deponi, eller kan användas som ett skyddsskikt ovan tätskiktet för planttillväxt. Sluttäckning är ett bra alternativ för slam som är olämplig till åkermark men tillverkning av tätskikt är inte helt hållbar därför att det orsakar förlust av näringsämnen samt ädelmetaller.

Det återstående slammet går till deponi, skogsmark eller lagring. Problemet med nuvarande metoder som använder slammets nyttiga näringsämnen är att även oönskade och ibland även giftiga ämnen recirkuleras i ekosystemet. Därför är det viktigt att hitta en hållbar lösning när oönskade substanser destrueras men ändå finns möjligheter att recirkulera nyttiga ämnen.

Termisk slambehandling - en möjlig lösning till giftfritt cirkulär kretslopp

Termisk behandling av slam är intressant i framtiden eftersom det kan destruera giftiga ämnen av exempelvis läkemedelsrester, mikroplaster och polymerrester. Det finns många typer av termiska metoder som; förbränning, förgasning, pyrolys och hydrotermisk karbonisering med efterföljande möjligheter av att återvinna fosfor och andra ämnen antingen genom extraktion eller direkt användning av den termiska produkten.

Slamförbränning är en vanlig slambehandlingsmetod i Tyskland och Schweiz på grund av deras strikta regler mot slamanvändning på åkermark. Eldning av slam ger energi (el/värme), destruerar oönskat och giftigt material som läkemedelsrester samt mikroplast och möjliggör fosfor samt metallåtervinning från askor.

I Sverige är merparten slam rötat och har ca 25 % torrsbstans. När det gäller förbränning har slam hög ask- och fukthalt. Slammet kan antingen torkas och monoförbrännas eller samförbrännas med andra torra bränsle för att generera energi. Monoförbränning av slam är bättre från en resursåtervinning perspektiv men torkning av slam är dyrt och energiintensivt. Ett rimligt alternativ är att samförbränna slam med biobränsle på grund av biobränslets låga askhalt vilket innebär en högre andel slamkomponenter i de slutliga askorna. Under detta projekt undersöker vi båda alternativen ur ett helhetsperspektiv.

Fosforåtervinning av askor är ett viktigt steg av resursåtervinning med förbränning. Det finns tre möjligheter av resursåtervinning: direkt användning av askor, lakning med syra/bas eller termisk behandling. I Sverige har vi två företag, Ragn-Sells AB och Fortum Waste Solutions AB, som utvecklar processer för fosforåtervinning från askor. Mer information om deras processer finns i kapitel 4.3.

Vid **förgasning** tillförs materialet en kontrollerad mängd vattenånga och syre, för att producera kolmonoxid och vätgas. Slamförgasning är möjligt, men tekniken för utvinning av fosfor från dessa askor är inte mogna, och därför innebär det här alternativet en förlust av näringsämnen.

Pyrolys är en termisk nedbrytning metod som körs i 500 – 1000 grader i syrefri miljö eller med låg mängd syre. Flyktiga ämnen går upp i pyrolysgasen och återstående material är i fast eller flytande form. Den fasta produkten heter biokol och innehåller merparten fosfor från slam. Det är inte klarlagt om pyrolys destruerar oönskade material eftersom detta görs i lägre temperatur än förbränning. En annan osäkerhet är vad som händer med tungmetaller och om biokolet är rent nog för att användas direkt som gödsel.

Hydrotermisk Karbonisering (HTC) behandlar biomassa i en syrefri miljö vid ett övertryck på 15–35 bar och en temperatur av 180–230 °C. Målet för processen är att använda sitt eget energiinnehåll i processen och skapa så mycket kol som möjligt, dvs. skapa minimalt med organiska gaser eller vätskor. HTC-processen kan behandla slam med 10–30 % fast material och minskar slam volymen och massa med låga energi- och processvolymkrav och samtidigt öppna möjligheten att generera en värdefull biokälla. Det finns bara fyra fullskaliga HTC anläggningar i världen och tekniken är

inte helt optimerat. Terra Nova i Tyskland har nyligen byggt upp en pilotanläggning för fosforåtervinning från HTC-kolet men det behövs mer undersökning om drift i full skala. I Sverige är det C-Green och Norrsundet Slamförädling som utvecklar tekniken.

Vägen framåt

Det finns inte en lösning som kan ta hand om allt svenskt slam. Direkt spridning på åkermark fungerar om slam uppfyller REVAQs certifiering. Men i framtiden blir regler strängare när det gäller halten av tungmetaller och organiska ämnen i slam som sprids och därför behöver vi en annan hållbar lösning som blir av med giftiga ämnen samt återför fosfor och metaller. Termiska metoder möjliggör denna men de behöver fortfarande utveckling till fullskaliga processer för att bli görliga.

I Sverige finns det drygt 500 förbränningspannor med större än 10 MW effekt som eldar avfall och/eller biobränsle (Naturvårdsverket, 2005). Med regeringens etappmål av 50 % biologisk behandling av hushållsavfall (Naturvårdsverket, 2018) ska det vara en överkapacitet av förbränningspannor i Sverige, så **det finns möjligheter till slamförbränning utan att bygga upp nya anläggningar.**

Detta projekt undersöker slamförbränning med efterföljande fosforåtervinning som en alternativ cirkulär lösning. Livscykelanalys av denna behandlingskedja kommer att ge ett helhetsperspektiv och utvärdera potentiella miljöpåverkan från behandling av dessa tre slam, om man övergår från kompostering till förbränning.

3.2 Fosforåtervinning

Fosfor: En icke förnybar resurs med stort importberoende

Apatit, den viktigaste källan för fosfor och en icke-förnybar resurs, klassificeras som en kritisk råvara av EU Kommissionen. Om materialen är kritiska bedöms efter två kriterier: ekonomisk betydelse och tillgänglighet.

Fosfor är ett viktigt näringsämne för växttillväxt och ett oundgängligt element för livsmedelsproduktion. Därför har vårt samhälle ett starkt beroende av fosfor dvs en hög ekonomisk betydelse. Cirka 90 % av den globala efterfrågan på fosfor kommer från jordbrukssektorn. Andra tillämpningar är t.ex. tvättmedel, djurfoder och inom halvledarindustrin.

Tillgänglighet handlar om både fysiskt och politisk tillgänglighet, dvs vi kan komma åt materialen med befintlig produktionskapacitet och det finns inga politiska hinder att komma åt materialen. Sverige och resten av EU är starkt beroende av fosforimport. Nettoinflöde av fosfor till svenskt jordbruk och livsmedelskedja uppgår till nästan 10 000 ton per år (Naturvårdsverket, 2013). Finland är det enda landet i Västeuropa med fosfatmineralreserver, och dessa utgör mindre än 1 % av de globala reserverna. Nordafrika har de största fosforreserverna, nästan 72 % av världens totala reserver (U.S. Geological Survey, 2020). Andra stora reserver finns i Kina, Mellanöstern och USA. Kina är för närvarande den största fosforproducenten med nästan 45 % av den totala världspröduktionen i 2019 (U.S. Geological Survey, 2020). Därför är fosforfrågan inte bara frågan om obalanser i fysisk tillgång och efterfrågan, utan också internationella politiska scenarier.

Avloppsslam är ett koncentrerat fosforflöde och är därför i fokus för fosforåtervinning. I Sverige beräknas 5 800 ton fosfor per år finnas i avloppsslam vilket innebär nästan 50 % av den årliga nettoimporten i Sverige (Naturvårdsverket, 2013). I Sverige utgör även LKABs restmaterial från järnframställningen en stor fosforreserv då mycket av ursprungsmaterialet är apatit. Det finns

därför ett intresse av att utveckla resurseffektiva metoder för att producera fosfor från dessa restmassor.

Återvinningstekniker: Lovande med förbränningsaskor

Fosforåtervinningstekniker för avloppsslamhantering är under utveckling. Fosfor kan utvinnas direkt från rejektvatten från slamavvattning i form av struvit och tekniken har utvecklats i full skala i Europa och USA. Men växternas förmåga att tillgodogöra sig struvit är omdiskuterad vilket har bromsat ytterligare teknikininstallationer. Tekniken förutsätter även att man använder en biologisk fosforrening, så kallad bio-P, vilket i Sverige är relativt ovanligt.

Den andra möjligheten är att koncentrera fosforflödet, till exempel genom förbränning, och sen utvinna fosfor från aska. Grundprincipen är att laka ut fosfor från aska med antingen syra eller alkaliska ämnen och demonstrationstester har visat möjligheten att upp till 90% av fosfor återvinns. Några av de viktigaste företagen som har nått höga TRL⁴-nivåer är Ragn-Sells i Sverige, EcoPhos i Belgien, TetraPhos i Tyskland. Ragn-Sells teknik 'Ash2Phos' använder syrutlakning för att utvinna fosfor i form av ren kalciumfosfat som kan säljas som råvara till foder eller gödningsmedel. Processen är under optimeringsfas i pilotskala och en full skalaanläggning planeras. Den andra typen av urlakning, under demonstration av TetraPhos, är att laka ut fosfor med fosforsyra, vilket resulterar i en anrikad fosforsyraprodukt och kan säljas direkt till industrin. Många av dessa processer utvecklar samtidigt processen för ytterligare återvinning av metaller som aluminium och järn, som sedan kan återanvändas som fällningskemikalier i avloppsreningsverk (ARV). Erfarenheterna i fullskala är dock begränsade och det finns därför en osäkerhet med kommersiell lönsamhet i fall med lägre fosforkoncentration i askor samt miljöpåverkan av processer. Återvinning från askor är ändå ett av de mest lovande teknikerna när det gäller återvinningsgrad samt användbar slutlig produkt.

Ett annan väg för fosfor är utvinning efter HTC processen, från HTC slurry. En labbstudie visade en potential upp till 90 % fosforåtervinning (Ehrnström, 2016) men processen behöver undersökas och optimeras på pilot och industriell skala.

⁴ Technology Readiness Level (TRL) är en metod som utvecklats inom Horizon 2020 för att beteckna en teknologisk mognadsgrad. Mätssystemet ger en förståelse för teknologistatus i hela innovationskedjan.

4 Slamförsök: Bakgrund och metodik

4.1 Slambehandlingen vid avloppsreningsverken

I detta projekt studerades tre olika slam från avloppsreningsverken i Borlänge, Falun och Mora. De nuvarande behandlingsmetoderna beskrivs nedan. Detaljerad information om mass- och energiflöden för alla tre slammen finns i Appendix A1, A4 samt A7.

Borlänges kommunala reningsverk Fagersta By

Det förtjockade slammet i Borlänge bestående av primärslam och bioslam rötas tillsammans med mindre mängder externt fett och externt avloppsvatten. Det rötade slammet avvattnas i en centrifug. Rötgasen går till en gasmotor, där el och fjärrvärme genereras. Rejektvattnet från avvattningen recirkuleras till avloppsvattenreningen.

Faluns kommunala avloppsreningsverk Främby

Reningsverket i Främby har liksom reningsverket i Borlänge slamrötning och avvattning av rötslammet med centrifug. Det finns dock flera skillnader mellan Främby och Fagersta By. Främby reningsverk tar in stora volymer externt avloppsvatten och slam direkt till röt-kammaren. Dessa externa volymer är av samma storleksordning som mängden slam från de egna förtjockarna men utgör inte så stor del av inkommande mängd organiskt material (Volatile Solids på engelska). Vidare används endast en del av biogasen för generering av el och värme. I genomsnitt facklas cirka hälften av biogasen. Den utnyttjade verkningsgraden för gasmotorn är också lägre än i Fagersta By. Den genererade kvantiteten värme räcker inte för att försörja röt-kammaren med nödvändig värme, utan fjärrvärme måste köpas till.

Moras kommunala avloppsreningsverk Solviken

Moras avloppsrening skiljer sig avsevärt från Borlänges och Faluns. Slammet från förtjockaren består även här av primärslam och biologiskt slam. Men reningsverket i Solviken tillämpar inte slamrötning. Det förtjockade slammet avvattnas i centrifug och torkas sedan till 90 % TS. Det sammanslagna rejektet från centrifugen och kondensatet från slam-torken återgår till vattenreningen.

4.2 Förbränning

Slammen eldades i Borlänge Energis P6 panna vilken är en 18 MW rosterpanna. Bränsleflöde i den pannan är ca 5 – 6 ton/timme. Vanligtvis förbränns en blandning av biobränsle och avfall. Det finns ett SNCR-system för NO_x kontroll och el-filter för kontroll av partiklar. Luft och partiklar går till SO₂-skrubber samt spärrfilter för rökgasrening där aktivt kol och kalk används. Kondensat från rök-gaskylaren går till egen vattenrening. Polymer Magnafloc, koagulant lämpad för tungmetaller TMT 15® samt järnklorid används som fällningskemikalier och därefter går kondensaten genom sandfilter och kolfilter. I sista steget används natriumhydroxid till neutralisation innan det renade vatten släpps till reningsverket i Fagersta By. Schematisk bild av anläggningen finns i bilaga B.

Förbränningsförsök kördes tre dagar från 15:e till 17:e Maj 2018 med tre olika slamblandningar som visas i Tabell 4-1.

Tabell 4-1 Slamblandningar under försök

Datum	Tid	Bränsle	Ratio (räknat på vikt)	Total Vikt	Namn i rapporten
15:e maj	06.00 – 14.00	Borlänge slam/ RT-flis	50/50	25 ton/25 ton	50B
16:e maj	07.00 – 15.00	Falun slam/ RT-flis	65/35	31,2 ton/16,8 ton	65F
17:e maj	07.00 – 15.00	Mora slam	100	37,9 ton	100M

Inför försöket den 15:e maj eldades bara RT-flis i sex timmar. Detta görs också mellan olika slamblandningar för att rena pannan från slamrester. Den ursprungliga planen var att förbränna 50/50 massmässig blandning av slam och RT-flis med båda Borlänges och Faluns slam. Dock uppstod det ett missförstånd och Falun slam/RT blandats i 50/50 volymmässigt, vilket innebar 78/22 massmässigt. P6 kördes med denna blandning i 1 timma den 16:e maj kl. 06.00 – 07.00, men pannas temperatur var för lågt, så då bestämdes att blanda i mer RT-flis. Därför blev den slutliga blandningen 65/35 massmässigt av slam/RT-flis som eldades kl. 07.00 - 15.00.

Prover av bottenaska, flygaska, renvattenkondensat från alla försöken skickades till ALS Scandinavia AB för analys av ämnen och tungmetaller. Rökgas-analyser gjordes av Metlab Miljö AB. Resultaten diskuteras i kapitel 5.

4.3 Fosforåtervinning

Två företag i Sverige som utvecklar tekniker för fosforåtervinning från askor är Ragn-Sells och Fortum Waste Solutions.

I projektet undersökte Fortum Waste Solutions den kemiska sammansättningen av fosfor i askorna under studien. Den kemiska specieringen av fosfor dvs hur fosfor är associerad till slammet kan skilja sig beroende på lokala förutsättningar, till exempel valet av fällningskemikalie kan påverka detta. Denna kunskap kan bidra till utveckling av bättre utvinningsprocess samt förståelse av P-produktens tillgänglighet.

Livscykelanalys för fosforåtervinning i projektet är baserad på data från Ragn-Sells. Ash2Phos processen har utvecklats av Easy Mining, dotterbolag till Ragn-Sells, för att utvinna fosfater och aluminium- och järnföreningar ur askor. Askan lakas med en mineralsyra. De önskade produkterna separeras från laklösningen, fälls ut genom tillsats av kalk, separeras från varandra och renas. Restprodukten efter syra-lakningen, 70 % av ingående mängd aska, kan användas som industriell råvara eller konstruktionsmaterial. En liten del som utgörs av tungmetallkoncentrat deponeras eller kan eventuellt skickas till metallåtervinning.

5 Slamförsök: Resultat

Fullskaleförsök med slamförbränning kördes i Borlänge Energis anläggning med tre olika slam från Borlänge, Falun och Mora. Askor från försöket skickades till Ragn-Sells samt Fortum Waste Solutions som undersökte möjligheter för fosfor- och metallåtervinning.

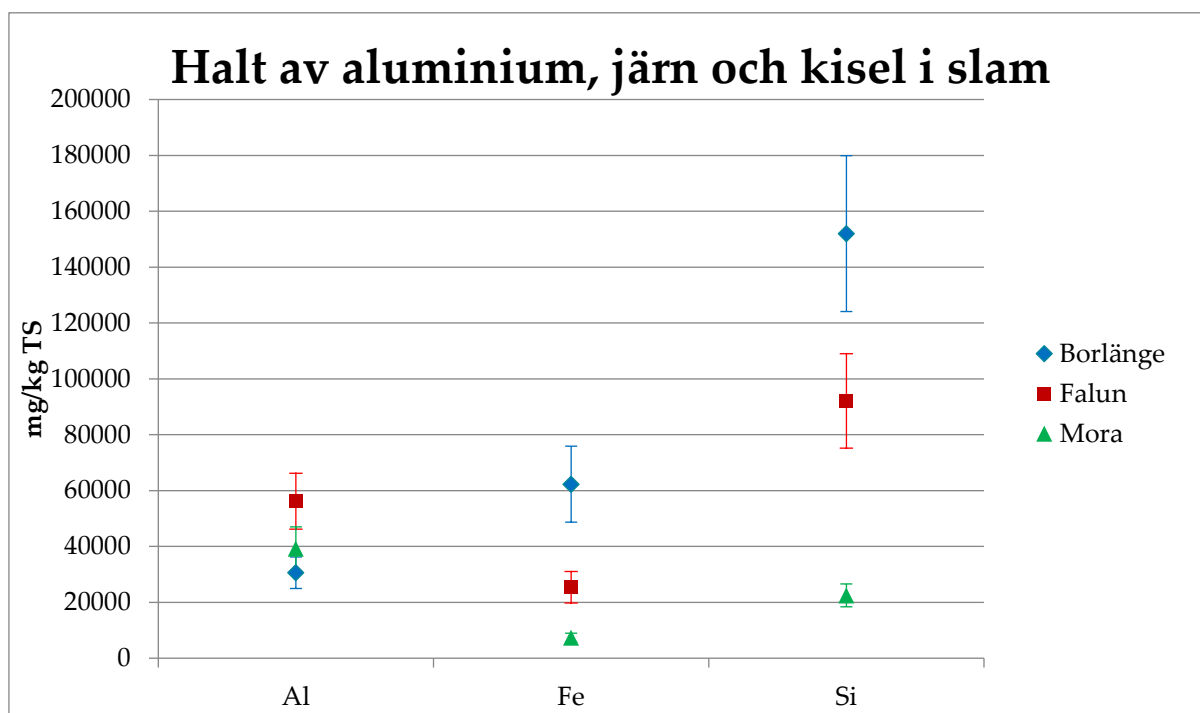
I detta kapitel presenteras likheter och skillnader mellan de tre slammerna, till exempel innehåll av nyttiga ämnen som fosfor och skadliga substanser som läkemedelsrester. Därefter redovisas resultat från slamförbränningsförsök som gjordes på Borlänge Energis anläggning. På slutet återfinns en förklaring av fosfor specieringen i askorna och fosforåtervinningen.

5.1 Analys av slam

I detta projekt använder vi tre olika slam som kom från Borlänge ARV, Falun Främby ARV och Mora ARV. Vi analyserade slammens komposition av exempelvis metaller, spårämnen, läkemedelsrester samt polycykliska aromatiska kolväten (PAH - Polycyclic Aromatic Hydrocarbons). Provtagning av slam gjordes under våren 2018. Huvudsakliga skillnader mellan slammerna är beskrivet nedan.

Olika fällningskemikalier – järn och aluminium – används i reningsverken

Innehållet av järn i Borlänges slam var 62 300 mg/kg TS jämfört med bara 7 420 mg/kg TS i Moras slam. Denna skillnad beror på att olika fällningskemikalier används på reningsverken. Borlänge ARV använder järnklorid medan Falun och Mora använder aluminiumklorid. Av det skälet, som visas i figur nedan, är innehållet av aluminium i Borlänges slam lägre än de andra två och järn har högre koncentration.

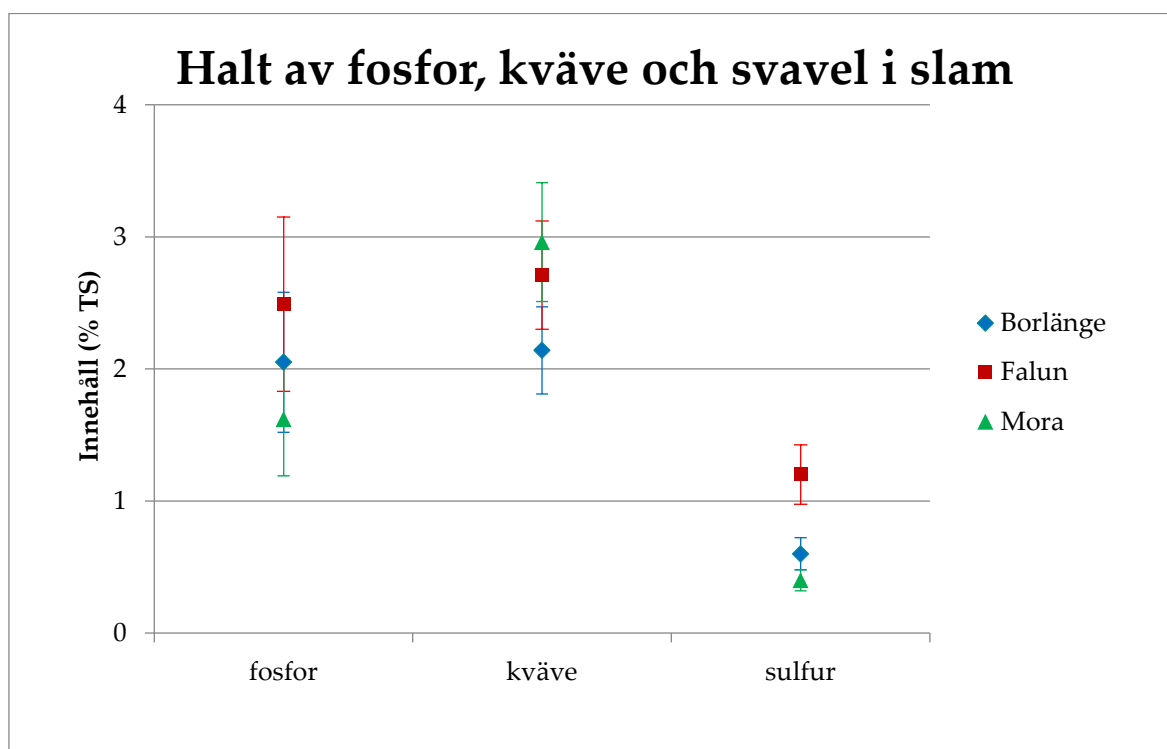


Figur 5-1 Koncentration av olika fällningskemikalier samt kisel i tre slammerna

Fosfor lägre koncentration i Moras slam; kväve typiskt

Fosfor och kväve är två viktiga näringsämnen som gör slammet användbart som gödningsmedel. Innehållet i de tre olika slammen visas i Figur 5-2. Typiskt fosforinnehållet i slam är ca 3 % TS och koncentration i Faluns slam är i överensstämmelse med detta men med en hög osäkerhet av ± 0.66 . Moras slam har nästan hälften av den koncentrationen på 1,5 % TS. Liknande koncentrationer erhålls för Moras slam även under 2017 och 2018 baserat på analyser på ARV. Orsaken till den lägre fosforhalten är oklar. Fosforkoncentration i Borlänge slam ligger på 2 % TS vilket kan jämföras med ett medelvärde på 2,6 % under 2018.

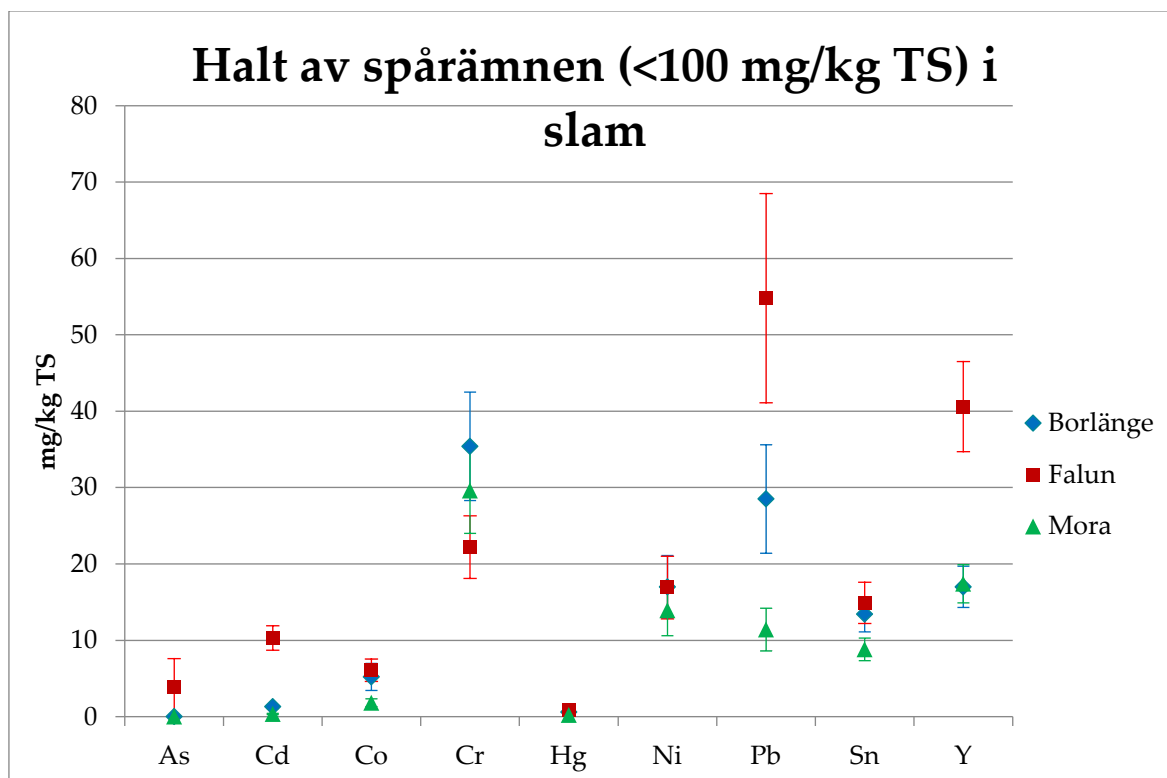
Kvävekoncentrationen varierar mellan 2 % och 3 % TS. Dessa siffror är i överensstämmelse med typiskt slam i Sverige.



Figur 5-2 Koncentration av fosfor, kväve och svavel i de tre slammen

Spårämnen som kvicksilver samt svavel högre i Faluns slam pga. gruvvattnets historia

Faluns slam har högre halter av skadliga spårämnen, till exempel arsenik, kadmium, kvicksilver, bly (Figur 5-3) samt svavel (Figur 5-2). Detta beror på Faluns historia med gruvavfall där förorenat gruvvatten har kommit till Främby reningsverk sedan 1987. Nu finns en reningsanläggning vid gruvan, men en stor mängd av metallerna finns i systemet, till exempel vid gamla syrafabriksområdet, sandmagasinen samt rödfärgsråvaran. Detta slam är inte lämpligt till gödningsmedel.



Figur 5-3 Koncentration av spårämnen i tre slammen

Metaller som koppar och zink också högre i Faluns slam; vanadin hög i Borlänge

Andra metaller som koppar och zink vilka kan vara skadliga i hög koncentration, finns i högre koncentration i Falun slam, beroende av gruvverksamheten. En överraskning är den höga koncentrationen av vanadin i Borlänges slam men orsaken är okänd.

Tabell 5-1 Koncentration av koppar, vanadin, zink i tre slammen (mg/kg TS)

	Koppar	Vanadin	Zink
Borlänge	350	80.9	691
Falun	1030	24.3	4610
Mora	119	9.36	335

Organiska föreningar också högre i Falun slam

Polycykliska aromatiska kolväten ofta förkortat PAH (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) är en grupp av flera hundra föreningar av vilka några är klassificerade som cancerframkallande eller farliga för immunsystemet vid höga doser. De kan bildas under ofullständig förbränning av organiska material.

I denna studie, analyserades slammen för 16 PAH föreningar. PAH med låg molekylvikt visade sig vara under detektionsgräns av 0,10 mg/kg TS. De flesta PAH'er med högre molekylvikt finns i låg koncentration i Moras slam men högre koncentration i Faluns slam. Tabell 5-2 visar koncentration av 16 PAH-föreningar i alla tre slam. Riktvärdet för PAH är på 3 mg/kg TS i slam som ska användas på åkermark (Naturvårdsverket & Statiska Centralbyrå, 2004). Alla tre slammen i studien ligger under det värdet.

Tabell 5-2: Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) i de tre slammen

PAH föreningar	Enhet	Borlänge	Falun	Mora
Naftalen	mg/kg TS	<0.10	<0.10	<0.10
Acenaftylen	mg/kg TS	<0.10	<0.10	<0.10
Acenaften	mg/kg TS	<0.10	<0.10	<0.10
Fluoren	mg/kg TS	<0.10	<0.10	<0.10
Fenantren	mg/kg TS	0.17	0.23	0.13
Antracen	mg/kg TS	<0.10	<0.10	<0.10
Fluoranten	mg/kg TS	0.21	0.39	0.12
Pyren	mg/kg TS	0.18	0.33	0.13
Bens(a)antracen	mg/kg TS	0.074	0.17	0.05
Krysen	mg/kg TS	0.09	0.19	0.05
Bens(b)fluoranten	mg/kg TS	0.096	0.20	0.066
Bens(k)fluoranten	mg/kg TS	<0.050	0.08	<0.050
Bens(a)pyren	mg/kg TS	0.058	0.14	<0.050
Dibens(ah)antracen	mg/kg TS	<0.050	<0.050	<0.050
Benso(ghi)perylen	mg/kg TS	<0.10	<0.10	<0.10
Indeno(123cd)pyren	mg/kg TS	<0.050	0.059	<0.050
PAH, summa 16	mg/kg TS	0.89	1.8	0.55

Tabell 5-3: Perfluorerade ämnen i tre slammen

Perfluorerade ämnen	Enhet	Borlänge	Falun	Mora
PFBA perfluorbutansyra	mg/kg TS	<0.00050	0.0082	0.000624
PFPeA perfluorpentansyra	mg/kg TS	<0.00050	0.00078	0.003
PFHxA perfluorhexansyra	mg/kg TS	0.00066	0.0015	<0.00050
PFHpA perfluorheptansyra	mg/kg TS	<0.00050	<0.00050	<0.00050
PFOA perfluoroktansyra	mg/kg TS	<0.00050	0.000571	<0.00050
PFNA perfluornonansyra	mg/kg TS	<0.00050	<0.00050	<0.00000
PFDA perfluordekansyra	mg/kg TS	<0.00050	0.00079	<0.00050
PFUnDA perfluorundekansyra	mg/kg TS	0.00050	<0.00050	<0.00050
PFDoDA perfluordodekansyra	mg/kg TS	0.00065	<0.00050	<0.00050
PFBS perfluorbutansulfonsyra	mg/kg TS	<0.00050	<0.00050	<0.00050
PFHxS perfluorhexansulfonsyra	mg/kg TS	<0.00050	<0.00050	<0.00050
PFHpS perfluorheptansulfonsyra	mg/kg TS	<0.00050	<0.00050	<0.00050
PFOS perfluoroktansulfonsyra	mg/kg TS	0.013	0.027	0.013
PFDS perfluordekansulfonsyra	mg/kg TS	<0.00050	<0.00050	0.0016
FOSA perfluoroktansulfonamid	mg/kg TS	<0.00050	0.0014	0.0043
6:2 FTS fluortelomersulfonat	mg/kg TS	<0.00050	<0.00050	<0.00050
8:2 FTS fluortelomersulfonat	mg/kg TS	0.00061	0.00094	<0.00050
PFTrDA perfluortridekansyra	mg/kg TS	<0.00050	0.0012	0.00053
PFTeDA perfluortetradekansyra	mg/kg TS	0.00099	0.00098	0.00059
MeFOSA N-metylperfluoroktansulfonamid	mg/kg TS	<0.00050	<0.00050	<0.00050
EtFOSA N-etylperfluoroktansulfonamid	mg/kg TS	<0.00050	<0.00050	<0.00050
MeFOSE N-metylperfluoroktansulfonamidetanol	mg/kg TS	0.0031	<0.00050	<0.00050
EtFOSE N-etylperfluoroktansulfonamidetanol	mg/kg TS	<0.00050	0.00060	<0.00050

Perfluorerade ämnen är den andra kategori av organiska föreningar som kan vara skadlig för miljön och människors hälsa. De ämnena är persistenta och bioackumulerande. De används på grund av hög temperaturlåghet och har använts sedan 1950. Några av de är nu förbjudna eller kommer snart att vara. En av de mest kända är perfluoroktansulfonsyra PFOS. Koncentrationen av PFOS var högre i Faluns slam (0,027 mg/kg TS) jämfört med 0,013 mg/kg TS i Mora slam. De organiska föreningarna har högre koncentration i Falun slam jämfört med Mora och Borlänge slam.

Läkemedelsrester är en till kategori av oönskade ämnen som kan förekomma i slam. Rötning och avvattning av slam har potentiell att stabilisera flera av dessa ämnen men vissa ämnen kan fortfarande hamna i det rötade och avvattade slammet (Fouad & Hagström, 2012). Generellt är de fettlösliga substanserna stabila och fastnar ofta i slammet, i motsats till de mer lättnedbrytbara ämnena som hamnar i det utgående renade avloppsvattnet. I studien analyserades 23

läkemedelsföreningar av vilket de flesta var under detektionsgräns. Antidepressiva medel som citalopram och sertralin hittades i alla tre slam. Metoprolol som används för att behandla hjärt-kärlsjukdomar återfanns främst i slam från Falun och Mora.

Tabell 5-4: Läkemedelsrester i tre slammen

Läkemedel	Enhet	Borlänge	Falun	Mora
Atenolol	µg/kg TS	<100	<100	200
Citalopram	µg/kg TS	1600	2300	770
Cyklofosfamid	µg/kg TS	<100	<100	<100
Diazepam	µg/kg TS	<100	<100	<100
Diklofenak	µg/kg TS	<100	<100	<100
Enalapril	µg/kg TS	<100	<100	<100
Etinylöstradiol EE2 (17alfa-)	µg/kg TS	<100	<100	<100
Fluoxetin	µg/kg TS	<100	<100	110
Furosemid	µg/kg TS	<100	<100	<100
Hydroklortiazid	µg/kg TS	<100	<100	<100
Ibuprofen	µg/kg TS	<100	<100	210
Ifosmamid	µg/kg TS	<100	<100	<100
Ketoprofen	µg/kg TS	<100	<100	<100
Metoprolol	µg/kg TS	<100	840	260
Naproxen	µg/kg TS	<100	<100	<100
Noretisteron	µg/kg TS	<100	<100	<100
Oxazepam	µg/kg TS	<100	<100	<100
Paracetamol	µg/kg TS	<100	<100	140
Salbutamol	µg/kg TS	<100	<100	<100
Sertralin	µg/kg TS	470	1300	1100
Simvastatin	µg/kg TS	<100	<100	<100
Terbutalin	µg/kg TS	<100	<100	<100
Warfarin	µg/kg TS	<100	<100	<100

Slam som förbränningsbränsle: Mora slam har högre värmevärde och lägre askhalt

Avvattnat slam i Sverige har vanligtvis 25 - 30 % torrsbstanshalt vilket innebär att slammets värmevärde inte är tillräckligt bra för förbränning. Därför behöver slammet antingen torkas eller blandas med ett annat torrare bränsle innan förbränning. Under studien undersökte vi båda alternativen. Moravatten AB har en torkningsprocess där slammet kan torkats upp till 90 % TS. Det torkade slammet förbränns. Borlänges slam och Faluns slam blandades med RT-flis för att få ett högre värmevärde.

Torkat slam innebär högre värmevärde och därför finns det skillnad mellan olika slam som visas i Tabell 5-5. En annan skillnad mellan slammen är att Borlänge och Faluns slam är rötat men Moras slam är orötat.

Den andra viktiga egenskapen av förbränningsbränsle är askhalt. Slam i Sverige har vanligtvis ca 35% askhalt (von Bahr & Kärrman, 2019). Borlänge och Falun slam hade 62,1 % respektive 50,9 % askhalt, vilket är högre än medelkoncentrationen för slam. Det orsakas antagligen av större mängder silt som kom till reningsverket med snösmältning i april. Tvärt om har Mora slam lägre askhalt på 21,2 % och den ligger på samma nivå som medelvärde i 2017 och 2018 för slammet. Lägre askhalterna i Mora slam är troligtvis på grund av att detta är orötat och då är organiskt material (VS) kvar i slammet.

Tabell 5-5 Slammets egenskaper som förbränningsbränsle

Egenskap	Enhet	Borlänge	Falun	Mora
Vattenhalt	%	59,2	68,3	10,0
Askhalt	% TS	62,1	50,9	21,2
Värmevärde	MJ/kg	1,82	1,66	14,0
Värmevärde	MJ/kg TS	7,90	9,43	16,3

5.2 Effekt av förbränning

Första dagen eldades 50 ton med 50/50 blandning av Borlänge slam/RT-flis. Medel förbränningstemperatur med denna 50B-blandningen var 894,2°C. Blandningen var bra att förbränna och inga stora förändringar behövdes i pannan.

Den andra blandningen 65F, av 65/35 Falun slam/RT-flis, innehöll 52,6 % fukthalt och det var svårt att hålla en temperatur över 850°C. Drifttekniker ökade bränsleflöde då och uppnådde sedan medeltemperatur på 888°C.

Moras slam med 90 % TS orsakade högre temperatur än 1000°C. För att kontrollera temperaturen justerades bränsleflödet ned från 6 ton/timme till ca 4 ton/h.

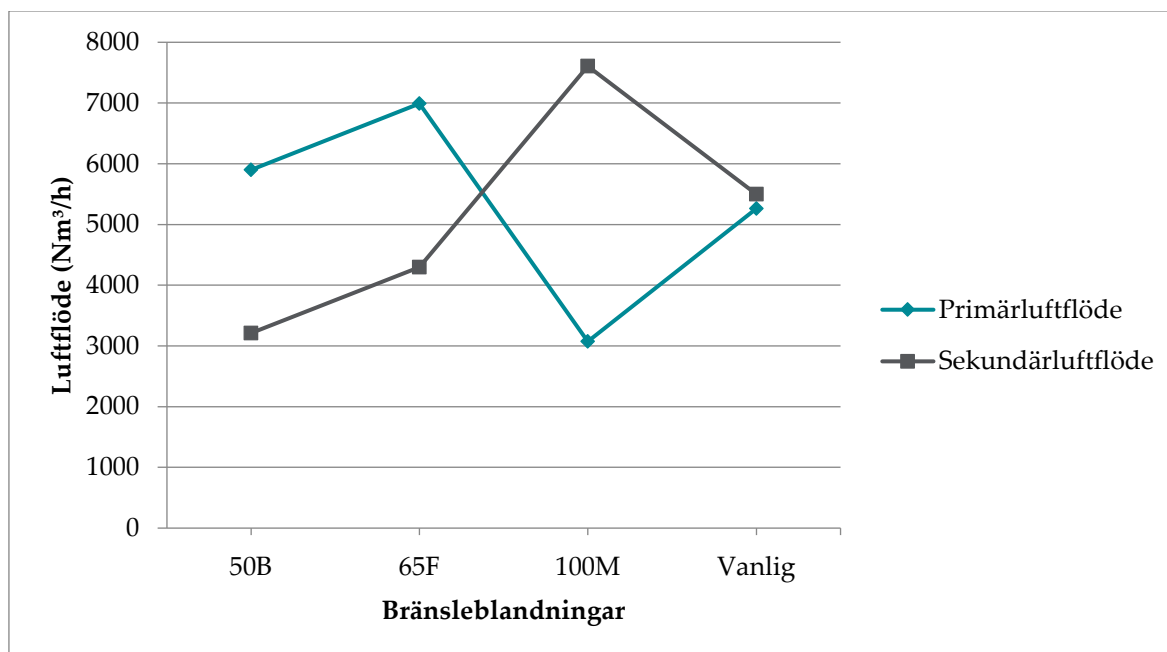
Effekten i pannan var liknande vid all tre driftfall, runt 11 – 12 MW.

Lufttillförsel obalanserat med Mora slam

Luft levereras till pannan i två steg: primärluft tillförs under rostern och sekundärluft från ovan. Primärluft används för torkning och förbränning av bränsle. Bränsle med högre vattenhalt som 50B och 65F behöver mer primärluft för att bli av med vatten. Detta motiverar högre primärflöde under de första två driftfallen och lägre flöde med Moras slam som hade 90 % TS.

Sekundärluft tillsätts ovan rostern och används för att få en bra blandning av rökgaserna och förhindra ofullständig förbränning. Figur 5-4 visar att sekundärflöde med 100 M var 77 % högre än vid 65F vilket skulle innebära en bättre förbränning. Tyvärr var förbränningen av Moras slam fortfarande dåligt vilket medförde en högre kolhalt i flygaskan och högre kolmonoxidhalt i rökgasen.

Det finns två troliga orsaker till den dåliga förbränningen av Moras slam när det gäller lufttillförsel. Antigen var sekundärluftflödet för högt i förhållandet till den låga densiteten och torrheten på det slam som användes, så att en del av bränslet gick till rökgasrening utan att brännas, eller var det en obalans i luftflödet så att tillförseln var otillräckligt och orsakade ofullständig förbränning.



Figur 5-4 Luftflöde till pannan under olika slamblandningar och vanlig drift

5.3 Analys av askorna

Mängderna av bottenaska från varje försök mättes för att kolla om kapaciteten av askbehandlingssystemet behöver ökas. Mängden bottenaska i fallet Borlänge blev 9,6 ton, i fallet Falun var det 8,4 ton och vid Morafallet 8 ton, dvs 19,2 % i Borlänge-fallet, 17,5 % i Falun-fallet respektive 21,1 % bottenaska i Morafallet motsvarande ingående bränsle (slam+flis).

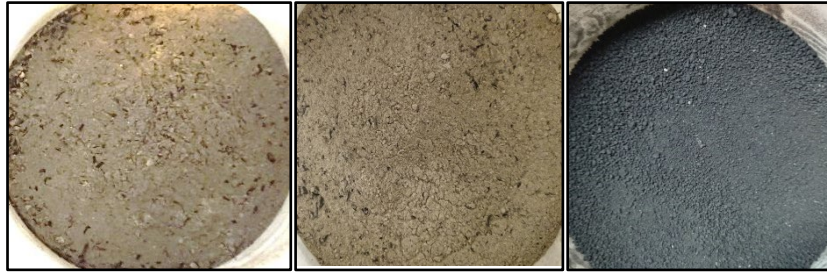
Figur 5-5 visar bottenaska vid varje driftfall. Aska från Moras slam var rödare i färg än de andra.



Figur 5-5 Bottenaska: (a)Borlänge slam/RT (b)Falun slam/RT (c)Mora slam

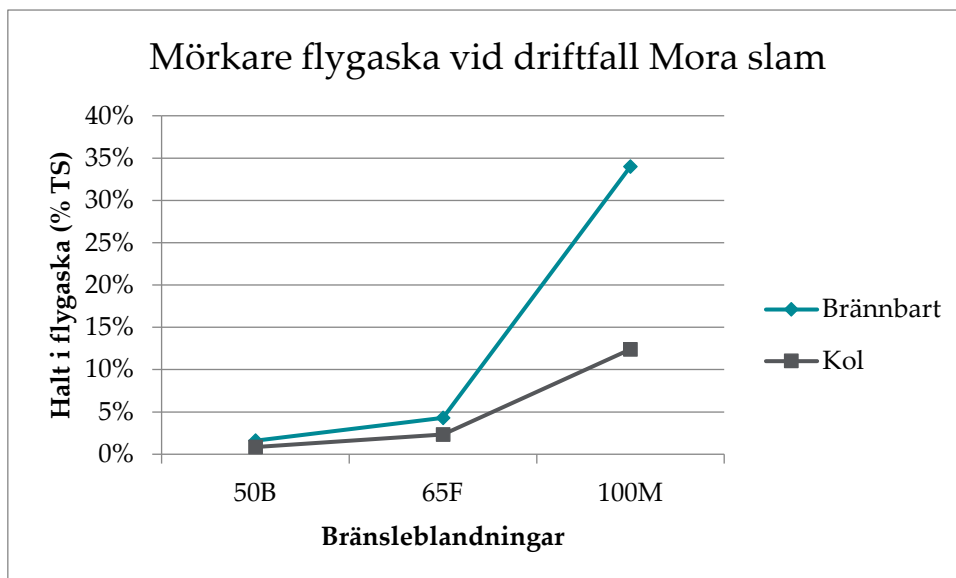
Högre kol i flygaska från Mora innebär ineffektiv förbränning

Rökgasreningen i P6 består av elektrofilter, skrubber och ett textilt spärrfilter. IVL tog prover av flygaska vid både elfiltret och textilfiltret. Flygaskan vid elfiltret blev mörkare med högre slamblandning, och var helt svart med driftfallet Mora slam, som visas i Figur 5-6.



Figur 5-6 Flygaska efter elfiltret
Vänster till höger: (a)Borlänge slam/RT (b)Falun slam/RT (c)Mora slam

Den svarta färgen var på grund av högre kol och brännbart material i flygaskan från Mora. Skillnaden visas i Figur 5-7. Högre brännbart material i askan innebär att förbränningen var ineffektiv.



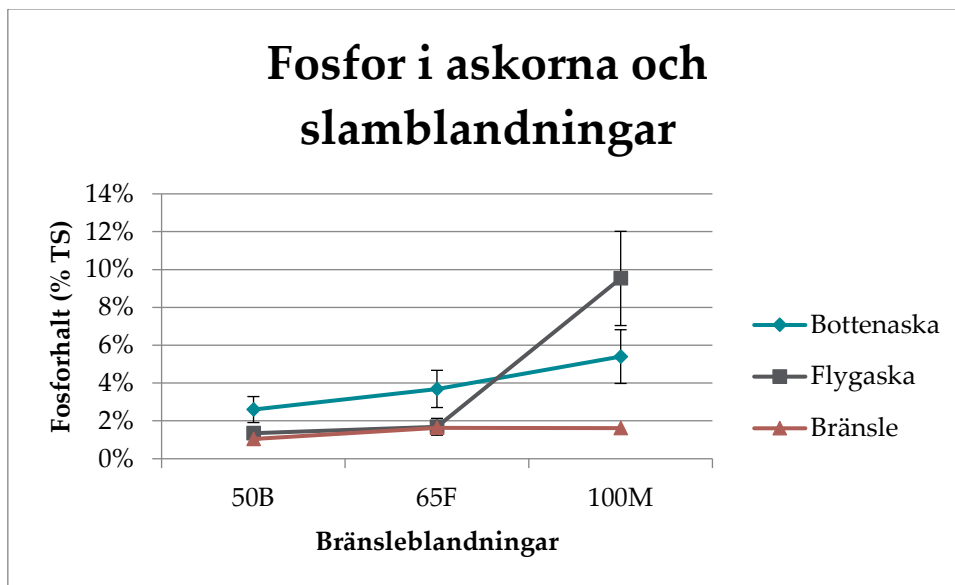
Figur 5-7 Mörkare flygaska med Mora slam pga. ofullständig förbränning

Fosforhalten ca 4 % i bottenaskor och 9,5 % i Mora slams flygaska

Halten av fosfor var 1,04 % i bränsle 50B och 1,6 % i både 65F och 100M.

Fosforhalten i bottenaska varierade mellan 3 % och 5 % i de olika askorna.

Fosforhalten i flygaska från 50B och 65F var 1,35 % respektive 1,69 % vilket är förväntat. Men den höga fosforhalten av 9,53 % i flygaska från Mora slam var förvånande. Den troliga orsaken är att mer fosfor återfinns i flygaska pga. högre lufttillförsel i pannan.

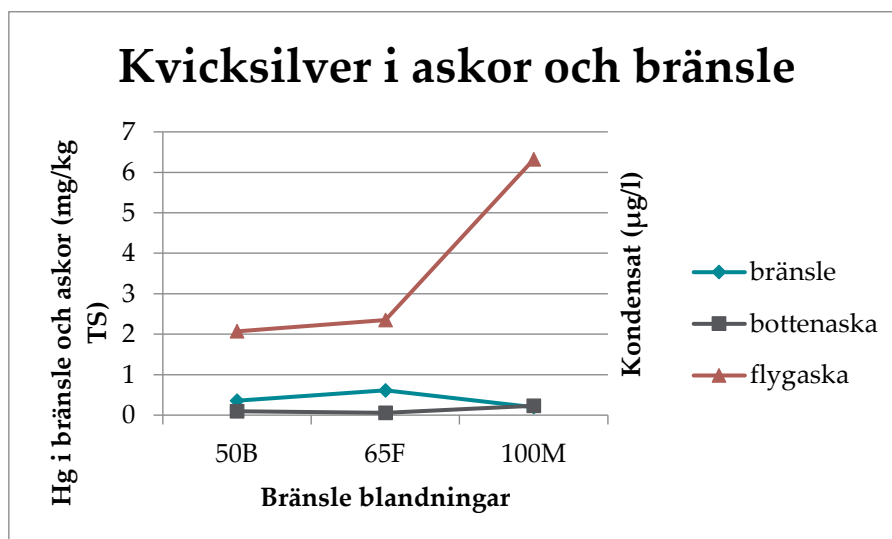


Figur 5-8 Fosforhalten i askorna och bränslena

50B = 50/ 50 Borlänge slam/RT-flis | 65F = 65/35 Falun slam/RT-flis | 100M = 100 % Mora slam

Kvicksilver högre i Moras flygaska

Bränsle 65F hade mer än 3 gånger högre koncentration av kvicksilver (Hg) än Moras slam på grund av den högre Hg halten i Falun slam. Dock innehöll flygaska vid bränsle 65F bara 2,35 mg/kg TS Hg jämfört med 6,32 mg/kg TS Hg vid Mora slam. Orsaken för detta är oklar men en trolig anledning är för mycket lufttillförsel i panna som ledde oförbränt bränsle till rökgasreningen.



Figur 5-9 Koncentration av kvicksilver i olika askor och bränsleblandningar

Organiska föreningar fångas i spärrfiltret

Under studien analyserade vi organiska föreningar i flygaska (båda vid elfiltret och spärrfiltret). Summan av 16 PAH-föreningar stod för 0,12 mg/kg TS vid flygaska från elfiltret och för 8,5 mg/kg TS vid flygaska från spärrfiltret vid Moras slam. På samma sätt blev de flesta dioxiner fångade i spärrfiltret på 28 µg-TEQ/kg TS. Dessa analyser visar att de flesta PAH-föreningarna och dioxiner i aska fångas upp i spärrfiltret.

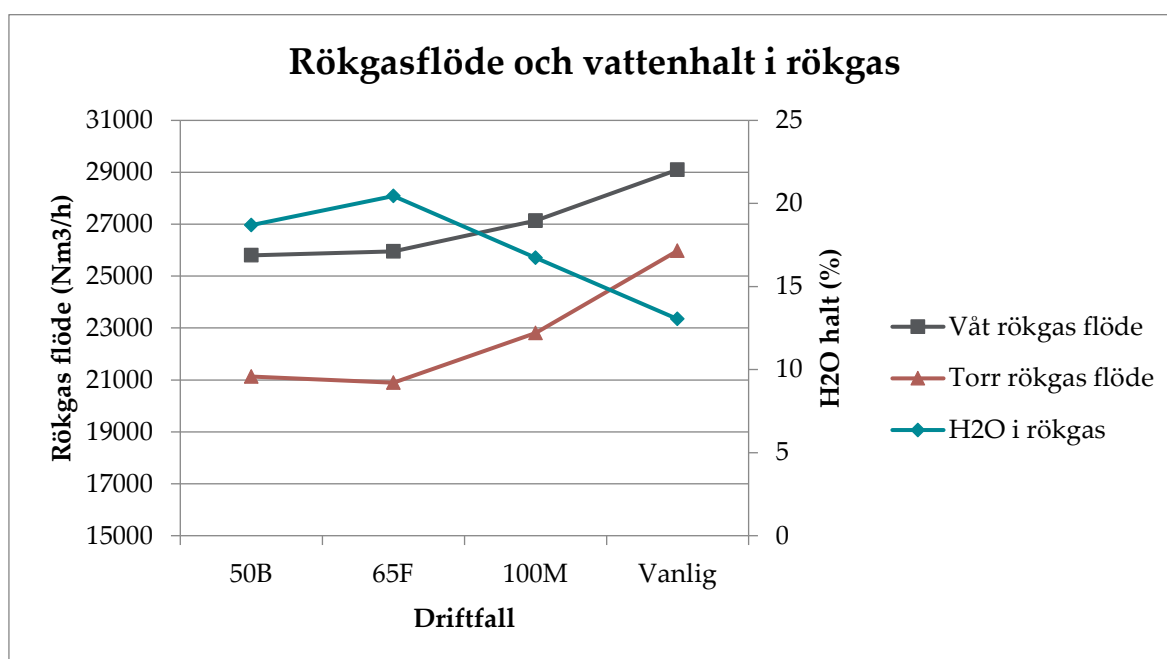
5.4 Rökgas emissioner

Rökgasflödet samt sammansättning av till exempel CO, SO₂, NO_x bl.a. övervakades i realtid under testperiod. METLAB Miljö AB mätte dioxiner och metaller.

Rökgasflöde högre med Mora slam

Flöde av torr och våt rökgas visas i Figur 5-10. Rökgasflödet ökade vid förbränning av Moras slam även om bränsleflödet bara var 4,7 ton/h jämfört med vanligt flöde på 6 ton/h. Ökat gasflöde är troligen orsakad av högre andel brännbart material (och lägre askhalt) i Moras slam jämfört med andra slamblandningar.

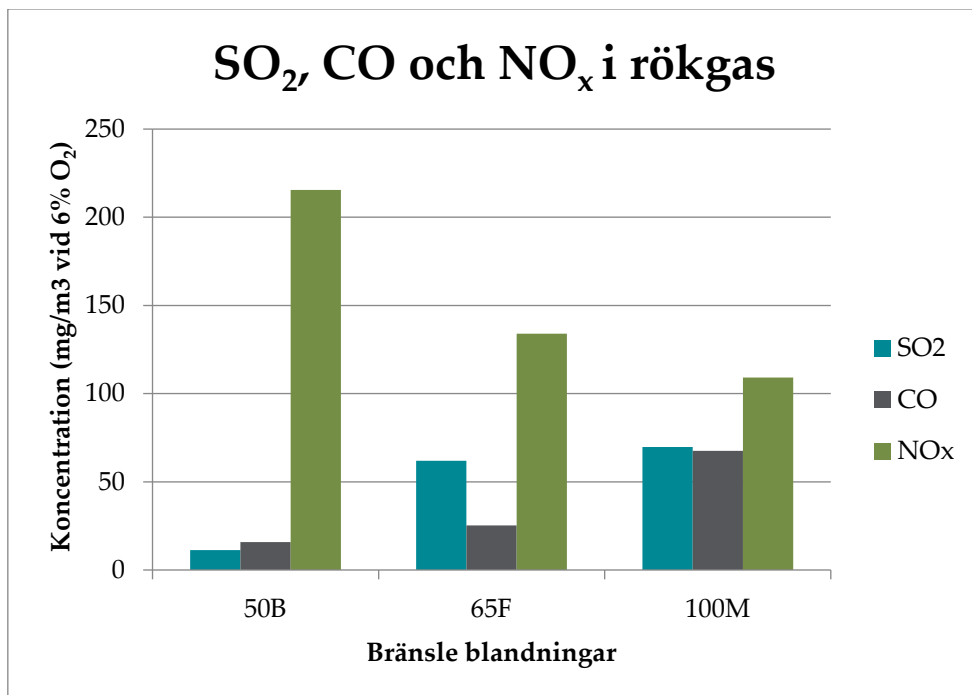
Vattenhalten i rökgasen var lägst med Moras slam och högst med 65F blandning, vilket varförväntat.



Figur 5-10 Rökgasflöde och vattenhalt i rökgaserna

Koncentration av SO₂ högre med förbränning av Falun slam men inom gränsen

Figur 5-11 visar medelvärden av SO₂ och CO i rökgas från tre slamdriftfall. Med Falun och Mora slam var koncentration av SO₂ nära dygnsgränsvärde på 75 mg/m³ TS vid 6 % O₂. Högre koncentration under 65F driftfall var förväntat på grund av hög svavelkoncentration i Falun slam. Anledning till högre SO₂ vid Mora slam är dock inte känd.



Figur 5-11 Koncentration av SO₂, CO och NO_x i rökgaserna

Högre CO orsakas av ofullständig förbränning

Som visas i Figur 5-11 är halten av CO i rökgas ca tre gånger högre vid Mora slam än vid Falun slam. Detta beror på ofullständig förbränning av Mora slam som framgår av högre kol och brännbart material i flygaskan.

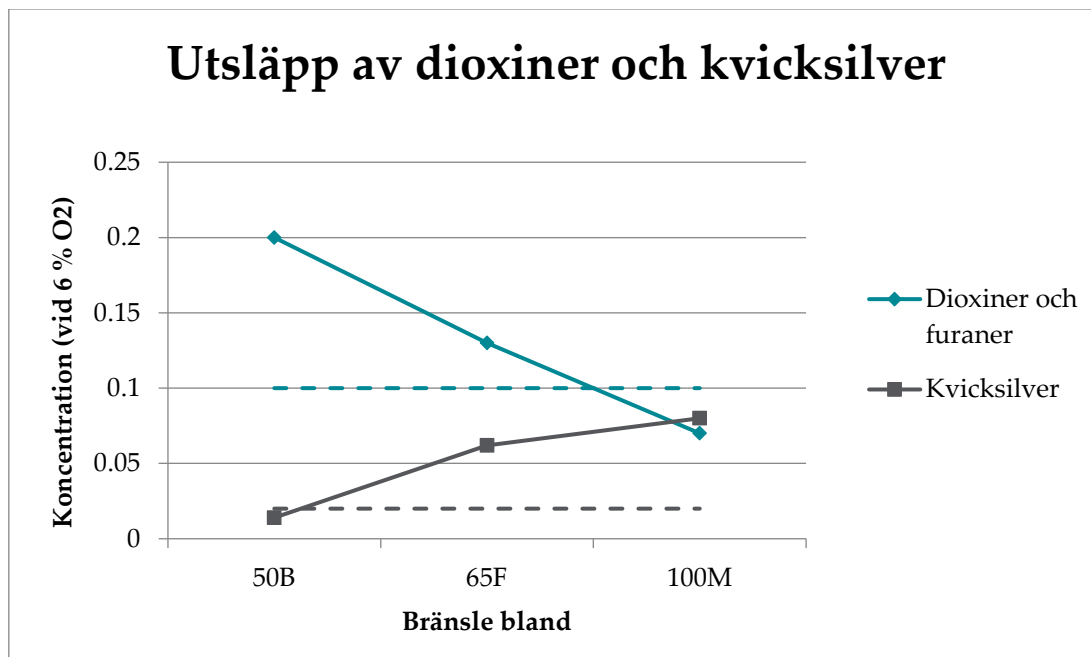
NO_x-emissionen var högre med 50B blandningen jämfört med de andra två och det är inte klart varför. NO_x-emissionen var ändå alltid inom 30-minuter-gränsvärde på 300 mg/m³ vid 6 % O₂.

Dioxiner minskar men Hg ökar

METLAB miljö AB mätte halten av dioxiner och furaner samt kvicksilver i rökgas och resultatet visas i Figur 5-12. Dioxiner och furaner minskade med högre andel av slam, vilket är en positiv effekt.

Halten av kvicksilver ökade och var högre än tillståndets gräns (0,1 ng/m³ntg) vid blandningen av 65 % Falun slam och Mora slam. Vid Falun slam var det förväntat. Ökade Hg emission från Moras slam berodde förmodligen på ofullständig förbränning som diskuterades tidigare.

Halten av andra metaller inklusive Cd i rökgas var inom tillståndsgränser. PAH analyserades men visade sig vara under detektionsgränser

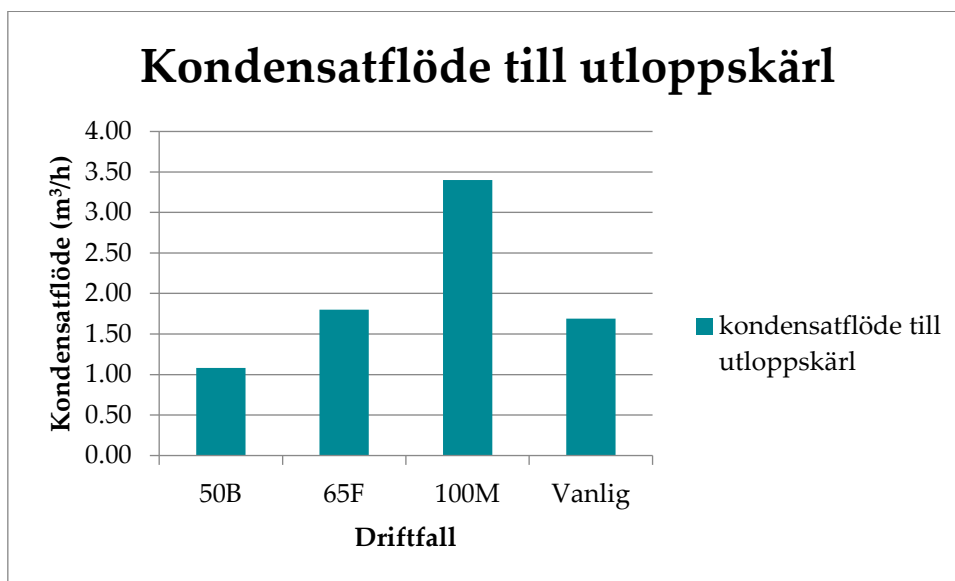


Figur 5-12 Dioxiner och furaner (ng/m³ntg vid 6 % O₂) samt kvicksilver (mg/m³ntg vid 6 % O₂) i rökgaserna. Streckade linjer visar tillståndsgränsen

5.5 Kondensat

Kondensatvatten från rökgaskylare går genom flera reningsprocesser. Polymeren Magnafloc, TMT 15® (koagulant lämplig för fällning av tungmetaller) samt järnklorid används som fällningskemikalier och därefter går kondensaten genom sandfilter och kolfilter. I sista steget används natronlut för neutralisation innan renat vatten släpps till reningsverket i Fagersta By. IVL mätte flödet samt kompositionen av detta renade kondensatvatten.

Kondensatflödet var dubbelt så mycket vid Mora slam än vid 65F bränsleblandningen som visas i Figur 5-13.

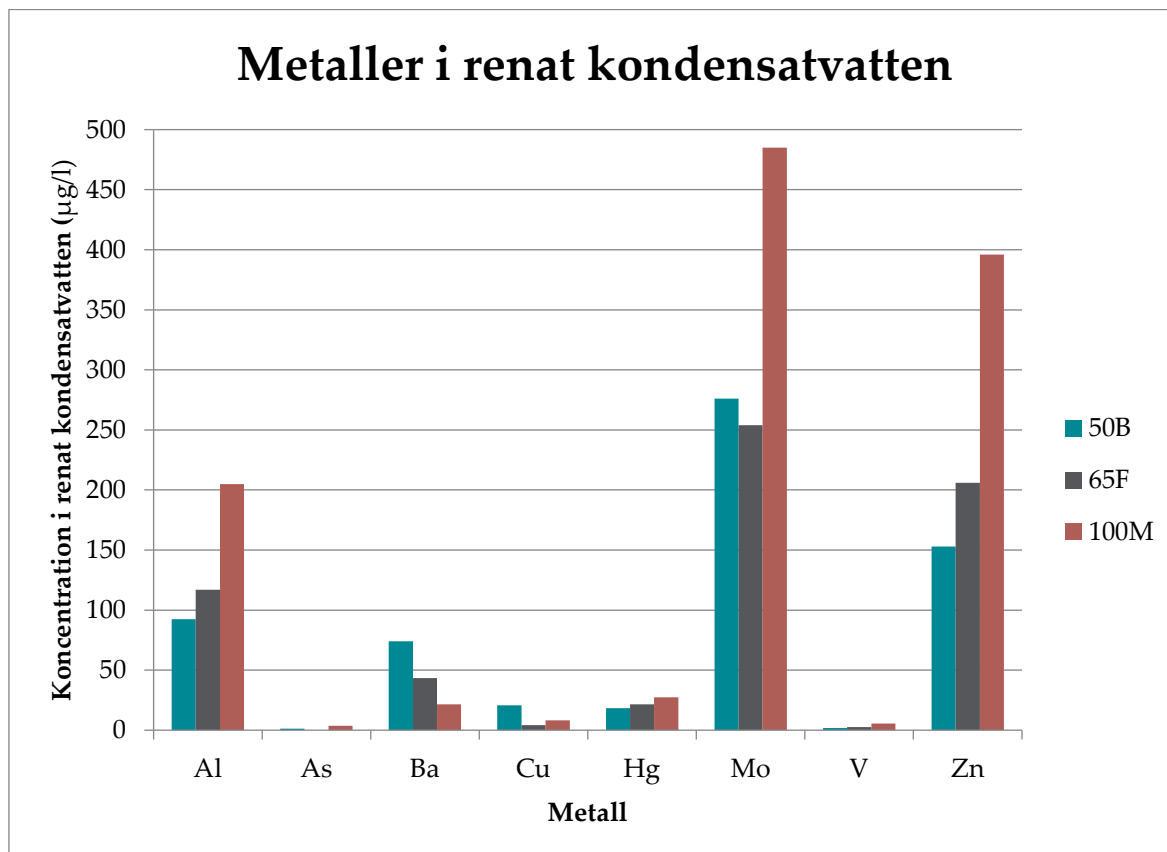


Figur 5-13 Kondensatflöde till utloppskärl under olika driftfall

Falun slam ger det renaste vattnet men Hg är ett problem

Kondensatvatten från Falun slam var den renaste även om Faluns slam hade mest metaller av alla tre slam.

När det gäller gränsvärden var alla metaller utan kvicksilver lägre än månadsmedelriktvärde. Riktvärden av Hg är 10 µg/l men koncentrationen vid 50B/65F/ 100M var 18,4/21,6/27,4 µg/l. Zinkkoncentrationen i Moras renadekondensat var 396 µg/l vilket ligger mycket nära månadsmedelvärde av 400 µg/l. Dessa resultat visar att vattenreningsystem vid P6 anläggningen kan behandla olika typer av vatten och det är endast kvicksilver som är en utmaning i dessa fall, vilket kan lösas med bättre kvalitet av aktivt kol.



Figur 5-14 Metaller i renat kondensatvatten

5.6 Massbalanser

I syfte att utröna framför allt hur tungmetallerna i slammen fördelas mellan askor och emissioner till luft och vatten vid förbränningen, har massbalansberäkningar gjorts med hjälp av analysresultaten från försöken. Tungmetaller är den del av det toxiska innehållet i slammen, som inte destrueras vid förbränningen, så det är väsentligt för miljöpåverkan att dessa ämnen läggs fast i askorna och inte emitteras till luft och/eller vatten. För träflis gjordes inga analyser vid försöken. Uppgifter om metallinnehåll och fukthalt för träflis har hämtats från bränslehandboken (Strömberg & Svärd, 2012).

För elementen P, S, Cl och Si och metallerna Ca, K, Na, Al och Fe stämmer massbalanserna i genomsnitt för ämnena bra. För fallet Borlänge är de utgående mängderna i askor och kondensvatten i genomsnitt 117 % av de ingående. I fallet Falun ger massbalansen på motsvarande

vis, att de utgående mängderna är 110 % och för fallet Mora 114 % av de ingående mängderna. Na exkluderas dock i beräkningen av Morafallet pga. av orimliga värden. För fosfor ger massbalansen, att 80 %, 81 % resp. 83 % av de ingående mängderna återfinns i askorna. Då har man ej analyserat P i rökgaserna men väl i kondensaten. Mängderna i kondensaten är väldigt låga, i storleksordningen mg räknat per kg fosfor i askorna. Inga analyser av P i rökgaser har gjorts, då man förväntar sig att halterna här är försumbara.

Tabellerna 5-6 och 5-7 visar resultaten av massbalansberäkningar för några tungmetaller.

Tabell 5-6 Mängderna av några tungmetaller i askorna totalt (bottenaska + flygaska) och i enbart bottenaskorna uttryckta som procent av de totalt ingående mängderna av motsvarande metaller i bränslet (slam + ev. träflis).

Metall	Slam från Borlänge 50 % slam, 50 % träflis		Slam från Falun 65 % slam, 35 % träflis		Slam från Mora 100 % slam	
	Aska tot. % av in	Bottenaska % av in	Aska tot. % av in	Bottenaska % av in	Aska tot. % av in	Bottenaska % av in
Cd	347	39	75	18	3240	157
Tl	84	44	44	25	415	15
As	110	37	4280	46	2050	184
Co	207	184	219	188	189	141
Cr	202	174	213	180	171	120
Cu	324	305	117	109	263	196
Mn	122	110	144	126	141	105
Ni	270	247	250	224	105	85
Pb	299	112	254	117	3170	253
Sb	3620 ¹⁾	1340 ¹⁾	3050 ¹⁾	1430 ¹⁾	4900	537
V	84	81	93	85	83	73
Hg	17	8	11	3	190	18

¹⁾ Endast relaterat till mängden i slammet. Analysvärde för antimon i träflis saknas.

Tabell 5-7 Mängderna av några tungmetaller i rökgaserna och i kondensaten uttryckta som procent av de totalt ingående mängderna av motsvarande metaller i bränslet (slam + ev. träflis)

Metall	Slam från Borlänge 50 % slam, 50 % träflis		Slam från Falun 65 % slam, 35 % träflis		Slam från Mora 100 % slam	
	Rökgas % av in	Rökgas % av in	Rökgas % av in	Kondensat % av in	Rökgas % av in	Kondensat % av in
Cd	0,011	0,023	0,023	0,023	0,023	0,326
Tl	0,076	0,129	0,129	0,138	0,129	0,489
As	0,005	0,057	0,057	0,002	0,057	0,188
Co	0,005	0,008	0,008	0,020	0,008	0,065
Cr	0,005	0,006	0,006	0,008	0,006	0,012
Cu	0,003	0,003	0,003	0,001	0,003	0,005
Mn	0,001	0,004	0,004	0,001	0,004	0,004
Ni	0,036	0,019	0,019	0,155	0,019	0,140
Pb	0,007	0,019	0,019	0,018	0,019	0,132
Sb	0,092	0,032	0,032	Analys saknas	0,032	Analys saknas
V	0,0004	0,001	0,001	0,013	0,001	0,047
Hg	29	219	219	3	219	11

Den mest väsentliga observationen i tabellerna 5-6 och 5-7 är att endast låga bråkdelar av tungmetallmängderna i bränslet emitteras till luft och vatten, med ett viktigt undantag, nämligen kvicksilver. Effekten av kvicksilver i rökgaserna syns i den livscykelanalys, som beskrivs i avsnitt 6.

Massbalansberäkningarna för askorna visar stora diskrepanser. De funna tungmetallmängderna i askorna är i nästan alla fall större eller mycket större än de ingående mängderna i de förbrända materialen. Detta kan ha flera orsaker:

- Några av metallerna återfinns främst i flygaskan. Vi kan ha överskattat mängden flygaska och därmed också överskattat mängden tungmetaller i dessa fall. Vid försöken har vi ej mätt mängderna flygaska, utan dessa mängder har indirekt beräknats utgående från askanalyser av bränslet och bottenaskan samt med hänsyn tagen till mängderna tillsatt aktivt kol och kalciumhydroxid vid rökgasreningen. Mängden flygaska i fallet Borlänge beräknas då till 14,8 kg relativt 384 kg bottenaska per ton ingående slam. I fallet Falun beräknas mängden flygaska till 11,8 kg relativt 269 kg bottenaska, i fallet Mora till 51,1 kg relativt 211 kg bottenaska, dvs 3,7 % i Borlänge-fallet, 4,2 % i Falun-fallet respektive 19,5 % flygaska i Morafallet. Enligt Lindman (Lindman, 2020) är dessa andelar flygaska helt rimliga.
- Det kan vara så att man vid provtagningen ej tagit representativa prover utan tagit mer av finkornigt material. Det har visats att tungmetaller företrädesvis adsorberas till de mest finkorniga materialen (Kasina, et al., 2019).
- Ett annat skäl kan vara, att vi vid de relativt kortvariga förbränningsförsöken på 8 timmar har haft minneseffekter, så att material från tidigare förbränning påverkar analyserna. Det skulle i så fall innebära att tidigare förbränt material haft höga tungmetallhalter.

En intressant jämförelse kan nu göras med tester hos Stockholm Exergi, där vi fått ta del av data för sopförbränning i Högdalens rosterpannor (Lindman, 2020). Även där har man år 2017 hittat större mängder ut än in för de flesta metallerna (se tabell 5-8). I dessa försök har man haft god kontroll över mängden askor genom att räkna antalet fordon med respektive asktyp.

Tabell 5-8 Mängderna av några tungmetaller i askorna som procent av de totalt ingående mängderna av motsvarande metaller i bränslet i Högdalens rosterpannor år 2017 (Lindman, 2020)

Metall	Aska totalt % av in	Bottenaska % av in	Flygaska % av in
Hg	165	3	162
Cd	738	80	658
Co	193	175	17
Cr	118	104	14
Cu	110	104	5
Ni	130	119	10
Pb	353	220	133
As	811	225	586
Zn	202	98	104

Eftersom de också har funnit större mängder ut än in av flera metaller, så kan man förmoda att man genomgående har tagit ut ej representativa prover på flygaskorna. De uttagna proven har haft mindre partikelstorlek och därmed högre halter av metaller än vad som motsvarar genomsnittet för hela mängden flygaska.

Trots några diskrepanser ser vi en tydlig trend hur olika metaller fördelas mellan bottenaska och flygaska. Tungmetallerna Co, Cr, Cu, och Ni förekommer huvudsakligen i bottenaskan medan

metallerna Cd och As finns huvudsakligen i flygaskan. Pb är fördelad ungefär lika mellan botten- och flygaska. Hg hamnar i flygaska och även rökgas.

Tabell 5-9 Huvudsaklig förekomst av metaller

Metall	Huvudsaklig förekomst i olika fall			
	Högdalen	Borlänge	Falun	Mora
Hg	Flygaska ²⁾	Rökgas/Flygaska/Bottenaska	Rökgas	Rökgas/Flygaska
Cd	Flygaska	Flygaska	Flygaska	Flygaska
Co	Bottenaska	Bottenaska	Bottenaska	Bottenaska
Cr	Bottenaska	Bottenaska	Bottenaska	Bottenaska
Cu	Bottenaska	Bottenaska	Bottenaska	Bottenaska
Ni	Bottenaska	Bottenaska	Bottenaska	Bottenaska
Pb	ungefär lika	Bottenaska/Flygaska	Bottenaska/Flygaska	Flygaska
As	Flygaska	Flygaska	Flygaska	Flygaska
Zn	ungefär lika	Ej beräknat	Ej beräknat	Ej beräknat

²⁾ Vi har inte fått data om Hg i rökgas för Högdalen

5.7 Fosforåtervinning

Kemiska specieringen av fosfor av Fortum Waste Solutions

Kemiska specieringen av fosfor dvs hur fosfor är associerad till slammet kan skilja sig beroende på lokala förutsättningar, till exempel valet av fällningskemikalie. Fortum Waste Solutions undersökte den kemiska specieringen av fosfor i askorna från Borlänge/RT-flis (50B bränsle) och Mora (100M bränsle) förbränningstest.

I princip finns det två typer av bindande fosfor: apatit-fosfor (AP) och icke-apatit oorganiskt fosfor (NAIP). AP är fosfor förknippat med kalcium och NAIP är fosfor förknippat med järn eller aluminium. Resultat visade att fosfor i askan från Borlänge/RT-flis blandningen nästan helt består av AP, medan i askan från Mora är det en 50/50 fördelning mellan AP och NAIP. Med antagande att båda slammen har liknande specieringen av fosfor indikerar resultaten att samförbränning med RT-flis gynnar bildningen av kalcium associerat fosfor. Specieringen av fosfor i själva slammet analyserades emellertid inte och en faktor som kunde ha påverkat resultaten är om slammet rötats eller inte.

Baserat på de specieringsexperiment som Fortum Waste Solutions har utfört förut på andra slam är fosfor i slammet huvudsakligen associerat med järn eller aluminium om slam fälls kemisk ut. De har observerat att vid förbränning (mono-förbränning i en kammarugn) minskar mängden NAIP medan fraktion av AP ökar. Dock består fortfarande den resulterande askan av mer än 50 % NAIP.

Fosfor i form av AP bör vara fördelaktigt för fosforåtervinningsändamål, eftersom kalcium associerat fosfor är lättare tillgängligt än järn- eller aluminium associerat fosfor. Dessutom består mineralet som bryts vid fosforproduktion av kalciumfosfat, vilket indikerar att Ca-associerat fosfor skulle vara av intresse för fosforutvinnings branschen.

Kunskap om kemiska speciering är viktig för P-utvinningsprocess samt tillgänglighet av P-produkten när det används på jordbruksmark. Dock behövs det mer experiment och data för kemiska speciering av fosfor i de båda slammen och förbränningsaskor för att förstå vilka kriterier påverkar specieringen och hur den informationen kan bidra till bättre P-återföring.

Beräknade data från Ragn-Sells för livscykelanalys

Ragn-Sells har inte kunnat genomföra några tester av askorna på grund av begränsad tillgänglighet av pilotanläggningen. Beräknade miljöpåverkansindikatorer för lakning av en aska med 5 % fosfor i torrsubstansen har erhållits direkt från Easy Mining för livscykelanalysen. Dessa data har använts vid resultatberäkningarna för scenariot av askupparbetningen i kombination med beräkningsresultat från den egna modelleringen av förbränningen av Mora slam. Under de förhållanden som råder i Sverige idag finns det möjligheter att använda restprodukten från Ash2Phos process som industriell råvara eller konstruktionsmaterial, men i den här studien har vi räknat med deponering av restprodukten i LCA-beräkningar. Data från Easy Mining omfattar dock inte human- eller ekotoxicitet.

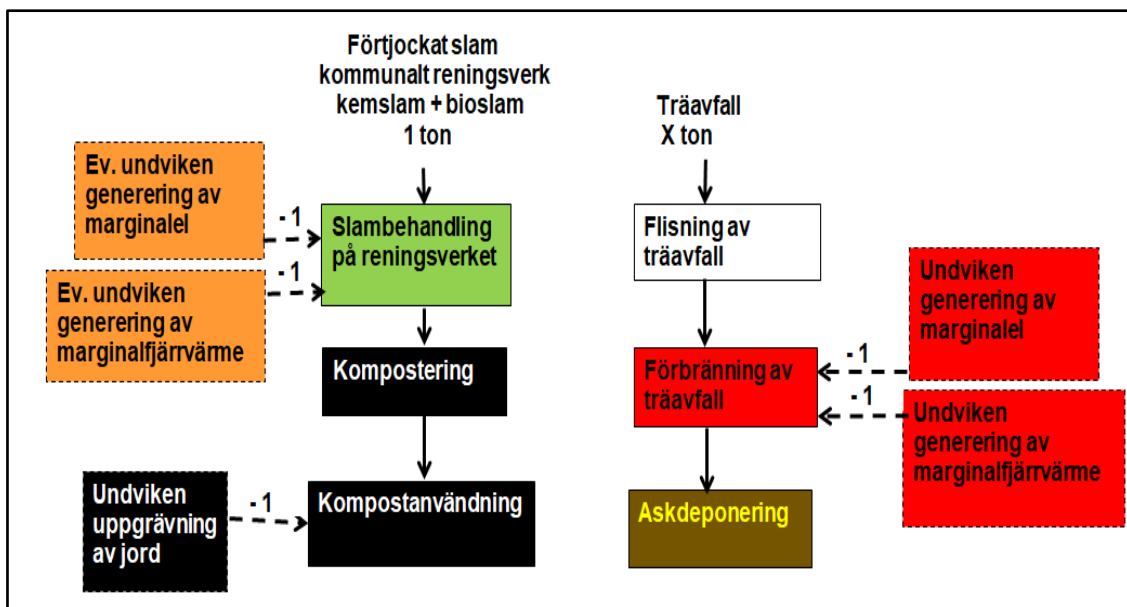
6 Livscykelanalys: Metodik och inventering

Livscykelanalysutvärderingen av den alternativa behandlingen av de tre slammen (Borlänge, Falun och Mora) genomförs som en analys av konsekvenserna av att skifta slambehandling från kompostering till förbränning. Detta kapitel presenterar metodik för beräkningar.

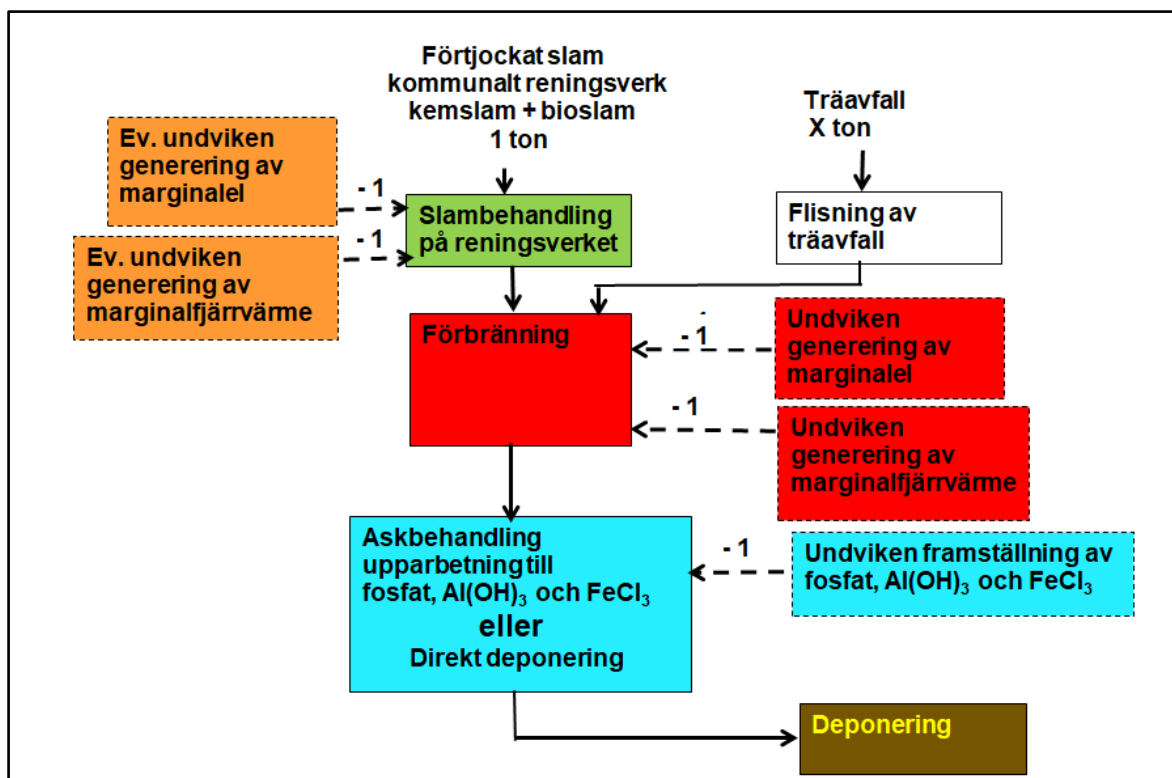
6.1 Metodik

Konceptuell systemmodell

De konceptuella modellerna för kompostering (= basfallet) och för förbränning (= alternativfallet) visas i figurerna 6-1 och 6-2. Den alternativa behandlingen innebär för två av slammen, att de samförbränns med en viss mängd flisat träavfall. För dessa slam ingår även monoförbränning av motsvarande mängd träavfall i basfallet. Tabell 6-1 visar värdet på mängden träavfall X för de olika fallen samt vilken typ av slambehandling på reningsverket och vilken typ av askbehandling som använts.



Figur 6-1 Konceptuell modell av basfallet kompostering av slam. Om slammet i alternativfallet samförbränns med flisat trä, förbränns motsvarande mängd flisat trä utan slam i basfallet.



Figur 6-2 Konceptuell modell av alternativfallet förbränning av slam, i två fall tillsammans med flisat returträ.

Tabell 6-1 visar värdet på mängden träavfall X för de olika fallen samt vilken typ av slambehandling på reningsverket och vilken typ av askbehandling som använts.

Tabell 6-1 Specifikation av de tre fallen.

Slammets ursprung	Slambehandling på reningsverket efter slamförtjockarna	Mängd träavfall ton/ton förtjockat resp. behandlat slam		Askbehandling i förbränningsfallet
		/ton förtjockat	/ton behand.	
Borlänge Energis reningsverk Fagersta By	Rötning + avvattning med el- och värmegenerering.	0,065	1	Deponering
Falu Energi och Vattens reningsverk Främby	Rötning + avvattning med el- och värmegenerering samt även fackling av biogas.	0,097	0,54	Deponering
Moravattens reningsverk Solviken	Avvattning i basfallet. Avvattning + torkning i alternativfallet med monoförbränning.	0	0	1. Deponering 2. Utvinning av fosfat (TSP), Al(OH) ₃ och FeCl ₃ ur bottenaskan, deponering av flygaskan

Nyttigheter, som produceras som en följd av slambehandlingen, såsom kompostjord, el och fjärrvärme, beaktas genom systemutvidgning och kreditering av undvikna miljöeffekter från framställning på något annat sätt av dessa nyttigheter. Detta markeras i figurerna 6-1 och 6-2 med -1. För generering av el och fjärrvärme antages marginalgenerering. Uppärbetning av askan till

fosfatgödselmedel och andra kemikalier har kunnat studeras enbart i fallet med monoförbränning av slam från Mora.

Genomförande av livscykelanalyserna

Livscykelanalyserna har genomförts enligt isostandarden 14044 (ISO, 2006-07). Experimentella data från förbränningsförsöken, kompletterade med processdata insamlade från de tre reningsverken och från en komposteringsanläggning och med litteraturdata där så erfordras, har sammanställts till mass- och energibalanser för de processer, som illustreras i figurerna 6-1 och 6-2. Dessa datasatta processbeskrivningar har sedan översatts till processmodeller i programvaran GaBi 8.7 (Thinkstep, 2019). GaBi möjliggör flexibel modellering med moduler på valfri detaljnivå. Inventeringar av hela processkedjor kan även aggregeras till en enda modul. GaBi levereras med en rimligt omfattande databas med inventeringsdata för vanliga material, energivaror och processer och med regelbundet uppdaterade versioner av ofta använda uppsättningar av karakteriseringsfaktorer, t. ex. EF (Environmental Footprint, Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context, ILCD Handbook (2011), Joint Research Center), CML (Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden, Guinée (2002)) och ReCiPe (RIVM, CML, PRé Consultants, Radboud Universiteit Nijmegen and CE Delft). Ytterligare databaser kan köpas till, bl. a. Ecoinvent.

Mål och omfattning av livscykelanalys

Studien skall visa, hur den potentiella miljöpåverkan från behandling av primärt och sekundärt reningsverksslam förändras, om man övergår från kompostering till förbränning som kvittblivningsmetod för slam från tre kommunala reningsverk med olika utformning av den egna slambehandlingen vid reningsverket. Dessutom skall studien visa, vilka processteg som dominerar de olika miljöpåverkanskategorierna vid vissa givna förutsättningar, såsom utformning av slambehandlingen och möjligheterna att utnyttja biogas och termisk energi från förbränning för el- och fjärrvärmegenerering.

Funktionell enhet

Den funktionella enheten är omhändertagande av ett (1) ton kombinerat primär- och sekundärslam med en sammansättning så som det faller från slamförtjockarna vid resp. reningsverk.

Reningsverken i Borlänge och Falun tar in olika mängder av externa flöden till röt-kammaren, förutom det egna slammet. Det är fett, externt slam och även externt avloppsvatten direkt till röt-kammaren. Dessa flöden har beaktats i materialbalanserna men inte räknats med i den funktionella enheten. **Den funktionella enheten är 1 ton förtjockat slam från den egna vattenreningen, oavsett vilka flöden som tillkommer senare.**

Systemgränser

Slammen följs från utflödet från förtjockarna t.om. slutbehandling av alla restprodukter. Slutbehandling är i komposteringsfallet användning av komposten som anläggningsjord, i förbränningsfallet deponering under överblickbar tid (100 år) av aska alternativt restprodukten efter upparbetning av askan. Behandling av rejektvatten från avvattning och av kondensat från förbränningen ingår i systemet, däremot inte avloppsvattenbehandlingen vid reningsverken eller behandling av rejektvatten från förtjockarna. Utnyttjande av biogas från röt-kammarna för generering av el och värme ingår i systemet.

Använda kemikalier, drivmedel och andra insatsvaror följs tillbaka till utvinning ur naturresurser, likaså generering av el och värme.

Tillverkning av utrustning och fordon och byggande av anläggningar har inte tagits med.

Tidsavgränsning

Förbränningsförsöken, som ligger till grund för modelleringen av förbränningsfallet, utfördes i maj 2018. Varje förbränningsförsök pågick under ca. 1 dygn med datainsamling under 8 timmar, då man bedömde att fortfarighetstillstånd uppnåts.

Modelleringen av slambehandlingen på reningsverken bygger på driftdata från perioden 2015 - 2018 för Borlänge (Fagersta By), från 2018 för Falun (Främby) och från 2018/19 för Mora (Solviken).

Data för komposteringsanläggningen avser förhållandena 2019.

Generiska data från GaBis databaser uppges i regel gälla för perioden ca. 2015 - ca. 2021.

Emissioner från deponering avser överblickbar tid (100-års perspektiv), inte oändlig tid.

Geografisk avgränsning

Slambehandlingen äger rum i Sverige. För el- och värmegenerering används inventeringsdata anpassade till svenska förhållanden. För kemikalier och drivmedel används så långt möjligt europeiska genomsnittsdata. Data för fordonsdrift (lastbilar och grävmaskiner) är globala.

Avgränsning av miljöpåverkansanalysen

Miljöpåverkan kvantifieras med mittpunktsindikatorer, dvs. indikatorer som mäter den maximala potentiella effekten av en viss påverkan. Det är inte nödvändigtvis den faktiska effekten på en viss plats vid en given tidpunkt. Vi använder karakteriseringsfaktorer enligt CML 2001 - version 4.7 januari 2016 (Guinée, 2002). Klimatpåverkanspotentialer för ämnen som inte finns i CML hämtas från IPCC Assessment Report 5 (IPCC, 2013). Karakteriseringsfaktorerna hämtas från GaBis professionella databas. De påverkanskategorier vi beräknar visas i tabell 6-2.

Karakteriseringsfaktorer för humantoxicitet saknas för de flesta av de sexton analyserade polyaromatiska kolvätena i rökgaserna från förbränningen. Dessa har därför summerats till en parameter, cancerframkallande ämnen polyaromatiska kolväten. För denna parameter finns karakteriseringsfaktorer i CML-systemet.

Tabell 6-2 Beräknade påverkanskategorier och deras karakteriseringsfaktorer (Guinée, 2002)

Påverkanskategori	Karakteriseringsfaktor
Klimatpåverkanspotential	kg CO ₂ -ekvivalenter
Försurningspotential	kg SO ₂ -ekvivalenter
Övergödningspotential	kg fosfatekvivalenter
Ozonutarmningspotential	kg CFC11-ekvivalenter
Fotokemisk ozonbildningspotential	kg etenekvivalenter
Primära energiresurser, fossila	MJ
Primära energiresurser, ej förnybara exkl. fossila, dvs. kärnenergi	MJ
Primära energiresurser, förnybara	MJ
Resursanvändning, mineraler och metaller inkl. uran	kg Sb-ekvivalenter
Ekotoxicitet, sötvatten	kg 1,4-diklorbensenekvivalenter
Ekotoxicitet, havsvatten	kg 1,4-diklorbensenekvivalenter
Ekotoxicitet, mark	kg 1,4-diklorbensenekvivalenter
Humantoxicitet	kg 1,4-diklorbensenekvivalenter

Särskilda metodval - marginaldata/genomsnittsdata

Som princip väljs marginaldata för undvikna genereringar av el och värme samt för energiförsörjning av anläggningar, som tillkommer i alternativfallet. För anläggningar, som redan

existerar i basfallet och kommer att drivas vidare i alternativfallet, väljs genomsnittsdata för energiförsörjningen. Tabell 6-3 specificerar valen av marginaldata och genomsnittsdata.

Tabell 6-3 Val av data för energiförsörjning

Processanläggning	Energiförsörjning	Undviken energigenerering	Kommentar
Avloppsreningsverk	Genomsnittsdata för el och extern värmeförsörjning	Marginaldata = naturgasbaserad generering	Biogasmotorer körs inte alltid kontinuerligt.
Förbränningsanläggning för slam	Marginaldata	Marginaldata = naturgasbaserad generering	Om slamförbränning införs allmänt i Sverige, antar vi att särskilda förbränningsugnar kommer att byggas. (Bäckelunds förbränningsanläggning köper i och för sig s.k. "grön el").
Förbränningsanläggning för enbart träflis	Genomsnittsdata för el	Marginaldata = naturgasbaserad generering	Träflis utan slam bränns i existerande anläggningar antingen energin utnyttjas eller inte.

6.2 Systembeskrivningar

I det följande kapitlet presenteras översiktliga processscheman. På en del punkter har insamlade data kompletterats med egna beräkningar och/eller med litteraturdata. Dessa punkter är markerade med en röd punkt i figurerna. De detaljerade beräkningarna finns i bilagor.

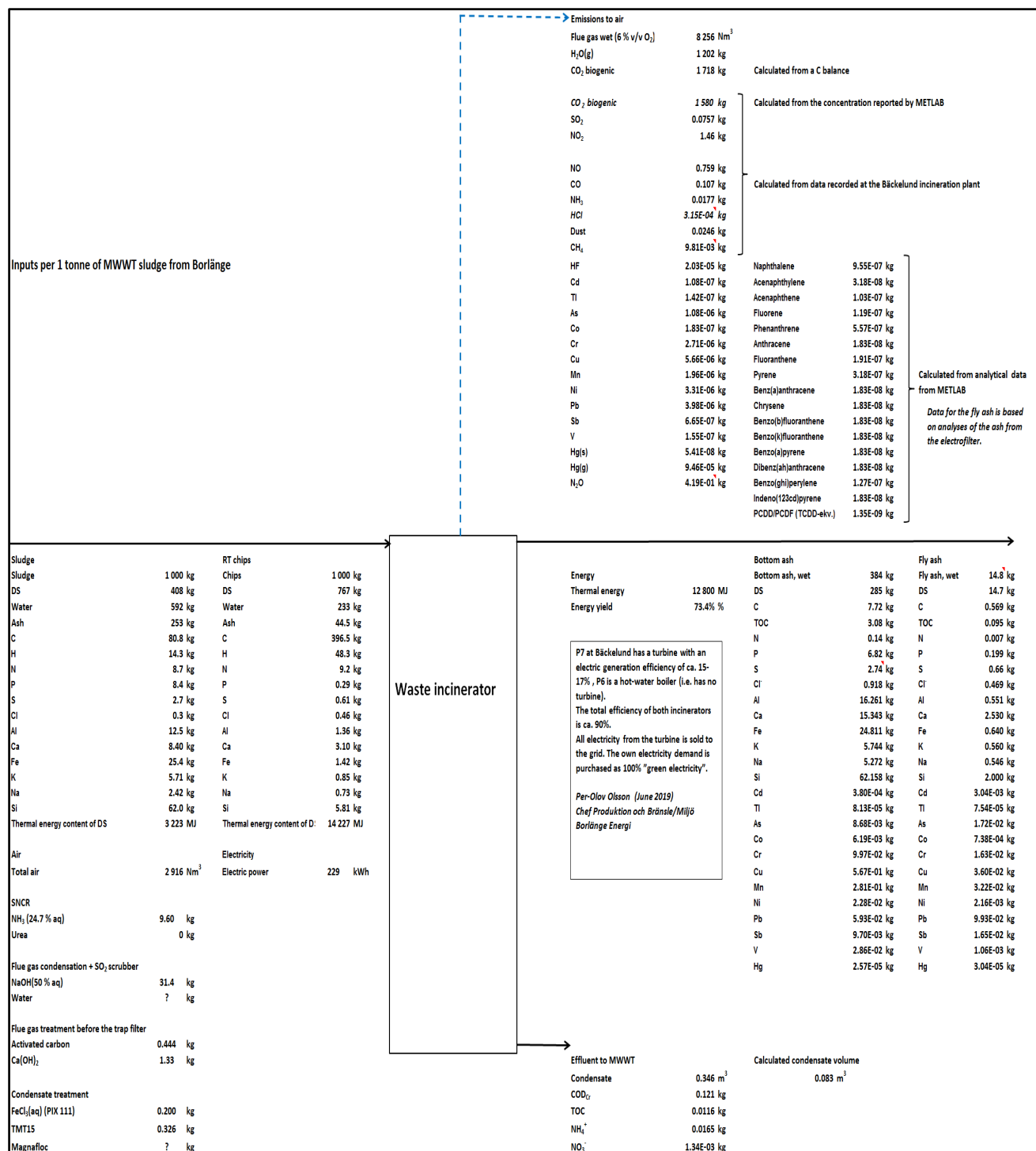
Slam- och träflisförbränning

Slamförbränningsförsöken i Borlänge Energis avfallsförbränningsanläggning Bäckelund beskrivs i kapitlen 4 och 5. Mätresultaten och analyserna från dessa försök samt driftdata från försökskörningarna med slam + returträflis (Borlänge och Falun), enbart slam (Mora) samt enbart returträflis är grunden för systembeskrivningen och livscykelinventeringen av förbränningsprocessen. Processschemat för försöket med slam från Borlänge får exemplifiera slamförbränningen, se Figur 6-3. Data för de övriga förbränningsförsöken finns tillgängliga som kompletterande material.

För alla tre reningsverk, som deltagit i projektet, har mass- och energibalanser för slambehandlingen ställts upp, baserade på 1 ton primär- plus sekundärslam från förtjockarna. Balanserna bygger på driftdata från reningsverken och på analyserna av de slamblandningar, som användes vid förbränningsförsöken. Utgående slamflöde har alltså den sammansättning, som analyserna på försöksslammet visade. Detaljerad information om mass- och energiflöden för alla tre slammen finns i bilagor.

För RT-flis gjordes inga analyser av flisen och inte heller av rökgaserna och kondensvattnet från förbränningsförsöket. För flisens innehåll av grundämnen inklusive metaller har data från bränslehandboken använts (Strömberg & Svärd, 2012). Uppgifter om organiska föroreningar i träflisen saknas. För att beräkna emissionerna av metaller och organiska ämnen med rökgaserna och kondensvattnet från träflisförbränningen har emissionsfaktorer beräknats som medelvärden ur resultaten från de tre förbränningsförsöken med slam. För metaller uttrycks emissionsfaktorerna som en bråkdel av den ingående mängden metall i bränslet. För organiska emissioner relateras emissionsfaktorerna till den ingående mängden torrsustans i bränslet. Dessa faktorer har sedan

använts vid emissionsberäkningarna för träflisförbränning (PAH och PCDD/PCDF i rökgaserna, metaller, pentaklorfenol, hexaklorbensen och PCDD/PCDF i rökgaskondensatet).



Figur 6-3 Mass- och energiflöden för samförbränningsförsöket med rötat och avvattnat slam från Borlänge Energis avloppsreningsverk Fagersta By med en lika stor mängd returträflis. Räknebasen (den lokala funktionella enheten) för schemat är 1 ton behandlat slam, alltså inte 1 ton slam från förtjockarna på reningsverket. Kondensatkaraktiseringen återges inte i sin helhet.

Mätresultaten har två dataluckor, nämligen halterna av metan och dikväveoxid (lustgas) i rökgaserna. Mätinstrumentet för VOC gav uppenbart felaktiga resultat under försöken (för övrigt även mätinstrumentet för HCl). Analys av lustgas ingick inte i METLAB:s paket. Halterna av metan och lustgas har beräknats med hjälp av emissionsfaktorer från litteraturen. Tabell 6-4 beskriver några data som hittats med en rimlig ansträngning. De data vi valt är markerade med fet stil.

Tabell 6-4 Emissionsfaktorer för lustgas (dikväveoxid, kväve(I)oxid) och metan vid förbränning av slam och trä. Värderna markerade med fet stil har valts för detta arbete.

	Emissionsfaktor	Referens
Slam		
N ₂ O	990 mg/kg TS	IPCC 2006 as cited by (Kraus, et al., 2018) Stationär fluidiserad-bäddugn vid temperaturer ca. 900 °C. En rostugn kan ge 4 gånger högre N ₂ O-emissioner. (Jossa & Remy, 2015)
N ₂ O	9,79 mg/kg kommunalt avloppsslam med 5 % TS	(Ecoinvent 3.3, 2010)
CH ₄	1,14 mg/ kg kommunalt avloppsslam med 5 % TS => 22,8 mg/kg TS	(Ecoinvent 3.3, 2010)
Returträflis		
N ₂ O	14,7 mg/kg trä	(Ecoinvent 3.3, 2011)
CH ₄	0,508 mg/kg trä	(Ecoinvent 3.3, 2011)

Förbränningsanläggningen levererar el till nätet och fjärrvärme till ortens fjärrvärmenät. Behovet av fjärrvärme varierar under året. Vi antar, att man inte vill lagra slam under den varma årstiden, utan att man måste bränna slam och generera el även när det inte finns avsättning för fjärrvärme. Vi räknar därför som en schablon med att hälften av den genererade termiska energin ersätter marginalgenererad fjärrvärme.

Kondensatvattnet leds till det kommunala reningsverket efter kemisk fällning med järnklorid (PIX 111) och TMT 15 (trinatriumsaltet av trimercapto-s-triazine) samt polymer Magnafloc vid förbränningsanläggningen. Behandlingen vid reningsverket modelleras i grunden på samma sätt som rejektvattenbehandlingen i det föregående avsnittet, med tillägget att vi för metaller antar en 50 %-ig reduktiongrad. För pentaklorfenol, hexaklorbensen och PCDD/PCDF antas ingen reduktion i reningsverket. Slambehandlingen försummas.

Bottenaskan såväl som flygaskan deponeras vid samförbränning med träflis, dvs. i fallen med slam från Borlänge och Falun. Fosforhalten i dessa askor anses för låg för en lönsam fosforutvinning ur askan. För askan från Moras slam, som alltså monoförbränts utan inblandning av träflis, och som innehåller 5 % fosfor räknat på torrsubstansen, har vi modellerat två scenarier:

1. Deponering av såväl bottenaska som flygaska.
2. Upparbetning av bottenaskan enligt Ash2Phos-förfarandet med utvinning av TSP (trippelsuperfosfat), aluminiumhydroxid och järn(III)klorid. Deponering av flygaskan.

För modellering av askdeponering använder vi data från Orwareprojektet (från år 2000). Ett exempel, deponering av bottenaska från förbränning av Borlängeslam med träflis, demonstreras i Figur 6-4.

Landfill bottom ash Borlänge sludge		Output	
Input			
Bottom ash [Waste for recovery]	1.35 kg/kg ash DS	<i>Emissions to air</i>	
Bottom ash DS [Waste for recovery]	1 kg	Ammonia [Inorganic emissions to air]	5.45E-08 kg/kg ash DS
Diesel [Refinery products]	9.28E-04 kg/kg ash DS	Mercury [Heavy metals to air]	9.01155E-12 kg/kg ash DS
		<i>Emissions to water</i>	
Bottom ash C	0.0271 kg/kg ash DS	Chemical oxygen demand (COD) [Analytical measures to fresh water]	5.07E-05 kg/kg ash DS
Bottom ash dioxins	n.a. kg/kg ash DS	Dioxins (unspec. aqueous) [Halogenated organic emissions to fresh water]	#VALUE! kg/kg ash DS
Bottom ash N	5.00E-04 kg/kg ash DS	Ammonium / ammonia [Inorganic emissions to fresh water]	5.85E-07 kg/kg ash DS
Bottom ash P	2.39E-02 kg/kg ash DS	Nitrate [Inorganic emissions to fresh water]	2.22E-05 kg/kg ash DS
Bottom ash PAH	n.a. kg/kg ash DS	Phosphorus [Inorganic emissions to fresh water]	2.39E-04 kg/kg ash DS
Bottom ash arsenic	3.05E-05 kg/kg ash DS	Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH, unspec.)	#VALUE! kg/kg ash DS
Bottom ash chromium	3.50E-04 kg/kg ash DS	Arsenic [Heavy metals to fresh water]	kg/kg ash DS
Bottom ash copper	1.99E-03 kg/kg ash DS	Chromium [Heavy metals to fresh water]	1.05E-06 kg/kg ash DS
Bottom ash lead	2.08E-04 kg/kg ash DS	Copper [Heavy metals to fresh water]	4.97E-06 kg/kg ash DS
Bottom ash mercury	9.01E-08 kg/kg ash DS	Lead [Heavy metals to fresh water]	2.08E-07 kg/kg ash DS
Bottom ash nickel	7.99E-05 kg/kg ash DS	Mercury [Heavy metals to fresh water]	2.25E-09 kg/kg ash DS
Bottom ash zinc	3.33E-03 kg/kg ash DS	Nickel [Heavy metals to fresh water]	1.60E-07 kg/kg ash DS
		Zinc [Heavy metals to fresh water]	1.00E-05 kg/kg ash DS

Landfill, ashes from sludge incineration

The time perspective used is the surveyable time and the remaining time. Incoming pollutants in sludge are divided on emissions to air and water during surveyable time and as remaining in the landfill after surveyable time.

Emission factors are based on Björklund, 1998. Emission factors for ammonia, COD, dioxins and nitrate from Orware (2000).

Data for Aluminium is missing

Figur 6-4 Exempel på modellering av askdeponering. Bottenaska från samförbränning av Borlänge slam med träflis.

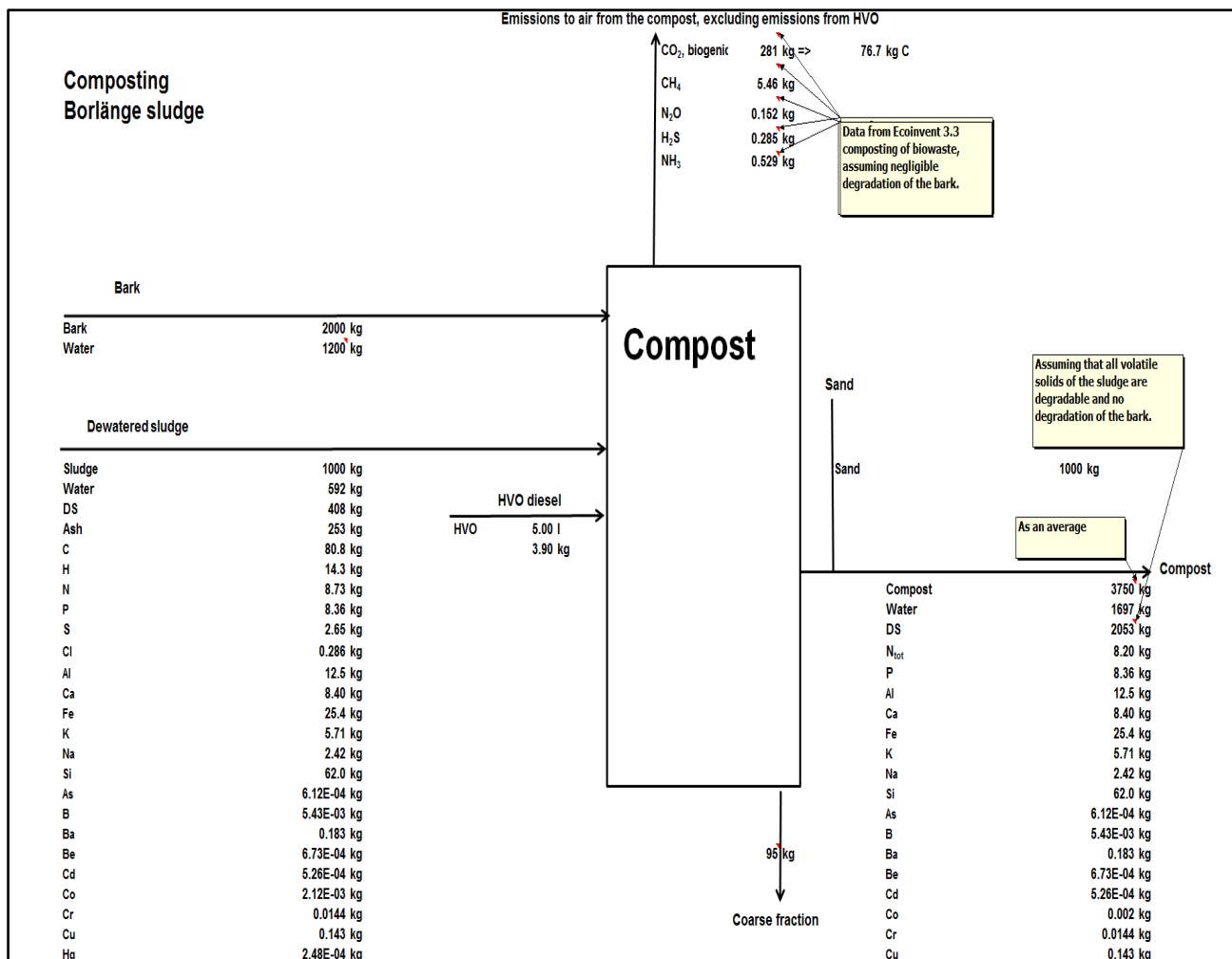
Beräknade miljöpåverkansindikatorer för lakning av en aska med 5 % fosfor i torrsubstansen har erhållits direkt från EasyMining. Dessa data har använts vid resultatberäkningarna för askupparbetningsscenarioet i kombination med beräkningsresultat från den egna modelleringen av förbränningen av Moraslam. Data från EasyMining omfattar dock inte human- eller ekotoxicitet.

Kompostering

En beskrivning av slamkompostering har erhållits från ett företag (Tuna-Hästberg Fastighets AB), som bl.a. komposterar slam från Borlänges reningsverk. Slammet blandas med bark. Blandningen läggs i strängar på en hårdgjord yta. Där ligger den i 3 år. Komposten vänds med maskin 2 gånger/år. Den färdiga komposten försätts med sand till 25 vikt-% sandhalt. Blandningen siktas. Fraktionen 0-12 mm kornstorlek tas ut och säljs som kompost. Den grövre fraktionen återförs till komposteringen eller avyttras som fyllnadsjord. Lakvatten från komposten leds till en lakvattendamm. Dammen har inget utflöde till omgivningen. Vattnet i dammen används för att bevattna av komposten. Enligt en miljöutredning år 2019 (Jonsson, 2019) bedöms sannolikheten för att verksamheten ska påverka omgivande yt- och grundvatten som mycket liten.

Komposteringen av slammen har modellerats med utgångspunkt från ovanstående processbeskrivning och analyserna av försöksslammen. Figur 6-5 visar processschemat för komposteringen av Borlänges slam. För att få en fullständig beskrivning av massflödena inklusive emissionerna till luft och mark har processbeskrivningen behövt kompletteras med litteraturdata och egna beräkningar på ett antal punkter. För att modellera basfallet för Moras reningsverk har vi

gjort det fiktiva antagandet, att om Moras slam skulle ha komposterats, skulle man avbrutit slambehandlingen efter centrifugen. För avvattnat men ej torkat slam från Mora har vi inga fullständiga analyser. Vi har beräknat innehållet av metaller och organiska mikroföreningar genom att antaga, att halterna i torrsubstansen av dessa ämnen är desamma före och efter torkningen.



Figur 6-5 Modellering av kompostering av slam från Borlänge Energis avloppsreningsverk Fagersta By. Räknebasen (den lokala funktionella enheten) för schemat är 1 ton rötat och avvattnat slam, alltså inte 1 ton slam från förtjockarna på reningsverket. Slam- och kompostkarakteriseringarna återges inte fullständigt i figuren.

Emissionerna till luft från komposteringsprocessen har uppskattats med hjälp av emissionsfaktorer från GaBis databaser. Det innebär att osäkerheten i dessa emissionsdata är stor, men det finns få specifika mätdata. Svanström (2004) citerar data från mätningar på oluftade rötslamlager utförda vid Sveriges Lantbruksuniversitet (Svanström, et al., 2004). Dessa mätningar rapporterade mycket högre lustgasemissioner än Ecoinvent. Enligt samma rapport gav en mätning på lustgasavgången från termofil kompostering med aktiv luftning betydligt lägre emission än Lantbruksuniversitetets mätning, men fortfarande mycket högre än Ecoinvents emissionsfaktor. Sveriges Lantbruksuniversitet mätte även metanavgången från rötslamlagret och fann betydligt lägre metanavgång än vad Ecoinvents data anger. Ecoinvents data har dock enligt uppgift hämtats från en komposteringsanläggning, inte från ett passivt slamlager. Under Tuna-Hästbergs komposteringsprocess vänds kompostmaterialet 3 gånger per år. Komposteringen utförs vid utomhustemperaturer. Vi väljer därför att använda Ecoinvents data. Komposteringsstudiernas resultat avseende lustgas och metan jämförs i tabell 6-5.

Tabell 6-5 Emissioner av lustgas och metan från slam enligt några olika studier

Teknik, material	N ₂ O-emission	CH ₄ -emission	Referens
Öppen kompostering, biologiskt avfall	0,38 kg/tonTS	13,6 kg/ton TS	(Ecoinvent 3.3, 1999)
Oluftat rötslamlager	5 kg/ton TS/år	3,13 kg/t TS/år	(Flodman, 2002)
Termofil kompostering med aktiv luftning, orötat slam blandat med aska	3,65 kg/ton slam-TS/år (0,7 kg/ton slam-TS/70 dygn)	Ingen uppgift	(Czepiel, et al., 1996)

Relevanta analyser av den färdiga kompostens innehåll av olika ämnen har inte kunnat göras, eftersom kompost gjord på slam från 2018 inte är färdig förrän år 2021. I stället har vi beräknat den färdiga kompostens sammansättning genom att anta, att mängderna fosfor, metaller och organiska mikroföroreningar inte bryts ner under komposteringen och inte heller lakas ut till omgivningen i nämnvärd omfattning. För kväve har avdrag gjorts för kvävemängderna i de beräknade emissionerna av lustgas och ammoniak från komposteringen. Färdig kompost analyseras regelbundet på lätt tillgängliga halter av kväve, fosfor och några metaller. I tabell 6-6 jämförs analysvärden för färdig kompost i maj 2018 med beräknade värden för halterna av de analyserade ämnena, om Borlängeslam hade varit slamkomponenten i komposten.

Tabell 6-6 Jämförelse mellan analyserade halter av några ämnen i färdig kompost från Tuna-Hästberg i maj 2018 och halter beräknade under förutsättning att Borlängeslam hade varit utgångsmaterial för komposten

Ämne	Analyserade halter maj 2018 mg/l kompost ⁵	Beräknade halter mg/kg kompost
N _{tot}	41,50	2187
P	7 ⁶	2230
Al	0,80	3329
Ca	1400	2241
Fe	0,42	6778
K	69	1523
Na	36	644

Analyserna har utförts enligt den modifierade Spurwaymetoden, vilken innebär att provet extraheras med utspädd ättiksyra, varefter extraktet analyseras. Denna metod skall mäta halterna av ämnen, som är lätt tillgängliga som näringsämnen för växter, vilket inte nödvändigtvis är totalhalterna av samma ämnen.

För att beskriva miljöpåverkan av användningsfasen för komposten, dvs. kompostens användning som anläggningsjord, så antar vi att de beräknade mängderna av grundämnen och mikroföroreningar följer med och har en miljöpåverkan motsvarande emissioner till jordbruksmark. Avdrag görs för de växttillgängliga mängderna med hjälp av analysvärdena från 2018 för de ämnen, där analysvärden finns. Vidare antas komposten ersätta en motsvarande mängd uppgrävd jord.

⁵ Tätheten för färdig kompost är 0,95 - 1,01 kg/l.

⁶ PO₄-P

Sammanfattning av mass- och energiflödena för förbränningsfallet

Tabell 6-7 ger en översikt över mass- och energiflödena i alternativfallet (förbränningsfallet), när de tre reningsverksslammerna genomlöper processkedjan från förtjockat slam till askor.

Tabell 6-7 Mass- och energiflöden för förbränningsfallet från förtjockat slam t.o.m. askor då 1 ton förtjockat slam genomlöper processkedjan.

Utflöden från/inflöden till angiven process	Slam från Borlänge	Slam från Falun	Slam från Mora
Slamförtjockarna, kg slam	1000	1000	1000
Slambehandling på reningsverket			
kg slam ut från reningsverket	65	180	33
levererad el, MJ	190	160	0
levererad värme, MJ	177	0	0
tillförd värme, MJ	0	163	320
Slamförbränning			
kg tillförd träflis	65	97	0
kg bottenaska	25	49	7,0
kg flygaska	0,8	2,1	1,7
levererad el brutto, MJ	142	317	52
genererad värme, MJ	608	1360	224
Antagen värmeleverans, MJ	304	681	112

6.3 Inventering och Modellering

Kärnprocesserna

Kärnprocesserna är de processer vi själva inventerat hos de anläggningar som deltog i försöken, alltså slambehandling på reningsverken, förbränning och kompostering. Inventeringen av dessa processer rapporteras översiktligt i systembeskrivningsavsnittet.

Uppströmsprocesser

Uppströmsprocesser är tillhandahållande av förbrukningsvaror, såsom kemikalier, drivmedel för fordon, elektricitet och termisk energi samt även undviket tillhandahållande av nyttigheter, som kan erhållas ur kärnprocesserna. Även transporter till och från kärnprocesserna ingår. Flisning av träavfall ingår i systemet som en uppströmsprocess, däremot inte tillverkningen av de produkter, som ger upphov till träavfallet. Följaktligen räknas RT-flis inte som en primär energiresurs och ingår inte i påverkanskategorin Primära förnybara energivaror. För flisningen har specifika data använts (Magnusson, 2019). Flistuggen drivs med hydrerad vegetabilisk olja (HVO).

För uppströmsprocesser används generiska data från GaBis databaser i form av aggregerade s.k. vaggatillgrindmoduler, dvs. dataset som beskriver miljöpåverkan för framställning av en nyttighet från utvinning av råvaror till leveransklar vara vid fabriksgrind.

För transporter antages som schablon en lastbil på 20 - 26 ton bruttovikt med miljöklass Euro 6.

Hur logistiken kommer att se ut för en framtida slamhantering är inte känt. Följande transportavstånd enkel väg används vid beräkningarna av transporternas miljöpåverkan:

Transport av slam och flis till förbränningsanläggningen: 100 km.

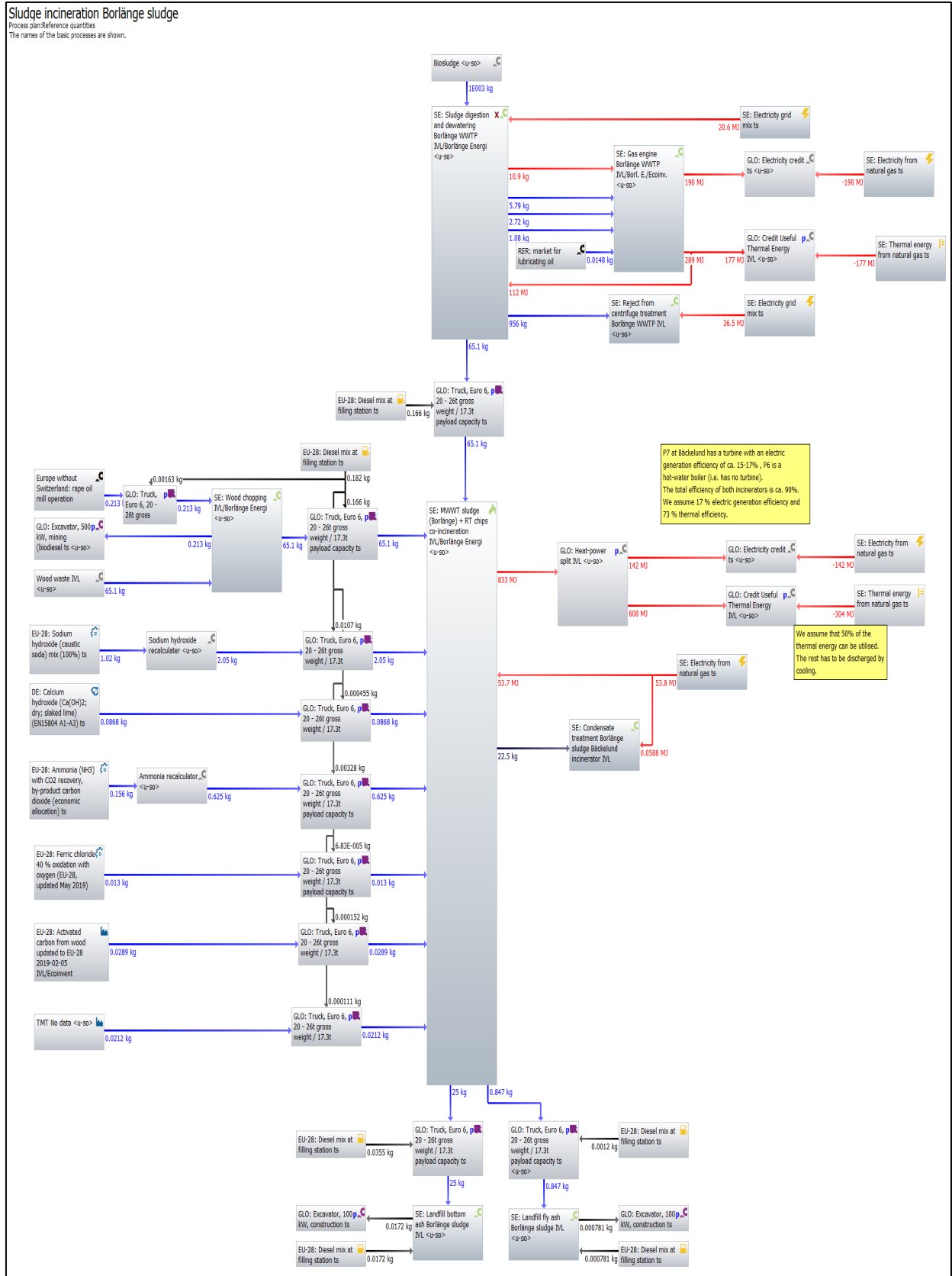
Transport av aska från förbränningsanläggningen till deponering: 50 km.

Transport av aska till upparbetning enligt Ash2Phos-förfarandet: 200 km.

Leverans av varor till kärnprocesserna: 300 km.

Modellering

Inventeringsdata för kärnprocesserna överförs till moduler i GaBi. Dessa moduler kombineras med moduler för uppströmsprocesserna till flödesscheman, med vilka beräkningar av miljöpåverkan med valfria karakteriseringssystem kan göras. Figur 6-6 ger ett exempel på hur ett GaBi-flödesschema (GaBi-plan) ser ut.



Figur 6-6 Exempel på en LCA-modell i programvaran GaBi. Behandling av 1 ton förtjockat slam från Borlänge avloppsreningsverk Fagersta By med rötning, avvattnings, samförbränning med returträflis och askdeponering.

7 Livscykelanalys: Resultat

Tabell 7-1 beskriver de förkortningar som i tabeller och diagram används för de beräknade miljöpåverkanskategorierna, samt vilka enheter som används för indikatorerna.

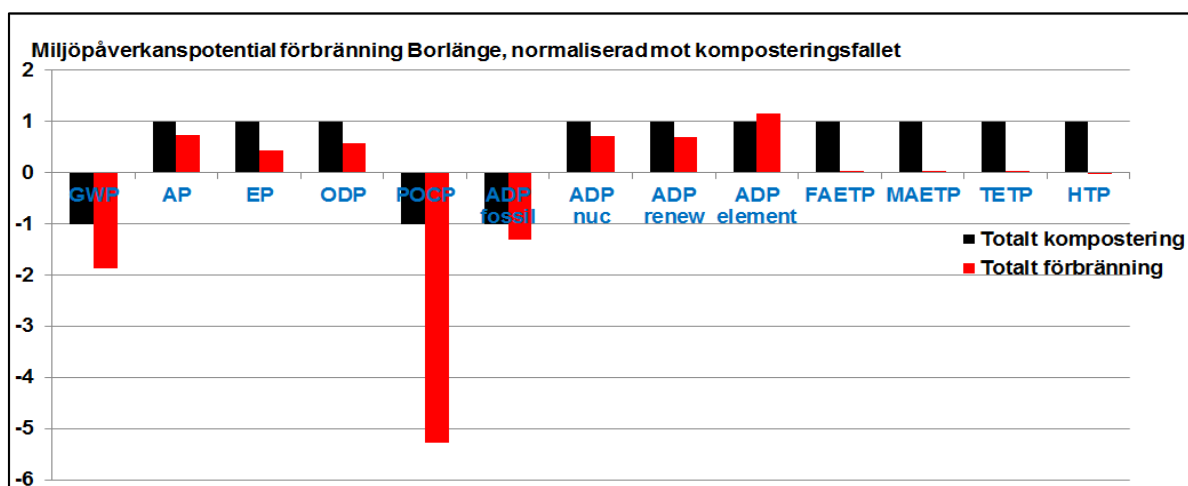
Tabell 7-1 Indikatorer med enheter och använda beteckningar för miljöpåverkanskategorierna.

För energivaror används de effektiva värmevärdena

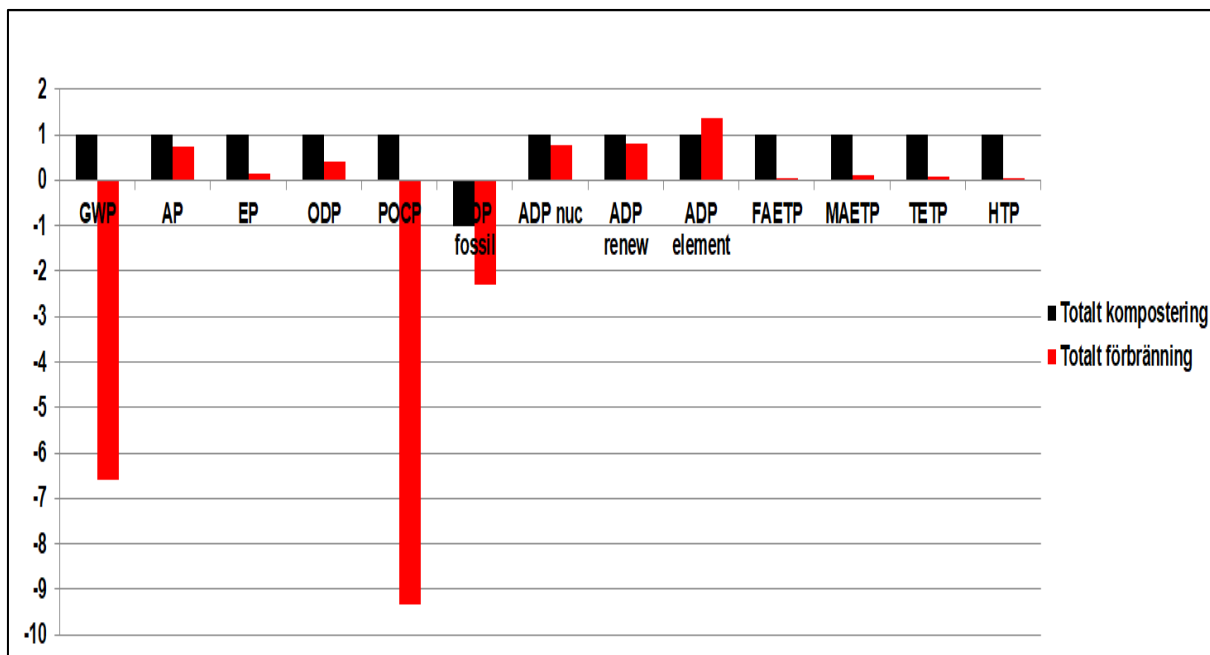
Påverkanskategorier och indikatorer med enheter	Beteckning
Klimatpåverkanspotential exkl. bio-C, kg CO ₂ -ekv.	GWP
Försurningspotential, kg SO ₂ -ekv.	AP
Övergödningspotential, kg PO ₄ ³⁻ -ekv.	EP
Ozonutarmningspotential, kg CFC11-ekv	ODP
Fotokemisk ozonbildningspotential, kg etenekv.	POCP
Primära energivaror, fossila, MJ	ADP fossil
Primära energivaror, ej förnybara exkl. fossila, MJ	ADP nuc
Primära energivaror, förnybara, MJ	ADP renew
Resursanvändning, mineraler och metaller, kg Sb-ekv.	ADP element
Ekotoxicitet, sötvatten, kg 1,4-diklorbensenekv.	FAETP
Ekotoxicitet, havsvatten, kg 1,4-diklorbensenekv.	MAETP
Ekotoxicitet, mark, kg 1,4-diklorbensenekv.	TETP
Humantoxicitet, kg 1,4-diklorbensenekv.	HTP

7.1 Översiktlig jämförelse

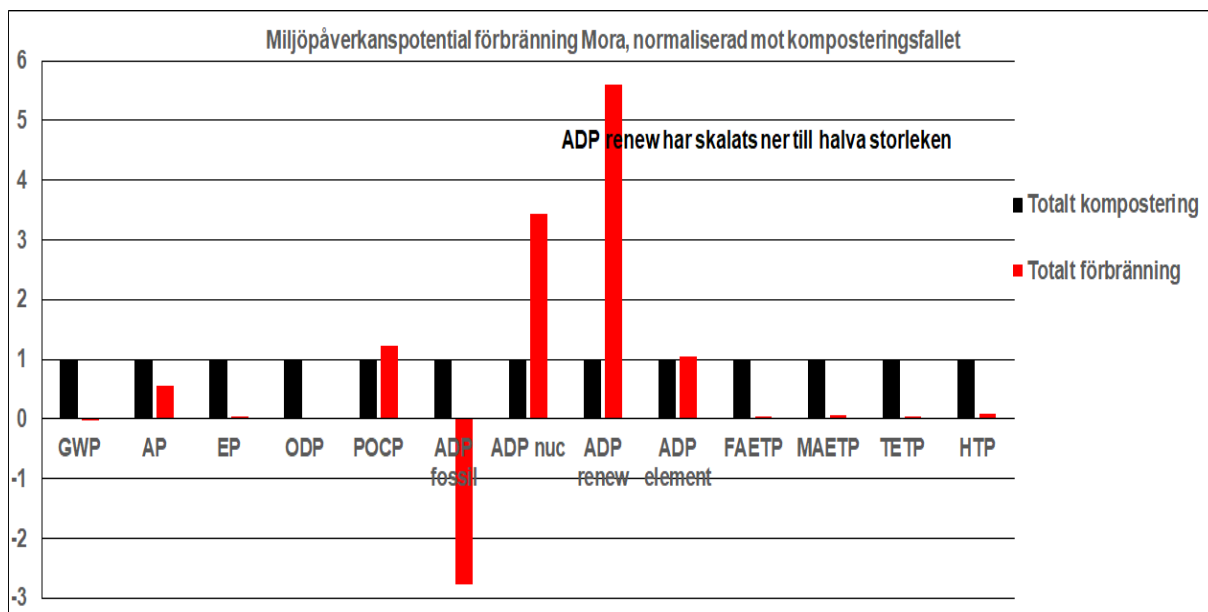
I figurerna 7-1:B, F, M1 och M2 jämförs den totala miljöpåverkan inom varje påverkanskategori i förbränningsfallet med motsvarande påverkan i komposteringsfallet. För att få en enhetlig skala har indikatorerna i förbränningsfallet normaliserats mot motsvarande indikatorer i komposteringsfallet. Indikatorerna i komposteringsfallen har alltså satts till 1 i varje kategori, och resultaten i förbränningsfallen uttrycks som multipler av resultaten i komposteringsfallet. Negativa värden innebär att undviken påverkan överstiger orsakad påverkan.



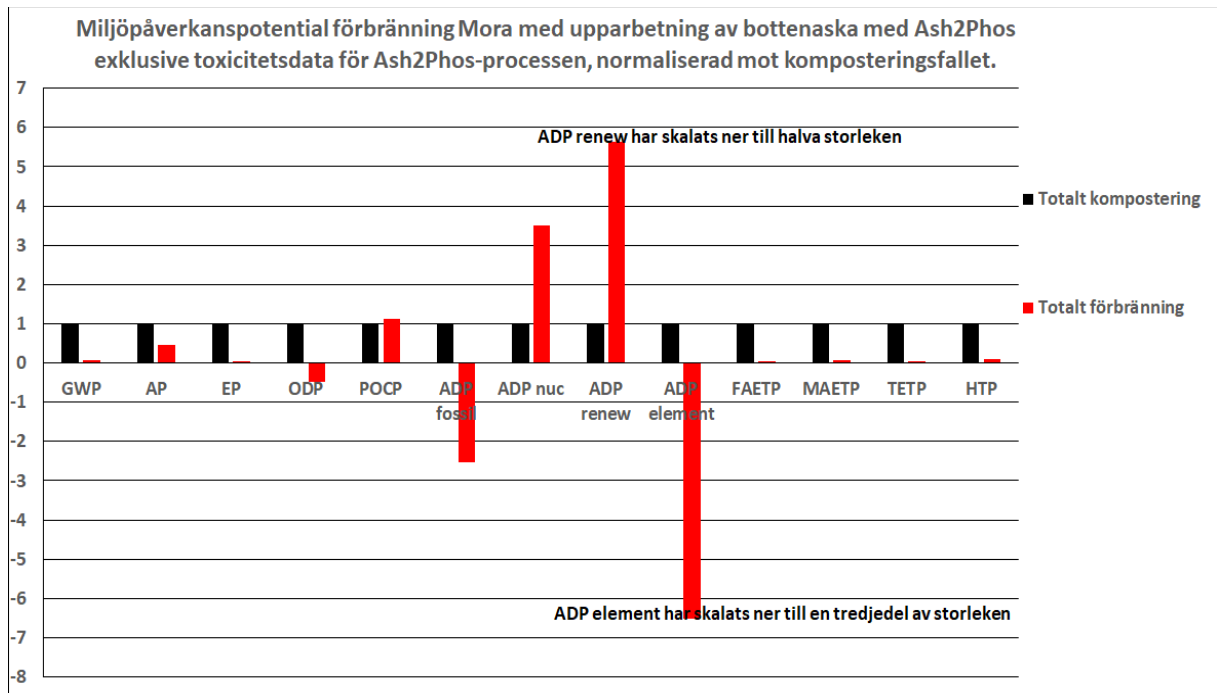
Figur 7-1:B Total miljöpåverkanspotential för förbränning av slam från Borlänges reningsverk, mätt som multipler av miljöpåverkan från basfallet kompostering av slam plus förbränning av enbart RT-flis



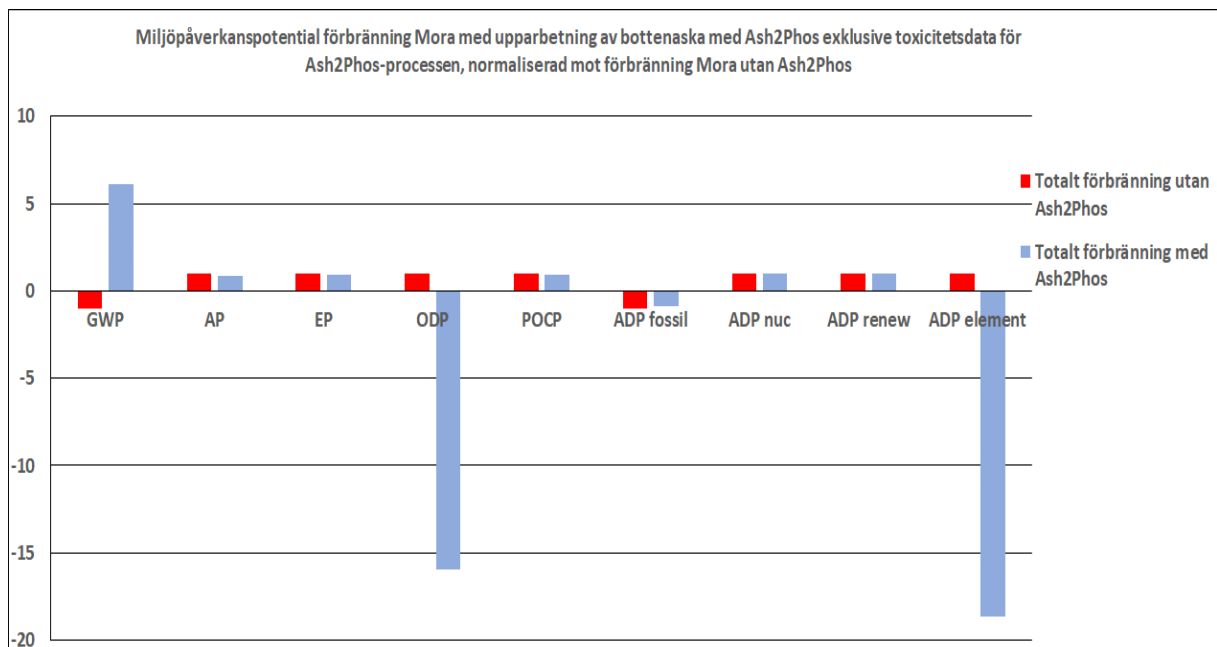
Figur 7-1:F Total miljöpåverkanspotential för förbränning av slam från Faluns reningsverk, mätt som multipler av miljöpåverkan från basfallet kompostering av slam plus förbränning av enbart RT-flis



Figur 7-1:M1 Total miljöpåverkanspotential för förbränning av slam från Moras reningsverk med deponering av askorna, mätt som multipler av miljöpåverkan från basfallet kompostering av avvattnat men ej torkat slam.



Figur 7-1:M2. Total miljöpåverkanspotential för förbränning av slam från Moras reningsverk med upparbetning av bottenaskan till TSP, Al(OH)₃ och FeCl₃ och med deponering av flygaskan, mätt som multipler av miljöpåverkan från basfallet kompostering av avvattnat men ej torkat slam.



Figur 7-1:M3 Total miljöpåverkanspotential för förbränning av slam från Moras reningsverk med upparbetning av bottenaskan till TSP, Al(OH)₃ och FeCl₃ och med deponering av flygaskan, mätt som multipler av miljöpåverkan från förbränning av slam från Mora med deponering även av bottenaskan. Toxicitetsdata för Ash2Phos-förfarandet saknas.

I figur 7-1:M3 jämförs den totala miljöpåverkan inom varje påverkanskategori i fallet förbränning av slam från Mora med upparbetning av bottenaskan enligt Ash2Phos-förfarandet med motsvarande påverkan i fallet förbränning av slam från Mora med deponering även av bottenaskan. Miljöpåverkansindikatorerna i upparbetningsfallet är normaliserade mot

motsvarande indikatorer i deponeringsfallet. Det saknas underlag för att beräkna toxicitetspotentialer för Ash2Phos-processen. Därför har toxicitet utelämnats i figur 7-1:M3.

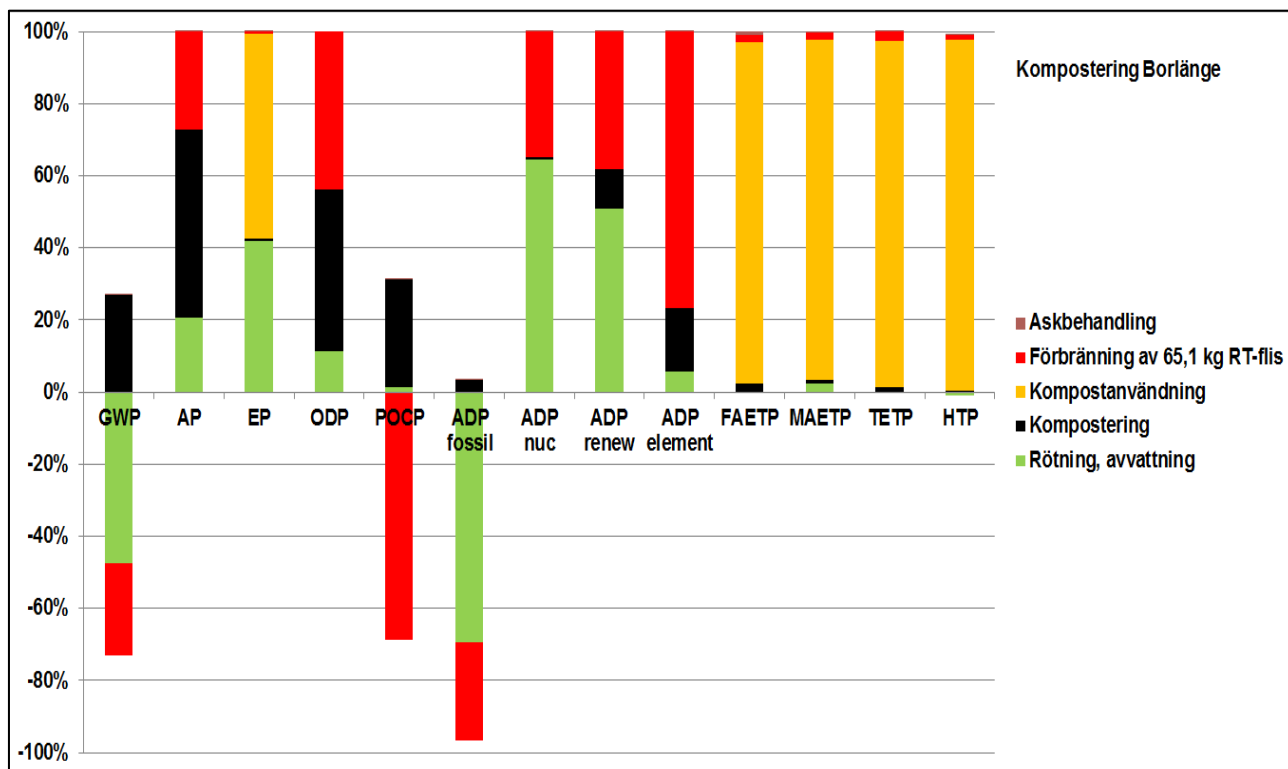
De tre reningsverkens sätt att ta hand om 1 ton förtjockat slam skiljer sig kraftigt på flera punkter, se tabell 6-1. Givet de förutsättningar vi räknar med, så kan man dock se likheter mellan de tre fallen vad avser den förändring av miljöpåverkan, som en övergång från kompostering till förbränning för med sig. Resultaten i figurerna 7-1B, F och M1 indikerar, att **teknikskifte till förbränning utan upparbetning av askor ger en större eller mindre undviken växthuseffekt och en besparing av fossila energivaror**, utan att man betalar ett pris i form av signifikant ökad påverkan från andra miljöbelastande effekter. Morafallet är delvis ett undantag. Där indikeras en ökning av potentialen för bildning av marknära ozon (POCP), en ökad användning av kärnenergi (ADP nuc) och en kraftigt ökad användning av förnybar energi (ADP renew). Av lika stort eller större intresse är att man i alla tre fallen får en indikation på att förbränningen minskar potentialen för toxiska effekter, såväl ekotox (FAETP, MAETP, TETP) som humantox (HTP).

Resultaten i figurerna 7-1:M2 och 7-1:M3 indikerar, att upparbetning av bottenaska till trippelsuperfosfat, aluminiumhydroxid och järn(III)klorid i stället för deponering av bottenaskan ger en stor besparing av ändliga materialresurser, dock till priset av en ökad klimatpåverkan jämfört med förbränning med askdeponering. **Ash2Phos-upparbetningen ger i sig ett nettobidrag till klimatpåverkan.** Den totala klimatpåverkan från förbränningsfallet är dock fortfarande lägre än för komposteringsfallet men man undviker den inte helt. Användning av fossila energivaror ökar likaledes något jämfört med förbränning och askdeponering, men man får fortfarande en nettobesparing av sådana resurser. Hur askupparbetningen påverkar eko- och humantoxicitet jämfört med askdeponering går inte att säga, eftersom uppgifter om toxiska emissioner från Ash2Phos-förfarandet saknas.

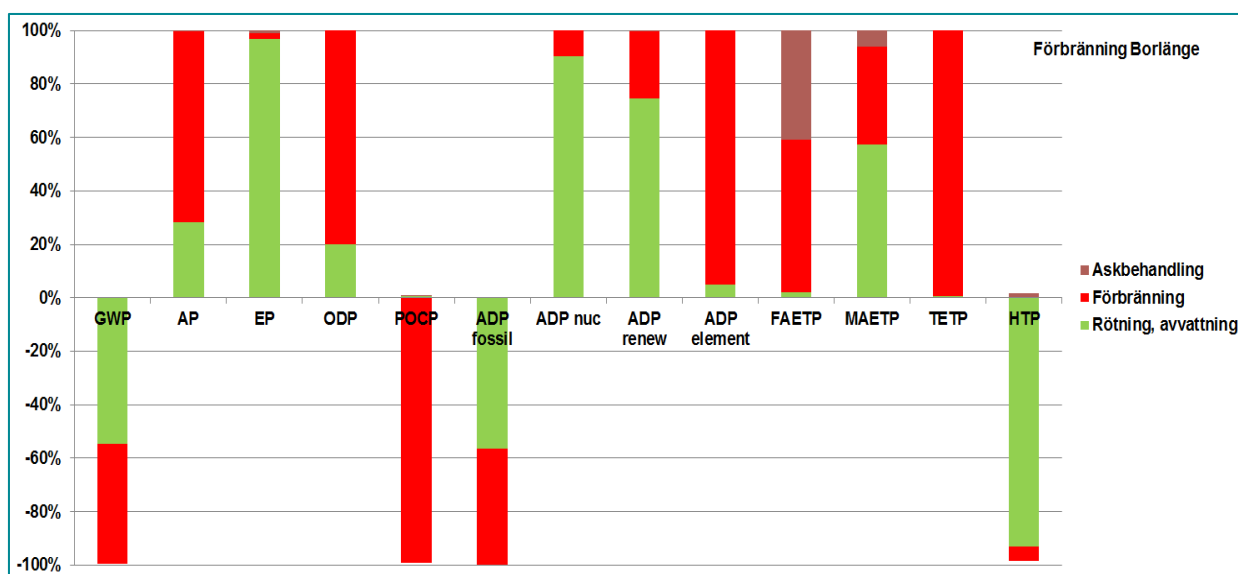
7.2 Dominerande orsaker till miljöpåverkan

Slam från Borlänge, Fagersta By

Figurerna 7-2:BK och BF visar hur miljöpåverkan för kompostering resp. förbränning av slam från Borlänge fördelar sig på de processteg behandlingskedjan indelats i.



Figur 7-2:BK. Dominansanalys av miljöpåverkan för rötning, avvattning, kompostering samt kompostanvändning av förtjockat reningsverksslam från Borlänge samt förbränning av RT-flis



Figur 7-2:BF Dominansanalys av miljöpåverkan för rötning, avvattning och förbränning av förtjockat reningsverksslam från Borlänge med en mängd RT-flis lika med den återstående slammängden efter rötning/avvattning

Klimatpåverkan, både den negativa (undvikna växthuseffekt) och den positiva (orsakad växthuseffekt) domineras av rötning/avvattning, förbränning och kompostering. Att den undvikna effekten blir så stor beror naturligtvis på den antagna förutsättningen, att genererad termisk energi ersätter naturgasbaserad fjärrvärme och el, och den givna förutsättningen att biogasen från rötningen utnyttjas fullt ut. Växthuseffekten från komposteringen orsakas av emissionerna av metan och lustgas från komposteringsprocessen. Maskinen, som används för kompostvändningen, drivs med HVO och ger i sig inget bidrag till klimatpåverkan exkl. biokol. (Framställningen av HVO ger däremot med de data vi har en klimateffekt av storleksordningen 4 % av den totala klimateffekten från komposteringen). Transporterna av material till komposteringen antar vi ske med fossildrivna lastbilar. Det ger med våra antaganden om transportavstånd ett bidrag till klimateffekten på ca 10 %.

Den undvikna växthuseffekten återspeglas för rötning/avvattning och förbränning i sparade fossila energiresurser. För komposteringen finns däremot inget starkt samband mellan klimatpåverkan och användning av fossila energiresurser. I komposteringsfallet domineras användningen av kärnenergi (ADP nuc) och förnybar energi (ADP renew) likaledes av rötning/avvattning och av flisförbränningen. Det beror på antagandet, att dessa anläggningar existerar och kommer att fortsätta att drivas även efter ett teknikskifte. Följaktligen antas de försörjas med svensk genomsnittsel. Komposteringsens bidrag till användningen av förnybar energi kommer huvudsakligen från biomassan i HVO. Ca. 10 % härrör också, enligt de europeiska genomsnittsdata vi har, från raffineringen av dieselolja för lastbilstransporterna. Raffinaderierna behöver också el. Barken, som blandas in i komposten, räknar vi inte som en primär energivara. Den betraktas som ett avfall, som tillhandahålls utan annan miljöbelastning än transporten till komposteringsanläggningen.

I förbränningsfallet dominerar rötning/avvattning användningen av förnybar energi, eftersom förbränningsugnen nu förutsätts använda naturgas för sin elförsörjning. Den andel förnybar energi, som förbränningen förbrukar, kommer från biomassa för tillverkning av HVO (drivmedel för flisning av träavfall), från tillverkning av aktivt kol och från vind- och vattenkraft i elbehovet för framställning av natronlut (insatsvaror i förbränningsanläggningen).

För potentiell toxicitet är det stora skillnader mellan kompostering och förbränning. I komposteringsfallet domineras såväl den ekotoxiska påverkan på sötvatten (FAETP), havsvatten (MAETP) och mark (TETP) som humantoxisk påverkan (HTP) totalt av kompostanvändningen. Orsaken är naturligtvis vårt antagande, att metallerna och mikroföroreningarna i slammet blir kvar i komposten och att dessa föroreningar kommer att ha en verkan som emissioner till jordbruksmark, när komposten används. Vi har m.a.o. antagit värsta tänkbara scenario. Det är enbart metallinnehållet i komposten, som bidrar till de beräknade toxicitetspotentialerna. För mikroföroreningarna saknas karakteriseringsfaktorer för emission till jordbruksmark i CML-systemet. Följande ämnen dominerar de toxiska effekterna enligt de data vi har:

Ekotox sötvatten: V, Cu

Ekotox havsvatten: Be, V

Ekotox mark: Cr, V

Humantox: V, Tl

I förbränningsfallet är den potentiella ekotoxiciteten endast 3 - 4 % av motsvarande toxicitet i komposteringsfallet. Sötvattenstoxiciteten (FAETP) orsakas i stort sett till lika delar av förbränningen och av askbehandlingen. Vi modellerar tillverkning av HVO med allmän-europeiska data för framställning av rapsolja. Vid odling av raps används bekämpningsmedel. Källorna är något överraskande emissioner av pesticider till jordbruksmark och emissioner av metaller till sötvatten. Pesticiderna kommer enligt våra uppströmsdata från odling av raps för framställning av rapsolja. Metallemissionerna härrör från deponeringen av bottenaska och flygaska. Vi antar, att lakvattnet från dessa deponier går till en sötvattenrecipient. Bidraget till sötvattentoxiciteten från

rökgaserna från förbränningen av slam och flis är ca. 0,3 % av den totala effekten. Rökgasens toxicitet orsakas huvudsakligen av kvicksilver, enligt de emissions- och karakteriseringsdata vi har.

Den toxiska påverkan på havsvatten (MAETP) kommer till ca. 60 % från rötning/avvattning och till ca. 36 % från förbränningen. Den huvudsakliga källan, motsvarande 74 % av effekten, är enligt CML:s karaktäriseringsfaktorer emission av fluorväte till luft. Fluorväteemissionerna kommer från generering av svensk genomsnittsel och från uppströmsprocesser och till en mindre del, ca. 6 %, från rökgaserna från förbränningen av slam och flis. Detta resultat är tveksamt. Förutom osäkerheten i emissionsdata är det möjligt att CML:s karaktäriseringsfaktorer överskattar den ekotoxiska effekten av fluorväte och/eller fluorid i havsvatten. Resterande del av den marina ekotoxiska effekten orsakas av metallemissioner till sötvatten från uppströmsprocesser och från askdeponeringen. Rökgaserna från förbränningen bidrar med 5 % till den totala havsvattentoxiciteten i förbränningsfallet. Det är huvudsakligen fluorväte och kvicksilver, som ger den toxiska effekten.

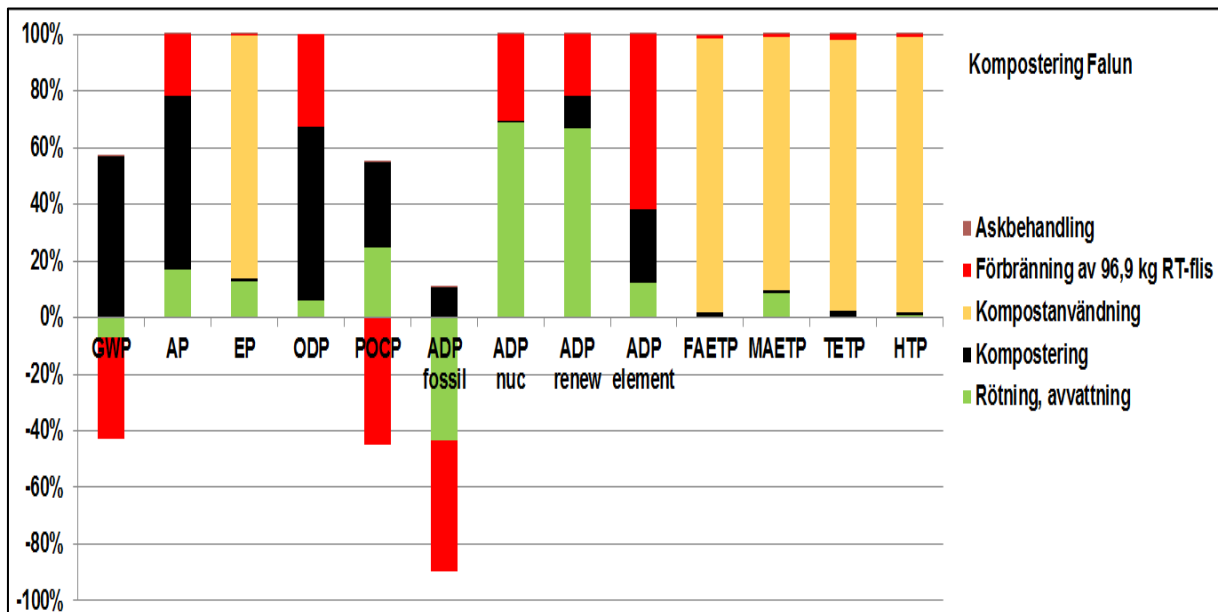
Den potentiella marktoxiciteten domineras helt (99 %) av förbränningen. Den toxiska effekten orsakas enligt våra inventeringsdata och CML:s karakteriseringsfaktorer till ungefär lika delar av emissioner till jordbruksmark och av emissioner till luft. Toxiciteten från emissionerna till jordbruksmark orsakas till 91 % av pesticider från vår modell för tillverkningen av HVO (se ovan). Toxiciteten från emissionerna till luft orsakas till 97 % av kvicksilver i rökgaserna från förbränningen av slam och flis.

För humantoxicitet visar dominansanalysen att förbränningsalternativet undviker humantoxiska emissioner, och att denna effekt domineras av rötning/avvattning. Rent beräkningsmässigt är anledningen till detta de undvikna genereringarna av naturgasbaserad el och värme. Enligt de inventeringsdata för naturgasbaserad generering av värme och el i Sverige, som vi hämtar från GaBi:s databaser, emitterar denna generering små mängder dioxiner till luft. Dessa emissioner har en hög humantoxpotential. Den undvikna humantoxeffekten beror helt på att dessa emissioner undviks. Dioxinmissionerna uppges vara ungefär dubbelt så höga för el som för värme räknat per MJ. Följaktligen domineras den undvikna humantoxeffekten av rötning/avvattning, eftersom detta processteg ger en högre nettobesparing av naturgasbaserad el än förbränningssteget. Rötning/avvattning förutsätts elförsörjas med genomsnittsel, medan förbränningssteget antas elförsörjas med naturgasel (marginalel). Dessutom har förbränningssteget högre emissioner av andra humantoxiska ämnen än dioxiner jämfört med rötning/avvattning. Bortsett från dioxinmissionerna ger förbränningsalternativet en nettoeffekt av emissioner av humantoxiska ämnen, som är ungefär hälften så stor som den undvikna effekten från dioxinerna. Denna humantoxiska effekt orsakas till 85 % av emissioner till luft, och ca. 60 % av effekten från luftemissionerna orsakas av organiska ämnen, huvudsakligen PAH:er. Polycykliska aromater i rökgaserna från slam- och flisförbränningen svarar för ca. 10 % av den toxiska effekten från luftemissionerna, kvävedioxid i rökgaserna för 11 % av denna effekt.

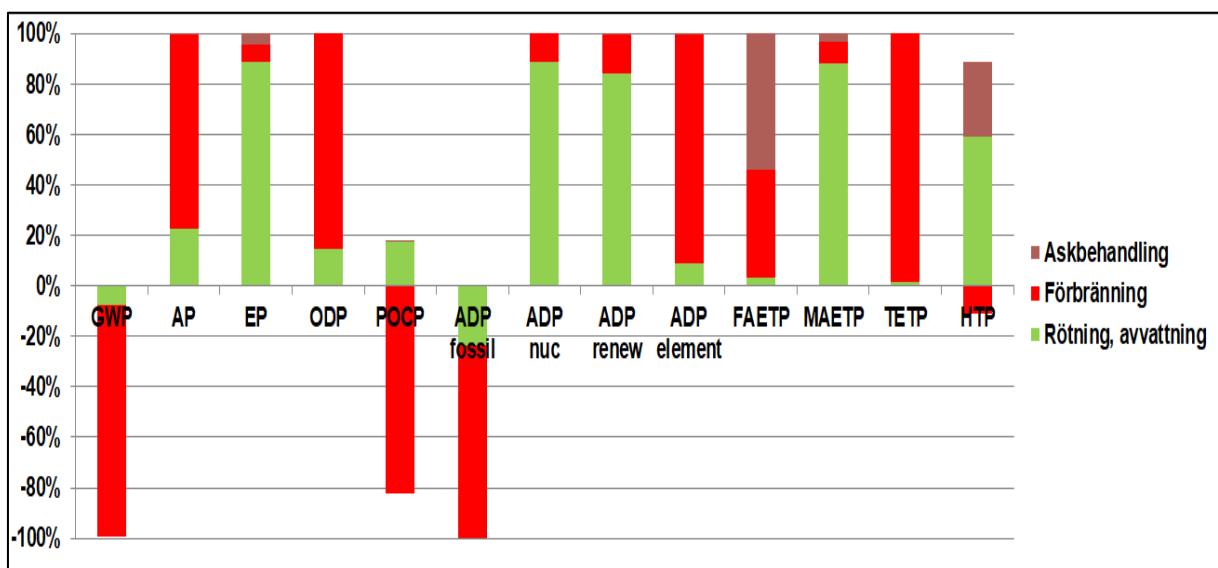
För fotokemisk bildning av marknära ozon (POCP) förefaller förbränning av såväl enbart träflis som av slam plus träflis att kraftigt minska potentialen för sådan ozonbildning. Anledningen till detta är dock inte undvikna emissioner utan den analyserade halten av kväveoxid, NO, i rökgaserna. Enligt CML:s karakteriseringsfaktorer för POCP har NO en starkt hämmande effekt på bildning av marknära ozon, till skillnad från högre kväveoxider, NO_x, som katalyserar bildningen av marknära ozon. Den hämmande effekten av NO är enligt CML:s data 15 gånger större än den katalyserande effekten av NO_x.

Slam från Falun, Främby

Figureerna 7-3:FK och FF visar hur miljöpåverkan för kompostering resp. förbränning av slam från Falun fördelar sig på de processteg behandlingskedjan indelats i.



Figur 7-3:FK Dominansanalys av miljöpåverkan för rötning, avvattning, kompostering samt kompostanvändning av förtjockat reningsverksslam från Falun samt förbränning av RT-flis



Figur 7-3:FF Dominansanalys av miljöpåverkan för rötning, avvattning och förbränning av förtjockat reningsverksslam från Falun med en mängd RT-flis motsvarande 53,8 % av mängden slam efter rötning/avvattning

Slambehandlingen vid Faluns reningsverk Främby skiljer sig på flera punkter från slambehandlingen i Borlänge:

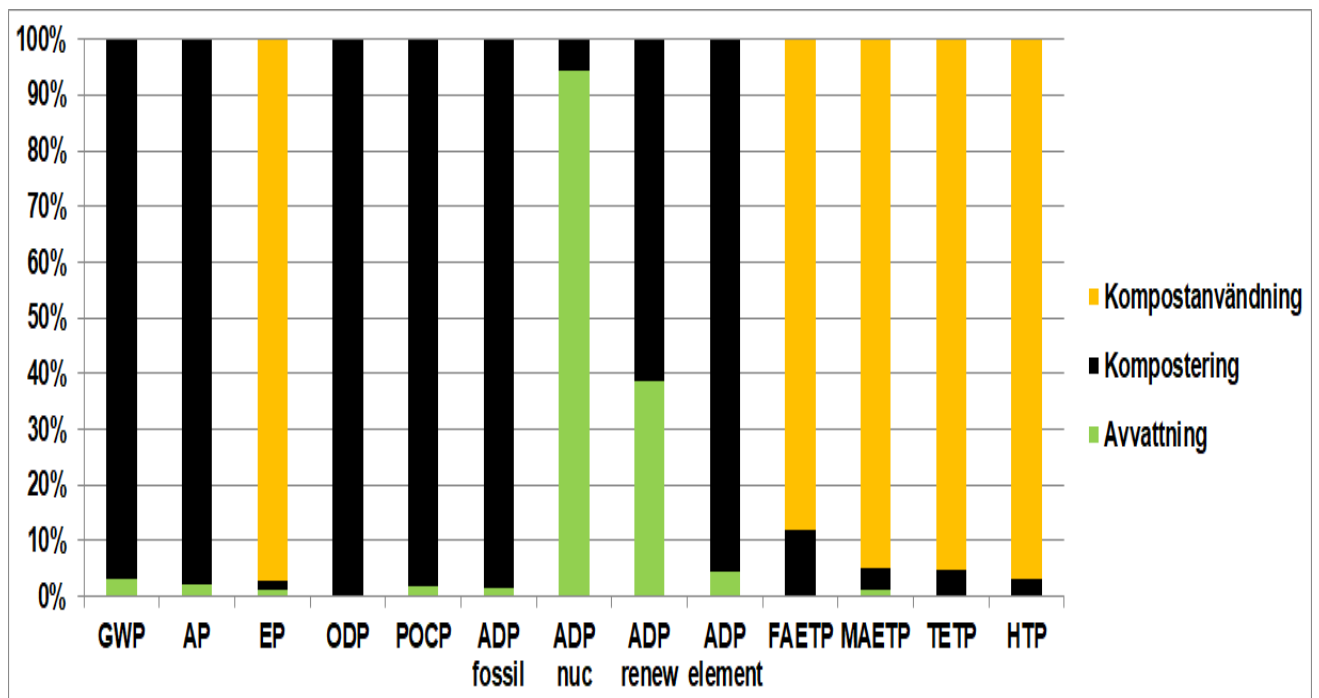
- Främby tar in mycket externt material till rötammaren. Följaktligen hanterar man mer material per ton förtjockat slam i Falun än vad man gör i Borlänge. Man bränner också mer träflis per ton förtjockat slam i Falun än i Borlänge, trots att det satsats mindre mängd träflis per ton material i Falun än i Borlänge - på grund av att slammet från Falun har en större andel TS från externa flöden än Borlänge. Förbränningen i Falun levererar också mer el och värme per ton förtjockat slam än förbränningen i Borlänge.

- Biogasen utnyttjas sämre i Falun än i Borlänge. I Falun facklas en del av biogasen, och en del av värmebehovet i röt-kammaren täcks med extern fjärrvärme. Följaktligen levererar Faluns reningsverk ingen fjärrvärme och lite mindre el från rötningen än Borlänge.

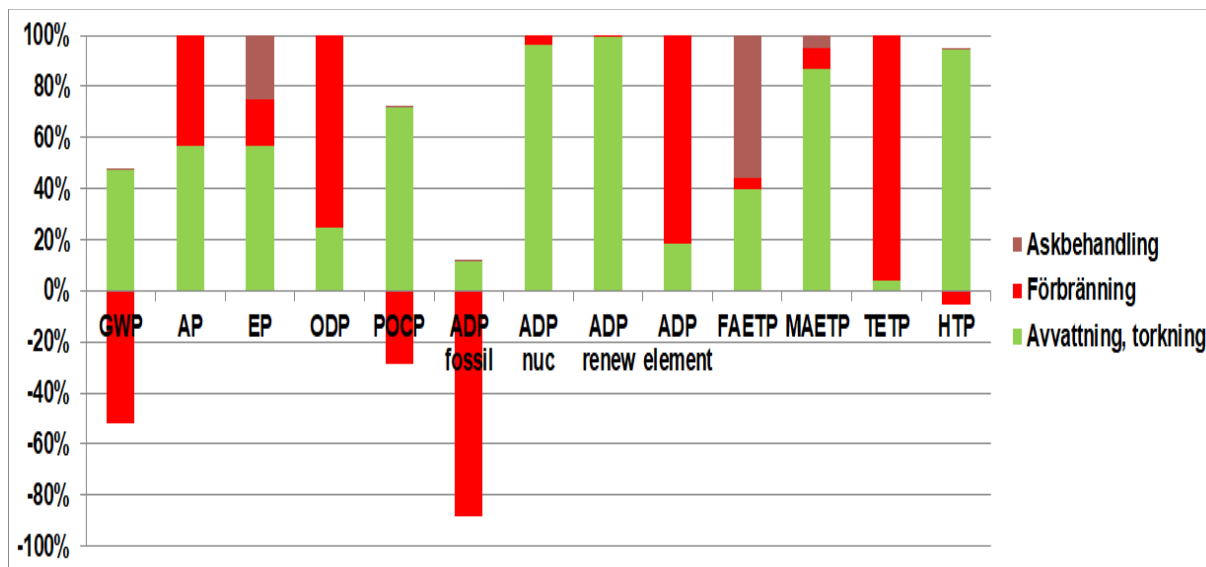
Mönstret i dominansanalyserna för Falun är detsamma som för Borlänge, med de avvikelser som ovanstående skillnader i behandlingssystemen leder till. I Falun-fallet svarar huvudsakligen förbränningen för undviken klimatpåverkan och för en större andel av undviken användning av fossila energiresurser. Någon undviken humantoxeffekt netto ser man inte. I stället får man en humantoxeffekt även från rötning/avvattning, låt vara att denna effekt är långt mindre än humantoxeffekten i komposteringsfallet. Denna humantoxeffekt orsakas huvudsakligen av emissioner av aromatiska kolväten från vår modell av biogasfacklan och av emission av fluorväte från fjärrvärmegenerering.

Slam från Mora, Solviken

Figurerna 7-4:MK och MF1 visar hur miljöpåverkan för kompostering resp. förbränning med askdeponering av slam från Mora fördelar sig på de processteg behandlingskedjan indelats i.



Figur 7-4:MK Dominansanalys av miljöpåverkan för avvattning, kompostering samt kompostanvändning av förtjockat reningsverksslam från Mora.



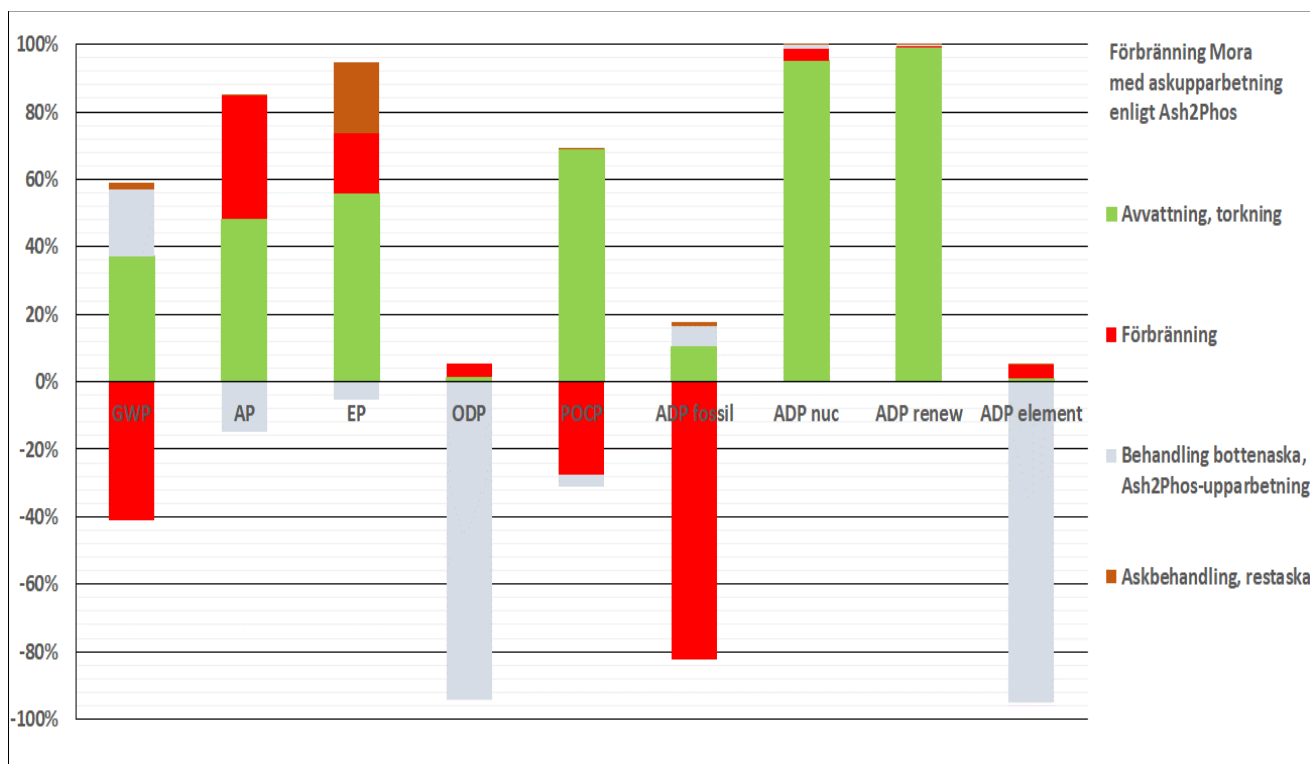
Figur 7-4:MF1 Dominansanalys av miljöpåverkan för avvattning, torkning och förbränning av förtjockat reningsverksslam från Mora. Deponering av såväl bottenaska som flygaska.

I Moras fall ingår inte slamrötning med biogasutvinning i slambehandlingen och inte heller förbränning av träflis i systemet, eftersom det torkade slammet förbränns utan tillsats av träflis. Följaktligen ger komposteringsfallet ingen undviken klimatpåverkan och ingen besparing av fossila energiresurser från biogas- och träflisförbränning. I komposteringsfallet dominerar komposteringen helt klimatpåverkan liksom försurning och användning av fossila energiresurser. De fossila energiresurserna för kompostering härrör till övervägande del från transporterna. Uttaget av kärnenergi och förnybar energi för avvattningen beror på elanvändningen för avvattningen och rejektvattenbehandlingen. Komposteringen använder också förnybar energi i form av biomassa för tillverkning av HVO.

I förbränningsfallet för Moraslam har avvattningen och torkningen en stor eller dominerande inverkan på de flesta miljöpåverkanskategorierna. Denna påverkan kommer från värmegenereringen via pelletseldning och från uppströmsprocesser, såsom tillverkning av pellets, som används som bränsle för slamtorken. Pelletstillverkningen beskrivs med allmän-europeiska data. Tydligt används en del fossila energiresurser för tillverkningen på många ställen i Europa. De fossila energiresurser, som slamförbränningen sparar in, motsvaras jämfört med avvattningen/torkningen inte av en lika stor undviken växthuseffekt. Anledningen är emissionen av lustgas med rökgaserna från slamförbränningen. Enligt de data vi har valt att använda (tabell 6-4) är lustgasemissionen från slamförbränning ca. 70 gånger högre än lustgasemissionen från förbränning av träflis, räknat per kg eller MJ bränsle.

Användningen av kärnenergi-resurser och förnybara energiresurser domineras naturligtvis helt av elanvändningen och pelletseldningen för avvattning/torkning. Vi förutsätter att svensk genomsnittsel används på Moras reningsverk, medan förbränningsugnen drivs med naturgasel. De humantoxiska emissionerna från avvattningen/torkningen kommer från beräknade emissioner av aromater och polycykliska aromater från ugnen för pelletsförbränningen. Vi har dock inte specifika data för ugnen hos Moravatten, utan uppgifterna bygger på litteratordata (databasdata) för förbränning av barrträdsflis i en ugn av årsmo- dell 2014.

Figur 7-4:MF2 återger en dominansanalys av miljöpåverkan för förbränning av slam från Mora med utvinning av trippelsuperfosfat, aluminiumhydroxid och järn(III)klorid ur bottenaskan med Ash2Phos-processen.



Figur 7-4:MF2 Dominansanalys av miljöpåverkan för avvattning, torkning och förbränning av förtjockat reningsverksslam från Mora. Upparbetning av bottenaskan med Ash2Phos-förfarandet och deponering av flygaskan

7.3 Tolkning av resultatet

Betydande frågeställningar

Den första frågeställningen studien avser att besvara, är hur den potentiella miljöpåverkan från behandling av primärt och sekundärt reningsverksslam förändras, om man övergår från kompostering till förbränning som kvittblivningsmetod för slam från kommunala reningsverk. Resultatet från tre reningsverk med mycket olika slambehandlingsmetoder och olika förbränningsförfaranden för slam, samförbränning med träflis eller monoförbränning, pekar entydigt på att tekniskiftet (från kompostering till förbränning, utan eller med upparbetning av askan) ger möjlighet att minska användningen av fossila resurser, minska klimatpåverkan och minska potentialen för toxisk påverkan. Miljöpåverkansberäkningarna baseras då på 1 ton slam från förtjockarna, alltså före eventuella tillsatser av externa flöden och före rötning, avvattning och eventuell torkning. Om monoförbränning kompletteras med utvinning av fosforgödselmedel och andra kemikalier ur bottenaskan från förbränningen, uppnår man därutöver framför allt att uttag av en viss mängd ej förnybara materiella naturresurser kan undvikas, vilket inte är fallet vid kvittblivning av askan genom deponering. Det är emellertid inte givet, att upparbetningen av askan ger en lägre klimatpåverkan eller sparar fossila energiresurser jämfört med alternativet deponering av askan. Det är helt avhängigt av processutformningen för askhantering.

Den andra frågeställningen studien avser att besvara, är vilka processteg som dominerar de olika miljöpåverkanskategorierna vid vissa givna förutsättningar. Detta har beskrivits i resultatpresentationen inklusive de förutsättningar resultatet bygger på.

En tredje frågeställning är hur ändringen av den potentiella miljöpåverkan påverkas av antaganden om vilken typ av el och fjärrvärme som biogasförbränning, träflisförbränning och

slamförbränning ersätter. Att studera denna frågeställning har inte ingått i studien. Resultaten i studien bygger på antagandet, att det är naturgasbaserad el och fjärrvärme som ersätts. Det är dock troligt att marginal el och marginalfjärrvärme inom en tio- till femtonårsperiod snarare kommer att vara baserade på någon typ av biobränsle, och att el- och fjärrvärmegenerering kommer att vara fossilfria. Inspektion av resultat antyder, att teknikskiftets effekt på klimatpåverkan och på användningen av fossila energiresurser då kommer att vara liten, men att effekten ändå kommer att innebära en minskning av dessa påverkanskategorier. Teknikskiftets minskning av den potentiella toxiciteten kommer att kvarstå även med biobaserad el- och fjärrvärmegenerering.

Kontroll av fullständighet

LCA-modellerna har tre öppna dataluckor, nämligen framställning av TMT 15, för vilken inga data påträffats, och slambehandlingen vid reningen av kondensvatten och rejektvatten, som försumrats. Dessa dataluckor har sannolikt ingen avgörande betydelse för resultatet. I inventeringen av kärnprocesserna, alltså förbränning och kompostering, finns betydande dataluckor, som täckts med litteraturdata och egna beräkningar. Nedan listas betydande dataluckor.

Betydande dataluckor

- **Direkta emissioner från komposten.** Dessa påverkar climateffekten och försurningen från komposteringen. För klimatgaserna lustgas och metan har vi valt de totalt sett lägsta emissionsfaktorerna i tabell 6-5 som de mest tillämpliga. Ett högre värde på växthuspotentialen från komposteringen ändrar inte slutsatsen angående teknikskiftets påverkan på climateffekten. Angående försurning så kan vi såväl ha underskattat som överskattat de direkta emissionerna från komposten. Det innebär att vi inte med säkerhet kan säga hur teknikskiftet från kompostering till förbränning påverkar den potentiella försurningseffekten.
- **Emissioner av lustgas och metan med rökgaserna från förbränningen.** Dessa emissioner påverkar climateffekten. För att climateffekten skall bli lika stor i förbränningsfallet som i komposteringsfallet, fordras en ca. fyrdubbling av lustgas- och metanemissionerna från förbränningen i Borlänge- och Falunfallen och en ca. tredubbling av dessa emissioner i Morafallet.
- **Returträflisens sammansättning samt sammansättningen av rökgaserna och kondensvattnet från förbränningen av enbart träflis.** Dessa sammansättningar påverkar emissionerna till luft och vatten från förbränningsanläggningen och därmed motsvarande miljöpåvekan kategorier för flisförbränningen i komposteringsscenariet i Borlänge- och Falunfallen. Tabell 7-2 beskriver vilken förändring av resultaten som fordras för att slutsatsen som teknikskiftets effekt skall ändras.

Tabell 7-2 Den förändring av värdet för de listade påverkanskategorierna för RT-flisförbränningen i komposteringsscenariet, som gör totalvärdet för komposteringsfallet lika med totalvärdet för förbränningsfallet. Förändringen anges som en multiplikator av värdena visas i bilaga C.

Påverkans-kategori	Multiplikator för förbränning RT-flis, Borlänge-fallet	Multiplikator för förbränning RT-flis, Falun-fallet
GWP	2,6	4,0
AP	0,030	Värdet måste bli negativt
EP	Värdet måste bli negativt	Värdet måste bli negativt
ODP	0,035	Värdet måste bli negativt
POCP	3,3	3,2

- **Metallemissioner med lakvatten från askdeponering.** Våra modeller för deponering av bottenaska och flygaska är ofullständiga. Vi har inte emissionsfaktorer för mer än ett fåtal av de metaller som finns i askorna. Följaktligen kan vi ha underskattat de potentiella toxiska effekterna från metallemissioner i förbränningsfallen. Denna datalucka kan innebära, att fördelen ur toxicitetssynpunkt med att övergå från kompostering till förbränning överskattas.
- **Toxicitetspotentialer för emissioner av organiska mikroföroreningar i slammen.** Karakteriseringsfaktorer för eko- och humantoxicitet saknas i vår utgåva av CML2001-systemet för de organiska mikroföroreningarna i slammen. Denna datalucka kan innebära, att fördelen ur toxicitetssynpunkt med att övergå från kompostering till förbränning underskattas.
- **Toxiska emissioner från askupparbetning med Ash2Phos-förfarandet.**
- Denna datalucka innebär att det inte går att beräkna, hur ett tekniskifte från kompostering till förbränning med askupparbetning förändrar potentialen för toxisk påverkan.

Kontroll av känslighet

Resultatets känslighet för ändringar av de antaganden som gjorts och de osäkerheter som finns i dataunderlaget beskrivs i de föregående två avsnitten.

Kontroll av överensstämmelse

Kvaliteten på data för kärnprocesserna kompostering och träflisförbränning i basfallet är, som beskrivits ovan, betydligt sämre än kvaliteten på data för kärnprocessen slamförbränning i alternativfallet. För slamförbränningen finns ingående analysdata. För kompostering saknas mätdata för emissionerna från komposten. Vidare saknas specifika analyser av den färdiga komposten, av den använda träflisen samt analyser av metaller och specifika organiska föroreningar i rökgaserna och kondensvattnet från den rena träflisförbränningen. Diskussionen av dataluckornas betydelse ovan visar dock, att man kan tolerera ganska stora variationer av mätetalen för miljöpåverkan från kompostering och förbränning av träflis, utan att slutsatsen om tekniskiftet ändras.

8 Diskussion

De tre slammen från Borlänge, Falun och Mora används idag antingen som anläggningsjord eller så förbränns de i avfallspanna. Att göra anläggningsjord är kontroversiellt och inte långsiktigt hållbart då slammen innehåller en rad föroreningar. Därför undersökte vi i det här projektet möjligheterna att samförbränna med RT-flis och monoförbränning för att utveckla slambehandlingskedja med fokus på fosforåtervinning och destruktion av organiska ämnen.

Hur påverkas emissionerna från förbränning av högre koncentration av spår- och giftiga ämnen i slam?

Faluns slam har högre halter av skadliga spårämnen till exempel arsenik, kadmium, kvicksilver, bly, samt organiska ämnen som PAH och PFAS, på grund av gruvavfallshistoria i Falun. Under förbränning destrueras de flesta organiska ämnena på ett kontrollerat sätt och de återstående fångas till stor del upp i rökgasreningens system och återfinns i askorna. Därav minskar spridningen av dessa ämnen i miljön. Förbränningsprov av Faluns slam visade att även om koncentrationerna av de giftiga ämnena i slammet är hög, var alla analyserade utsläpp (utom kvicksilver) under gränsvärdena. Ur ett cirkulärt synsätt bör sedan fosfor men även andra oorganiska ämnen kunna återföras i kretsloppet. Materialbalanser visar också att spridningen av organiska ämnen till luften är mycket begränsade i dessa försök.

Högre kvicksilversemissioner med slamförbränning har observerats i flera studier, till exempel i slamförbränningsstudie på Stockholm Exergi (Bhasin, 2017) där kvicksilverutsläppet i skorstenen ökade med en ökad andel slam. Detta beror i viss grad på den högre koncentrationen av kvicksilver i slam men också på olika Hg-specieringar i rökgas. Hg finns i rökgasen som Hg^{2+} eller Hg^0 och den senare (Hg^0) är svårare att fånga upp. Hg-specieringen orsakas av andra substanser i rökgas till exempel vissa studier har visat att svavel kan leda till en ökad koncentration av Hg^0 (Yang, et al., 2007) (Yang, et al., 2018). Mer forskning behövs för att förstå mekanismen för kvicksilveroxidation och adsorption i rökgaser med olika kompositionen, men det pågår utveckling av olika innovativa lösningar för att fånga upp detta kvicksilver, till exempel svavelimpregnerade aktivt kol eller alternativa koladsorbenter.

Kan vi uppnå en fosforkoncentration i askor som gör återvinningsprocessen ekonomisk genomförbar?

Fosforhalten i bottenaska varierade mellan 3 % och 5 % i de olika askorna som analyserades under projektet. Det är tekniskt möjligt att utvinna fosfor med sådana låga koncentrationer, men enligt Ragn-Sells är fosforåtervinningsprocessen endast ekonomisk genomförbar med minst 6 % P in askor. Några andra tyska företag som också utvecklar P-utvinning fortfarande säger att minst 8 – 9 % P i askor är ekonomiskt genomförbart. Denna begränsning är möjlig att övervinna om det finns ca 3 % fosfor i slam och slammet monoförbränns. Till exempel, Faluns slam som har ett medelvärde av 3 % fosfor kan troligen uppnå ca 8 % P i askor om det monoförbränns.

Hur mycket torkning behövs inför monoförbränning?

I detta projekt torkades Moras slam till 90 % TS och det monoförbrändes. Försöket visade att förbränning av Moras slam var dåligt och troligen hade en för hög TS-koncentration. Erfarenheter av slamförbränning i Schweiz och Köpenhamn har visat att det räcker med ca 35 – 45 % TS i slam för en spontan förbränning (förbränning utan stödbränsle). Mellan ca 45–70 % TS kan slammet få en lerliknande konsistens och bli svårt att pumpa till pannan.

Hur känslig är P-utvinningsprocess för fosforkoncentration i slam/aska?

Den första delen av projektet undersökte sammansättningen av de tre slammen. En betydande skillnad var fosforkoncentrationen som varierade från 1,5 % TS till 3 % TS i motsats till det typiska

medelvärde av 3 % i Sverige. I Borlänge slam har det tillförts en hel del silt med snösmältningen vilket troligen ledde till lägre koncentration av fosfor. På ett sätt kan vi säga att detta prov inte var representativt men å andra sidan leder den till en viktig fråga: Hur påverkas P-utvinning med årstider? Slamanalys av de sista 5 åren i Borlänge visade att den observerade variationen i slam är vanlig och därför behöver vi fundera på hur känslig är fosfors utvinningsprocesser för fosforkoncentration i slam (och därmed i aska). Om det behövs en homogen P-koncentration året runt kan vi lösa problemet med bättre planering och logistik? I vilket utsträckning påverkas ekonomisk genomförbarhet för slambehandlingskedjan?

Den genomsnittliga fosforkoncentrationen i Borlänge slam varierar mellan 2,5 % och 3,0 % under åren och där kanske finns en lösning med bättre planering. Den genomsnittliga fosforkoncentrationen i Moras slam ligger runt 1,7 % vilket innebär att en process för fosforutvinning behöver utvecklas för att ta hand om förbränningsaskan på ett genomförbart sätt.

Hur många monoförbränningsanläggningar behövs i Sverige?

Den totala slamproduktionen i Sverige år 2016 var 204 253 ton torrsubstans, vilket innebär ca 785 585 ton av slam årligen på antagandet av 26 % torrsubstans. Om allt slam kommer att förbrännas i framtiden räcker det med 4 eller 5 monoförbränningsanläggningar i Sverige och därför borde det vara en diskussion på regionnivå om hur slam ska hanteras på ett optimalt sätt. Med beaktande av fördelning av slamproduktion mellan olika län i Sverige och distans mellan länen föreslår vi som ett exempel att uppdelna länen i 5 regioner med en förbränningsanläggning för varje region. Ett exempel på uppdelning av länen och förslag på plats för anläggningar samt mängd slam visas i tabell nedan. Föreslagen slammängd är baserad på slamproduktionsdata år 2016 (Statistiska Centralbyrån & Naturvårdsverket, 2018).

Tabell 8-1: Förslag till uppdelning för slamhantering i Sverige om allt slammonoförbrännas

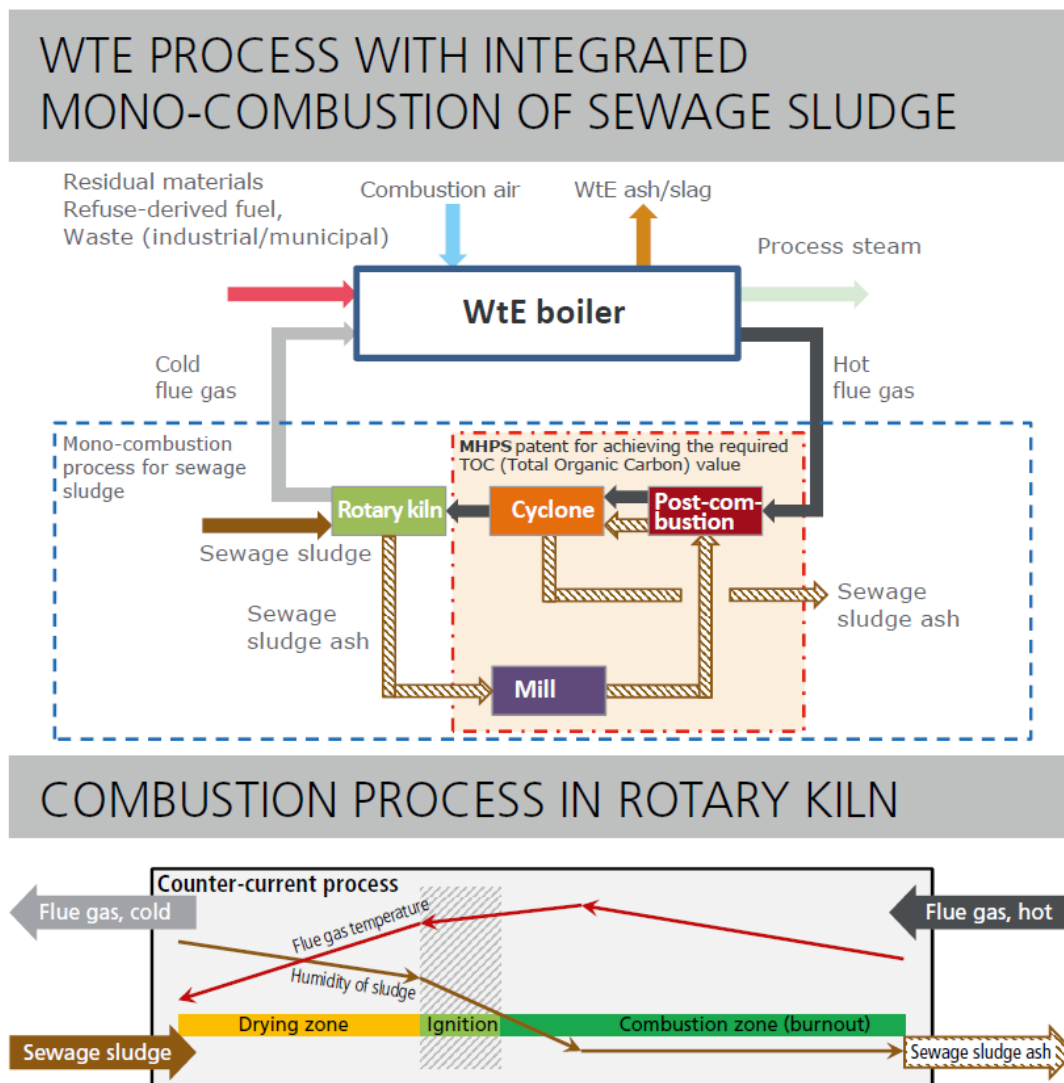
Omfattade län i varje föreslagen region	Förslag till plats för anläggning	Årlig slammängd (ton)	Daglig slammängd (ton)
Västernorrland, Jämtland, Västerbotten, Norrbotten	Västerbotten (Umeå)	67 096	201
Värmland, Örebro, Västmanland, Dalarna, Gävleborg	Dalarna (Borlänge)	120 296	361
Stockholm, Uppsala, Södermanland	Stockholm	205 462	617
Östergötland, Jönköping, V.Götaland	Västra Götalands (Göteborg)	199 131	598
Kronoberg, Kalmar, Gotland, Blekinge, Skåne, Halland	Skåne (Malmö)	193 600	581

Finns det möjligheter att undvika stora investeringar i nya monoförbränningsanläggningar?

Om vi ska bygga upp fem anläggningar i Sverige för monoförbränning av slam blir det ett medelvärde av cirka 500 ton/dygn slam i varje anläggning. Uppskattad investeringskostnad för en ny anläggning med kapacitet 500 ton/dygn slam är ca SEK 750 miljon, och detta innebär en investeringskostnad av cirka SEK 3,75 miljarder för fem anläggningar i Sverige. Dock är inte alla anläggningar dimensionerade för 500 ton/dygn, då detta är ett uppskattat värde. Därför är det värdefullt att undersöka andra möjligheter som kan vara mer resurs- och kostnadseffektiva, till exempel att använda existerande anläggningar i Sverige. Kapaciteten vid förbränningsanläggningar i Sverige är större än den inhemska tillgången på brännbart avfall. År

2018 behandlade vi 667 200 ton avfall från andra europeiska länder (Avfall Sverige, 2019). Dessutom har regeringen fastställt målet att minst 50 procent av matavfallet ska behandlas biologiskt. För 2016 var motsvarande uppgift för biologisk behandling av matavfallet 40 procent (Naturvårdsverket, 2019) vilket innebär att i framtiden går mer matavfall till biologisk behandling och mindre till förbränningsanläggningar. Därför finns det en möjlighet att uppgradera existerande förbränningsanläggningar för hantering av slam istället för att bygga nya. I fall av monoförbränning kan det innebära antingen att varje region i Sverige bestämmer en existerande anläggning som bara ska ta emot slam under åren eller att köra slam kampanjvis till exempel två månader under sommartid när behovet av värme är lågt. I det senare fallet behöver man planera dock för mellanlagring och andra relaterade logistik.

En annan möjlighet att dra nytta av befintliga förbränningsanläggningar är att upphetta slam i en roterugn med energi från förbränningsrökgas och sen förbränna rester (blandning av rökgas och askor) från ugn för att få ut askor med lågt kolinnehåll. Denna process visas av Mitsubishi Hitachi Power Systems (MHPs) i Rhein-Main region i Tyskland med en årlig roterugnskapacitet på 80 000 ton slam. Föreslaget system från MHPs visas i Figur 8-1. Enligt MHPs finns det möjlighet att utvinna fosfor i askan från en roterugn på ett liknande sätt som vid vanliga slamförbränningsaskor.



Figur 8-1 Koncept för slamförbränning i roterugn kombinerad med avfallsförbränning (Mitsubishi Hitachi Power Systems Europe GmbH, 2019)

9 Slutsatser

Projektet syftar till att ta fram ett underlag som belyser för- och nackdelar med förbränning av slam, betraktat ur ett helhetsperspektiv och baseras på försök i fullstor- och pilotskala. Livscykelanalysen fokuserar på möjligheten av fosfor och metallåtervinning från askor. Projektet är avgränsat med slam från avloppsreningsverk i Borlänge, Falun och Mora. Slam från Borlänge och Falun är rötat och innehåller ca 30 % TS och förbränns därför tillsammans med RT-flis. Moras slam är örötat, torkat till 90% TS och det monoförbränns i den här studien. Alla slammen förbränns i en 18 MW förbränningsanläggning hos Borlänge Energi.

9.1 Slutsats från förbränningsförsök

Följande slutsats dras från förbränningsförsöken:

- Slam från Faluns avloppsreningsverk har en högre koncentration av olika tungmetaller samt polycykliska aromatiska kolväten jämfört med slam från Borlänge och Mora
- 50/50 blandning av Borlänge slam/RT-flis var bra att förbränna och inga stora förändringar behövdes i pannan.
- När det gäller blandningen av Falun slam och RT-flis, var fukthalten 52,6 % och det var svårt att hålla temperatur över 850°C i början. Drifttekniker ökade bränsleflöde då och uppnådde sedan en medeltemperatur på 888°C.
- Försök indikerade en dålig förbränning av Moras slam – högre halt brännbart material och högre koncentration av kvicksilver i flygaskan samt högre koncentration kolmonoxid i rökgasen observerats. Detta kan bero på antingen att sekundärluftflöde var för högt (med tanke på den låga densiteten hos det torra slammet är det möjligt att en del av bränslet gick till rökgas utan att brännas) eller att det var en obalans i luftflöde så att tillförsel var otillräckligt och orsakade ofullständig förbränning.
- Fosforhalten i bottenaska varierade mellan 3 % och 5 % i de olika askorna, med den lägsta koncentrationen i askan från Borlänge slambehandling och den högsta från monoförbränning av slam från Mora.
- Rökgasemissioner
 - Koncentration av SO₂ var högre vid förbränning av Falun slam på grund av högre svavelkoncentration i slammet. Koncentrationen var nära dygns tillståndsgrensvärde dock var medelvärdet från försöket inom gränsen.
 - NO_x-emissionen var högre med förbränning av Borlänge slam jämfört med de andra två fallen, men ändå alltid inom 30-minuters tillståndets gränsvärde.
 - Emissioner av dioxiner och furaner minskade med högre andel av slam, vilket var en positiv effekt. Dock var emissioner av dioxiner och furaner högre än tillståndsgrensen vid samförbränning (Borlänge och Falun fallen).
 - Halten av kvicksilver i rökgas ökade med högre andel av slam och var högre än tillståndsgrensen (0,1 ng/m³ntg) vid Falun och Mora slam.
- Kondensatsvatten
 - När det gäller gränsvärden var koncentration av alla metaller, utom kvicksilver, lägre än månadsmedelriktvärde.
 - Kondensatsvatten från Faluns slam var den renaste även om detta slam hade den högsta mängden metaller bland de tre slam.
- Massbalansberäkningar över förbränningsanläggningen visar att de flesta tungmetallerna hamnar i askor vid förbränningen. Tungmetallerna Co, Cr, Cu, och Ni förekommer huvudsakligen i bottenaska medan metallerna Cd och As finns huvudsakligen i flygaska. Pb är fördelad ungefär lika mellan botten- och flygaska. Hg hamnar mest i flygaska när det gäller askor men även i rökgas.

- P-återvinningen är en svag del tills fullskaleanläggningar finns på plats. Begränsning av minst 6 % fosfor i askor kan vara möjlig att övervinna i vissa fall, till exempel, om Faluns slam som har ett medelvärde av 3 % fosfor vid monoförbränning. Men det kräver planering och goda logistiska lösningar.

9.2 Slutsats från livscykelanalys

Studiens mål var att undersöka, hur den potentiella miljöpåverkan från behandling av reningsverksslam förändras, om man övergår från kompostering till förbränning som kvittblivningsmetod vid varierande slambehandlingsmetoder vid reningsverket. Resultat från livscykelanalys visade att:

- Ett teknikbyte från kompostering till samförbränning med flisat träavfall som behandlingsmetod för rotat slam från kommunala avloppsreningsverk innebär att man kan minska användningen av fossila energiresurser, minska klimatpåverkan och minska potentialen för toxisk påverkan på natur och människor utan att orsaka signifikant högre miljöpåverkan av annat slag.
- Ett teknikbyte från kompostering av avvattnat slam till monoförbränning av torkat slam kan innebära ökad användning av kärnenergiresurser och förnybara energiresurser. Dock ger detta teknikbyte möjlighet att minska användningen av fossila energiresurser och uttaget av ändliga materiella resurser samt att även minska potentialen för toxisk påverkan på natur och människor utan att orsaka signifikant högre miljöpåverkan av annat slag.

Denna slutsats gäller under följande förutsättningar:

- Flisat träavfall förbränns och den termiska energin används för att generera el och fjärrvärme även om träavfallet inte används för samförbränning med slam.
- Avloppsreningsverk och förbränningsanläggningar för enbart träavfall försörjs med svensk genomsnittsel och vid fall av behov med svensk genomsnittsfjärrvärme.
- Förbränningsanläggningar för slam försörjs med naturgasbaserad el.
- Nyttiggjord el och fjärrvärme från biogasförbränning, träavfallsförbränning och slamförbränning ersätter naturgasbaserad el och fjärrvärme.
- Termisk energi för slamtorkning erhålls från förbränning av biomassa (träpellets).
- Metaller och toxiska organiska föreningar i slammen avlägsnas inte vid komposteringsförfarandet utan blir kvar i komposten och kommer att påverka biosfären som emissioner till jordbruksmark.
- Endast bråkdelar av de deponerade askornas innehåll av metaller och andra föroreningar läcker ut till omgivningen från deponierna under överskådlig tid (100 år).

10 Vidare Arbete

Förbränningsförsök i denna studie analyserade påverkan av bränslekompositionen på utsläppen och visade att det finns möjligheter att använda befintliga pannor för slamförbränning om vissa enheter för rening av luft och vatten uppgraderas. Dock finns det några obesvarade frågor, till exempel vad som orsakar högre kväveoxidemission (NO_x) med förbränning av Borlänge slam eller korrosionseffekter på pannan. En rekommendation för vidare arbete är att genomföra förbränningsförsök under en längre tid. Framtida studier kan också undersöka hur rökgasreningsenheter kan uppgraderas för att undvika högre utsläpp av kvicksilver och tillhörande kostnad.

Förutom förbränning utvecklas andra tekniker i Sverige och i världen, till exempel hydrotermisk karbonisering som också verkar lovande. Hydrotermisk karbonisering kan användas i stället för torkning, före förbränning av slam. Några studier har visat att det finns möjlighet att minska användning av energiresurser och klimatpåverkan med hydrotermisk karbonisering jämfört med torkning av slam (Excala, et al., 2011) (Baier, et al., 2013). Vi rekommenderar att framtida studier undersöker sådana olika värdekedjor med tekniskt-, ekonomisk-, och livscykelperspektiv.

11 Referenser

Avfall Sverige, 2019. *Svensk Avfallshantering 2018*.

Baier, U., Deller, A., Escala, M., Floris, J., Gerner, G., Hartmann, F., Hölzl, B., Kohler, C., Kühni, M., Stucki, M., Wanner, R., 2013. *Weiterentwicklung der hydrothermalen Karbonisierung zur CO₂-sparenden und kosteneffizienten Trocknung von Klär-schlamm im industriellen Massstab sowie der Rückgewinnung von Phosphor*, Zurich: ZHAW.

von Bahr, B. & Kärrman, E., 2019. *Tekniska processer för fosforåtervinning ur avloppsslam*, RISE.

Bhasin, A., 2017. *Recovery of Phosphorus from Incineration of Sewage Sludge*, Stockholm: KTH Royal Institute of Technology.

Czepiel, P., Douglas, E., Harriss, R. & Crill, P., 1996. Measurements of N₂O from Composted Organic Wastes. *Environmental Science and Technology*, 30(8), p. 2519–2525.

Ecoinvent 3.3, 1999. *Dataset Documentation*.

Ecoinvent 3.3, 2010. *Dataset Documentation*.

Ecoinvent 3.3, 2011. *Dataset Documentation*.

Ehrnström, M. S., 2016. *Recovery of Phosphorus from HTC Converted Municipal Sewage Sludge*, Luleå: Luleå University of Technology.

Eriksson, M., Hytteborn, J. & Rosenblom, T., 2016. *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2014*, Statistiska centralbyrån.

European Commission, 2015. *Report on Critical Raw Materials for the EU Critical Raw Materials Profiles*, European Commission.

Excala, M., Zumbühl, T., Koller, C. & Krebs, R., 2011. *Machbarkeitsstudie BAFU - Schlussbericht: Hydrothermale Carbonisierung von Klärschlamm*, Zürich: Zentrum CEE (ZHAW).

Flodman, M., 2002. *Emissioner av metan, lustgas och ammoniak vid lagring av avvattnat rötslam*. Institutionen för lantbruksteknik, Sveriges lantbruksuniversitet.

Fouad, G. F. & Hagström, K., 2012. *Förekomst av läkemedelsrester i dricksvatten, vattenmiljö och slam*, Örebro: Arbets- och miljömedicinska kliniken, Universitetssjukhuset, Örebro.

Guinée, J. B., 2002. *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*, Springer Netherlands.

IPCC, 2013. *Fifth Assessment Report AR5*, IPCC.

ISO, 2006-07. *ISO 14044:2006 Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines*. [Online]
Available at: <https://www.iso.org/standard/38498.html>

Jonsson, B., 2019. *Tuna-Hästberg Komposteringsanläggning: Fråga om omprövning av tillstånd till miljöfarlig verksamhet*. Allumite Konsult AB.

Jossa, P. & Remy, C., 2015. *Deliverable D 9.2 "Life Cycle Assessment of selected processes for P recovery"*.

- Kasina, M., Wendorff-Belon, M., Kowalski, P. R. & Michalik, M., 2019. Characterization of incineration residues from wastewater treatment plant in Polish city: a future waste based source of valuable elements?. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, Volym 21, p. 885–896.
- Kraus, F., Zamzow, M., Conzelmann, L., Remy, C., Kleyböcker, A., Seis, W., Mieke, U., Hermann, L., Hermann, R., Kabbe, C., 2018. *Ökobilanzieller Vergleich der PRückgewinnung aus dem Abwasserstrom mit*, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Lindman, E.-K., 2020. Stockholm Exergi.
- Magnusson, M., 2019. *Fågelmyra återvinningscentral*.
- Mitsubishi Hitachi Power Systems Europe GmbH, 2019. *Mono-combustion of sewage sludge using a rotary kiln system*.
- Naturvårdsverket & Statiska Centralbyrån, 2004. *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2002*, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2005. *Förbränningsanläggningar för energiproduktion inklusive rökgaskondensering*.
- Naturvårdsverket, 2013. *Hållbar återföring av fosfor*, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2018. *Etappmålen*. [Online]
Available at: <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Sveriges-miljomal/Etappmal/#>
- Naturvårdsverket, 2019. *Miljömålen: Årlig uppföljning av Sveriges nationella miljömål 2019*, Bromma.
- Statistiska Centralbyrån & Naturvårdsverket, 2018. *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2016*.
- Statistiska centralbyrån, 2018. *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2016*.
- Strömberg, B. & Svärd, S. H., 2012. *Bränslehandboken*, Stockholm: Värmeforsk.
- Svanström, M., Fröling, M., Johansson, K. & Olsson, M., 2004. *Livscykelanalys av aktuella slamhanteringsmetoder för Stockholm Vatten*, Stockholm: Stockholm Vatten.
- Svenskt Vatten, 2013. *Slamanvändning och strategier för slamanvändning*, Stockholm.
- Thinkstep, 2019. *Life Cycle Assessment (LCA) with GaBi Software*. [Online]
Available at: <https://www.thinkstep.com/software/gabi-software>
- U.S. Geological Survey, 2020. *Phosphate Rock Statistics and Information*.
- Yang, H. o.a., 2007. Adsorbents for capturing mercury in coal-fired boiler flue gas. *Journal of Hazardous Materials*, pp. 1-11.
- Yang, R., Diao, Y. & Abayneh, B., 2018. *Removal of Hg0 from simulated flue gas over silver-loaded rice husk gasification char*, Royal Society.

Bilagor

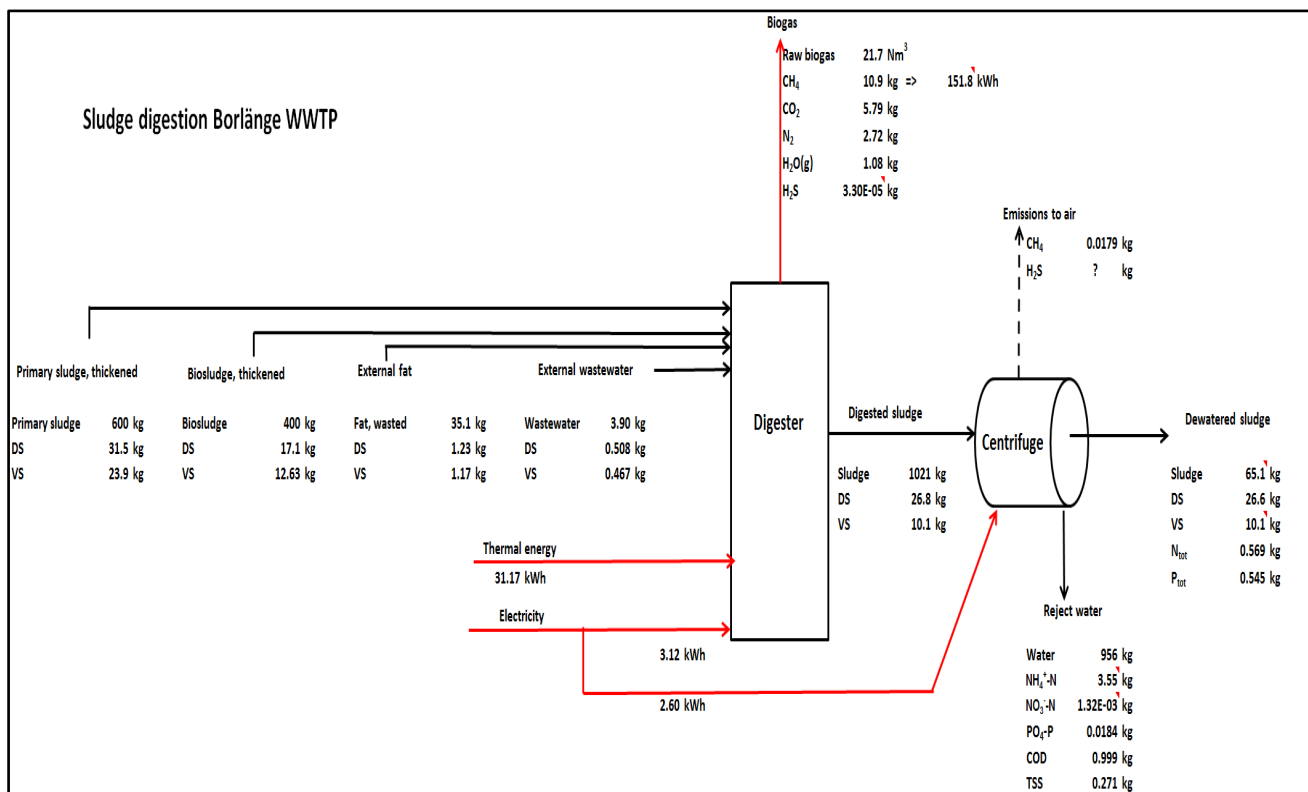
Bilaga A: Data om slambehandlingen

För alla tre reningsverk, som deltagit i projektet, har mass- och energibalanser för slambehandlingen ställts upp, baserade på 1 ton primär- plus sekundärslam från förtjockarna. Balanserna bygger på driftdata från reningsverken och på analyserna av de slamblandningar, som användes vid förbränningsförsöken. Utgående slamflöde har alltså den sammansättning, som analyserna på försöksslammet visade.

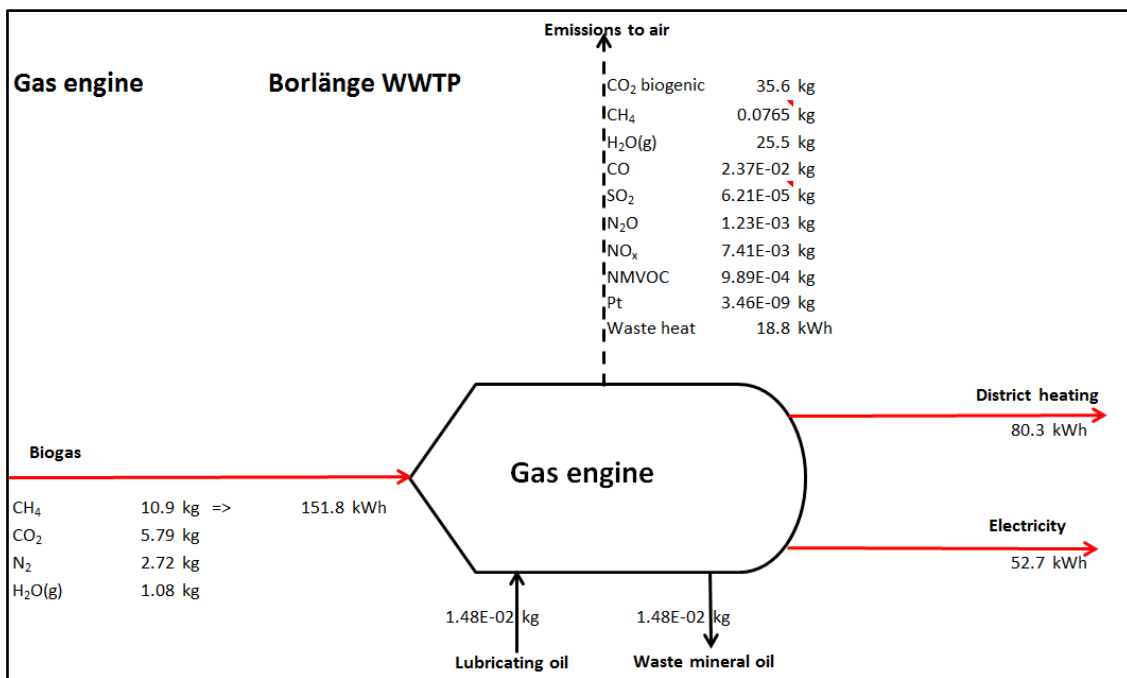
I det följande presenteras översiktliga processscheman. På en del punkter har insamlade data kompletterats med egna beräkningar och/eller med litteraturdata. Dessa punkter är markerade med en röd punkt i figurena. De detaljerade beräkningarna finns i bilagor.

Borlänges kommunala reningsverk Fagersta By

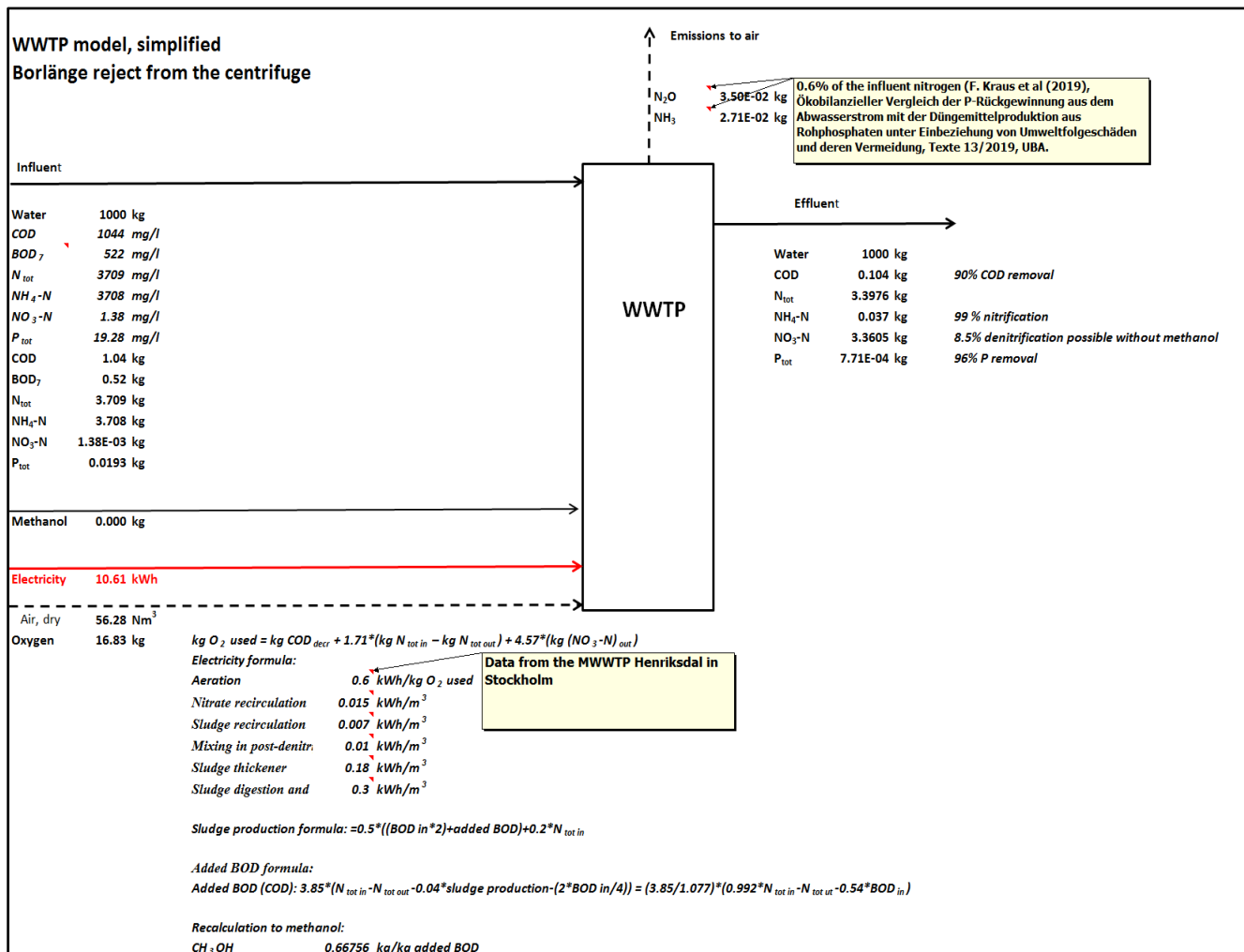
Figur A-1 visar schemat för rötning och avvattning. Figur 6:4 visar mass- och energiflöden för gasmotorn. Vi har modellerat rektvattenreningen separat med hjälp av data från Henriksdals reningsverk i Stockholm. Figur A-3 återger data för en beräknad behandling av rektvattnet. Data för det ingående vattnet kommer från beräkningarna i figur A-1.



Figur A-1 Slamrötning och avvattning på Borlänge Energis avloppsreningsverk Fagersta By



Figur A-2 Gasmotor för biogas vid Borlänge Energis avloppsreningsverk Fagersta By

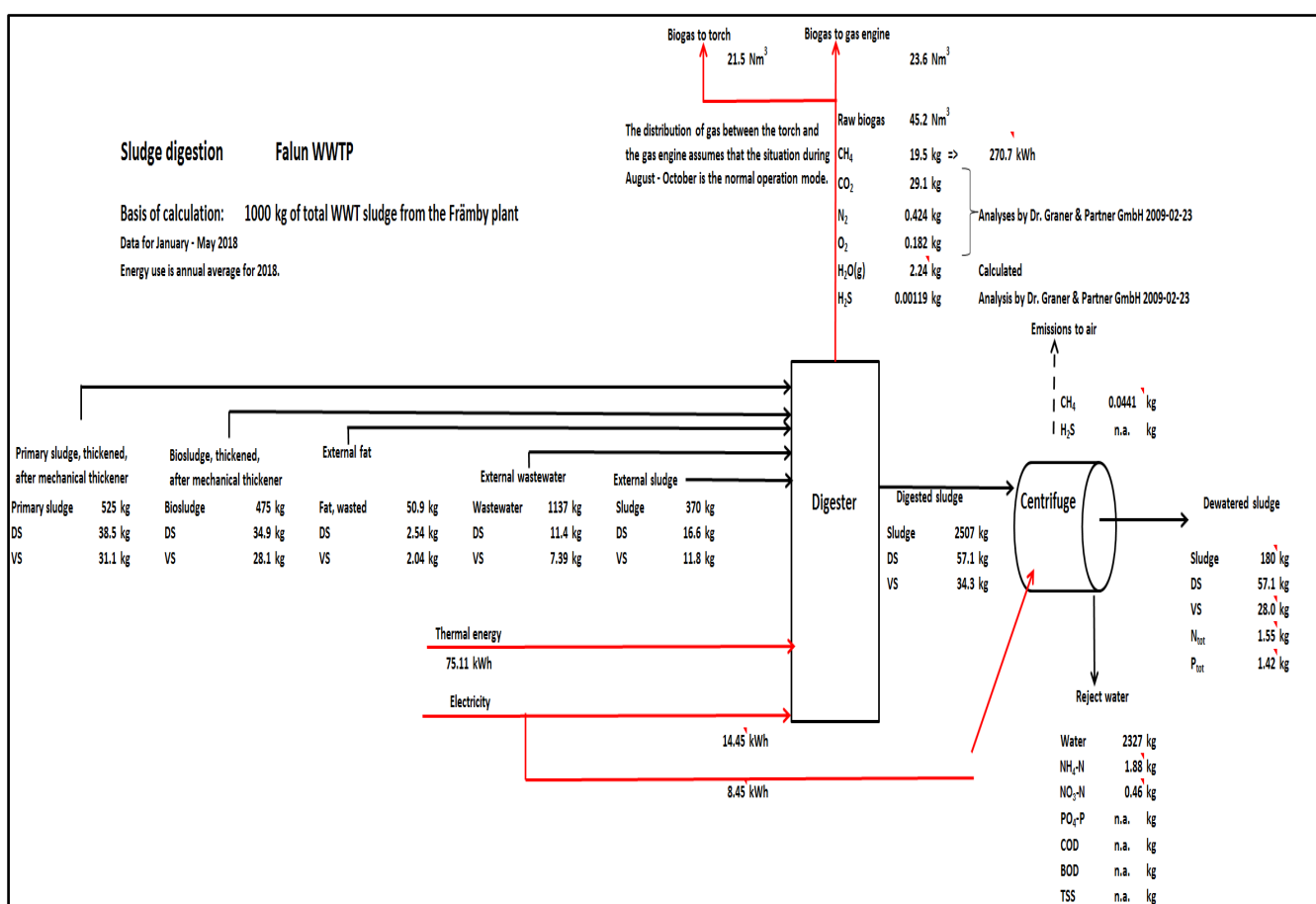


Figur A-3 Modellerad rening av rejecktattnet från slamcentrifugen vid Borlänge Energis avloppsreningsverk Fagersta By

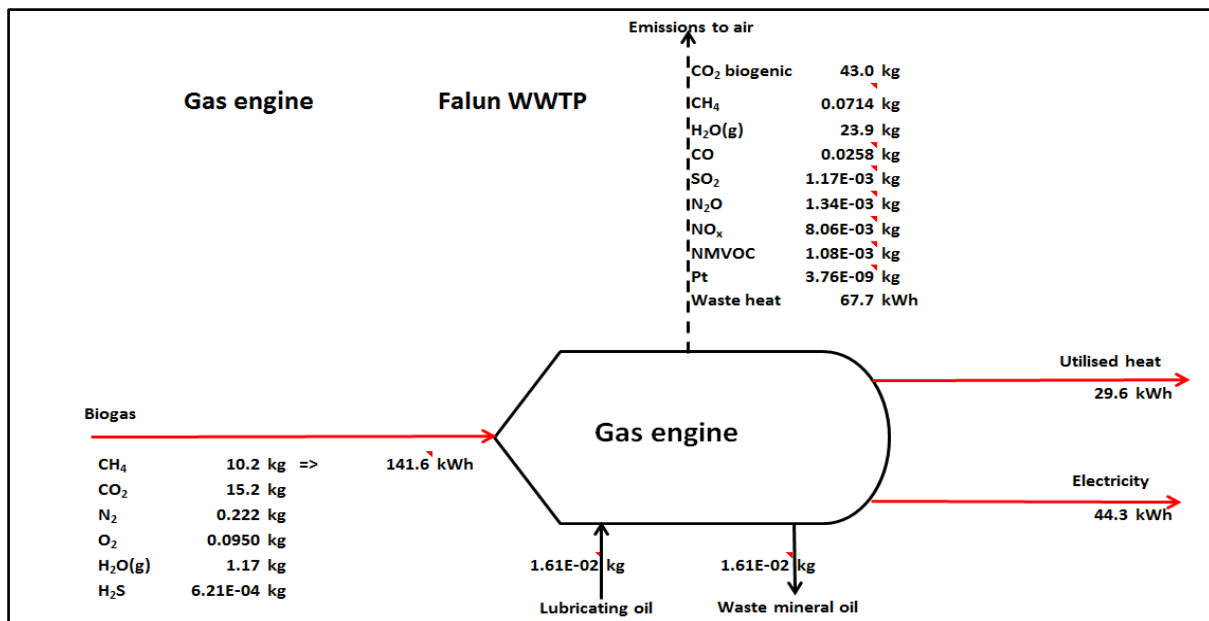
Rejecktattnet leds i verkligheten tillbaka till aktivt slamsteget. Nitrifiering/denitrifiering med tillsats av metanol tillämpas inte. Vi har modellerat reningen som en nitrifiering, följt av denitrifiering så långt som rejecktattnets BOD-innehåll medger.

Faluns kommunala avloppsreningsverk Främby

Figur A-4 visar schemat för rötning och avvattning. Figur A-5 åskådliggör mass- och energibalanserna för gasmotorn vid Främbyverket. Facklan har modellerats med data för en låg-NO_x naturgasbrännare (< 100 kW) med den modifieringen, att koldioxidemissionen bokförs som emission från biologiskt material (facklan visas ej i figur A-5). Data har hämtats från GaBis databas.

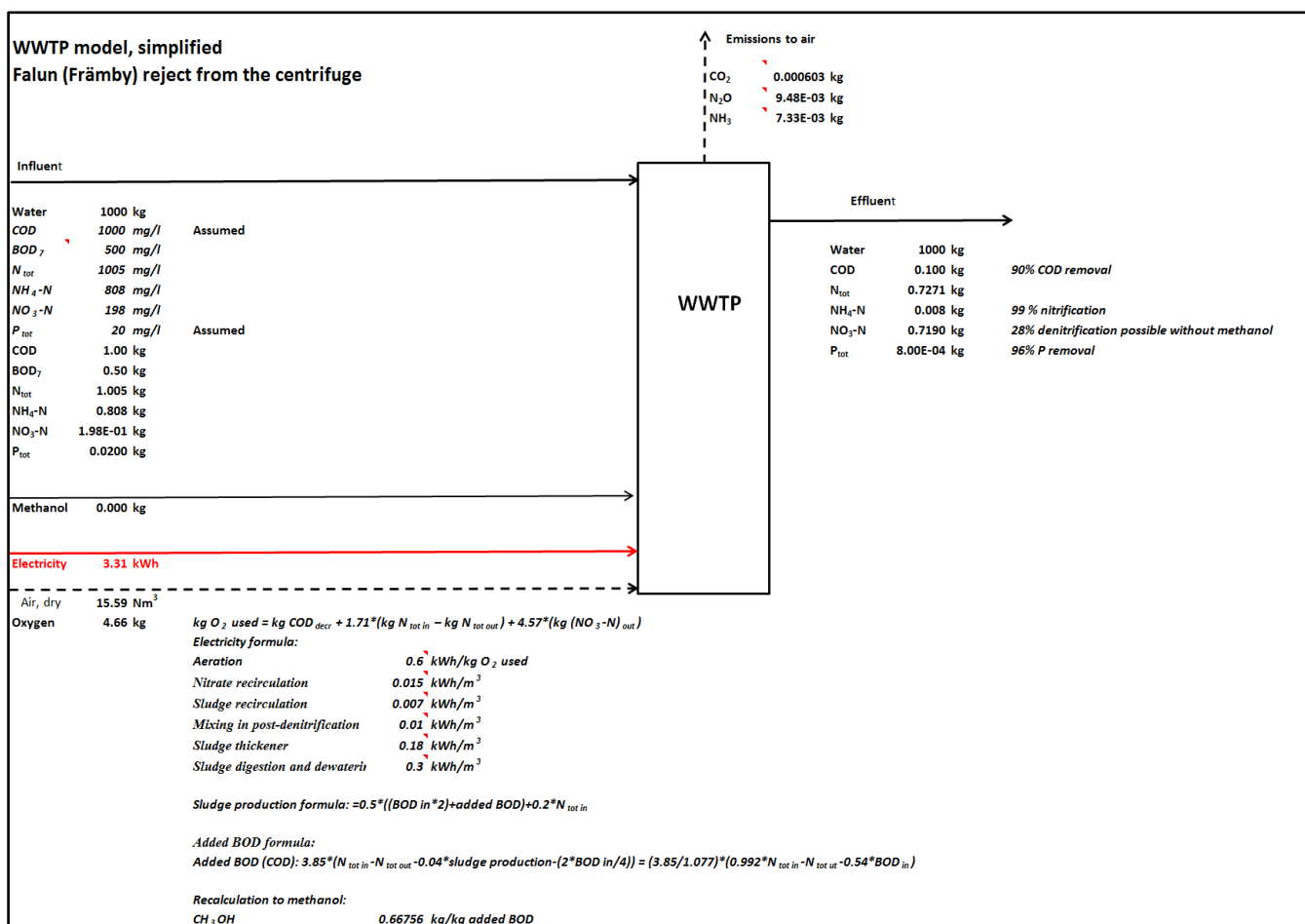


Figur A-4 Slamrötning och avvattning på Falu Energi och Vattens avloppsreningsverk Främby



Figur A-5 Gasmotor för biogas vid Falu Energi och Vattens avloppsreningsverk Främby

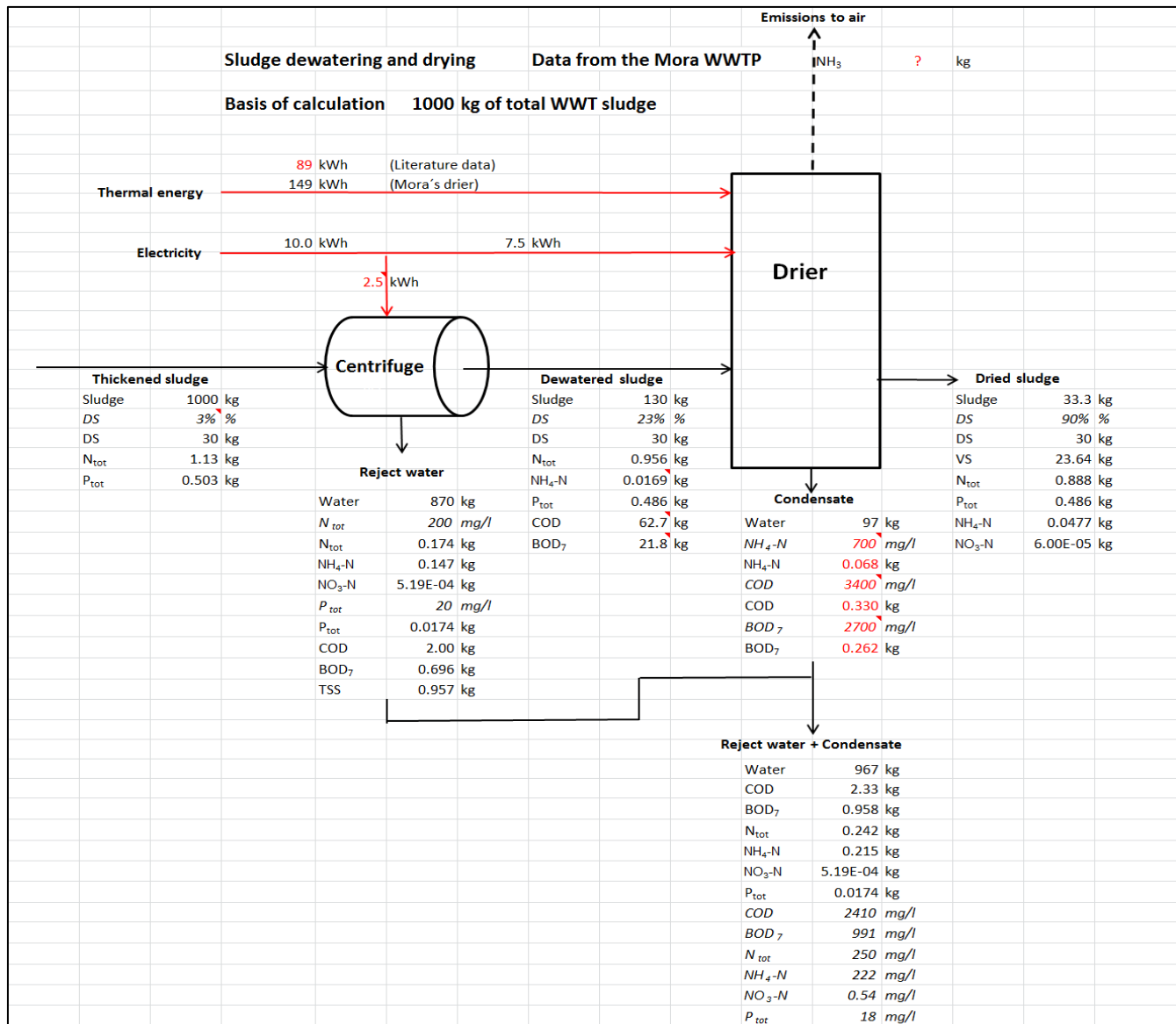
Behandlingen av rejecktvattnet från centrifugen har modellerats på samma sätt som för Borlänge reningsverk. Resultatet visas i figur A-6.



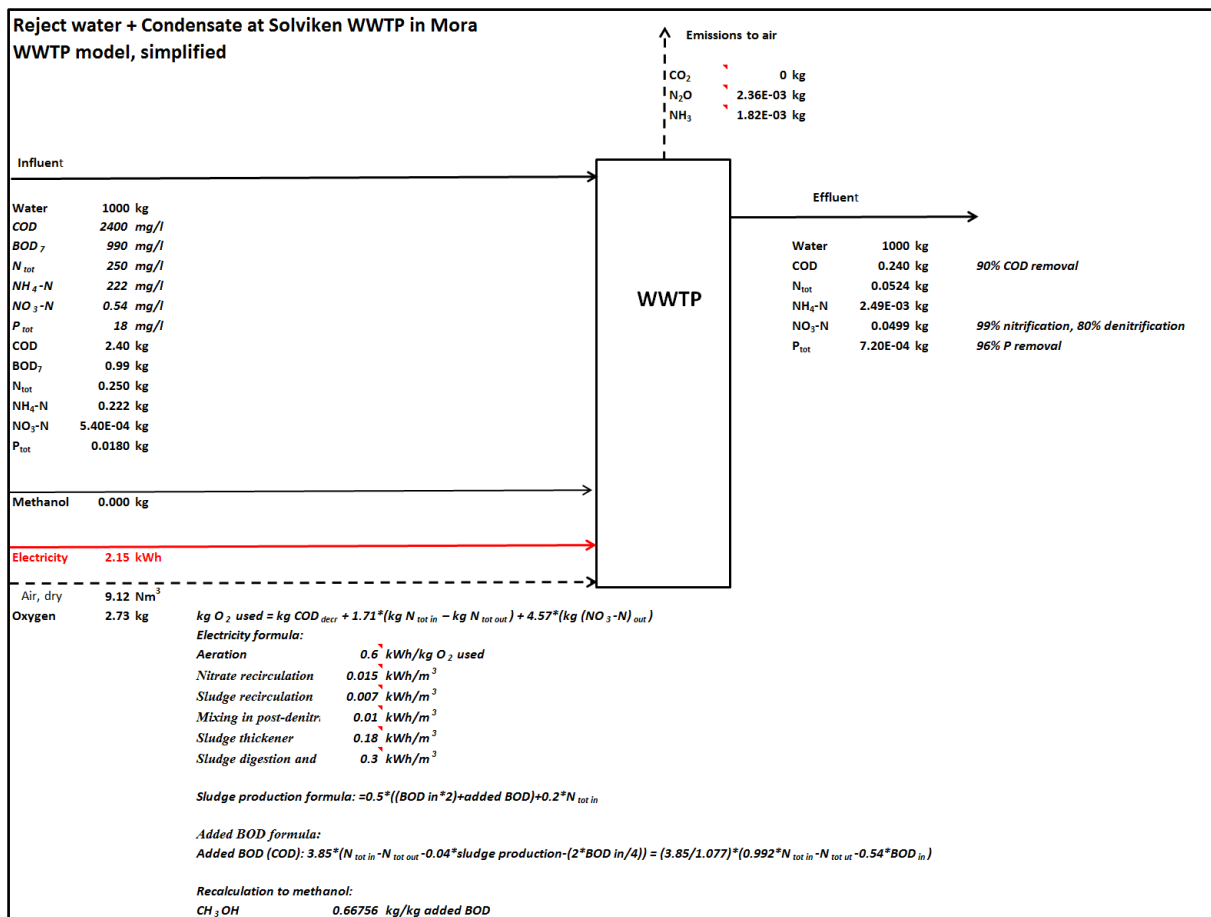
Figur A-6 Modellerad rening av rejecktvattnet från slamcentrifugen vid Falu Energi och Vattens avloppsreningsverk Främby

Moras kommunala avloppsreningsverk Solviken

Figur A-7 återger mass- och energiflödena för ett ton förtjockat slam. Det sammanslagna rejektet från centrifugen och kondensatet från slamtorken återgår till vattenreningen. Denna rening, figur A-8, modelleras på samma sätt som reningen av rejektvatten vid Borlänge och Faluns reningsverk.

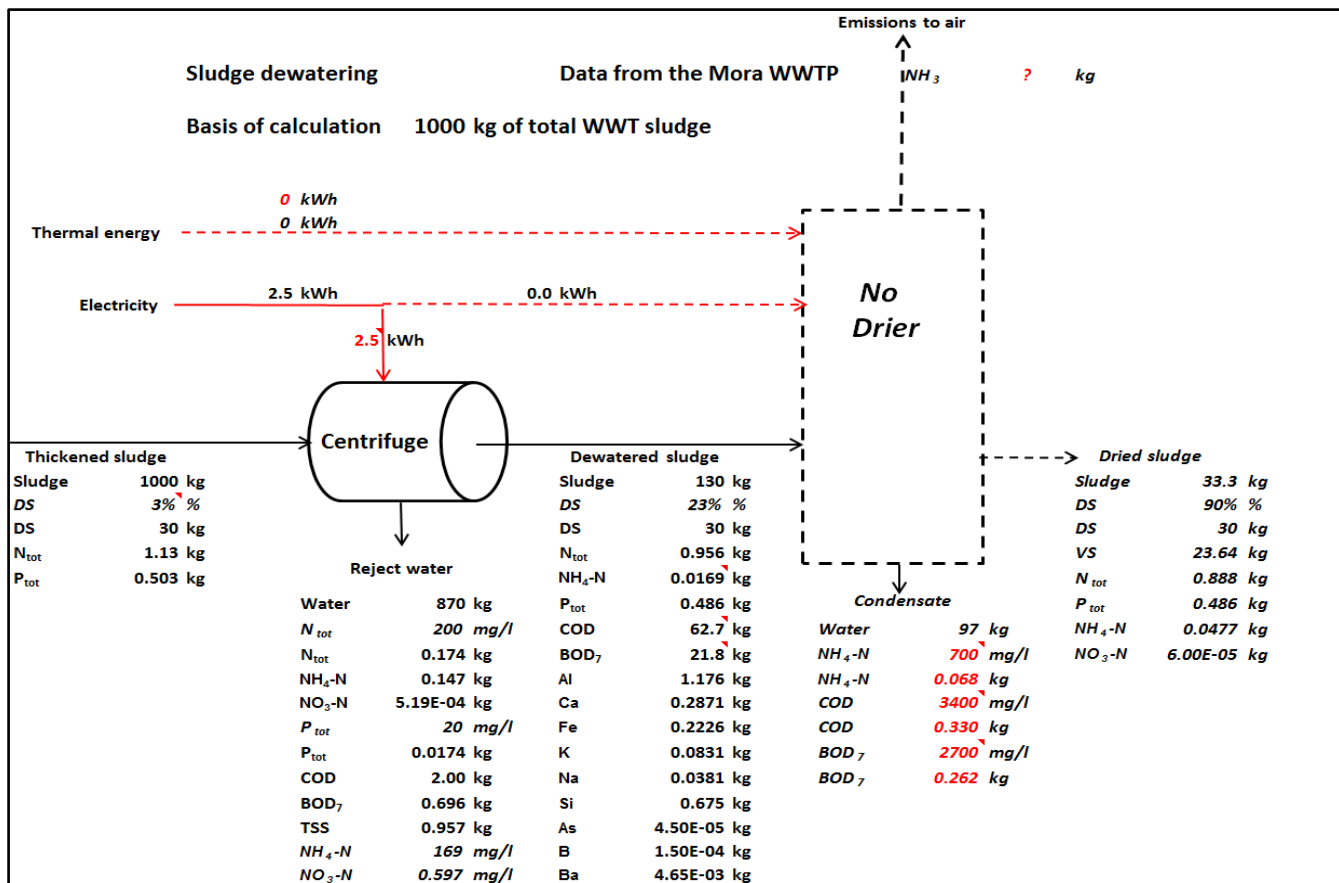


Figur A-7 Slamavvattning och torkning på Moravattens avloppsreningsverk Solviken.



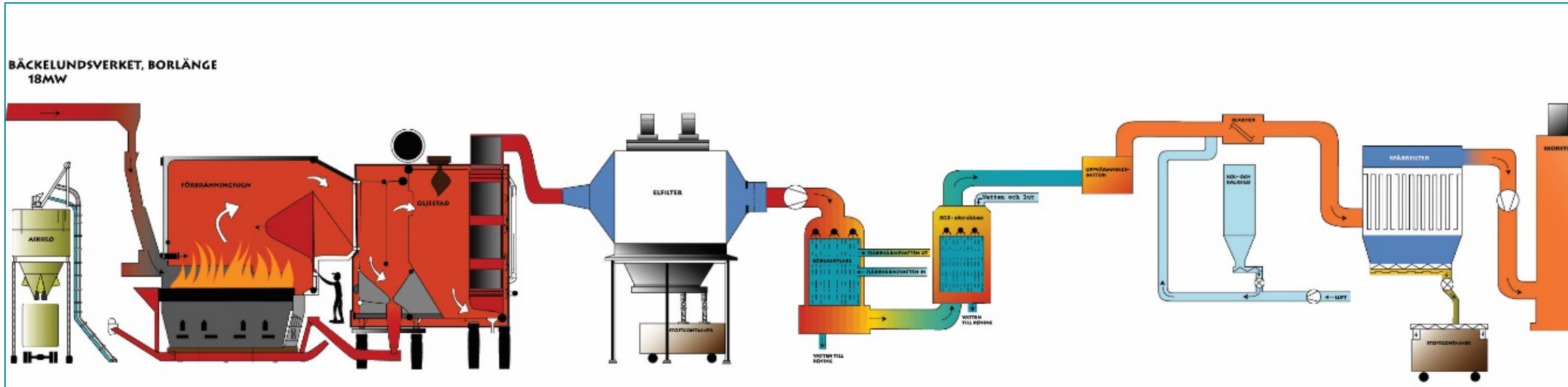
Figur A-8 Modellerad rening av rejecktatten plus kondensat vid Moravattens avloppsreningsverk Solviken

Slam som skall tas om hand genom kompostering torkas knappast till 90 % TS. För att modellera basfallet även för Moras reningsverk har vi gjort det fiktiva antagandet, att om Moras slam skulle ha komposterats, skulle man avbrutit slambehandlingen efter centrifugen. För avvattnat men ej torkat slam från Mora har vi inga fullständiga analyser. Vi har beräknat innehållet av metaller och organiska mikroföreningar genom att antaga, att halterna i torrsubstansen av dessa ämnen är desamma före och efter torkningen. Ett processschema för det fiktiva fallet att slammet inte torkas presenteras i figur A-9. Rejecktattenbehandlingen modelleras som tidigare.



Figur A-9 Slamavvattning utan torkning på Moravattens avloppsreningsverk Solviken. Slamkaraktiseringen återges inte i sin helhet

Bilaga B: Förbränningsanläggning i Borlänge



Figur B-1 Schema om Borlänge Energis P6 anläggningen

Bilaga C: Resultat från livscykelanalys

Tabellerna C-1:B, F och M1 ger de beräknade resultaten för den maximala, potentiella miljöpåverkan i komposteringsfallet (basfallet) och i förbränningsfallet utan askupparbetning (alternativfallet) för de tre reningsverken Borlänge, Falun och Mora. Tabell C-1:M2 ger för Mora miljöpåverkan i komposteringsfallet och i förbränningsfallet med upparbetning av bottenaskan till trippelsuperfosfat (TSP), aluminiumhydroxid och järn(III)klorid och med deponering av flygaskan. Redovisningen delas upp på de angivna processtegen. Varje processteg inkluderar transporten från den föregående processen (i förekommande fall) samt alla uppströmsprocesser för att tillhandahålla nödvändiga insatsvaror, bränslen och energivaror, samt undviken miljöpåverkan från genererade nyttigheter.

Tabell C-1:B. Miljöpåverkan av basfallet kompostering och av alternativfallet förbränning som behandlingsmetoder för förtjockat slam från Borlänges kommunala avloppsreningsverk Fagersta By. Alla data avser behandling av 1 ton vått slam från förtjockarna och förbränning av 65,1 kg RT-flis.

Borlänge	BASFALLET, kompostering						ALTERNATIVFALLET, förbränning				
	Förkortning	Rötning, avvattnig	Kompostering	Kompostanvändning	Förbränning av 65,1 kg RT-flis	Askbehandling	Totalt	Rötning, avvattnig	Förbränning	Askbehandling	Totalt
GWP		-25.2	14.3		-13.5	0.0317	-24.4	-25.2	-20.7	0.199	-45.7
AP		0.0384	0.0958		0.0505	6.E-05	0.185	0.0384	0.097	3.75E-04	0.136
EP		1.39	0.0206	1.88	0.0153	7.52E-04	3.31	1.39	0.034	0.0144	1.438
ODP		9.74E-09	3.8E-08		3.73E-08	7.6E-18	8.5E-08	9.74E-09	3.93E-08	4.84E-17	4.90E-08
POCP		0.000115	0.00273		-0.00826	1.78E-06	-3.41E-03	0.000115	-0.0181	1.27E-05	-0.0180
ADP fossil		-624	30.0		-243	0.414	-837	-624	-481	2.63	-1102
ADP nuc		52.1	0.429		28.1	2.15E-03	80.6	52.1	5.48	0.0137	57.6
ADP renew		57.6	12.5		43.2	0.0247	113	57.6	19.6	0.157	77.4
ADP element		8.06E-07	2.56E-06		1.11E-05	2.7E-09	1.45E-05	8.06E-07	1.59E-05	1.72E-08	1.67E-05
FAETP		0.0159	0.471	20.9	0.435	0.188	22	0.0159	0.441	0.314	0.771
MAETP		696	319	28800	688	41.5	3.05E+04	696	443	75.2	1214
TEETP		2.24E-03	0.171	11	0.32	1.41E-04	11.5	0.00224	0.329	3.85E-04	0.332
HTP		-0.922	0.347	83	0.969	5.14E-03	83.4	-0.922	-0.0541	0.0166	-0.96

Tabell C-1:F. Miljöpåverkan av basfallet kompostering och av alternativfallet förbränning som behandlingsmetoder för förtjockat slam från Faluns kommunala avloppsreningsverk Främby. Alla data avser behandling av 1 ton vått slam från förtjockarna och förbränning av 96,9 kg RT-flis.

Falun	BASFALLET, kompostering						ALTERNATIVFALLET, förbränning				
	Förkortning	Rötning, avvattning	Kompostering	Kompostanvändning	Förbränning av 96,9 kg RT-flis	Askbehandling	Totalt	Rötning, avvattning	Förbränning	Askbehandling	Totalt
GWP		-4,02	32,1		-20,2	0,0471	7,9	-4,02	-48,5	0,375	-52,1
AP		0,0587	0,213		0,0752	8,92E-05	0,347	0,0587	0,199	6,85E-04	0,258
EP		0,74	0,0477	4,93	0,0228	1,12E-03	5,7416	0,74	0,0531	0,0382	0,831
ODP		1,06E-08	1,05E-07		5,55E-08	1,13E-17	1,71E-07	1,06E-08	6,23E-08	9,12E-17	7,29E-08
POCP		0,00508	0,00622		-0,00931	2,64E-06	0,00199	0,00508	-0,0237	1,97E-05	-0,0186
ADP fossil		-341	82,9		-363	0,619	-620	-341	-1100	4,96	-1,44E+03
ADP nuc		94,9	1,19		41,9	3,21E-03	138	94,9	11,9	0,0258	107
ADP renew		197	34,4		64,2	0,0368	296	197	36,2	0,296	233
ADP element		3,3E-06	7,08E-06		1,66E-05	4,01E-09	2,7E-05	3,3E-06	3,35E-05	3,23E-08	3,68E-05
FAETP		0,0544	1,3	69,5	0,647	0,28	71,8	0,0554	0,696	0,87	1,62
MAETP		8190	881	85500	1020	61,7	95653	8190	795	270	9255
TETP		0,0291	0,472	22,3	0,476	2,11E-04	23,3	0,0291	1,93	6,91E-04	1,96
HTP		1,79	0,956	166	1,44	7,65E-03	170	1,79	-0,339	0,903	2,35

Tabell C-1:M1. Miljöpåverkan av basfallet kompostering och av alternativfallet förbränning med deponering av askorna som behandlingsmetoder för förtjockat slam från Moras kommunala avloppsreningsverk Solviken. Alla data avser behandling av 1 ton vått slam från förtjockarna.

Mora	BASFALLET, kompostering				ALTERNATIVFALLET, förbränning				
	Förkortning	Avvattning	Kompostering	Kompostanvändning	Totalt	Avvattning, torkning	Förbränning	Askbehandling	Totalt
GWP		0,593	18,2		18,8	3,23	-3,55	0,063	-0,257
AP		0,00259	0,117		0,120	0,0373	0,0283	1,18E-04	0,0657
EP		0,0229	0,0282	1,81	1,861	0,0378	0,0121	0,0165	0,0664
ODP		4,98E-15	7,62E-08		7,62E-08	5,74E-10	1,77E-09	1,52E-17	2,34E-09
POCP		7,02E-05	0,00357		0,00364	0,00743	-0,00295	5,8E-06	0,00449
ADP fossil		0,941	60,0		61	24,9	-195	0,83	-169
ADP nuc		14	0,86		15	49	1,74	0,00432	51,1
ADP renew		15,6	24,9		41	451	3,22	0,0496	454
ADP element		2,44E-07	5,13E-06		5,4E-06	1,03E-06	4,61E-06	5,4E-09	5,65E-06
FAETP		0,00337	0,944	7,09	8,0	0,159	0,0168	0,222	0,398
MAETP		187	638	1,5E+04	1,58E+04	828	75,1	50,3	953
TETP		0,000671	0,342	7,08	7,4	0,0163	0,365	1,62E-04	0,381
HTP		0,0454	0,689	22,8	23,5	2,36	-0,129	0,01	2,24

Tabell C-1:M2. Miljöpåverkan av basfallet kompostering och av alternativfallet förbränning som behandlingsmetoder för förtjockat slam från Moras kommunala avloppsreningsverk Solviken, med uppabetning av bottenaskan till TSP, Al(OH)₃ och FeCl₃ och med deponering av flygaskan. Alla data avser behandling av 1 ton vått slam från förtjockarna. Askbehandling restaska inkluderar även transport av bottenaska från förbränningsanläggningen till Ash2Phos-upparbetningen.

Mora	BASFallet, kompostering				Alternativfallet, förbränning					
	Förkortning	Avvattnig	Kompostering	Kompostanvändning	Totalt	Avvattnig, torkning	Förbränning	Behandling bottenaska, Ash2Phos-upparbetning	Askbehandling, restaska	Totalt
GWP	0,593	18,2			18,8	3,23	-3,55	1,72	0,176	1,573
AP	0,00259	0,117			0,120	0,0373	0,0283	-0,0117	2,14E-04	0,0542
EP	0,0229	0,0282	1,81		1,861	0,0378	0,0121	-3,50E-03	0,0143	0,0607
ODP	4,98E-15	7,62E-08			7,62E-08	5,74E-10	1,77E-09	-3,97E-08	4,3E-17	-3,74E-08
POCP	7,02E-05	0,00357			0,00364	0,00743	-0,00295	-3,80E-04	4,37E-07	0,00410
ADP fossil	0,941	60,0			61	24,9	-195	14,23	2,36	-154
ADP nuc	14	0,86			15	49	1,74	0,743	0,0123	51,9
ADP renew	15,6	24,9			41	451	3,22	1,57	0,141	456
ADP element	2,44E-07	5,13E-06			5,4E-06	1,03E-06	4,61E-06	-1,11E-04	1,54E-08	-1,05E-04
FAETP	0,00337	0,944	7,09		8,0	0,159	0,0168	Emissionsdata saknas	0,223	0,399
MAETP	187	638	1,5E+04		1,58E+04	828	75,1	Emissionsdata saknas	52,1	956
TETP	0,000671	0,342	7,08		7,4	0,0163	0,365	Emissionsdata saknas	3,65E-04	0,382
HTP	0,0454	0,689	22,8		23,5	2,36	-0,129	Emissionsdata saknas	0,0131	2,24

