



Rapport

Inblandning av aska från biobränslen i flytande biogasrötrest

*Admixture of biofuel ash into
liquid biogas digestate*

Sven Bernesson
Johanna Olsson
Lena Rodhe
Eva Salomon
Per-Anders Hansson

Institutionen för energi och teknik
Department of energy and technology

Report 002
ISSN 1654-9406
Uppsala 2008



Rapport

Inblandning av aska från biobränslen i flytande biogasrötrest

*Admixture of biofuel ash into
liquid biogas digestate*

Sven Bernesson
Johanna Olsson
Lena Rodhe
Eva Salomon
Per-Anders Hansson

Institutionen för energi och teknik
Department of energy and technology

Report 002
ISSN 1654-9406
Uppsala 2008

SAMMANFATTNING

Den ökade användningen av biomaterial för energiändamål ger stora mängder aska. I flertalet fall, t.ex. vid förbränning av halm och spannmål, har bottenaskan litet tungmetallinnehåll, men ett betydande innehåll av växtnäringsämnen fosfor (P) och kalium (K). Bottenaska innehåller även en del mikronäringsämnen (t.ex. koppar och zink) som är nyttiga för växterna i små doser, samt i regel små mängder av oönskade tungmetaller, däribland kadmium.

Biogasanläggningar blir allt vanligare i Sverige. De producerar betydande mängder rötrest, ett flytande gödselmedel med högt kväveinnehåll, jämförbart med det i svinflytgödsel, men med lägre fosfor- och kaliuminnehåll. Rötrest av god kvalitet kan idag spridas på åkermark.

Arbetets syfte var att studera teknik och system för inblandning och spridning av aska i flytande rötrest. För att kunna göra detta studerades i laboratorieskala några askors fysikaliska egenskaper, alkaliska egenskaper och löslighet i vatten, samt den buffrande förmågan hos några rötrest. Inverkan på pH och ammoniakavgång studerades för ask-rötrestblandningar. I pilotskala studerades också hur väl aska blandas med rötrest och dosering av aska testades med ett cellhjul för flytgödsel. Vi studerade tre typer av askor (från havre, halm och träpellets) och två rötrest.

Askorna befanns damma så mycket vid hanteringen att åtgärder för dammreducering och eventuellt andningsskydd behövs. De innehöll så pass mycket slipande material att risken för problem med slitage i pumpar, rörledningar med flera detaljer på spridningsutrustningen bedömdes vara stor. Det är därför bra om askan kan tillföras så sent som möjligt i spridningsutrustningen vid spridning på åkermark, samt att man undviker att köra askan genom pumpar och annan utrustning med rörliga delar.

Endast en mindre andel av havre- och halmaskorna var lösliga i vatten. De tre askorna var alkaliska, och höjde därför pH vid inblandning i vatten. Rötresterna har emellertid en god buffrande förmåga, vilket gjorde att inverkan på pH blev liten vid måttlig askinblandning.

Inblandning av havreaska i rötrest medförde inte en ökad jämviktskoncentration av ammoniak, dvs. ingen ökad risk för ammoniakavgång, så länge blandningen inte översteg 5 % aska. Tvärtom, så var koncentrationerna lägre vid askinblandning vilket eventuellt kan bero på att ammoniak bands till vissa metalljoner.

I praktiken innebär gränsvärdet för fosfor och tungmetaller i SNFS 1994:2 att studerad aska-rötrestblandning med 1 viktsprocent aska maximalt kan spridas två gånger under tre år på samma fält, blandningen med 3 viktsprocent aska maximalt kan spridas vart tredje år och blandningen med 5 viktsprocent maximalt kan spridas vart femte år.

Satsvis inblandning av aska i flytande rötrest är olämpligt, eftersom en mycket stor andel av askan sedimenterade på botten av tanken trots effektiv omrörning. För kontinuerlig dosering av finpulveriserad aska kan t.ex. cellhjul gjorda för dosering av flytgödsel användas. För dosering i flöde under tryck krävs dock en ”sluss” så att rötrest förhindras tränga upp i askbehållaren.

Inblandning av aska i fast rötrest kan vara ett tänkbart alternativ, t.ex. genom dosering av aska i flödet av den fasta fasen från en separator till ett lager.

ABSTRACT

The increased use of bio-materials for energy purposes is generating large amounts of ash. In most cases, e.g. during incineration of straw and grain, bottom ash contains small amounts of heavy metals, but significant amounts of the plant nutrients phosphorus (P) and potassium (K). Bottom ash also contains some micronutrients (e.g. copper and zinc) that are good for plants in small doses, together with generally small amounts of undesirable heavy metals, including cadmium.

Biogas plants are becoming increasingly common in Sweden. They produce considerable amounts of digestate, a liquid fertiliser with a high content of nitrogen (N) comparable with that of pig slurry but lower contents of P and K. High quality biogas digestate may now be applied to arable land.

This study investigated techniques and systems for blending and spreading liquid digestate with ash admixture. The physical and alkaline properties and solubility in water of some ash types were therefore studied at laboratory scale, as were the buffering properties of some digestates. The influence of ash admixture on digestate pH and ammonia emissions was also studied. At pilot scale, the properties of different ash/digestate mixtures were studied and a cell wheel for liquid manure was tested for adding the ash. Three types of ash (from oats, straw and wood pellets) and two types of digestate were studied.

The ash produced so much dust that dust reduction measures and breathing masks proved necessary during handling. It also contained so much abrasive material that the risk of wear to pumps, pipes and other parts of the spreading equipment was rated high. It is therefore best if the ash can be added as late as possible to equipment for spreading on arable land, and also it can be prevented from passing through pumps and other moving parts.

Only a minor proportion of the oat ash and straw ash was soluble in water. All three types of ash were alkaline and therefore increased the pH when mixed with water. However, the digestate had a high buffering capacity, so the overall effect on pH when moderate amounts of ash were included was slight.

When oat ash was mixed into digestate, equilibrium concentrations of ammonia did not increase. There is thus no risk of increased ammonia emissions as long as the mixture does not contain more than 5% ash. In fact, ammonia concentrations were lower when ash was added, possibly because of ammonia binding to some metal ions.

In practice, the SNFS 1994:2 limit values for P and heavy metals mean that the test ash-digestate mixtures with 1% by weight of ash can be applied to the same field at most twice in a three-year period. Mixtures with 3% by weight of ash can be spread at most every third year and mixtures with 5% by weight of ash at most every fifth year.

Batch admixture of ash into liquid digestate is unsuitable, because the majority of the ash settles and forms sediment in the bottom of the tank, despite efficient stirring. For continuous dosage of finely pulverised ash into digestate, a cell wheel made for dosage of liquid manure can be used. However, for dosage into a flow under pressure a sluice is necessary to prevent digestate being pressed up into the ash container.

Admixture of ash into solid digestate is another possible alternative, e.g. during movement of the solid fraction from a digestate separator to a store.

FÖRORD

Föreliggande kunskapsanalys om inblandning av några askor i biogasrötrest har tagits fram som ett underlag till kommande forskningsprojekt och praktiska tillämpningar inom ämnesområdet. Studien har gjorts i samarbete mellan Inst. f. energi och teknik, SLU och JTI-institutet för jordbruks- och miljöteknik. Per-Anders Hansson har varit projektledare. Förutom författarna har Johnny Ascue Contreras, Anders Ringmar, Marianne Tersmeden och Joakim Ugander vid JTI genomfört eller bistått i genomförandet av projektet.

Stort TACK riktas till Hans Nilsson vid Sala-Heby Energi AB, Niklas Leksell och Bert Alvéen vid Uppsala biogasanläggning, och Carl-Magnus Pettersson vid Svensk Växtkraft AB i Västerås, som på olika sätt bidragit till projektets genomförande. Slutligen vill författarna tacka Stiftelsen Lantbruksforskning (SLF) för finansieringen av studien.

Uppsala i maj 2008

Per-Anders Hansson
Sven Bernesson
Lena Rodhe
Eva Salomon
Johanna Olsson

INNEHÅLL

| | |
|--|----|
| BAKGRUND | 9 |
| Användning av aska i Sverige idag | 9 |
| Fosfor | 9 |
| Biogasanläggningar | 9 |
| Rötrest | 9 |
| Aska i rötrest | 10 |
| Ammoniakförluster | 10 |
| Effekt på pH | 10 |
| Buffrande egenskaper hos rötrest | 11 |
| Kompexbindning av ammonium | 11 |
| Hantering av aska i praktiken | 11 |
| Syfte | 12 |
| TIDIGARE STUDIER | 13 |
| Inblandning av aska i biogasarötrest eller liknande | 13 |
| Buffertkapacitet, alkalinitet och pH | 13 |
| Sammansättning hos några askor | 14 |
| MATERIAL OCH METOD | 15 |
| Ingående delstudier | 15 |
| Studerade askor | 15 |
| Studerade rötrest | 16 |
| A. Mätning av askans fysikaliska egenskaper m.m. | 17 |
| <i>Skrymdensitet</i> | 17 |
| <i>Fraktionering</i> | 17 |
| <i>Mätning av askans vattenhalt</i> | 17 |
| <i>Mätning av askans glödförlust och innehåll av CaO, kalium, natrium och fosfor</i> | 17 |
| B. Mätning av askans löslighet och pH i vatten | 18 |
| <i>Andel av aska löst i vatten samt mätning av askans alkalinitet</i> | 18 |
| <i>Förändring av pH över tiden vid inblandning av aska i olika mängder i vatten</i> | 18 |
| C. Studier av pH vid inblandning av aska i rötrest | 18 |
| <i>Tillsats av aska i olika mängder till några rötrest</i> | 18 |
| <i>Tillsats av aska till rötrest, mätning av pH vid olika tidpunkter</i> | 19 |
| <i>Bestämning av rötrestens alkalinitet och buffringsförmåga</i> | 19 |
| D. Mätning av ammoniakavgång | 20 |
| <i>Försöksupplägg och genomförande</i> | 20 |
| E. Beräkningar av växtnäringstillförsel med askan | 22 |
| F. Blandning av aska i rötrest – pilotskala | 23 |
| <i>Satsvis blandning i tank</i> | 23 |
| <i>Dosering av aska i flöde</i> | 28 |
| RESULTAT | 31 |
| A. Mätning av askans fysikaliska egenskaper | 31 |
| <i>Skrymdensitet</i> | 31 |
| <i>Fraktionering</i> | 31 |
| <i>Mätning av askans vattenhalt</i> | 34 |
| <i>Mätning av askans glödförlust och innehåll av CaO, kalium, natrium och fosfor</i> | 35 |
| B. Mätning av askans löslighet och pH i vatten | 36 |
| <i>Andel av aska löst i vatten</i> | 36 |
| <i>Askans alkalinitet</i> | 36 |
| <i>Förändring av pH över tiden vid inblandning av aska i olika mängder i vatten</i> | 37 |
| C. Studier av pH vid inblandning av aska i rötrest | 38 |
| <i>Tillsats av aska i olika mängder till några rötrest</i> | 38 |
| <i>Tillsats av aska till rötrest, mätning av pH vid olika tidpunkter</i> | 39 |
| <i>Bestämning av rötrestens alkalinitet och buffringsförmåga</i> | 39 |
| <i>Förväntad pH vid inblandning av aska i rötrest</i> | 40 |
| <i>Observationer under laborationerna</i> | 41 |
| D. Mätning av ammoniakavgång | 42 |
| E. Beräkningar av växtnäringstillförsel med askan | 43 |
| F. Blandning av aska i rötrest – pilotskala | 45 |
| <i>Satsvis blandning i tank</i> | 45 |

| | |
|--|-----------|
| <i>Dosering av aska i flöde</i> | 47 |
| DISKUSSION | 48 |
| A. Mätning av askans fysikaliska egenskaper | 48 |
| B. Mätning av askans löslighet och pH i vatten | 48 |
| C. Studier av pH vid inblandning av aska i rötrest | 49 |
| D. Mätning av ammoniakavgång | 49 |
| E. Beräkningar av växtnäringstillförsel med askan | 50 |
| F. Blandning av aska i rötrest - pilotskala | 50 |
| Komplexbildning mellan metalljoner och ammoniak | 51 |
| Hur skulle askan kunna blandas i rötrest eller liknande i praktiken? | 51 |
| SLUTSATSER | 52 |
| REFERENSER | 53 |
| Tryckta referenser | 53 |
| Internetreferenser | 56 |
| Personliga meddelanden | 56 |
| BILAGA 1: LITTERATURDATA FÖR RÖTRESTER | 57 |
| BILAGA 2: LITTERATURDATA FÖR ASKA | 59 |
| BILAGA 3: DATA FÖR RÖTREST FRÅN UPPSALA | 61 |
| BILAGA 4: DATA FÖR RÖTREST FRÅN VÄSTERÅS | 62 |
| BILAGA 5: DATA FÖR STUDERADE ASKOR | 63 |
| BILAGA 6: BUFFRINGSFÖRMÅGA OCH PH HOS STUDERADE RÖTRESTER | 65 |
| BILAGA 7: KOMPLEXBILDNING MELLAN METALLJONER OCH AMMONIAK | 66 |

BAKGRUND

Den ökade användningen av biomaterial för energiändamål ger stora mängder aska. I flertalet fall, t.ex. vid förbränning av halm och spannmål har bottenaskan litet tungmetallinnehåll, men ett betydande innehåll av växtnäringsämnen fosfor och kalium. I bottenaska från förbränning av stråsädeshalm finns exempelvis som regel bl.a. ett tiotal procent kalium, någon eller några procent fosfor och lika mycket magnesium (Hadders & Flodén, 1997). Askan har vidare en kalkeffekt motsvarande innehållet av ett tiotal procent CaO. Bottenaska innehåller även en del mikronäringsämnen (t.ex. koppar och zink) som är nyttiga för växterna i små doser, samt i regel små mängder av oönskade tungmetaller, däribland kadmium (Jönsson & Nilsson, 1996).

Användning av aska i Sverige idag

År 2006 producerades ca 1,3 miljoner ton ts (torrsubstans) aska i Sverige (Engfeldt, 2007). Ca 1,0 miljoner ton ts av denna aska användes medan resten deponerades. Av den använda askan var ca 3 % träaska som återfördes till skog och mark. Majoriteten av den använda askan (ca 80 %) användes som konstruktionsmaterial för ytor och deponier. Aska användes även som vägbyggnadsmaterial, utfyllnad av oljebergrum, täckning av gruvavfall, jordförbättringsmedel m.m. Det är alltså i dagsläget inte så vanligt att aska används som gödselmedel.

I den ovan nämnda studien ingick inte havre- och halmaska. Det är inte undersökt hur dessa asktyper vanligen omhändertas i Sverige.

Fosfor

Fosfor är en ändlig resurs som därför bör återbördas till åkermarken (Dirke, 1998). Aska vars ursprung är åkermarken bör därför recirkuleras tillbaka till den yta som producerade biomassan. Askans fysikaliska egenskaper gör den dock allmänt svårhanterlig, skadlig för växande gröda och svår att sprida jämnt (Flodén, 1995; Hadders, 1996; Hadders & Flodén, 1997).

En god hushållning av fosfor och andra växtnäringsämnen förutsätter att man kan sprida en giva anpassad till grödans behov. Detta möjliggör en avkastning med bra kvalitet, en optimal gödselplanering i växtföljden och minimerar risken för växtnäringsförluster. Svårigheterna med att hantera askan i växtodlingen medför att den idag ses mer som ett kvittblivningsproblem än som en resurs.

Biogasanläggningar

Biogasanläggningar blir allt vanligare i Sverige. De producerar betydande mängder rötrest, ett flytande gödselmedel med högt kväveinnehåll. Rötrest av god kvalitet kan idag spridas på åkermark. T.ex. levererar biogasanläggningen i Uppsala en miljöcertifierad rötrest från källsorterat matavfall och slakteriavfall till växtodlingsgårdar (Ekvall, pers. medd., 2006).

Rötrest

Rötrest, som har sitt ursprung i slakteriavfall, stallgödsel, källsorterat livsmedelsavfall och/eller grödor, är tillräckligt ren för att användas som gödsel inom livsmedelsproduktionen. Generellt så återfinns nästan allt kväve som tillförs biogasprocessen i rötresten. Innehållet av totalkväve och andelen ammoniumkväve i rötrest är jämförbart med det i svinflytgödsel men rötresten har lägre innehåll av kalium och fosfor (Baky m.fl., 2006). Växtnäringsinnehållet

varierar dock mycket, vilket innebär att lantbrukaren bör provta rötresten innan spridning för att kunna beräkna lämplig gödselgiva.

Rötresten sedimenterar lätt och det är därför viktigt att det finns bra omrörning före fyllning samt i spridartanken (Åkerhielm, 2004). Då rötresten sedimenterar stannar de näringsämnen kvar i spridartanken som till stor del är bundna i organisk form som t.ex. fosfor. Idag finns teknik som ger en mycket jämn spridning av flytande gödsel med minst samma spridningsjämnhet som hos spridare för torra mineralgödselmedel (JTI m.fl., 1994). Rötat matavfall fungerar bra som gödselmedel och gav en avkastning i korn och havre som motsvarade 72-105 % av den skörd som motsvarande giva med mineralkväve gav. Säkrast gödsleffekt gav rötresten vid spridning i vårbruk. Spridning i växande gröda fungerade också och är ett bra alternativ när arbetsbördan är för stor i vårbruk, eller markförhållandena för våta (Åkerhielm & Richert Stintzing, 2004).

Aska i rötrest

Spannmålsaska har en hel del goda egenskaper som gör att den näringsmässigt är ett bra gödselmedel. Den har ett högt näringsinnehåll i % av ts; ca 10 % fosfor (44 % P_2O_5), 10 % kalium (12 % K_2O) och 4 % magnesium (Marmolin m.fl., 2008). Innehållet av tungmetaller i spannmålsaska är lågt, t.ex. ca 5 mg kadmium per kg fosfor, vilket är lika lågt som i det bästa mineralgödselmedlet. Men det finns även problem vid användning av aska som gödselmedel. Bl.a. är det svårt att sprida askan jämnt (Marmolin m.fl., 2008).

Kunde biobrännslaskan blandas i rötresten från biogasproduktionen på ett tillfredsställande sätt skulle resultatet bli ett flertal positiva effekter. För askproducenterna skulle vinsten ligga i ett enkelt och billigt sätt att hantera askan. Vidare är det möjligt att försäljning av askan skulle kunna ge en viss intäkt. Biogasproducenten skulle kunna sälja, alternativt använda i egna odlingar, ett gödselmedel som kan få högre koncentration av kväve, fosfor och kalium än stallgödsel. En blandning av rötrest och aska av acceptabel kvalitet kan också vara ett intressant gödselmedel för ekologiskt lantbruk.

Ammoniakförluster

Djurhållningen och stallgödselhanteringen står för ca 85 % av ammoniakavgången i landet (SCB, 2005). Avgång av ammoniak bidrar till övergödning och försurning och kan resultera i en kraftig reduktion av kväveinnehållet i gödseln. Hur mycket ammoniak som avgår vid spridning av gödsel varierar med spridningsteknik, temperatur, gödselns pH och vindhastighet (Malgeryd, 1996). Rötresten innehåller ganska mycket ammoniumkväve och har dessutom ett relativt högt pH, och dessa egenskaper kan medföra ammoniakförluster vid lagring och spridning (Åkerhielm, 2004). I tidigare studier av ammoniakförluster, vid lagring av rötrest utan tak eller svämtäcke, har ammoniakförluster på upp mot 25 % av rötrestens totala kväveinnehåll uppmätts (Tafdrup m.fl., 1995).

Effekt på pH

Bottenaskan har en pH-höjande effekt eftersom den är alkalisk. Det mesta av rötrestens kväveinnehåll finns i ammoniumform (Wikberg m.fl., 2001; Defra, 2005). Det är därför viktigt att askan som blandas in i rötresten inte bidrar till att pH höjs ytterligare vilket resulterar i att ammoniumkvävet i rötresten förloras som ammoniak. Ammoniakavgången, från rötresten, kan förmodas öka i betydande grad om dess pH kommer i närheten av pK_a -värdet (= 9,24) för

syra-bassystemet ammonium/ammoniak. Det är därför viktigt att studera de alkaliska egenskaperna hos de askor som man vill blanda i rötresterna, samt att studera rötresternas buffrande förmåga, dvs. deras förmåga att motstå pH-förändringar vid tillsats av alkaliskt eller surt material. Det är även viktigt att studera ammoniakavdunstningen från några rötrester dels utan tillsats av aska, dels vid tillsats av aska i de mängder som kan vara aktuella vid spridning i praktiken.

Alkaliniteten hos aska varierar mycket beroende på dess sammansättning (Strömberg, 2005). Natrium och kalium är exempel på ämnen som gör askor alkaliska. Dessa ämnen lakas dock lätt ut om bränslet (särskilt markant för stråbränslen) eller askan utsätts för fukt, vilket gör att bränslets hantering före förbränning och även askans hantering efter förbränning påverkar askans egenskaper. Därför kan egenskaperna hos aska från ett och samma bränsleslag variera en del, och därmed askans inverkan på pH vid inblandning i rötrest. Särskilt från stråbränslen lakas natrium och kalium lätt ut då dessa utsätts för nederbörd (Nikolaisen m.fl., 1998; Bernesson & Nilsson, 2005). Även gödsling, användning av kemiska bekämpningsmedel, jordart och årsmån inverkar på askans sammansättning.

Buffrande egenskaper hos rötrester

Den buffrande förmågan hos rötrester varierar mycket beroende på dess ursprung. Rötrest från nötkreatursgödsel har en hög buffrande förmåga (Eunomia, 2000; Wikberg m.fl., 2001; Defra, 2005; Lehtomäki, 2006), medan rötrest från t.ex. kommunala slam och ibland växtmaterial har en sämre buffrande förmåga (Wikberg m.fl., 2001; Weiland m.fl., 2003). Buffringsförmågan hos växtmaterial, ensilage och källsorterat hushållsavfall är vanligen mer medelmåttig (Eunomia, 2000; Wikberg m.fl., 2001; Banks, 2002; Lehtomäki, 2006).

Kompexbindning av ammonium

Vissa metalljoner såsom t.ex. koppar och zink kan bilda komplex med ammoniak (Petrucci & Harwood, 1993), och därmed hindra ammoniak från att avgå från lösningen där denna befinner sig. Tillsats av aska rik på dessa metalljoner skulle kunna leda till minskad ammoniakavgång jämfört med rötrest utan tillsats av sådan aska.

Hantering av aska i praktiken

I pannor för satsvis eldning av biobränsle, som halmbalar och grotbuntar, kan uraskning ske med traktor eller lastmaskin med skopa efter att förbränningen är avslutad. Vid anläggningar med kontinuerlig bränsletillförsel, s.k. stokermatning, sker uraskning kontinuerligt med skrapor och/eller skruv till någon form av lagring. Lagringen kan med fördel utgöras av en container men stora anläggningar kan ha egen behållare för aska. Obehandlad aska har högt pH och är mycket reaktiv. Återföring av aska inom skogsnäringen sker därför efter att askan stabiliserats. Stabiliseringen sker för att askan inte ska skada flora och fauna samt att växtnäringen ska frigöras långsammare. Den metod som provats i störst omfattning är självhärdning med siktning. Det sker genom att askan befuktas för att därefter härdas på en hårdgjord yta. Därefter sker siktning och större klumpar kan behöva krossas (Emilsson, 2004). I lantbruket bör ingen härdning vara nödvändig om spridning ej sker i växande gröda. Däremot kan det av spridningstekniska skäl vara fördelaktigt med lättare uppfuktning genom att askan lagras utomhus och utsätts för nederbörd. Då kan en lättare härdning ske vilket kan betyda att ev. större block måste krossas. En skopa med rivarvalsar skulle kunna vara en smidig lösning (Marmolin m.fl., 2008).

Transport av aska kan ske på olika sätt. Inom skogsnäringen används med fördel liftdumper-system eller växelflak som lätt kan ställas av på ojämnt underlag för omlastning med skopförsedd kran till spridarekipaget (Emilsson, 2004). Lastning med frontlastare eller lastmaskin direkt från hårdjord yta kan också vara ett alternativ (Ugander, pers. medd., 2008).

Spridning av aska på skogsmark sker med skotare försedd med spridare med spridartallrikar (Emilsson, 2004). Inom jordbruket kan olika tekniker användas beroende på mängden aska som ska spridas. Mindre mängder från en villapanna kan blandas i stallgödsel om det finns tillgängligt. Ren aska kan också spridas med stallgödelspridare (bild 1) eller kalkspridare (Marmolin m.fl., 2008). Spridartesterna visade att vattenhalten samt förekomsten av större klumpar har stor betydelse för spridningsegenskaperna. En fuktig aska (30 % vattenhalt) möjliggjorde större kastvidder och arbetsbredder än en torr aska. Både kalkspridaren och fastgödelspridaren bedömdes vara lämpliga för spridning, men i försöket spred man större givor aska och växtnäring än vad grödan behöver.



Bild 1. Spridning av aska med stallgödelspridare.

Syfte

Arbetets syfte var att studera teknik och system för inblandning och spridning av aska i rötrest. Ett övergripande mål var vinster för såväl förbränningsanläggningar och biogasproducenter som lantbrukare med behov av näringskällor för växtodling.

TIDIGARE STUDIER

Inblandning av aska i biogasrötrest eller liknande

Vi har inte hittat några andra studier där man har blandat in aska från biobränslen i biogasrötrest eller liknande. Det finns studier där man blandat in flygaska från kolförbränning i biogasslam (Garg m.fl., 2005). Denna flygaska hade neutralt pH, och blandades in i betydligt större mängder, i biogasslammet, än vi gjort i denna studie. Man studerade hur blandningen av biogasslam och flygaska påverkade skörd av vete och man beräknade växtnärbalanser. Inga mätningar av ammoniakavgång gjordes. Det finns studier där man blandat in bottenaska från kolförbränning i komposterad nötkreatursgödsel (Mukhtar m.fl., 2000; Mathis m.fl., 2001). Vid den ena av dessa studier var askan sur och vid den andra basisk. Askan blandades in i betydligt större mängder än vad vi gjort. Inga mätningar av ammoniakavgång gjordes.

Buffertkapacitet, alkalinitet och pH

Buffertkapaciteten i rötrest utgörs till största delen av vätekarbonat-karbonat-buffert, som erhålls genom den koldioxid som bildas vid den biologiska processen (Wikberg m.fl., 2001), då det organiska materialet bryts ner anaerobt. Eunomia (2000) anger vidare att även bikarbonater buffrar i anaeroba rötningsprocesser. Banks (2002) anger att buffringskapacitet och alkalinitet hos en rötrest beror på dess innehåll av hydroxider, karbonater och bikarbonater av kalcium, magnesium, natrium och kalium och/eller ammonium/ammoniak.

Wikberg m.fl. (2001) anger att bikarbonatalkaliniteten (BA) är ett mått på buffertkapaciteten hos en vätska. För kommunala rötslam är det vanligt med BA-värden på 2,5-4 g/l CaCO₃ (50-80 mmol/l) (Wikberg m.fl., 2001). Rötningsprocesser med ensilage kan ha BA-värden på 10 g/l CaCO₃ som kan öka till 20 g/l CaCO₃ om processvätska recirkuleras, och detsamma gäller för processer med hushållsavfall. Banks (2002) anger att buffringskapaciteten för köksavfall ligger, i medeltal, på 13,0 g/l (spridning: 9,25-19,125 g/l) och 16,4 g/l (spridning: 9,625-27,0 g/l) i rötrest från mesofil respektive termofil rötning. Eunomia (2000) anger att nötkreatursgödsel har en större buffrande förmåga än källsorterat hushållsavfall, och Lehtomäki (2006) anger att nötkreatursgödsel buffrar bättre än växtmaterial. Orsaken till nötkreatursgödselets goda buffringsförmåga anges vara dess förhållandevis höga ammoniumhalt (Eunomia, 2000). Vid rötning av enbart växtmaterial blir det svårt att få en stabil process beroende på materialets låga buffringskapacitet (Weiland m.fl., 2003). För att komma tillrätta med detta problem brukar man röta växtmaterialet tillsammans med gödsel. Buffringskapaciteten hos gödsel är normalt tillräckligt stor för att mer betydande pH-svängningar i materialet ska förhindras (Defra, 2005), vilket bl.a. styrks av de mycket måttliga pH-höjningar som Lehtomäki (2006) redovisar vid rötning av nötgödsel (se nedan). Buffringskapaciteten är högre vid mesofil rötning (35°C) jämfört med termofil rötning (55°C) (Banks, 2002).

Optimalt pH för anaerob rötning ligger på 5,5 till 8,5, men då metangasproduktionen stabiliserats brukar pH:t stabiliseras mellan 7,2 och 8,2 (Eunomia, 2000; Verma, 2002). Vid pH-värdet överstigande 8,5, föreligger risk för stigande ammoniakhalter och därmed ökad risk för ammoniakförluster. För färsk nötgödsel anger Lehtomäki (2006) ett pH på 7,4, och i rötrest från nötgödsel ett pH på 7,5-7,6. Högre pH-halter medför att lösligheten för ammoniumkvävet avtar allt mer (Lehtomäki, 2006). Banks (2002) anger att pH i köksavfall ligger på 4,4-4,5 före rötning och i medeltal på 7,54 (spridning: 7,30-7,78) och 7,48 (spridning: 6,82-7,81) i rötrest från mesofil respektive termofil rötning.

Kvävet i rötresterna föreligger till stor del som ammoniumkväve (>60 %, upp till ca 80 %) (Wikberg m.fl., 2001; Steineck m.fl., 1999) (se tabellerna B1:1 och B1:2 i bilaga 1). I örötad gödsel är mängden ammoniumkväve lägre (38-66 %) särskilt då för nötgödsel. De ovan höga

ammoniumhalterna gör att risken för ammoniakavgång måste beaktas då man sätter till ett alkaliskt material såsom bottenaska, särskilt då för rötresterna. Wikberg m.fl. (2001) anger att de parametrar som är av betydelse vid ammoniakavdrivning från svingödsel och modellvätskor (liknar rötrest) är temperatur, pH, salthalt och buffertkapacitet. Defra (2005) anger att ammoniakavgången från svingödsel är större än för andra gödselslag beroende på en hög proteinhalt i detta gödselslag. Även Wikberg m.fl. (2001) erhöll betydligt högre kväve- och ammoniumhalter i svingödsel jämfört med nötkreatursgödsel (se tabell B1:1). Defra (2005) anger vidare att ammoniumhalterna även kan bli höga då flytande gödsel rötas ihop med proteinrikt slaktavfall. Wikberg m.fl. (2001) erhöll liknande resultat för rötrest främst från Linköping men även från Kristianstad (se tabell B1:1). Ammoniakavgången har ofta varit högre vid lagring av rötat material än vid lagring av obehandlat material, vilket troligtvis orsakas av den pH-höjning som sker i materialet vid den anaeroba rötningen (Defra, 2005). Ammoniakavgången minskar om lagringsbehållarna är täckta.

Halterna av andra växtnäringsämnen och spårelement som ett medelvärde från 7 certifierade biogasanläggningar för år 2005 (Baky m.fl., 2006) anges i tabell B1:2. Omräknat, blir fosforhalterna ca 3 % och kaliumhalterna ca 1 % av torrsubstansen vid en genomsnittlig ts-halt på 3,8 %.

Sammansättning hos några askor

I tabellerna B2:1-4 i bilaga 2 visas några exempel på sammansättningen hos askor av samma typ eller liknande som ingår i den här studien. Av växtnäringsämnena, innehåller askorna mest kalium där vetehalmaskan (tabell B2:1) innehåller 3,1 %, vetespannmålsaskan (tabell B2:2) 12-22 %, halmaskan (tabell B2:3) 9-15 % och träpelletsaskan (tabell B2:4) 7-9 %. Fosforhalten varierar mer mellan askorna och är för vetehalmaskan (tabell B2:1) 0,66 %, vetespannmålsaskan (tabell B2:2) 0,6-17,4 %, halmaskan (tabell B2:3) 1,4-2,4 % och träpelletsaskan (tabell B2:4) 1-10 %. Kväveinnehållet anges bara för vetehalmaskan och är lågt, bara 0,12 %. Innehållet av kalcium och därmed kalkverkan som CaO är ganska högt i askorna med 5,7 % CaO (4,1 % Ca) i vetehalmaskan, 2,5-3,4 % Ca i vetespannmålsaskan, 6,8-10,9 % Ca i halmaskan och 9,9-26,2 % Ca i träpelletsaskan. Innehållet av tungmetaller är lågt (något eller några tiotals miljondelar) i de här biobränsleaskorna.

MATERIAL OCH METOD

Ingående delstudier

Projektet består huvudsakligen av 6 stycken delstudier. I de tre första delstudierna studeras 3 typer av askor från havre (kärnor), halm och träpellets. I de tre sista delstudierna studeras enbart havreaska. Delstudie A – D utfördes i laboratorium och delstudie F i pilotskala.

I de 6 delstudierna studerades:

- A. askornas skrymdensitet, fraktionsfördelning, vatteninnehåll och kemiska sammansättning,
- B. askornas löslighet, pH och alkalinitet i vatten,
- C. inverkan på pH vid inblandning av askorna i två olika rötrest, samt mätning av rötresternas alkalinitet och buffringsförmåga,
- D. ammoniakavgång vid inblandning av en aska i en rötrest,
- E. växtnäringstillförsel med aska och rötrest,
- F. satsvis inblandning av rötrest i en tank i full skala, samt dosering av aska i ett flöde med cellhjul.

De ingående delstudierna behandlas under sin bokstavsbeteckning (A-F) i huvudkapitlen: Material och metod, Resultat och Diskussion.

Studerade askor

Tre olika typer av askor ingick i studien. Det var en havreaska, en halmaska (från höstvet) och en träpelletsaska (se bild 2). Utöver dessa askor studerades i de flesta delförsöken i delstudierna A-C en havreaska som var lagrad en längre tid utomhus. Denna aska finns närmare beskriven i projekt "Aska från halm och spannmål" (aska nr. 2 i tabell 7 i Marmolin m.fl., 2008).



Bild 2. De tre askorna som ingick i delstudierna A-C, från vänster havreaskan, träpelletsaskan och halmaskan.

Havreaskan kom från Sala-Heby Energi AB:s spannmålspanna i Morgongåva. Den eldade havren kom från 2006 års skörd och var skördad i trakterna kring Sala, Heby och Morgongåva. Den havre som eldades hade enligt uppgifter från Sala-Heby Energi AB en vattenhalt på 14,6 %, en askhalt på 3,1 % och ett kalorimetriskt värmevärde på 16,5 MJ/kg enligt en analys av Belab AB i Norrköping 2006 (Belab, 2006). Den panna som havren eldats i var en 2,4 MW (beräknat på havre) Ferolli-Legno-panna med rörligt rooster (Jönsson, pers. medd., 2006). Belastningen på värmeverket var ganska låg då dygnsmedeltemperaturen låg kring +10°C och värmebehovet därför lågt.

Halmaskan kom från Skurups värmeverk:s halmpanna. Den eldade halmen kom från 2006 års skörd och var skördad i södra Skåne i trakterna kring Skurup, Löderup och Ystad. 2006 gjorde det dåliga vädret under augusti att denna halm blev tvättad flera gånger av regn innan den kunde bärgas (Wallin, pers. medd., 2006). Halmen blev därför förhållandevis grå av bl.a. mögel. Trots detta var den bärgade halmen torr, med en vattenhalt på cirka 12 %. Den panna som halmen eldades i var en 4,5 MW Linka-panna (Bernesson & Nilsson, 2005). Pannan hade s.k. skiveldning, dvs. fyra lika stora delar skärs ut från varje bal, och matas in i pannan på ett sätt som påminner om cigarreldning. Belastningen på värmeverket var ganska låg då dygnsmedeltemperaturen låg kring +14°C, och värmebehovet för uppvärmning var därför mycket litet. Bottenaskan hanterades torr i pannan, under pannan och i utmatningssystemet. Flygaska från en cyklon och ett textilfilter blandades med bottenaskan.

Träpelletsaskan kom från Sala-Heby Energi AB:s träpellets spanna i Östervåla. Den eldade träpelletsen kom från Norsk Pellets Vestmarka AS, med ursprung i Värmland, och bestod av ca 50 % tallved och ca 50 % granved (Jönsson, pers. medd., 2007). Denna pellets hade enligt uppgifter från Norsk Pellets Vestmarka AS, en vattenhalt på 7 %, en askhalt på 0,3 %, och ett kalorimetriskt värmevärde på 19,2 MJ/kg. I Östervåla panncentral finns en Thermia 300 kW panna som är försedd med en 300 kW Ecotec C3 brännare med undermatning i en brännkopp (Jönsson, pers. medd., 2006). Belastningen på värmeverket var ganska låg då dygnsmedeltemperaturen låg kring +10°C och värmebehovet därför lågt.

Den havreaska, som inte studerades i alla delförsök och ingick i delstudierna A-C, kom från projekt "Aska från halm och spannmål" (Marmolin m.fl., 2008) och hade sitt ursprung i Sala-Heby Energi AB:s spannmålspanna i Morgongåva. Den eldade havren till denna aska kom från 2005 års skörd. Askan var lagrad under ca ett halvår, i en hög utomhus, utsatt för regn och temperaturvariationer (se aska nr. 2 i tabell 7 i Marmolin m.fl., 2008). I övrigt överensstämde dess ursprung med den havreaska som beskrivits ovan.

Studerade rötrest

Två rötrest studerades, en från Uppsala (se bilaga 3) där slakteriavfall, livsmedelsavfall och organiskt hushållsavfall ingick, och en från Västerås (se bilaga 4) där organiskt hushållsavfall, slam från fettavskiljare i storkök och restauranger, samt ensilerad vallgröda ingick. Båda rötresterna var flytande med en torrsubstanshalt på 1,6-2,5 %. Deras innehåll av växtnäring och tungmetaller redovisas i bilagorna 1 och 2.

Båda rötresterna ingick i de delförsöken där pH studerades vid inblandning av aska (delstudie C). Endast rötresten från Uppsala ingick i de delförsök där ammoniakavgång studerades (delstudie D), beräkning av växtnäringstillförseln gjordes (delstudie E), samt i de delförsök där aska blandades i rötresten i fullskala (delstudie F).

A. Mätning av askans fysikaliska egenskaper m.m.

Skrymdensitet

200-300 g aska vägdes upp på en analysvåg som gav vikten i gram med två decimaler. Volymen hos denna aska mättes sedan genom att den hälldes, via en tratt, över till en 500 mm hög glascylinder med 92 mm inre diameter. Askans höjd i cylindern mättes sedan på fyra ställen jämnt fördelade runt denna och ett medelvärde för höjden beräknades. Utifrån detta värde och cylinderns diameter kunde volymen hos den invägda askan beräknas, och därmed även dess skrymdensitet. Tre mätningar gjordes på varje typ av aska.

Fraktionering

180-240 g aska vägdes upp på en analysvåg som gav vikten i gram med två decimaler. Denna aska fraktionerades sedan i en provsiktapparat typ JEL från J. Engelsmann AG i Ludwigshafen i Tyskland, med: 5,00; 2,00; 1,00; 0,63; och 0,40 mm såll. Sållen placerades ovanpå varandra med det finaste underst och det grövsta överst. Askproven hälldes ner genom det grövsta sållet, locket sattes på och maskinen kördes under ca 2 minuter innan de olika fraktionerna på varje såll kunde vägas på den ovan nämnda analysvågen. Tre prov av varje typ av aska fraktionerades. Träpelletsaskan torkades i varmluftsugn vid ca 105°C under 3-4 timmar och fick sedan ta upp fukt från luften under ca 10 timmar innan den fraktionerades. Detta för att klumpar i askan lättare skulle falla isär under fraktioneringen, samt att askan inte skulle avge eller ta upp vatten mer än i försumbar mängd.

Mätning av askans vattenhalt

Ca 10 g av varje aska vägdes upp på en analysvåg, som gav vikten i gram med två decimaler, och placerades i ett tunt skikt i en rektangulär aluminiumform. Askorna torkades i varmluftsugn vid ca 105°C under ca 3 timmar. De torkade askorna vägdes, på den ovan nämnda analysvågen, direkt efter att de tagits ut ur varmluftsugnen, innan de hunnit ta upp mer än en försumbar mängd vatten från den omgivande luften. Tre mätningar gjordes på varje typ av aska vid varje provtillfälle.

Efter torkningen fick de torra askorna stå något dygn på laboratoriet och ta upp vatten från luften. Sedan vägdes formarna på nytt och jämviktsvattenhalten med luften kunde beräknas. För träpelletsaskan togs prover för analys av vattenhalten vid två tillfällen. Askornas vattenhalt mättes dessutom i samband med att dessa blandades in i rötresten.

Mätning av askans glödförlust och innehåll av CaO, kalium, natrium och fosfor

Dessa mätningar utfördes i enlighet med standardmetoder av det ackrediterade laboratoriet Analytica. Halten av kalium, natrium och fosfor beräknades utifrån de erhållna halterna av kaliumoxid (K_2O), natriumoxid (Na_2O) och fosforoxid (P_2O_5).

B. Mätning av askans löslighet och pH i vatten

Andel av aska löst i vatten samt mätning av askans alkalinitet

Ca 0,5 g av varje aska vägdes upp på en analysvåg med 4 decimaler. Askorna fördes över till 250 ml bägare och ca 100 ml avjoniserat vatten tillsattes. Tre mätningar gjordes på varje typ av aska. Omrörning skedde med magnetomrörare tills all aska säkert löst sig efter 30-40 minuter (den tid det tagit innan lösningarnas pH stabiliserats, se kapitel: Förändring av pH över tiden vid inblandning av aska i olika mängder i vatten). Lösningarna har därefter förts över till en tvådelad glasfiltertratt med separat glasfilterskiva ovanpå vilken filterpapperna placerades. Varje bägare sköljdes noga ur med avjoniserat vatten för att allt askmaterial skulle följa med. Glasfiltertratten stod vid filtreringen under vakuumsug och var placerad ovanpå en en-liters sugkolv. Efter filtreringen hamnade vätskan i denna. Denna vätska hölls sedan tillbaka till 250 ml bägaren. Sugkolven sköljdes noga med avjoniserat vatten för att allt material skulle följa med tillbaka till bägaren.

Filterpapperna var vägda på en analysvåg med 4 decimaler innan de användes till filtreringen. Efter filtreringen torkades filterpapperna med aska (ej löst) i en fläktugn vid 105°C i tre timmar. Filterpapperna fördes sedan över till en exsickator och transporterades till en analysvåg med 4 decimaler för vägning. Mängden ej löst aska kunde nu beräknas.

Vätskan i bägarna titrerades med saltsyra med en känd koncentration till pH = 7,00. Titrationen skedde med en titreringsmaskin med avläsning på 0,005 ml när. Askans alkalinitet kunde på så sätt beräknas. Saltsyran var ställd mot en natriumhydroxidlösning med känd koncentration. Saltsyrans koncentration uppmättes till $0,0053 \pm 0,0001$ M (medel av tre titreringar med 95 % konfidensintervall).

För att de erhållna värdena ska bli korrekta tar man hänsyn till den koldioxid som tas upp i lösningen då askorna löses i vatten (se ovan). Den mängd aska som neutraliserats av luftens koldioxid, uppskattades genom att den mängd aska mättes upp som gick åt för att höja det koldioxidsura vattnets (det avjoniserade vatten som askorna löstes i) pH till 7. Denna mängd aska drogs bort från de askmängder som mättes upp för mätning av askans alkalinitet (se ovan). Detta förfarande upprepades på likadant sätt för alla de fyra studerade askorna.

Förändring av pH över tiden vid inblandning av aska i olika mängder i vatten

Vid det första av de här delförsöken löstes ungefär 0,5 g av askorna i ungefär 100 ml avjoniserat vatten. Under 30-90 minuter mättes pH, beroende på hur länge en tydlig pH-förändring var synlig. Kurvor över pH-förändringen över tiden ritades upp (se figur 1). Tre mätningar gjordes på varje typ av aska vid varje delförsök.

Vid det andra av de här delförsöken löstes 0,1; 0,5; 1,0; eller 3,0 g aska i ungefär 100 ml avjoniserat vatten. Inom ca 15-20 minuter efter delförsökens start mättes pH. Därefter mättes pH igen efter 4-4,5 timmar, och förändringen i förhållande till den första mätningen noterades. Även vid de här delförsöken gjordes tre mätningar på varje typ av aska.

C. Studier av pH vid inblandning av aska i rötrest

Tillsats av aska i olika mängder till några rötrest

Vid dessa delförsök löstes 0,1; 0,5; 1,0; 3,0; 5,0; eller 10,0 g av askorna i ungefär 100 g rötrest. Rötrest från Uppsala (bilaga 3) respektive Västerås (bilaga 4) användes. Tre mätningar

för varje prov gjordes. Först vägdes rötresten upp med en analysvåg med två decimaler i respektive 250 ml bägare, magnet tillsattes och omrörningen startades. Då temperaturen stabiliserats (rötresterna förvarades i kylskåp) efter 40-50 minuter mättes det initiala pH-värdet upp, och askan började tillsättas. Askan vägdes på en analysvåg med två decimaler och tillsattes rötresten i mängderna: 0,1; 0,4; 0,5; 2,0; 2,0; och 5,0 g, pH mättes 5-10 minuter efter varje tillsats av aska.

Tillsats av aska till rötrest, mätning av pH vid olika tidpunkter

1,00 g aska löstes i ca 100 g rötrest, båda vägda på analysvåg med två decimaler. Samma 250 ml bägare, magneter och magnetomrörare som använts i tidigare försök användes. Rötrest från Uppsala respektive Västerås användes. Tre mätningar för varje prov gjordes. Då temperaturen stabiliserats efter 40-50 minuter mättes det initiala pH-värdet upp och askan tillsattas. Därefter mättes pH med ungefär 10 minuters mellanrum under ca 100 minuter.

Bestämning av rötrestens alkalinitet och buffringsförmåga

Alkaliniteten hos rötresten är ett mått på dess syraneutraliserande kapacitet. Det är summan av dess innehåll av titrerbara baser. Det uppmätta värdet är starkt beroende av slut-pH:t för titreringen (här 4,5). Rötrestens alkalinitet bestämdes med en metod hämtad ur "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (Eaton m.fl., 1995). Den typ av alkalinitet som bestämdes var CaCO_3 -alkaliniteten till pH = 4,5. Slut-pH = 4,5 är lämpligt att välja för rötrester då de har en inflektionspunkt vid detta pH (ett område med sämre buffringsförmåga), vilket underlättar för en mer exakt bestämning av den mängd syra som åtgår för neutraliseringen.

För att bestämma den exakta koncentrationen hos den svavelsyra som användes för titreringen av rötresten användes Na_2CO_3 . Denna torkades under drygt 4 timmar i en varmluftsugn vid ca 200°C. Den fick därefter svalna i en exsickator innan den vägdes in med fyra decimaler på en analysvåg, och löstes i avjoniserat vatten som späddes till 1,0000 liter i en mätkolv. Vid titreringen mättes 40,00 ml Na_2CO_3 -lösning upp (med en 10,00 ml vollpipett * 4) späddes till ca 100 ml i en 250 ml bägare och titrerades till pH = 4,5 med svavelsyralösningen. Svavelsyralösningen titrerades först till ungefär pH = 5, kokades under ca 5 minuter under ett urglas, kylades till rumstemperatur och titrerades slutligen till pH = 4,5. Lösningen kokades för att löst koldioxid skulle gå bort. Urglaset och pH-meterns mätprob sköljdes med lite avjoniserat vatten ner i mätlösningarna efter kokningen respektive varje pH-mätning för att förlusterna av Na_2CO_3 skulle minimeras vid analysförfarandet. För att lättare kunna se då lösningens pH närmade sig 4,5 tillsattes några droppar av en "Mixed indicator 5 for ammonia titrations" från Merck som slår om från grön till röd färg vid pH = 4,7. Titreringen gjordes tre gånger, både med den svavelsyra som användes för titreringen av rötresterna, och den svavelsyra som senare användes för att ställa den natriumhydroxidlösning som senare användes för den alkaliska titreringen av rötresterna.

2,5321 g Na_2CO_3 löstes i 1,000 liter vatten vilket gav en 0,02389 M Na_2CO_3 -lösning. Vid titreringen av svavelsyran erhöles koncentrationerna:
0,01050 ± 0,0003 M (medelvärde med 95 % konfidensintervall) för den svavelsyra som användes för titreringen av rötresten, och
0,01045 ± 0,0002 M (medelvärde med 95 % konfidensintervall) för den svavelsyra som användes för titreringen av natriumhydroxiden.

Vid titreringen av rötresten vägdes ca 100 g rötrest upp av det första provet på en analysvåg som ger vikten i gram med två decimaler. Svavelsyran tillsattes med ca 2 ml åt gången, med en elektrisk titrermaskin som medger avläsning av milliliter med tre decimaler, och pH lästes

av. Vid de följande 5 titreringarna vägdes ca 40 g rötrest upp, och titreringen genomfördes såsom beskrivits ovan. Förutom bestämningen av rötrestens alkalinitet, beräknades tillsatsen av syra såsom mikromol/g rötrest.

Vid titreringen av natriumhydroxiden gjordes tre mätningar och dess koncentration kunde bestämmas till: $0,0982 \pm 0,0003$ M (medelvärde med 95 % konfidensintervall). Vid titreringen av rötresten med natriumhydroxid, vägdes ca 100 g rötrest upp av det första provet, på en analysvåg som ger vikten i gram med 2 decimaler. Natriumhydroxiden tillsattes med ca 1 ml åt gången, med en elektrisk titrermaskin som medger avläsning av milliliter med tre decimaler, och pH lästes av. Vid de följande 5 titreringarna vägdes ca 25 g rötrest upp, och titreringen genomfördes såsom beskrivits ovan. Tillsatsen av hydroxid räknades om till mikromol/g rötrest.

D. Mätning av ammoniakavgång

Potentialen för en ökad ammoniakavgång vid inblandning av havreaska i rötrest bestämdes genom mätning av jämviktskoncentrationen för olika blandningsförhållanden rötrest/aska i laboratorieförsök.

Försöksupplägg och genomförande

Rötresten hämtades från Uppsala biogasanläggning, analysvärden redovisas i bilaga 3 i kolumn november, och havreaskan, tabell B5:1, hämtades från Sala Heby Energis (SHEAB) förbränningsanläggning i Morgongåva. Askans vattenhalt bestämdes genom torkning i torkskåp i 17 timmar vid 105°C i prover om ca 15 g. Då aska-rötrestblandningarna preparerats rördes varje blandning om i 2 minuter. Efter omrörningen mättes temperatur och pH i blandningen.

Jämviktskoncentrationen för ammoniak mättes från fyra blandningar: A) ren rötrest, B) rötrest med 1 volymprocent inblandning av aska, C) rötrest med 3 volymprocent inblandning av aska samt D) rötrest med 5 volymprocent inblandning av aska, tabell 1. Försöket var upplagt som ett blockförsök med tre mättillfällen (upprepningar).

Jämviktskoncentrationen mättes med en mikrometeorologisk differensmetod utvecklad vid JTI (Svensson, 1993). Materialet som användes var fyra plastbackar (0,5 m x 0,5 m, 0,04 m hög) i vilka ramar (0,30 m x 0,40 m) placerades, som senare täcktes med tillhörande ventilerade huvar. Passiva diffusionsprovtagare, typ PDS (diameter 20 mm, höjd 10 mm), användes för att binda ammoniak.

Efter att en aska-rötrestblandning hållts i en ram placerades fyra passiva diffusionsprovtagare, på blandningens yta, bild 3. En huv sattes på ramen och provtagarna exponerades i 5-10 min, bild 4. Exponeringstiden bestämdes genom mätning av ammoniakkoncentrationen med reagensrör (Kitagawa) och figur 4 i Svensson & Ferm (1993). Därefter togs provtagarna ut, placerades i burkar med tätslutande lock och lämnades till laboratorium för extraktion och analys. Bakgrundskoncentrationen bestämdes med samma typ av diffusionsprovtagare, som placerades i duplikat utanför huvarna. Vid mätning av ammoniak registrerades rumstemperaturen. Jämviktskoncentrationen beräknades sedan från den mängd ammoniak som bundits i provtagarna, exponeringstiden, temperaturen samt provtagarens dimensioner.

Tabell 1. Behandlingar, volymandelar rötrest-aska i de olika blandningarna samt vikt aska och volym rötrest och aska

| Behandling | Andel, volym-% | | Vikt ^a , g | | Volym, l | |
|------------|----------------|------|-----------------------|---------|----------|--|
| | Rötrest | Aska | Aska | Rötrest | Aska | |
| A | 100 | 0 | 0 | 2,50 | 0 | |
| B | 99 | 1 | 13,81 | 2,475 | 0,025 | |
| C | 97 | 3 | 41,43 | 2,425 | 0,075 | |
| D | 95 | 5 | 69,05 | 2,375 | 0,125 | |

^a Uträknat från skrymdensitet 0,6 kg/dm³.



Bild 3. Fyra passiva diffusionsprovtagare placerades ovanför rötrest/askblandningen.



Bild 4. Mätning av jämviktsskoncentrationen i 4 led, vid 3 olika mättillfällen.

Vid en statistisk variansanalys av skillnaderna mellan behandlingarna användes upplägget randomiserat blockförsök. Beräkningarna utfördes med modellen "general linear model" (GLM) i programvaran SAS 6,12 (SAS Institute Inc., 1994).

E. Beräkningar av växtnäringstillförsel med askan

Växtnärings- och tungmetallinnehåll i aska-rötrestblandningarna (0, 1, 3 och 5 viktsprocent askinblandning) beräknades och risken för överskridande av gränsvärdena för tungmetallgivor (g/ha och år) enligt SNFS (1994) vid en giva på 30 ton/ha studerades, tabell 2. Havreaskans innehåll av fosfor och kalium togs från de analyser som gjordes på havreaskan som användes i projektet (bilaga 5, tabell B5:1). Tungmetallhalterna i havreaskan som användes i beräkningarna togs från Marmolin m.fl. (2008) och utgjordes av medelvärden, tabell 3. Rötrestens innehåll av olika ämnen redovisas i bilaga 3 i kolumn: Resultat, medel januari till november 2006. Den spridningsgiva som användes i beräkningarna var 30 ton per hektar.

För att se vilka mängder spårelement som man maximalt kan förvänta sig i bottenaska från havre har variationskoefficienten, C_v , beräknats. I ekvationen nedan visas hur C_v beräknas, σ står för standardavvikelsen och μ står för medelvärdet.

$$C_v = \frac{\sigma}{\mu} * 100 (\%)$$

Tabell 2. Riktvärden för maximal mängd metalltillförsel till åkermark per år (SNFS, 1994; KRAV, 2007)

| Metall | Årlig maximal mängd, g/ha och år | |
|-------------|-------------------------------------|-------------------|
| | SNFS 1994:2 ^a | KRAV ^a |
| Bly | 25 | 50 |
| Kadmium | 0,75 | 0,75 |
| Koppar | 300 ^b | 500 |
| Krom | 40 | 50 |
| Kvicksilver | 1,5 | 1 |
| Nickel | 25 | 50 |
| Zink | 600 | 700 |

^a Räknat som genomsnitt över en femårsperiod.

^b För koppar kan större mängder godtas om åkermarken där spridning ska ske behöver koppartillskott.

Tabell 3. Innehåll av tungmetaller i havreaska i mg/kg ts (Marmolin m.fl., 2008)

| Parameter | Medel, mg/kg ts | Standardavvikelse |
|-----------|--------------------|-------------------|
| Pb | 4,8 | 12,7 |
| Cd | < 0,5 | - |
| Cu | 70 | 27,9 |
| Cr | 8 | 4,8 |
| Hg | < 0,05 | - |
| Ni | 20 | 13,2 |
| Zn | 345 | 181 |

En jämförelse gjordes även mellan innehållet av fosfor och kalium i förhållande till kväveinnehållet mellan olika gödselslag samt behovet av kväve, fosfor och kalium hos olika grödor.

F. Blandning av aska i rötrest – pilotskala

Möjligheterna att blanda bottenaska från förbränning av havre med rötrest i flytande form undersöktes med avseende på separation.

Satsvis blandning i tank

Rötresten och askan hämtades från samma företag som i delstudie D. Analysvärden på rötrest (Uppsala) från anläggningen redovisas i bilaga 3. Tre representativa prov togs ur askpartiet, som analyserades m.a.p. vattenhalt, volymvikt och fraktionsstorlekar enligt Marmolin m.fl. (2008). Vattenhalten bestämdes genom torkning i torkskåp i 17 timmar vid 105°C i prover om ca 15 g. Volymvikten bestämdes genom att fylla en glascylinder med 91 mm i diameter med aska till en höjd av ca 150 mm. Därefter skakades cylindern och den nya höjden noteras och provet vägdes för att bestämma volymvikten hos skakat prov. Fraktionsstorleksfördelningen bestämdes genom att askan passerade skakande siktar med maskvidderna 0,4 mm; 0,63 mm; 1 mm; 2 mm; och 5 mm. Varje delprov vägde ca 300-650 g och hela provet fick passera siktarna varefter vägning skedde.

En mjölk tank (1 500 liter) med lös omrörarpump (elmotor driven) användes för att studera sedimentering av aska i rötrest i en större skala, se bild 5. På mjölk tanken kopplades en kran för att kunna ställa in utflödet och efterlikna en viss flödesmängd.

Inledningsvis gjordes en liten förstudie vid JTI där systemet trimmades in med vatten. Flödes hastigheten ut från mjölk tanken justerades och vi studerade hur en kort respektive lång tömningstid påverkade mängden sedimenterad aska. Blandningen som testades utgjordes av 1 500 liter vatten med 3 viktsprocent inblandning av aska.

Den fullskaliga tömnings- och sedimenteringsstudien med aska-rötrestblandning utfördes på Kungsängens biogasanläggning i Uppsala. Inblandningsmängderna av aska var 0; 1; 3; och 5 vikts-%, tabell 4. Inga upprepningar av blandningarna gjordes.

Tabell 4. Studerade blandningar av aska och rötrest

| Blandning | Andel aska, vikts-% | Mängd aska, kg | Mängd rötrest, kg |
|-----------|---------------------|----------------|-------------------|
| 1 | 0 | 0 | 1 500 |
| 2 | 1 | 15 | 1 485 |
| 3 | 3 | 45 | 1 455 |
| 4 | 5 | 75 | 1 425 |

Mjölk tanken placerades på ett flak som kunde transporteras mellan påfyllningsstället för rötrest och tömningsstället för aska-rötrestblandningen, bild 5. Rötresten pumpades direkt från biogasanläggningen och ner i mjölk tanken. Den hade då en temperatur på ca 40°C.



Bild 5. Mjölk tanken på flaket vid tömningsstället.

Omrörningen sattes igång i mjölktanken då den uppvägda askan började hällas i rötresten, bild 6. Askan dammade väldigt mycket när den hälldes ner i rötresten. Det bildades inga klumpar i blandningen. När all aska hällts ner i rötresten fick omröraren stå på i ca två minuter, bild 7. Sedan stängdes omröraren av och kranen öppnades så mycket som motsvarade ca 3 minuters tömningstid. Tömningshastigheten var $0,5 \text{ m}^3/\text{minut}$.

När blandningen började strömma ut ur kranen togs första omgången prov ut, bild 8. Nästa provomgång togs då 50 % tömtes ut ur behållaren, sista provomgången togs då 90 % tömtes ut ur behållaren, bild 9. Tiden då proverna togs ut och totala tiden för tömningen noterades. De uttagna proverna analyserades med avseende på torrsubstanshalt och askhalt. Proverna togs ut för att bestämma jämnheten på utflödet från tanken.



Bild 6. Dosering av aska i rötrest.



Bild 7. Omblandning av aska-rötrestartblandningen.



Bild 8. Provtagning i flödet från mjölk tanken.



Bild 9. Tömning av mjölk tanken.

Efter att aska-rötrestblandningen runnit ut ur mjölk tanken fick huvuddelen av vätskan rinna av. Därefter samlades sedimentet upp och vägdes, bild 10. Ett representativt prov togs ut ur sedimentet för analys av vattenhalten. Mjölk tanken rengjordes mellan varje blandning.



Bild 10. Uppsamling av sediment.

Dosering av aska i flöde

I syfte att se möjligheten att dosera aska i ett flöde av t.ex. rötrest, testades en cellhjulsdoserrare, bild 11 och 12. Utrustningen är en cellhjulsenhet för dosering av flytgödsel till två billar. Aggregatet kopplades till en traktors trepunktslyft och var under testet upphissad ca 0,5 m ovan mark. Cellhjulet drivs med en hydraulmotor kopplad till traktorns yttre hydraulik och varvtalet kan ställas steglöst med en hydraulventil. Cellhjulet rymmer enligt tillverkare 5,7 liter per varv och har tre V-formade medbringare, bild 12. Aska ur samma parti som för den stationära testen användes, se tabell 22. Askan var finpulveriserad, torr och dammade en hel del. Cellhjulsdoserraren testades vid två olika inställningar för att få två olika askflöden.



Bild 11. Holarasaggregatet under test.



Bild 12. Cellhjulsdoserare med tre V-formade medbringare.

Vid studien antogs ett flöde av 2 500 liter rötrest/min (vanligt på en pumptankvagn). I tabell 5 visas vilka flöden med aska, vid olika inblandningar av aska (1; 3; och 5 viktsprocent), som doseraren ska kunna hålla. Test utfördes med 1 respektive 3 viktsprocent aska.

Tabell 5. Mängder och flöden av aska vid inblandning i tank eller dosering i flöde

| Andel aska, vikts-% | Flöden, inblandning i flöde, kg/min | |
|------------------------|-------------------------------------|------|
| | Rötrest | Aska |
| 5 | 2 368 | 132 |
| 3 | 2 433 | 77 |
| 1 | 2 475 | 25 |
| 0 | 2 500 | 0 |

RESULTAT

A. Mätning av askans fysikaliska egenskaper

Skrymdensitet

Havreaskan var den aska som hade störst skrymdensitet av de studerade askorna, tätt följd av träpelletsaskan (tabell 6). Halmaskans skrymdensitet var lägre än hälften jämfört med de två andra askorna. Detta beror till största delen på den stora andelen oförbränt (se tabell B5:3 i bilaga 5), som skrymmande strårester i halmaskan (se bild 18). Skrymdensiteten för den havreaska som studerades i projekt ”Aska från halm och spannmål” och som användes i vissa laborationer i det här projektet uppmättes till 663 g/liter vid ett fukthinnehåll på 32 % (aska nr. 2 i tabellerna 7 och 13 i Marmolin m.fl., 2008).

Tabell 6. Askornas skrymdensitet (medel av tre mätningar)

| Typ av aska | Skrymdensitet, g/liter | 95 % konfidensintervall |
|-------------|------------------------|-------------------------|
| Havre | 552 ± | 22 |
| Halm | 257 ± | 24 |
| Träpellets | 534 ± | 60 |

Fraktionering

Askornas innehåll av partiklar i olika storleksfraktioner liknade varandra mycket för de tre studerade askorna. Av de tre studerade askorna stod den finaste fraktionen (0-0,40 mm) för knappt två tredjedelar eller ca två tredjedelar av innehållet (tabell 7). Omkring 10 % av innehållet låg i var och en av fraktionerna 0,40-0,63; 0,63-1,00; och 1,00-2,00 mm för de tre studerade askorna. 3-4 % av askornas innehåll låg i fraktionen 2,00-5,00 mm. I bilderna 13, 15 och 17 visas högarnas storlek efter fraktioneringen av de tre askorna. I fraktionen >5,00 mm innehöll träpelletsaskan mycket mer material än de andra båda askorna. Detta material bestod huvudsakligen av oförbrända pelletar. I halmaskan bestod en hel del av detta material av småsten från marken. Materialet i de två största fraktionerna (2,00-5,00 mm och >5,00 mm) bestod till en stor del av små stenar med vassa kanter som verkade slipande på kärl, pumpar med mera utrustning (se bilderna 14, 16 och 18). Lagg märke till att spetsiga kanter är vanligt förekommande. Detta material liknade utseendemässigt det material som används till sandning av gångar under vintern. I den minsta fraktionen (0-0,40 mm) var materialet nästan helt pulverformigt. Det fanns mycket strårester (oförbränt material) i fraktionerna 0,63-1,00; 1,00-2,00; och 2,00-5,00 mm för halmaskan (se bild 17 och 18).

Tabell 7. Fraktionering av tre askor (%: medel av tre mätningar)

| Typ av aska / Fraktion, mm | 0-0,40 | 0,40-0,63 | 0,63-1,00 | 1,00-2,00 | 2,00-5,00 | >5,00 |
|----------------------------|--------|-----------|-----------|-----------|-----------|-------|
| Havre | 62,5 | 12,3 | 11,1 | 10,9 | 3,0 | 0,2 |
| Halm | 64,8 | 10,1 | 8,8 | 10,2 | 4,2 | 1,8 |
| Träpellets | 66,9 | 8,1 | 6,3 | 8,2 | 4,2 | 6,3 |

Vid fraktioneringen dammade askproverna mycket. Dammet satte sig snabbt i näsan och verkade irriterande. Detta tyder på att skyddsutrustning och dammsug kan behöva användas vid hantering av större mängder aska.



Bild 13. De sex olika fraktionerna av havreaskan.



Bild 14. De två största fraktionerna av havreaskan.



Bild 15. De sex olika fraktionerna av träpelletsaskan.



Bild 16. De två största fraktionerna av träpelletsaskan.



Bild 17. De sex olika fraktionerna av halmaskan.



Bild 18. De två största fraktionerna av halmaska.

I ett fraktioneringsförsök av havreaskor i projekt "Aska från halm och spannmål" (Marmolin m.fl., 2008) hamnade 90 % av materialet i fraktionerna 1,00-2,00 mm och 2,00-5,00 mm (se tabell 8) av en aska som studerades i vissa laborationer i det här projektet. Marmolin m.fl. (2008) gjorde dock dessa mätningar då askan var fuktig (innehåll 32 % vatten) vilket kan vara en del av orsaken till den kraftiga avvikelserna mot resultatet för havreaskan i tabell 7. En annan orsak till skillnaden är att i askan ingående partiklar klumpat ihop sig då den lagrats utomhus och utsatts för regnvatten, upptorkning och temperaturvariationer. Med en annan havreaska (studerades inte i det här projektet) som lagrats torrt erhöles en större andel av materialet i de två finaste fraktionerna (0-0,40 mm och 0,40-0,63 mm) (aska 1 i tabell 7 och figur 8 i Marmolin m.fl., 2008) (se tabell 8, nedan). Nästan 90 % av det totala materialet, i denna aska, återfanns i dessa båda fraktioner (se tabell 8, nedan). Detta resultat stämmer bra överens med det för havreaskan i tabell 7. Detsamma gäller för den aska som studerades i kapitel: F. Blandning av aska i rötrest – fullskala, se tabell 22.

Tabell 8. Fraktionering av havreaska från ett tidigare försök i projekt "Aska från halm och spannmål" (Marmolin m.fl., 2008) (%)

| Typ av aska / Fraktion, mm | 0-0,40 | 0,40-0,63 | 0,63-1,00 | 1,00-2,00 | 2,00-5,00 | >5,00 |
|----------------------------|--------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|
| Havre ^a | 0 | 0 | 10 | 50 | 40 | bortsållat |
| Havre ^b | 69 | 19 | 7 | 2 | 1 | 2 |

^a Aska nr. 2 i tabell 7 och figur 8 i Marmolin m.fl. (2008). Denna aska studerades i vissa laborationer i det här projektet.

^b Aska nr. 1 i tabell 7 och figur 8 i Marmolin m.fl. (2008). Denna aska studerades inte i det här projektet.

Mätning av askans vattenhalt

Havreaskan och halmaskan innehöll mindre än 1 % vatten (se tabellerna 9, 10, B5:1 och B5:3). Träpelletsaskan innehöll nästan 10 % vatten, sannolikt beroende på att den lagrats en tid utomhus där det varit fuktigt (se tabellerna 9, 10 och B5:2). Askorna anpassade ganska snabbt sitt vatteninnehåll efter omgivande lufts fuktinnehåll och temperatur. Efter torkningen

tog askorna snabbt upp vatten från luften i laboratoriet. Efter en dag hade havreaskan och halmaskan tagit upp några tiondels procent vatten igen medan träpelletsaskan tagit upp mer än 3 % vatten (se tabell 9, jämvikt). Det andra vattenhaltsprovet från träpelletsaskan visade på vattenhalter i nivå med det första provet. Vid fraktioneringen var vattenhalten drygt 2 % för torkad träpelletsaska (se tabell 9).

Tabell 9. Vattenhalter i askorna vid några tillfällen (medel av tre mätningar)

| Typ av aska | Vattenhalt, % | | 95 % konfidensintervall |
|---|---------------|---|-------------------------|
| Havre | 0,74 | ± | 0,27 |
| Havre (jämvikt) | 0,66 | ± | 0,16 |
| Halm | 0,93 | ± | 0,20 |
| Halm (jämvikt) | 0,54 | ± | 0,28 |
| Träpellets (1) | 9,31 | ± | 0,81 |
| Träpellets (jämvikt) | 3,32 | ± | 0,28 |
| Träpellets (2) | 9,26 | ± | 1,22 |
| Träpellets (fraktionering) | 2,22 | ± | 0,72 |
| Havre (från projekt "Aska från halm och spannmål") ^a | 4,59 | ± | 0,58 |
| Havre (från projekt "Aska från halm och spannmål") ^a (jämvikt) | 2,23 | ± | 0,14 |

^a Aska nr. 2 i tabell 7 och tabell 13 i Marmolin m.fl. (2008) då den torkat inomhus.

I tabell 10 nedan anges askornas vattenhalter då de i slutet av november 2006 blandades in i rötresten. Havre- och halmaskornas vattenhalt hade endast förändrats obetydligt sedan föregående mättillfälle medan träpelletsaskan torkat ungefär 1,5 procentenheter och havreaskan från projekt "Aska från halm och spannmål" (Marmolin m.fl., 2008) fuktats upp med 0,4 procentenheter.

Tabell 10. Vattenhalter i askorna vid inblandning i rötresten (medel av tre mätningar)

| Typ av aska | Vattenhalt, % | | 95 % konfidensintervall |
|---|---------------|---|-------------------------|
| Havre | 0,86 | ± | 0,54 |
| Halm | 0,99 | ± | 0,24 |
| Träpellets | 7,81 | ± | 1,25 |
| Havre (från projekt "Aska från halm och spannmål") ^a | 4,97 | ± | 0,04 |

^a Aska nr. 2 i tabell 7 och tabell 13 i Marmolin m.fl. (2008) då den torkat inomhus.

Mätning av askans glödförlust och innehåll av CaO, kalium, natrium och fosfor

I tabellerna B5:1-3, i bilaga 5, anges torrs substans, glödrest, CaO-, kalium-, natrium- och fosfor-halterna i havre-, träpellets- och halmaskorna. Torrs substanshalterna stämmer bra överens med de vattenhalter som anges i tabellerna B2:1, 9 och 10 ovan. Mängden oförbränt eller glödningsförlusterna (100 (total mängd ts) - glödrest (% av ts) i tabellerna B5:1-3) är 3,8 % för havreaskan, 25,7 % för träpelletsaskan och 5,7 % för halmaskan. Den höga glödningsförlusten för träpelletsaskan beror på att denna innehåller oförbrända pelletsbitar samt är svart, vilket tyder på en hög halt av oförbränt kol (sot) (se även bilderna 15 och 16 där oförbrända pelletsbitar syns i den största fraktionen). Halmaskan har en större glödningsförlust än havreaskan vilket var väntat då oförbrända strådelar är väl synliga i denna aska (se även bilderna 17 och 18 där oförbrända strådelar syns i de största fraktionerna). Halten CaO var betydligt

större i träpelletsaskan (tabell B5:2), jämfört med halmaskan (tabell B5:3) och havreaskan (tabell B5:1). Detta stämmer väl överens med den alkalinitet som uppmätts hos askorna vid inblandning i vatten (se tabell 12). Havreaskan har högst kaliuminnehåll, följd av träpelletsaskan och halmaskan i nämnd ordning (tabellerna B5:1-3). Träpelletsaskan har högst innehåll av natrium följd av havreaskan och träpelletsaskan i nämnd ordning. Havreaskan innehåller betydligt mer fosfor än de båda andra askorna.

B. Mätning av askans löslighet och pH i vatten

Andel av aska löst i vatten

Knappt 7 % av havreaskan löste sig, jämfört med 3,5 % av halmaskan, och nästan 12 % av träpelletsaskan (tabell 11). Mer än 24 % löste sig av den havreaska som hade sitt ursprung i försök gjorda av Marmolin m.fl. (2008). En orsak kan vara att mineraliseringsprocesser pågått i denna aska då den under ett par månaders tid utsatts för fukt och ganska stora temperaturvariationer. Då det fasta materialet filtrerats bort, var lösningen ofärgad och klar från havre- och halmaskorna, medan den från träpelletsaskan var mörk och klar med ett utseende påminnande om te.

Tabell 11. Andel material av aska löst i vatten (medel av tre mätningar)

| Typ av aska | Andel av aska löst, % | | 95 % konfidensintervall |
|---|-----------------------|---|-------------------------|
| Havre | 6,56 | ± | 2,38 |
| Halm | 3,48 | ± | 1,88 |
| Träpellets | 11,74 | ± | 1,82 |
| Havre (från projekt ”Aska från halm och spannmål”) ^a | 24,79 | ± | 6,15 |

^a Aska nr. 2 i tabell 7 och tabell 13 i Marmolin m.fl. (2008) då den torkat inomhus.

Askans alkalinitet

Havre- och halmaskorna innehöll en mycket låg andel lösligt (vattenlösligt) alkaliskt material (tabell 12). Båda dessa askor var färska och hade inte lagrats utomhus i en container mer än högst någon dag. Den havreaska som kom från projekt ”Aska från halm och spannmål” Marmolin m.fl. (2008) innehöll betydligt mer alkaliskt material (mer än 8 gånger så mycket). Detta kan bero på att denna aska under ett par månaders tid utsattes för fukt och temperatursvängningar då den legat i en askhög utomhus under hela sommarsäsongen. Träpelletsaskan, som även den var färska och ej lagrad utomhus, innehöll en mycket stor andel lösligt alkaliskt material (se tabell 12). Träpelletsaskan innehöll mer än 23 gånger så mycket lösligt alkaliskt material jämfört med havreaskan. Orsaken till att alkaliniteten blev högre vid den externa analysen är att askorna då utsattes för mycket starkare lösningsmedel.

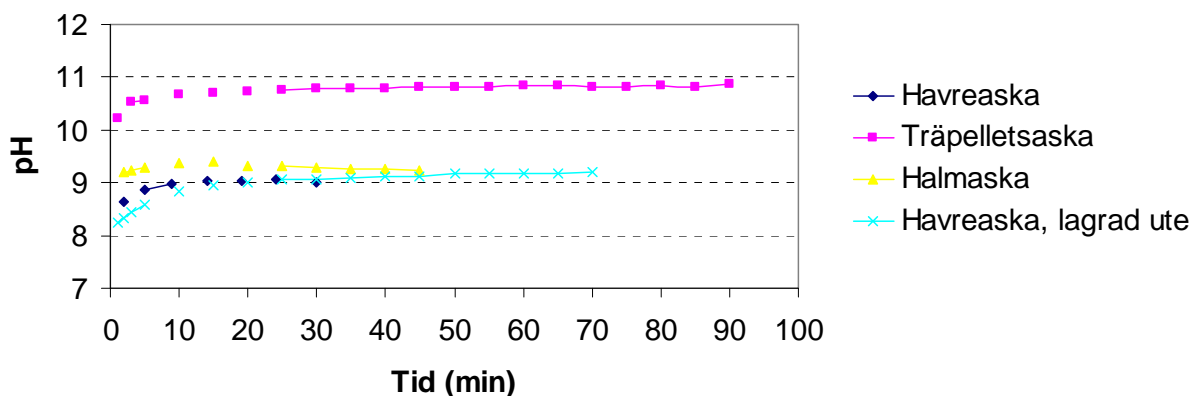
Tabell 12. Askornas alkalinitet (medel av tre mätningar)

| Typ av aska | Alkalinitet, mmol/g | 95 % konfidensintervall |
|---|---------------------|-------------------------|
| Havre | 0,031 | ± 0,005 |
| Halm | 0,040 | ± 0,011 |
| Träpellets | 0,720 | ± 0,191 |
| Havre (från projekt ”Aska från halm och spannmål”) ^a | 0,262 | ± 0,008 |
| <i>Extern analys:</i> | | |
| Havre | 1,36 | |
| Halm | 2,58 | |
| Träpellets | 8,63 | |

^a Aska nr. 2 i tabell 7 och tabell 13 i Marmolin m.fl. (2008) då den torkat inomhus.

Förändring av pH över tiden vid inblandning av aska i olika mängder i vatten

I vattenlösningar där aska blandades in steg normalt pH initialt 0,2-0,6 pH-enheter, beroende på typ av löst aska, innan pH-värdena antingen började sjunka igen eller stabiliserades (se figur 1). Efter ca 20 min verkade det mesta av havreaskan vara löst, och inflytandet från den koldioxid som löstes tog överhand, och pH började sjunka. För träpelletsaskan tog det ca 45-50 min innan så mycket av askan var löst, så att inflytandet från den koldioxid som löstes tog överhand och pH stabiliserades. För halmaskan tog det endast ca 15 min innan all aska var löst, och det högsta pH-värdet nåddes. För den havreaska som kom från projekt ”Aska från halm och spannmål” (aska nr. 2 i tabell 7 i Marmolin m.fl., 2008) tog det ca 50 min innan så mycket av askan var löst, så att inflytandet från den koldioxid som löstes tog överhand och pH stabiliserades.



Figur 1. Förändring av pH över tiden vid lösning av några olika typer av aska i vatten. Havreaska, lagrad ute, kom från projekt ”Aska från halm och spannmål” (aska nr. 2 i tabell 7 i Marmolin m.fl., 2008).

Vid inblandning av aska i vatten så stiger pH först snabbt, sedan långsammare medan askan löses, ett maximalt pH-värde nås, och sedan sjunker pH:t vanligen långsamt under flera timmar. I tabell 13 redovisas de maximalt uppnådda pH-värdena som startvärden och sedan slut-pH-värden som uppnåtts efter flera timmar (här 4-4,5 timmar). Att pH-värdena sjunker efter att ett maximalt pH-värde uppnåtts, kan förklaras med att luftens koldioxid löser sig i vattnet och därmed sänker dess pH. Detta var särskilt tydligt för de askor som innehöll en ringa andel lättlösligt alkaliskt material (havreaskan och halmaskan). För askor med en stor andel lättlös-

ligt alkaliskt material (träpelletsaskan) steg ofta pH istället. Detta kan förklaras med att mer askmaterial, och därmed alkaliskt material, kom i lösning med tiden. Alkaliskt material tillfördes (löstes upp) snabbare än vad surt material från luftens koldioxid hann lösa sig. Emellertid sjönk pH i lösningar med mycket ringa mängd löst aska (0,1 g träpelletsaska i 100 ml vatten). Detta kan förklaras med att en mycket liten mängd ytterligare aska fanns som kunde gå i lösning, och att denna mängd aska kompenserades mer än väl av den koldioxid från luften som gick i lösning.

Förändringarna i pH över tiden blev ofta större då en mindre mängd aska ingick i blandningen (tabell 13). Detta förklaras av att en mindre mängd alkaliskt material som kan motstå det sura inflytandet från luftens koldioxid då fanns tillgängligt.

De stora osäkerheterna i mätvärdena (de breda konfidensintervallen) kan förklaras av att mängden ytterligare aska som kunde gå i lösning varierade en hel del mellan varje enskilt prov.

Tabell 13. Förändring av pH under 4-4,5 timmar vid inblandning av askor i vatten med olika koncentrationer (medel av tre mätningar)

| Typ av aska / Mängd aska i vatten, g/100 ml vatten | Start-pH ^a | Slut-pH ^b | pH-förändring | 95 % konfidensintervall |
|--|-----------------------|----------------------|---------------|-------------------------|
| <i>Havre</i> | | | | |
| 0,1 | 8,33 | 7,86 | -0,47 | ± 0,19 |
| 0,5 | 9,09 | 8,12 | -0,97 | ± 0,61 |
| 1,0 | 9,45 | 8,75 | -0,70 | ± 0,62 |
| 3,0 | 9,76 | 9,38 | -0,38 | ± 0,14 |
| <i>Halm</i> | | | | |
| 0,1 | 8,74 | 7,55 | -1,19 | ± 0,39 |
| 0,5 | 9,68 | 8,67 | -1,01 | ± 1,07 |
| 1,0 | 9,96 | 9,40 | -0,56 | ± 0,31 |
| 3,0 | 10,47 | 9,78 | -0,69 | ± 0,42 |
| <i>Träpellets</i> | | | | |
| 0,1 | 9,80 | 9,73 | -0,07 | ± 0,49 |
| 0,5 | 10,56 | 10,72 | 0,16 | ± 0,51 |
| 1,0 | 10,89 | 11,40 | 0,52 | ± 0,17 |
| 3,0 | 11,41 | 11,91 | 0,50 | ± 0,21 |

^a Mätt 8-23 minuter efter det att askan blandats in. Ungefär det högsta pH:t som uppnåddes vid mätningen.

^b Mätt 261-278 minuter efter det att askan blandats in.

C. Studier av pH vid inblandning av aska i rötrest

Tillsats av aska i olika mängder till några rötrest

Vid tillsats av askmängder på 1,0 g och därunder till 100 g rötrest, blev pH-förändringarna så små att de ej slog igenom märkbart i förhållande till pH-fluktuationer som berodde på andra orsaker (tabell 14). Det kunde dock synas en stigande tendens hos pH, men denna slog ej igenom i alla ask-rötrestblandningar. För träpelletsaskan (som hade ett större innehåll av alkaliskt material) märktes dock pH-stegringen tydligt redan vid tillsats av 1,0 g aska till 100 g rötrest. Vid tillsats av 3,0 – 10,0 g aska till rötresterna blev pH-höjningarna mer tydliga för alla askorna. För träpelletsaskan blev pH-höjningen stor: 0,56-0,74 pH-enheter för 5,0 g aska i 100 g rötrest (se tabell 14) och 0,93-1,09 pH-enheter för 10,0 g aska i 100 g rötrest, vilket är tillräckligt mycket för att orsaka betydande ammoniakavgång. För rötresten från Västerås var pH-höjningen som regel större än för rötresten från Uppsala, detta trots att buffertkapaciteten

var störst för rötresten från Västerås (se kapitel: Bestämning av rötrestens alkalinitet och buffringsförmåga).

Tabell 14. Uppmätt pH i ca 100 g av några rötrestar efter tillsats av aska i olika mängder (medel av tre mätningar)

| Typ av aska | Havre | | Halm | | Träpellets | | Havre ^a | |
|--------------------|---------|----------|---------|----------|------------|----------|--------------------|----------|
| | Uppsala | Västerås | Uppsala | Västerås | Uppsala | Västerås | Uppsala | Västerås |
| Initialt pH | 8,55 | 8,24 | 8,51 | 8,23 | 8,56 | 8,21 | 8,49 | 8,22 |
| Efter tillsats av: | | | | | | | | |
| 0,1 g aska pH | 8,60 | 8,28 | 8,49 | 8,24 | 8,54 | 8,26 | 8,53 | 8,28 |
| 0,5 g aska pH | 8,59 | 8,31 | 8,52 | 8,28 | 8,62 | 8,37 | 8,50 | 8,31 |
| 1,0 g aska pH | 8,54 | 8,32 | 8,55 | 8,32 | 8,72 | 8,49 | 8,54 | 8,35 |
| 3,0 g aska pH | 8,60 | 8,40 | 8,58 | 8,37 | 8,95 | 8,76 | 8,56 | 8,38 |
| 5,0 g aska pH | 8,60 | 8,43 | 8,62 | 8,46 | 9,12 | 8,95 | 8,59 | 8,42 |
| 10,0 g aska pH | 8,66 | 8,49 | 8,64 | 8,46 | 9,49 | 9,30 | 8,67 | 8,51 |

^a Aska nr. 2 i tabell 7 och tabell 13 i Marmolin m.fl. (2008) då den torkat inomhus.

Tillsats av aska till rötrest, mätning av pH vid olika tidpunkter

Vid mätningar av pH under drygt 1,5 timmar i rötrest från Uppsala, kunde konstateras att pH inte förändrades märkbart över tiden. I rötresten från Västerås hade pH en tendens att långsamt stiga oberoende av om aska blandats in i rötresten eller inte. I genomsnitt steg pH:t ca 0,1 enheter i rötresten från Västerås under den studerade tidsperioden. Under den studerade tidsperioden betedde sig pH i rötresterna likadant oberoende om aska blandades in eller ej. Den pH-förändring som långsamt skedde i rötresten från Västerås kan därför inte bero på någon egenskap hos askorna.

Vid inblandning av havreaskan och halmaskan i rötresterna steg pH:t endast någon eller ett par hundradels enheter. Vid inblandning av träpelletsaskan steg pH drygt 2 tiondels enheter.

Bestämning av rötrestens alkalinitet och buffringsförmåga

Rötresten från Västerås befanns ha en högre alkalinitet än rötresten från Uppsala (se tabell 15). Den förhållandevis höga alkaliniteten för de två rötresterna tyder på att de båda hade en god buffrande förmåga och därmed ett stort motstånd mot pH-förändringar.

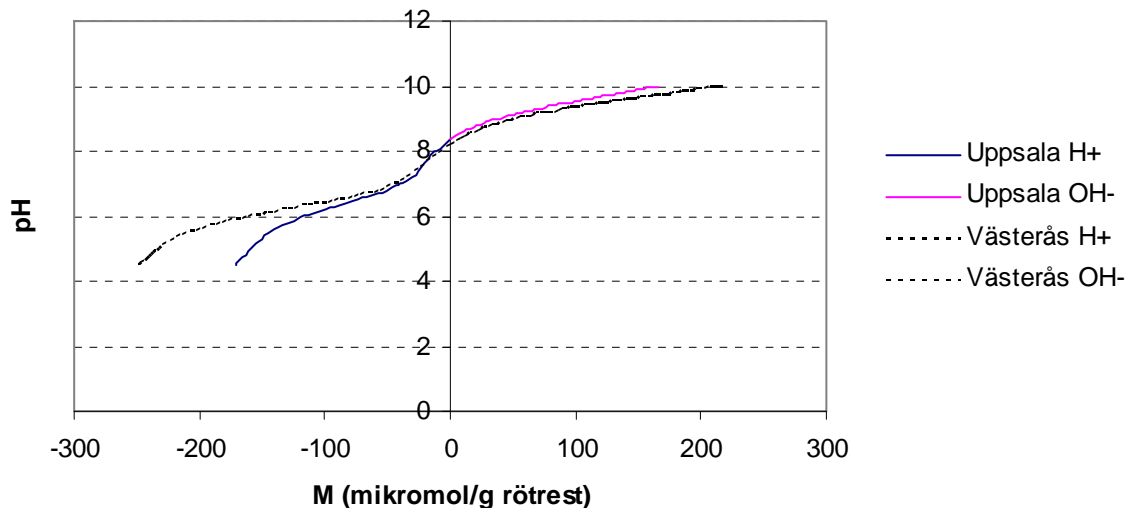
Tabell 15. Rötrestens CaCO₃-alkalinitet vid titrering till pH = 4,5 (medel av tre mätningar)

| Typ av rötrest | 95 % konfidensintervall | | |
|----------------|---|---|------|
| | Alkalinitet, g CaCO ₃ / g rötrest | | |
| Uppsala | 8,62 | ± | 0,19 |
| Västerås | 12,50 | ± | 0,08 |

Buffringsförmågan hos rötresterna varierade med pH:t (se figur 2 och figurerna B6:1-2 i bilaga 6). En flack lutning hos kurvan i figurerna tyder på att rötresten buffrar bra vid det aktuella pH:t. En mer brant lutning hos kurvan tyder på att rötresten buffrar sämre. För båda rötresterna var buffringsförmågan sämre vid pH:n från ca 7 till drygt 8, samt vid pH:n under ca 5,5. Båda rötresterna buffrade rejält vid höga pH:n. Rötresten från Västerås buffrade mer vid låga pH:n, vilket har betydelse för den ovan beräknade CaCO₃-alkaliniteten (se tabell 15).

Detta betyder att rötresten från Västerås inte behövde ha ett större motstånd mot pH-föränd-

ringar, jämfört med rötresten från Uppsala, trots att den hade en större CaCO_3 -alkalinitet. Kurvorna från titreringarna med natriumhydroxid tyder på att båda rötresterna hade likartad buffringsförmåga vid höga pH:n. Eventuellt var rötresten från Västerås något bättre.



Figur 2. Buffringsförmåga och pH för rötrest från Uppsala respektive Västerås.

Förväntat pH vid inblandning av aska i rötrest

Vid inblandning av aska i rötrester blev ofta den observerade pH-höjningen lite större än den förväntade pH-höjningen utifrån titreringen av rötresterna med natriumhydroxid (se tabell 16). Den förväntade pH-höjningen kan avläsas ur diagrammen i figur 2 och B6:1-2, utifrån tillsatsen av alkaliskt material (mikromol/g rötrest). Vid låg inblandning av aska i rötrest har provens uppmätta pH:n slagit i alla riktningar. En mätosäkerhet på minst 0,05 kanske 0,1 pH-enheter tycktes föreligga vid pH-mätningarna. De observerade (uppmätta) pH-värdena låg i de flesta fall högre än de som beräknats utifrån mätningar av askans alkaliska egenskaper. Detta kan bero på att mätelektrodens egenskaper förändrats mellan mättillfällena, men även på att askornas egenskaper förändrats under tiden. Det kan även vara så att askorna var inhomogena, så att prov från olika ställen i samma parti gav olika egenskaper. Så verkar ha varit fallet för den havreaska som tillhandahölls från försök i projekt "Aska från halm och spannmål" (Marmolin m.fl., 2008), då den tycks ha varit betydligt mer alkalisk vid de mer ingående analyserna av aska än vad den varit vid inblandning i rötresterna. Till skillnad från övriga askor, låg de observerade (uppmätta) pH-värdena lägre än de som beräknats utifrån analyser av den askans innehåll av alkalinitet som tillhandahållits från projekt "Aska från halm och spannmål". Då lite större mängder aska blandades in i rötresterna blev överensstämmelsen mellan uppmätta pH:n och beräknade sådana, utifrån askans innehåll av alkaliskt material, allt bättre. En förklaring kan vara att störningar (brus) får mindre relativ inverkan på pH-värdena ju mer aska som blandas in i rötrestproven.

Tabell 16. Förväntad påverkan på pH utifrån tidigare mätningar av askans alkalinitet

| Typ av rötrest: | Uppsala | | | | Västerås | | | |
|--|----------|------------|----------|--------------------|----------|------------|----------|--------------------|
| | Havre | Träpellets | Halm | Havre ^a | Havre | Träpellets | Halm | Havre ^a |
| Alkalinitet (mmol/g) | 0,031 | 0,720 | 0,040 | 0,262 | 0,031 | 0,720 | 0,040 | 0,262 |
| <i>Från långtidsmätning ca 1,5 tim:</i> | | | | | | | | |
| Alkalinitet till rötrest vid 1 % inbl. som (mikromol/g rötrest) | 0,00031 | 0,00720 | 0,00040 | 0,00262 | 0,00031 | 0,0072 | 0,00040 | 0,00262 |
| Förväntad pH-höjning | 0 | 0,18 | 0 | 0,05 | 0 | 0,16 | 0 | 0,05 |
| Observerad pH-höjning | 0 | 0,21 | 0,04 | 0,04 | 0,02 | 0,24 | 0,05 | 0,03 |
| <i>Från typ titrermätning:</i> | | | | | | | | |
| Alkalinitet till rötrest vid 0,1 % inbl. som (mikromol/g rötrest) | 0,000031 | 0,000720 | 0,000040 | 0,000262 | 0,000031 | 0,000720 | 0,000040 | 0,000262 |
| Förväntad pH-höjning | 0 | 0,02 | 0 | 0 | 0 | 0,02 | 0 | 0,01 |
| Observerad pH-höjning | 0,05 | -0,03 | -0,02 | 0,04 | 0,04 | 0,05 | 0,01 | 0,06 |
| Alkalinitet till rötrest vid 0,5 % inbl. som (mikromol/g rötrest) | 0,00016 | 0,00360 | 0,00020 | 0,00131 | 0,00016 | 0,00360 | 0,00020 | 0,00131 |
| Förväntad pH-höjning | 0 | 0,08 | 0 | 0,03 | 0 | 0,08 | 0 | 0,03 |
| Observerad pH-höjning | 0,04 | 0,06 | 0,01 | 0,01 | 0,07 | 0,16 | 0,05 | 0,09 |
| Alkalinitet till rötrest vid 1,0 % inbl. som (mikromol/g rötrest) | 0,00031 | 0,00720 | 0,00040 | 0,00262 | 0,00031 | 0,00720 | 0,00040 | 0,00262 |
| Förväntad pH-höjning i: | 0,01 | 0,17 | 0,01 | 0,06 | 0,01 | 0,18 | 0,01 | 0,06 |
| Observerad pH-höjning | -0,01 | 0,15 | 0,03 | 0,05 | 0,08 | 0,28 | 0,09 | 0,13 |
| Alkalinitet till rötrest vid 3,0 % inbl. som (mikromol/g rötrest) | 0,00093 | 0,02160 | 0,00119 | 0,00785 | 0,00093 | 0,02160 | 0,00119 | 0,00785 |
| Förväntad pH-höjning | 0,02 | 0,30 | 0,02 | 0,11 | 0,02 | 0,30 | 0,02 | 0,12 |
| Observerad pH-höjning | 0,05 | 0,38 | 0,07 | 0,07 | 0,16 | 0,55 | 0,14 | 0,16 |
| Alkalinitet till rötrest vid 5,0 % inbl. som (mikromol/g rötrest) | 0,0016 | 0,0360 | 0,0020 | 0,0131 | 0,0016 | 0,0360 | 0,0020 | 0,0131 |
| Förväntad pH-höjning | 0,03 | 0,59 | 0,04 | 0,26 | 0,03 | 0,60 | 0,04 | 0,27 |
| Observerad pH-höjning | 0,05 | 0,56 | 0,11 | 0,10 | 0,19 | 0,74 | 0,23 | 0,20 |
| Alkalinitet till rötrest vid 10,0 % inbl. som (mikromol/g rötrest) | 0,0031 | 0,0720 | 0,0040 | 0,0262 | 0,0031 | 0,0720 | 0,0040 | 0,0262 |
| Förväntad pH-höjning | 0,06 | 0,93 | 0,09 | 0,46 | 0,07 | 0,92 | 0,08 | 0,48 |
| Observerad pH-höjning | 0,11 | 0,93 | 0,12 | 0,18 | 0,25 | 1,09 | 0,23 | 0,29 |

^a Aska nr. 2 i tabell 7 och tabell 13 i Marmolin m.fl. (2008) då den torkat inomhus.

Observationer under laborationerna

Vid inblandning av 3 g aska eller mer i 100 ml vatten bildades en bottensats, som fordrade att bägarna sköljdes med omskakning 2 gånger, innan den var borta. Detta gällde samtliga studerade askor. Vid inblandning av 0,5-1,0 g aska i 100 ml vatten räckte vanligen en sköljning med en lättare omskakning för att få ut askan från bägarna. Liknande erfarenheter gjordes då askorna blandades in i rötresterna. Vid inblandning av 0,1 g aska i 100 ml vatten var det inga problem att få ut askan ur bägarna. Detta tyder på att vid inblandning av mer än ca 1 % aska i rötrest finns det risk för problem med besvärliga bottensatser. Eventuellt var bottensatserna från träpellets- och halmaskorna något lättare att få ut ur bägarna än havreaskans bottensediment vid inblandning i vatten. Vid inblandning i rötrest var eventuellt halmaskan något lättare att få ut ur bägarna än de andra askorna.

Eventuellt gav rötresten från Uppsala mer sedimentproblem, då rötresten från Västerås upplevdes som något lättare att skölja ur från bägarna. Askans slammades upp något bättre i rötresten från Västerås, dvs. de små partiklarna från askorna verkade hålla sig flytande en längre

tid i denna rötrest. En orsak till detta kan ha varit att rötresten från Västerås var något mer trögflytande.

Halmaskan gav mer partiklar flytande ovanpå rötresten än vad de andra askorna gav. Strådelar från halmaskan var svårare att röra ner i rötresten från Västerås. Detta kan bero på att denna rötrest var mer trögflytande.

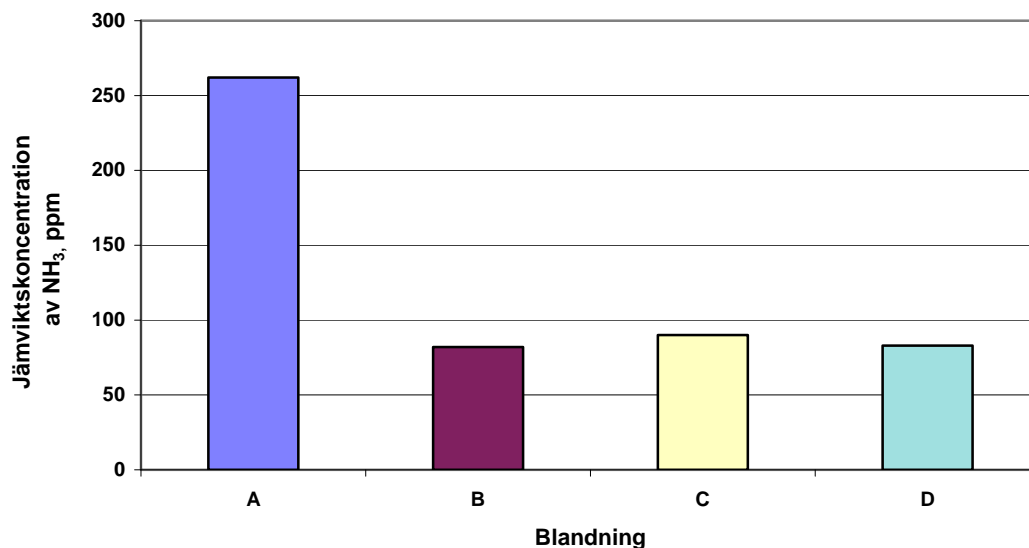
D. Mätning av ammoniakavgång

Analysvärden för rötresten redovisas i bilaga 3 och för askan i tabell B5:1. Enligt pH-mätning i aska-rötrestblandningarna var skillnaderna i pH marginella mellan de olika blandningarna och låg kring pH 8,4, tabell 17. Temperaturen låg kring 19°C i blandningarna, med högst värde i blandning A. Vid sista mättillfället var medelvärdet för pH hos blandningarna högst, samtidigt som medeltemperaturen var lägst.

Tabell 17. Medelvärden för pH och temperatur i de olika blandningarna (A-D) respektive för alla blandningar under respektive mättillfälle

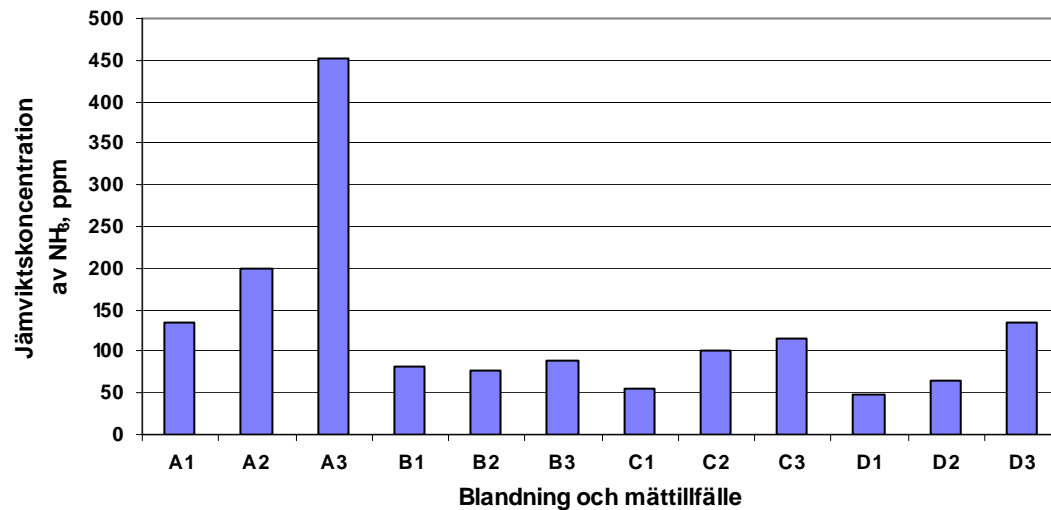
| | Blandning | | | | Mättillfälle | | |
|----------------|-----------|------|------|------|--------------|------|------|
| | A | B | C | D | 1 | 2 | 3 |
| pH | 8,4 | 8,4 | 8,5 | 8,5 | 8,3 | 8,4 | 8,6 |
| Temperatur, °C | 19,2 | 18,8 | 18,7 | 18,5 | 19,1 | 18,9 | 18,4 |

Jämviktskoncentrationen för ammoniak var ca 3 gånger högre för rötresten (behandling A) än för behandlingarna B-D med aska, se figur 3. Skillnaden i jämviktskoncentrationen för ammoniak mellan blandningarna med rötrest och aska var liten. Vid en statistisk variansanalys av logaritmer av jämviktskoncentrationerna, var jämviktskoncentrationen signifikant högre för rötrest utan aska jämfört med de tre blandningarna rötrest-aska.



Figur 3. Medelvärden (tre mättillfällen) för jämviktskoncentration av ammoniak i ppm hos fyra blandningar av rötrest-aska.

Jämviktsskoncentrationen av ammoniak skiljde sig något mellan de olika mättillfällena, figur 4. För alla behandlingar utom behandling B var den lägst vid första mättillfället. Mellan det andra och tredje mättillfället var skillnaderna i jämviktsskoncentrationen av ammoniak relativt stor för blandning A och D, medan det knappt fanns någon skillnad för blandning B och C.



Figur 4. Jämviktsskoncentrationen av ammoniak i ppm för de olika blandningarna och mättillfällena.

E. Beräkningar av växtnäringstillförsel med askan

Vid en ökad inblandning av aska i rötrest och med en giva av 30 ton/ha och år ökar givan av fosfor och kalium medan kvävegivan minskar något, se tabell 18. I praktiken innebär det att vid 1 viktsprocent inblandning av aska i rötrest kan man maximalt sprida två av tre år till samma fält enligt gränsvärden för fosfor i SNFS:1994:2, vid spridning med 3 % aska maximalt vart tredje år och vid 5 % inblandning vart femte år.

Tabell 18. Växtnäringsgiva med rötrest, aska-rötrestblandning respektive askdel vid en giva på 30 ton/ha och år vid olika askinblandningar

| Andel aska, vikts-% | Blandning/ Fraktion | Total-N | NH ₄ -N | P | K |
|---------------------------|------------------------|---------|--------------------|-------|-------|
| kg/ha och år | | | | | |
| 0 | Rötrest | 97,8 | 77,3 | 8,4 | 26,7 |
| 1 | Rötrest | 96,9 | 76,5 | 8,3 | 26,4 |
| | Aska | 0 | 0 | 21,0 | 29,0 |
| | Rötrest+aska | 96,9 | 76,5 | 29,3 | 55,4 |
| 3 | Rötrest | 94,9 | 75,0 | 8,2 | 25,9 |
| | Aska | 0 | 0 | 63,0 | 87,0 |
| | Rötrest+aska | 94,9 | 75,0 | 71,2 | 112,9 |
| 5 | Aska | 0 | 0 | 104,9 | 144,9 |
| | Rötrest | 92,9 | 73,4 | 8,0 | 25,4 |
| | Rötrest+aska | 92,9 | 73,4 | 112,9 | 170,3 |

Utifrån innehåll av tungmetaller och gällande gränsvärden enligt SNFS 1994:2 så kan en årlig giva av 30 ton/ha tillföras av rötrest med 1 vikts-% aska, tabell 19. Vid 3 % askinblandning översteg nickel gränsvärdet och vid en askinblandning av 5 % översteg kadmium, nickel och zink gränsvärdet, tabell 19. Variationskoefficienterna för tungmetallinnehållet, tabell 20, är dock höga för bly, nickel, koppar, zink och krom, dvs. innehållet varierar mycket. För att vara på den säkra sidan gäller samma som för fosfor dvs. blandningen med 3 vikts-% aska kan maximalt spridas vart tredje år och blandningen med 5 % aska kan maximalt spridas vart femte år.

Tabell 19. Medelvärden för innehållet av 7 tungmetaller i en spridningsgiva på 30 ton/ha av aska-rötrestblandning

| Andel aska, vikts-% | Blandning/ Fraktion | Mängd | Pb | Cd | Cu | Hg | Ni | Zn | Cr |
|---------------------------------|------------------------|--------|------|------|-------|------|------|-------|------|
| | | kg | g/ha | | | | | | |
| 0 | Rötrest | 30 000 | 4,0 | 0,2 | 58,7 | 0,91 | 8,6 | 285,5 | 13,3 |
| 1 | Rötrest | 29 700 | 4,0 | 0,2 | 58,3 | 0,91 | 8,4 | 282,6 | 13,1 |
| | Aska | 300 | 1,5 | 0,2 | 21,0 | 0,02 | 6,0 | 103,5 | 2,4 |
| | Rötrest+aska | 30 000 | 5,5 | 0,4 | 79,3 | 0,91 | 14,4 | 386,1 | 15,7 |
| 3 | Rötrest | 29 100 | 3,8 | 0,2 | 57,0 | 0,91 | 8,4 | 276,9 | 12,9 |
| | Aska | 900 | 4,4 | 0,4 | 63,0 | 0,04 | 18,0 | 310,5 | 7,3 |
| | Rötrest+aska | 30 000 | 8,2 | 0,7 | 120,1 | 0,91 | 26,2 | 587,4 | 20,0 |
| 5 | Rötrest | 28 500 | 3,8 | 0,2 | 55,9 | 0,91 | 8,2 | 271,3 | 12,6 |
| | Aska | 1 500 | 7,3 | 0,7 | 104,9 | 0,07 | 30,1 | 517,4 | 12,0 |
| | Rötrest+aska | 30 000 | 10,9 | 0,9 | 160,9 | 0,91 | 38,1 | 788,7 | 24,6 |
| SNFS gränsvärde (medel 5 år) | | | 25 | 0,75 | 300 | 1,5 | 25 | 600 | 40 |

Tabell 20. Variationskoefficient (%) för halten av tungmetaller i aska-rötrestblandningarna Marmolin m.fl. (2008)

| | Pb | Cd | Cu | Hg | Ni | Zn | Cr |
|--------------------------|-----|----|----|----|----|----|----|
| Variationskoefficient, % | 265 | - | 40 | - | 66 | 52 | 60 |

Innehållet av fosfor och kalium i förhållande till kväveinnehållet varierar mellan olika gödselslag och aska-rötrestblandningar. Likaså varierar innehållet av kväve, fosfor och kalium i skördad kärna, frö eller beta hos olika grödor, se tabell 21. På åkermark med bördig jord bör man enligt kretsloppsprincipen ersätta mängd bortfört kväve, fosfor och kalium i skörd med att tillföra samma mängd växtnäring med gödsel. När det gäller fullgödselmedel som innehåller flera växtnäringsämnen har man större möjlighet att ge en balanserad tillförsel om förhållandet mellan växtnäringsämnena motsvarar förhållandet mellan växtnäringsämnena i skörden. Om man jämför växternas fosforinnehåll i skörd med fosforinnehållet i aska-rötrestblandningarna med 3 respektive 5 % askinblandning kan man se att det finns en risk för förrådgödsling av fosfor med dessa blandningar. Exempelvis motsvarar fosforinnehållet i aska-rötrestblandningen med 5 % askinblandning en 7 års giva av fosfor till spannmål.

Tabell 21. Innehåll av P och K i förhållande till N-innehållet hos olika typer av gödselmedel (Steineck m.fl., 1999) och innehåll av N, P och K i skördad produkt (Johansson, 2002)

| Gödselmedel/Gröda | N | P | K |
|--------------------------------|---|------|------|
| Rötrest | 1 | 0,09 | 0,27 |
| Aska-rötrestblandning 1 % aska | 1 | 0,30 | 0,57 |
| Aska-rötrestblandning 3 % aska | 1 | 0,75 | 1,19 |
| Aska-rötrestblandning 5 % aska | 1 | 1,22 | 1,83 |
| Flytgödsel, nöt | 1 | 0,21 | 1,03 |
| Flytgödsel, svin | 1 | 0,37 | 0,59 |
| Spannmål | 1 | 0,16 | 0,17 |
| Oljevaxter | 1 | 0,17 | 1,50 |
| Sockerbetor | 1 | 0,17 | 1,00 |
| Ärtor | 1 | 0,11 | 0,28 |

F. Blandning av aska i rötrest – pilotskala

Satsvis blandning i tank

Vattenhalten i askan i de tre delproverna låg mellan 1,1-1,4 %, tabell 22. Strax över två tredjedelar av askan var finare än 0,40 mm och ca 90 % var finare än 1,0 mm. Inget av proverna innehöll några större klumpar så endast mycket små mängder stannade på den grövsta sikten. Medeltalet för tre mätningar av askans rymdvikt var 676 g/liter före skakning och 725 g/liter efter skakning av mätcylindern.

Tabell 22. Vattenhalt (%) och andel askpartiklar i olika fraktioner (%) hos tre prover

| Prov | Vattenhalt, % | Procentuell andel askpartiklar i olika fraktioner, % | | | | | |
|-------|---------------|--|-----------|-----------|-----------|-----------|-------|
| | | Fraktion, m.m. | | | | | |
| | | 0-0,40 | 0,40-0,63 | 0,63-1,00 | 1,00-2,00 | 2,00-5,00 | >5,00 |
| 1 | 1,2 | 68,5 | 15,7 | 7,0 | 5,6 | 2,9 | 0,2 |
| 2 | 1,4 | 73,2 | 14,6 | 6,4 | 4,4 | 1,2 | 0,1 |
| 3 | 1,1 | 71,7 | 14,9 | 6,5 | 5,0 | 1,6 | 0,2 |
| Medel | 1,2 | | | | | | |

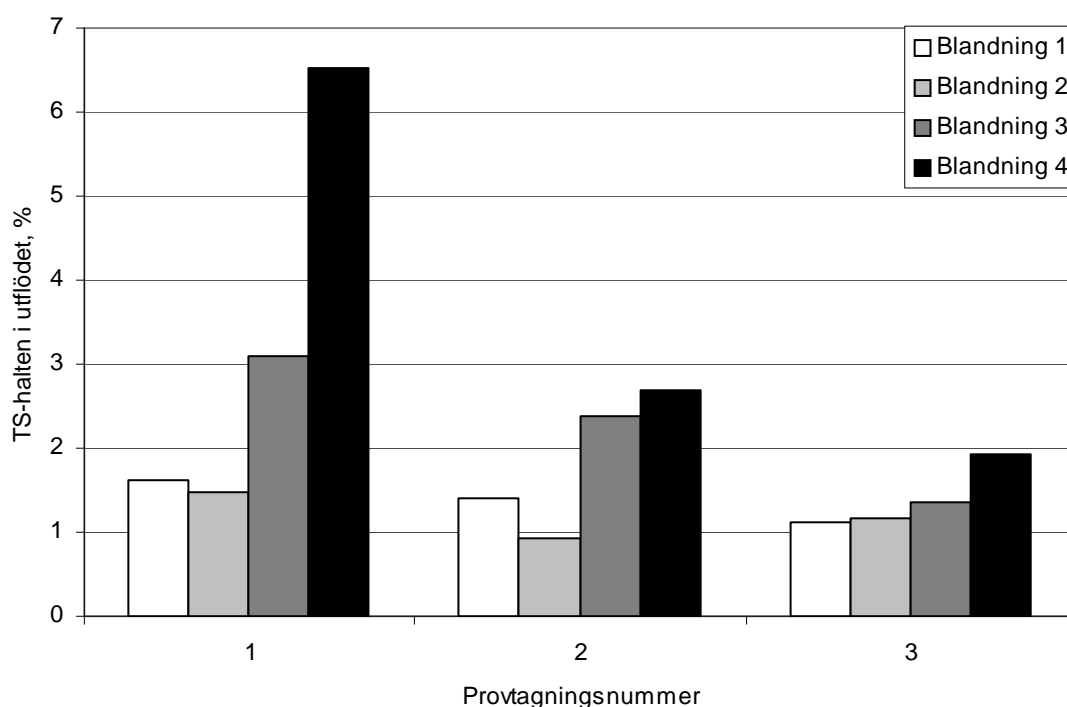
Då systemet trimmades in med en blandning av 3 viktsprocent aska i 1 500 liter vatten sedimenterade ca 59 % av askan (ts) vid den korta tömningstiden (kring 3 min) och ca 77 % av askan (ts) sedimenterade vid den långa tömningstiden (>10 min).

I blandning 1 som endast innehöll rötrest sedimenterade ca 1 kg ts av rötresten. Lika stor mängd rötrest antogs sedimentera i övriga blandningar. I tabell 23 har den antagna mängden sedimenterad rötrest dragits ifrån i kolumnen mängd sediment för blandning 2-4. Då aska-rötrestblandningen tömts ut ur tanken gick det tydligt att se att askan hade sedimenterat i botten och därefter hade rötresten sedimenterat ovanpå. Resultaten från den fullskaliga studien visade att blandningen med 1 viktsprocent aska hade den största andelen sedimenterad aska (61 %), se tabell 23. I blandningarna med 3 respektive 5 viktsprocent aska sedimenterade ungefär lika stor andel av den tillsatta askan, vilket innebär att den sedimenterade mängden aska var dubbelt så hög i blandningen med 5 viktsprocent aska än i den med 3 viktsprocent aska.

Tabell 23. Sedimenterad aska i de olika blandningarna

| Blandning | Mängd inblandad aska, kg ts | Mängd sedimenterad aska, kg ts | Andel sedimenterad aska, % | Andel aska i vätska, % |
|------------------|-----------------------------|--------------------------------|----------------------------|------------------------|
| 1 Endast rötrest | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2 | 15 (1 %) | 9 | 61 | 39 |
| 3 | 44 (3 %) | 17 | 38 | 62 |
| 4 | 74 (5 %) | 30 | 41 | 59 |

Torrsubstanshalten hos aska-rötrestblandningen i flödet ut ur tanken var högst vid provtagning 1 för alla blandningarna, se figur 5. Speciellt för blandningen med 5 viktsprocent aska var ts-halten betydligt högre vid provtagning 1 än vid provtagning 2 och 3. Ts-halten var högre i blandning 1 med enbart rötrest än i blandning 2 med 1 viktsprocent aska.



Figur 5. Ts-halten i utflödet i procent för de olika blandningarna vid tre provtagningar i utflödet.

Askhalten i prover uttaget under tömning ökade med ökad inblandning av aska, tabell 24. Skillnaden mellan de olika provtagningstillfällena var ej särskilt stor, men även här var skillnaden störst för blandning 4.

Tabell 24. Den procentuella askhalten av torrsubstansen hos blandningen rötrest-aska i utflödet

| Blandning nr. | Askhalt, % av ts | | | |
|---------------|------------------|---------------|---------------|-------|
| | Provtagning 1 | Provtagning 2 | Provtagning 3 | Medel |
| 1 | 27 | 31 | 30 | 29 |
| 2 | 36 | 36 | 33 | 35 |
| 3 | 55 | 50 | 44 | 50 |
| 4 | 63 | 56 | 50 | 56 |
| Medel | 45 | 43 | 39 | |

Dosering av aska i flöde

Holaresaggregatet fungerade som tänkt med den testade askan (tabell 25). Cellhjulet fylldes väl och medbringarna förde askan ned till undersidan av cellhuset där askan släpptes på två snedplåtar. Friktionen under raset på snedplåtarna gav ett jämt flöde ut ur de två öppningarna. I tabell 25 visas testresultaten. Vid det lägre flödet fylldes cellhjulet något bättre med aska dvs. det blev ca 7 % större mängd aska per varv jämfört med det ca 4 ggr högre varvtalet.

Tabell 25. Önskade askinblandningar, inställningar och erhållna flöden (kg/min respektive kg/varv)

| Riktvärde viktsandel aska, % | Önskat flöde, kg/min | Inställning (ca), varv/min | Rymdvikt ^a , kg/l | Tid, min | Mängd, kg | Uppmätt flöde, kg/min | Mängd, kg/varv |
|------------------------------|----------------------|----------------------------|------------------------------|----------|-----------|-----------------------|----------------|
| 1 | 25 | 4,2 | 0,7 | 1,42 | 26 | 18 | 4,4 |
| 3 | 77 | 20 | 0,7 | 0,32 | 26 | 81 | 4,1 |

^a Medelvärde av rymdvikt hos aska före och efter skakning.

Slutsatsen blev att dosering av finpulveriserad aska med cellhjul gjort för flytgödsel kan användas för dosering, men att fyllningsgraden påverkas något av varvtalet. Därmed är sambandet mellan varvtalet och flödet inte linjärt. För dosering i flöde under tryck krävs dock en ”sluss” så att rötrest förhindras tränga upp i askbehållaren.

DISKUSSION

A. Mätning av askans fysikaliska egenskaper

Det mesta av materialet i askorna återfanns i den finare partikelfraktionerna 0-0,40 mm (se tabell 7). En följd av detta är att askorna dammar mycket vid hanteringen, och detta medför att åtgärder för dammreducering och eventuellt andningskydd kan behövas vid hanteringen. 15-20 % av askornas material återfanns i de grövre fraktionerna >1,00 mm. Dessa partiklar var kantiga och slipande, samt liknade det material som används till sandning av vägar, cykelbanor och gågator, vintertid. Detta kan ge problem med slitage i pumpar, rörledningar med flera detaljer på spridningsutrustningen. Det är därför bra om askan kan tillföras så sent som möjligt i spridningsutrustningen vid spridningen, samt att man undviker att köra den genom pumpar och utrustning med rörliga delar. Halmaskans skrymdensitet är bara hälften mot de andra askornas, beroende på att denna innehåller en hel del lätt och oförbränt stråmaterial. Detta stråmaterial vill gärna flyta ovanpå vid inblandningen i rötresten. Vid inblandning av mer än ca 1 % aska i rötresterna fanns en tendens till att en besvärlig bottensats kunde bildas. Detta medför att kraftig omrörning är nödvändig och viktig vid transport och spridning av rötrest med inblandning av aska.

Askorna anpassar ganska snabbt sitt innehåll av vatten efter omgivningens temperatur och relativa fuktighet. Detta gör att deras egenskaper kan förändras ganska snabbt. Det är troligen den främsta orsaken till de förhållandevis stora skillnaderna mellan de två havreaskor som studerades i försöken. Det är troligt att mineralisering gjort att mer alkaliskt material frigjorts och blivit mer lösligt i den aska som lagrats så att den utsatts för fukt och temperaturvariationer.

Innehållet av växtnäringsämnen i de askor som studerades i den här studien (se tabellerna B5:1-3 i bilaga 5) stämmer förhållandevis bra överens med dem som anges i litteraturen (se tabellerna B2:1-4 i bilaga 2) för motsvarande askor. Man bör emellertid vara medveten om att spridningen kan vara ganska stor för en och samma asktyp. För havreaskan ligger kaliumvärdena (tabell B5:1) lägre än de värden som Strömberg (2005) redovisar för vetespannmålsaska (se tabell B2:2). För övriga ämnen ligger våra resultat i nivå med de värden som Strömberg (2005) redovisar för vetespannmålsaska. För halmaskan (tabell B5:3) ligger kalcium- och fosforhalterna något under de halter som Strömberg (2005) redovisar (se tabell B2:3). Där emot ligger våra värden för både kalcium och fosfor högre än vad som erhöles för vetehalm från Skurups värmeverk år 2000 (se tabell B2:1). För träpelletsaskan ligger kaliumhalten (se tabell B5:2) något under de värden som Strömberg (2005) redovisar (se tabell B2:4). Övriga ämnen ligger inom de intervall som Strömberg (2005) redovisar för träpelletsaska. De typer av askor som ingått i den här studien har, i litteraturen, generellt sett haft låga halter av tungmetaller.

B. Mätning av askans löslighet och pH i vatten

Endast en mindre mängd av den olagrade havreaskan och halmaskan är löslig i vatten. Vid inblandning i rötrest blir inverkan på pH, från dessa båda askor, näst intill försumbar. Inblandningen i rötrest borde därför inte ge upphov till att ammoniakemissionerna ökar särskilt mycket (se delstudie D. Mätning av ammoniakavgång; och kapitel: Komplexbildning mellan metalljoner och ammoniak, nedan). Träpelletsaskan är löslig till en betydligt större del i vatten och denna innehåller även mer alkaliskt material än de två ovan nämnda askorna. Inverkan på pH blev större vid inblandning av denna aska i rötresterna, särskilt då vid inblandning av mängder överstigande 1 %. Man bör därför vara mer försiktig vid inblandning av denna typ av aska i rötrest för undvikande av ammoniakemissioner. Från den havreaska som var lagrad

utomhus löste sig en betydligt större andel av materialet i vatten jämfört med de andra askorna. Mer alkaliskt material löstes ut i vatten än från den första havreaskan. Emellertid blev inte inverkan på pH särskilt stor vid inblandning i rötrest. En orsak till detta kan vara att denna aska mineraliserats ojämnt och därför varit inhomogen, men även att vissa av de klumpar som fanns i denna aska innehållit (ackumulerat) alkaliskt material. Vid inblandning av askorna i vatten löstes det mesta av den lösliga delen av materialet sig snabbt (någon eller ett par minuter). Det tog emellertid 20-50 minuter innan pH nådde sin topp (se figur 1), beroende på typ av aska, vilket tyder på att vissa partiklar löstes långsammare. Efter denna tid sjönk pH i ask-vattenblandningen, troligen beroende på att koldioxid från luften löser sig i denna.

C. Studier av pH vid inblandning av aska i rötrest

Rötresterna hade en stor förmåga att buffra och därmed motverka pH-förändringar (se figurerna 2 och B6:1-2 i bilaga 6). Detta är positivt vid inblandning av alkaliskt material såsom aska. Emellertid är pH så högt (över 8) i rötresterna, att små höjningar av detta, kan innebära rätt stor ammoniakavgång. Ju högre pH en rötrest har ju närmre ligger man pK_a för ammonium/ammoniak, och därför blir en rötrest mer känslig för pH-höjningar ju högre pH den har från början (se kapitel: Komplexbildning mellan metalljoner och ammoniak, nedan).

Rötresternas buffringsförmåga är särskilt stor vid pH över ca 8,2 (se figurerna 2 och B6:1-2 i bilaga 6). Rötresternas CaCO_3 -alkalinitet ligger i nivå med vad som kan väntas för rötrester med det ursprung som dessa har (Wikberg, m.fl., 2001; Banks, 2002). Den erhållna pH-höjningen har blivit något större än den förväntade, utifrån studier av askornas innehåll av alkaliskt material vid lösning i vatten, och utifrån titreringen av rötresterna med lut. Detta kan bero på att rötresterna innehåller ämnen som gör att något mer alkaliskt material löses ut från askorna jämfört med vatten. Askorna har ingen eller försumbar inverkan på den pH-förändring som sker över tiden i rötresterna.

D. Mätning av ammoniakavgång

Resultaten från laborationen tyder på att en inblandning av havreaska i rötrest ej medför en ökad jämviktskoncentration av ammoniak. Rötrestens relativt höga pH påverkades inte märkbart av askinblandningen oberoende av tillsatsmängd. Istället resulterade askinblandningen i en signifikant lägre jämviktskoncentration jämfört med rötrest utan askinblandning. Detta var inte ett resultat som var förväntat. Förklaringen till att askan under dessa förutsättningar minskar jämviktskoncentrationen kan eventuellt vara att ammoniakmolekylen binds till askminerallerna (se kapitel: Komplexbildning mellan metalljoner och ammoniak).

Resultaten av mätningar av jämviktskoncentrationen av ammoniak ger ingen anledning till att begränsa mängden inblandad aska så länge blandningen inte överstiger 5 % aska. Våra parallella laboratorieförsök med inblandning av aska i vatten har visat att lösningen vatten-aska vanligen höll pH-värden på 9-11 (se figur 1).

Vid den första mätningen (upprepningen/blocket) var jämviktskoncentrationen i samtliga led lägre än i de följande två mätningarna. Varken temperatur eller pH ger någon förklaring till detta. Försöket lades dock upp som ett randomiserat blockförsök som medger skillnader i förhållanden mellan blocken så länge förhållandena inom blocken är desamma.

E. Beräkningar av växtnäringstillförsel med askan

Aska-rötrestblandningen rekommenderas ej att spridas oftare till samma fält än två gånger under tre år vid en inblandning av 1 % aska. För blandningen med 3 % askinblandning rekommenderas att spridning sker vart tredje år. Vid en inblandning av 5 % aska i rötresten bör spridning maximalt ske vart femte år. Om man bestämt vill sprida aska-rötrestblandningen oftare bör den totala givan sänkas. Framförallt är det fosforinnehållet i aska-rötrestblandningarna som begränsar hur ofta den kan spridas, men även innehållet av tungmetaller begränsar. Inom jordbruket arbetar man med förändrade odlingsmetoder för att minska förlusterna av fosfor. Ett råd är att undvika förrådsgödsling av fosfor och istället ge en fosforgiva anpassad till grödans behov. Innehållet av tungmetaller i askan varierade kraftigt, så därför rekommenderas att askan skickas in på analys för tungmetallinnehållet minst en gång per spridningsår.

Syftet med att blanda i aska i rötrest var bland annat att skapa ett fullgödselmedel som innehåller tillräckliga mängder kväve, fosfor och kalium för att täcka grödans behov. Därför är det intressant att jämföra innehållet av kväve, fosfor och kalium med nöt- och svinflytgödsel vid spridning av samma giva. För samtliga blandningar av aska-rötrest låg mängden ammoniumkväve i kilo per hektar ungefär mitt emellan motsvarande mängd i nöt- och svinflytgödsel, där svinflytgödseln hade högst innehåll (Steineck m.fl., 1999). Fosforinnehållet i blandning 2, med 1 % askinblandning, ligger ungefär i samma nivå som nötflytgödseln och blandning 4, med 5 % askinblandning har ett högre fosforinnehåll än svinflytgödseln. Alla blandningar utom blandning 4, med 5 viktsprocent aska, har ett lägre kaliuminnehåll än både nöt- och svinflytgödseln. För alla dessa gödselmedel behöver gödslingen oftast kompletteras med kväve.

F. Blandning av aska i rötrest - pilotskala

Vid tolkning av resultaten är det viktigt att vara medveten om att det inte skedde någon upprensning av blandningarna och att endast en rötrest och en spannmålsaska har ingått i studien.

De två blandningar som hade lägst andel sedimenterad aska var blandningarna med 3 respektive 5 viktsprocent askinblandning, men mängderna sediment var samtidigt högst, 17 respektive 30 kg. Det betyder stora mängder som kan ansamlas i botten på en spridartankvagn efter körning av många lass.

Mellan 39 till 62 % av askan blandades med rötresten, vilket är betydligt mer än vad som erhöles i laboriestudien vid blandning med vatten (se tabell 11). Laboriestudien visade att knappt 7 % av havreaskan löste sig i vatten då omrörning skedde med en magnetomrörare i 30-40 minuter. I fullskalestudien skedde omrörningen med en stor omrörare i 2 minuter dvs. under andra förhållanden än de vid laborationsstudien.

Vid 1 vikts-% aska i rötresten var torrsbstansinnehållet i flödet tämligen lika vid de tre provtagningarna under tömningen. Men vid ökad mängd aska i blandningen, så blev också skillnaden större i blandningens torrsbstanshalt vid uttagning av prov under tömning. Den blandning där ts-halten var mest ojämnt fördelad i utflödet var den med 5 viktsprocent aska. Vid det högsta flödet följde större mängder aska med ut ur tanken i början jämfört med i slutet av tömningen. Vid spridning av gödselmedel är det viktigt att uppnå en så jämn koncentration som möjligt i flödet och därför var blandningarna med 1 respektive 3 viktsprocent aska betydligt bättre än blandningen med 5 viktsprocent aska ur den aspekten.

Dosering av aska i ett flöde med rötrest eller annan flytande gödsel är ett sätt att få en jämn inblandning i gödseln. Eftersom den pumpade rötresten/gödseln befinner sig under tryck måste dock askan doseras in på så sätt att vätskan inte tränger in i askbehållaren. Tidigare har

försök med injicering av prillad mineralgödsel i vattenflöde skett i två steg: 1) mineralgödseln doseras med knastervalsar i en vattenbehållare med flottör och lösningen injiceras i steg 2 med en skruppump in i huvudvattenflödet i en bevattningsanläggning (Bertilsson, pers. medd., 2007). Eftersom askan har dålig löslighet, är det inte möjligt i detta fall.

Komplexbildning mellan metalljoner och ammoniak

Trots att pH stiger (dock i mycket ringa grad) vid inblandning av havreaska i rötrest har man inte kunnat mäta upp att avgången av ammoniak ökat vid ökad inblandning av aska (se figur 3). Detta beror sannolikt på att metalljonerna i askan bildar komplex med ammoniaken (se figur B7:1), som då hindras från att avgå och dunsta bort. På så sätt binds ammoniaken hårdare i rötresten då askan tillsätts. Teorin bakom detta resonemang beskrivs mer i detalj i bilaga 7.

Det är främst vissa metallkationer som är aktiva i denna process, troligen främst koppar och zink, som finns i både rötresterna och askorna i varierande mängder (se bilagorna 1, 2, 3 och 4).

Beräkningar gav stöd för observationen att ammoniakavgången minskar vid inblandning av den studerade havreaskan i rötresten från Uppsala (se tabell B7:3). Emellertid verkar det som om förhållandet skulle ha blivit det omvända, dvs. ökad ammoniakavgång om istället någon av de andra askorna hade blandats in i den aktuella rötresten. Processen är dessutom temperaturberoende där risken för ammoniakavgång ökar med stigande temperatur.

Hur skulle askan kunna blandas i rötrest eller liknande i praktiken?

Askan kan sannolikt inte blandas in i flytande rötrest i en behållare eller i en tankvagn. Ska askan blandas med flytande rötrest måste detta ske så sent som möjligt i hanteringen, helst alldeles innan rötresten myllas om den sprids med en tankvagn med myllningsaggregat. Tankvagnen måste därför förses med utrustning som kan hantera aska, och blanda in denna i rötresten på ett tillräckligt bra och tillförlitligt sätt. Detta skulle t.ex. kunna ske om askan är förpackad i storsäckar, tankvagnen försedd med en kran som kan lyfta upp storsäckarna och tömma dessa i en askbehållare på spridarrampen. Askkan sedan matas in i flödet av flytande rötrest alldeles innan eller i samband med att rötresten fördelas till slangarna på rampen ned till myllningsbillarna. De delar som kommer i kontakt med askan måste vara av ett material som är motståndskraftigt mot nötning.

Ett annat alternativ är att askan blandas in i en mer fast, avvattnad rötrest, och sedan sprids tillsammans med denna. Problemen med sedimentation kan på så sätt undvikas. Dessutom skulle inblandning av askan med centralt placerad utrustning då möjliggöras. I en sådan anläggning kan investeringskostnaden för en doseringsutrustning fördelas på större kvantiteter aska än om en doserutrustning monteras på en enskild spridare. Spridningen görs sedan med en spridare för fastgödsel. Fast rötrest innehåller dock oftast högre halter av fosfor än flytande rötrest. Det bör även utredas om inblandningen av aska måste anpassas efter fosforinnehållet för att undvika förrådsgödsling.

SLUTSATSER

- Askorna dammar så mycket vid hanteringen att åtgärder för dammreducering och eventuellt andningsskydd behövs.
- Askorna innehöll så pass mycket slipande material att risken för problem med slitage i pumpar, rörledningar med flera detaljer på spridningsutrustningen är stor. Det är därför bra om askorna kan tillföras så sent som möjligt i spridningsutrustningen vid spridning på åkermark, samt att man undviker att köra askorna genom pumpar eller annan utrustning med rörliga delar.
- Endast en mindre andel av havre- och halmaskorna är lösliga i vatten.
- Askorna är alkaliska, och höjer därför pH:t vid inblandning i vatten. Emellertid har rötrest en god buffrande förmåga vilket gör att inverkan på pH blir liten vid måttlig askinblandning. Aska från ett och samma bränsleslag kan ha varierande alkaliska egenskaper beroende hur bränslet hanterats före förbränning och hur askan hanterats efter förbränningen.
- Inblandning av havreaska i rötrest medförde inte en ökad jämviktskoncentration av ammoniak, dvs. ingen ökad risk för ammoniakavgång, så länge blandningen inte översteg 5 % aska.
- Jämviktsberäkningar har gett indikationer på att askor med annan sammansättning kan ge ökad ammoniakavgång vid inblandning i vissa rötrest.
- I praktiken innebär gränsvärdet för fosfor och tungmetaller i SNFS 1994:2 att studerad aska-rötrestblandning med 1 viktsprocent aska maximalt kan spridas till samma fält två gånger under tre år, blandningen med 3 viktsprocent aska maximalt kan spridas vart tredje år och blandningen med 5 viktsprocent maximalt kan spridas vart femte år.
- Satsvis inblandning av aska i flytande rötrest visade sig vara olämpligt eftersom en mycket stor andel av askan sedimenterade på botten av tanken.
- För kontinuerlig dosering av finpulveriserad aska kan t.ex. cellhjul gjorda för dosering av flytgödsel användas. För dosering i flöde under tryck krävs dock en "sluss" så att rötrest förhindras tränga upp i askbehållaren.
- Inblandning av aska i fast rötrest kan vara tänkbar, t.ex. genom dosering av aska i flödet av den fasta fasen från en separator till lager.

REFERENSER

Tryckta referenser

- Aylward G., Findlay T. 1994. *S I Chemical data*. 3:rd edition. John Wiley & Sons, Milton, Queensland, Australia. 192 s. ISBN 0-471-33554-1.
- Baky A., Nordberg Å., Palm O., Rodhe L., Salomon E. 2006. *Rötrest från biogasanläggningar – användning i lantbruket*. JTI-informerar nr. 115. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Banks C.J. 2002. *Biodigestion of kitchen waste. A comparative evaluation of mesophilic and thermophilic biodigestion for the stabilisation and sanitation of kitchen waste*. Final report, The University of Southampton and Greenfinch Ltd, Southampton, Great Britain. 41 s.
- Belab. 2006. *Analyscertifikat. Uppdragsgivare: Sala Heby Energi AB; Provmärkning: Havre; Beställare: Martin Olsson; Ankomstdatum: 2006-11-03; Analysnr.: 62354; Rapportdatum: 2006-11-10; Laboratorieingenjör: Albin Klint. Bränsle och Energilaboratoriet BELAB AB, Norrköping.*
- Bernesson S., Nilsson D. 2005. *Halm som energikälla. Översikt av existerande kunskap. Straw as an energy source. A review of existing knowledge. Rapport – miljö, teknik och lantbruk 2005:07.*, Inst. f. biometri och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. 82 s. ISSN 1652-3237.
- Defra. 2005. *Review of livestock manure management options in Europe*. Defra Project code ES0138, Defra—Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, United Kingdom. 31 s.
- Dirke M. 1998. *Fosfor och kalium i ekologiskt lantbruk*. Ekologiska odlarna informerar 1/98, Ekologiska Lantbrukarna i Sverige, Uppsala. 4 s.
- Eaton A.D., Clesceri L.S., Greenberg A.E., Franson M.A.H. (editorer) 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19:th Edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Publication Office, American Public Health Association, Washington DC, USA. P. 2-23 – 2-28. ISBN 0-87553-223-3.
- Emilsson S., 2004. *Handbok: Från skogsbränsleuttag till askåterföring*. Skogsvårdsstyrelsen Värmland-Örebro.
- Engfeldt C., 2007. *Aska från energiproduktion – producerad och använd aska i Sverige 2006*. Svenska EnergiAskor AB, 2007-10-16, Stockholm. 12 s.
- Eunomia. 2000. *Feasibility Study Concerning Anaerobic Digestion in Northern Ireland*. Final Report for Bryson House, ARENA Network and NI2000. Eunomia research and consulting, Belfast, Northern Ireland. 162 s.
- Evangelou V.P. 1998. *Environmental soil and water chemistry. Principles and applications*. John Wiley & Sons, Inc., New York, USA. 586 s. ISBN 0-471-16515-8.
- Flodén S. 1995. *Spridning av aska från stråbränsle med spridare för stallgödsel. En orienterande studie av tre spridare*. JTI-rapport nr. 211, Jordbrukstekniska institutet, Uppsala. 40 s. ISSN 0346-7597.
- Garg R.N., Pathak H., Das D.K., Tomar R.K. 2005. Use of flyash and biogas slurry for improving wheat yield and physical properties of soil. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 107, s. 1-9.

- Hadders G. 1996. *Spridning av aska från stråbränslen på åkermark*. Teknik för lantbruket nr. 50, JTI – Jordbrukstekniska institutet, Uppsala. 12 s. ISSN 0282-6674.
- Hadders G., Flodén S. 1997. *Spridning av aska från stråbränslen på åkermark. Förutsättningar och rekommendationer*. JTI-rapport Lantbruk & Industri nr. 234, Jordbrukstekniska institutet, Uppsala. 33 s. ISSN 1401-4963.
- Johansson B. 2002. *Urban växtnäring i kretslopp*. Rapport från ett seminarium den 5 november 2002. Sveriges Lantbruksuniversitet, Naturvårdsverket och Urban Water. Rapport MAT 21 nr. 4/2002.
- JTI, SLU, SMP. 1994. *Teknik och metodik för typprovning av konstgödsel- och stallgödsel-spridare : sammanfattande slutrapport av projekten i TYP93-programmet, som utförts på uppdrag av Statens jordbruksverk*. Typ 93 programmet / Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för lantbruksteknik, Jordbrukstekniska institutet, Statens maskinprovningar, Uppsala. 143 s.
- Jönsson O., Nilsson C. 1996. *Karaktärisering av förgasningsaskor från skogsbränslen*. Ramprogram askåterföring, NUTEK, Rapport 1996:27.
- KM Lab AB. 2000. *Rapport nr. 00003260, 2000-04-04*. Uppdragsgivare: Skurups Fjärrvärme AB, c/o NCC AB, Rolf Larsson. KM Lab AB, Helsingborg.
- KRAV. 2007. *Regler för KRAV-certifierad produktion*. Utgåva september 2007.
- Lehtomäki A. 2006. *Biogas Production from Energy Crops and Crop Residues*. Jyväskylä studies in biological and environmental science 163, dissertation, University of Jyväskylä, Jyväskylä, Finland. 91 s. ISBN 951-39-2559-5. ISSN 1456-9701.
- Malgeryd J. 1996. *Åtgärder för att minska ammoniakemissionerna vid spridning av stallgödsel*. JTI-rapport Lantbruk & Industri nr. 229. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Marmolin C., Ugander J., Gruvaeus I., Lundin G. 2008. *Aska från halm och spannmål – kemisk sammansättning, fysikaliska egenskaper och spridningsteknik*. JTI-rapport Lantbruk & Industri nr. 362 (under tryckning) Hushållningssällskapet Skaraborg, Energigården och JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Mathis J.G., Mukhtar S., Kenimer A.L. 2001. Leachate and Standing Water Characteristics of Dairy Manure and Bottom Ash Blends. Paper No. 01-2284, *ASAE Annual International Meeting 2001*, Sacramento, California, USA. 14 s.
- Mukhtar S., Sadaka S., Kenimer A., Mathis J. 2000. Evaluation of bottom ash and composted dairy manure as a fill material. Paper No. 004125, *ASAE Annual International Meeting 2000*, Milwaukee, Wisconsin, USA. 14 s.
- Nikolaisen L., Nielsen C., Larsen M.G., Nielsen V., Zielke U., Kristensen J.K., Holm-Christensen B. 1998. *Straw for energy production. Technology - Environment - Economy*. The Centre for Biomass Technology, Köpenhamn, Danmark. ISBN 87-90074-20-3.
- Petrucci R.H., Harwood W.S. 1993. *General chemistry. Principles and modern applications*. 6:th edition. Macmillan Publishing Company (Prentice Hall International Editions), Englewood Cliffs, New Jersey, USA. 1117 s. ISBN 0-13-379983-2.
- Rondinini S., Longhi P., Mussini P.R., Mussini T. 1987. Autoprotolysis constants in nonaqueous solvents and aqueous organic solvent mixtures. *Pure & applied chemistry*, vol. 59, nr. 12, s. 1693-1702.

- SAS Institute Inc. 1994. *SAS/STAT[®] User Guide*, Version 6, 4:th edition. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.
- SCB. 2005. *Utsläpp av ammoniak till luft i Sverige 2005*. Statistiska meddelanden MI 37 SM 0701, Sveriges officiella statistik, Statistiska Centralbyrån, Stockholm och Örebro. 24 s.
- SNFS. 1994. *Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket*. SNFS 1994:2 MS:72, Miljöskydd, Statens naturvårdsverks författningssamling, Statens naturvårdsverk, Stockholm. ISSN 0347-5301.
- Steineck S., Gustafson G., Andersson A., Tersmeden M., Bergström J. 1999. *Stallgödseins innehåll av växtnäring och spårelement*. Rapport nr. 4974, Naturvårdsverket, Stockholm. 28 s.
- Strömberg B. 2005. *Bränslehandboken. Handbook of fuels*. Miljö- och förbränningsteknik, Rapport nr 911, Värmeforsk Service AB, Stockholm. 312 s. + elektroniska bilagor. ISSN 0282-3772.
- Svensson L. 1993. *Ammonia Volatilization from Land-Spread Livestock manure. Effects of Factors Relating to Meteorology, Soil/Manure and Application Technique*. Dissertation. Department of Agricultural Engineering, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Svensson L. 1994. Ammonia volatilization following application of livestock manure to arable land. *Journal of agricultural engineering research*, vol. 58, s. 241-260.
- Svensson L., Ferm M. 1993. Mass transfer coefficient and equilibrium concentration as key factors in a new approach to estimate ammonia emission from livestock manure. *Journal of agricultural engineering research*, vol. 56(1), s.1-11.
- Tafdrup S., Christensen J., Hjort-Gregersen K., Jensen J. D., Birkmose T., Bendixen T., Möller H.B. 1995. *Biogasfaellesanlag fra idé til realitet*. Utgiven av Danske Energistyrelsen.
- Verma S. 2002. *Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes*. Submitted in partial fulfillment of the requirements for Master of Science Degree in Earth Resources Engineering, Dept. of Earth and Environmental Engineering (Henry Krumb School of Mines), Fu Foundation School of Engineering and Applied Science, Columbia University, New York, USA. 50 s.
- Weiland P., Rieger C., Ehrmann T. 2003. Evaluation of the newest biogas plants in Germany with respect to renewable energy production, greenhouse gas reduction and nutrient management. In: Al Seadi, T., Holm-Nielsen, J.B. (editors). *The Future of Biogas in Europe II. European Biogas Workshop, October 2-4, 2003*, University of Southern Denmark, Esbjerg, Denmark. S. 44-50.
- Wikberg A., Palm O., Eriksson L., Hultman B., Levlin E., Thyselius L. 2001. *Förädling av rötrest från biogasanläggningar – Slutrapport*. Upgrading of digestate from biogas plants. Rapport 01:09, RVF—Svenska Renhållningsverksföreningen, Malmö. 37 s. ISSN 1103-4092.
- Åkerhielm H. 2004. *Fältförsök med rötat matavfall vid Riddersberg, Jönköping år 2003, samt sammanställning 1999-2003*. Uppdragsrapport JTI, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

Åkerhielm H., Richert Stintzing A. 2004. Anaerobically digested source separated food residues as fertiliser in cereal production. Sustainable Organic Waste Management for Environmental Protection and Food Safety. Ma Pilar Bernal et al. (eds.), *Proceedings of the 11:th International Conference of the FAO ESCORENA Network RAMIRAN*. Murcia, Spain 6-9 October. S. 59-62.

Internetreferenser

Purdue University. 2007. chemed.chem.purdue.edu/genchem/topicreview/bp/ch18/complex.php (8:e december 2007). *Common Ions and Complex Ions*. College of science, Chemical Education Division Groups, Purdue University, West Lafayette, Indiana, USA.

Personliga meddelanden

Bertilsson, Göte. 2007. Greengard Agro, tidigare Hydro Agri, numera Yara, Landskrona.

Ekvall, Cecilia. 2006. Uppsala kommun, Uppsala. (2006-01-26).

Jönsson, Tommy. 2006. Sala-Heby Energi AB, Sala. (2006-11-10).

Jönsson, Tommy. 2007. Sala-Heby Energi AB, Sala. (2007-01-10).

Ugander, Joakim. 2008. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

Wallin, Sven-Olle. 2006. Lantmännen Agrovärme AB, Skurup. (2006-10-19).

BILAGA 1: LITTERATURDATA FÖR RÖTRESTER

Tabell B1:1. Totalkvävehalt och halt av ammoniumkväve i några rötrestar och liknande material

| Typ av material | Tot-N, % av ts | NH ₄ -N, % av ts | Andel NH ₄ -N, % av Tot-N |
|---|----------------|-----------------------------|--------------------------------------|
| Rötrest Kalmar ^a , median (Wikberg m.fl., 2001) | 7,5 | 4,8 | 64,0 |
| Rötrest Kalmar ^a , min (Wikberg m.fl., 2001) | 5,8 | 3,3 | 56,9 |
| Rötrest Kalmar ^a , max (Wikberg m.fl., 2001) | 11,9 | 8,5 | 71,4 |
| Rötrest Linköping ^b , median (Wikberg m.fl., 2001) | 21 | 18 | 85,7 |
| Rötrest Linköping ^b , min (Wikberg m.fl., 2001) | 17 | 13 | 76,5 |
| Rötrest Linköping ^b , max (Wikberg m.fl., 2001) | 37 | 29 | 78,3 |
| Rötrest Kristianstad ^c , median (Wikberg m.fl., 2001) | 10 | 7,4 | 74,0 |
| Rötrest Kristianstad ^c , min (Wikberg m.fl., 2001) | 8,4 | 6,7 | 79,8 |
| Rötrest Kristianstad ^c , max (Wikberg m.fl., 2001) | 11 | 8,4 | 76,4 |
| Rötrest Helsingborg ^d , median (Wikberg m.fl., 2001) | 7,6 | 5,3 | 69,7 |
| Rötrest Helsingborg ^d , min (Wikberg m.fl., 2001) | 6,9 | 4,7 | 68,1 |
| Rötrest Helsingborg ^d , max (Wikberg m.fl., 2001) | 11 | 7,2 | 65,5 |
| Rötrest, medelvärde 1999, Kalmar, Linköping, Kristianstad och Helsingborg (Wikberg m.fl., 2001) | 11,5 | 8,9 | 77,4 |
| Nötgödsel (Wikberg m.fl., 2001) | 4,04 | 2,00 | 49,5 |
| Svingödsel (Wikberg m.fl., 2001) | 6,34 | 4,19 | 66,1 |
| Nötgödsel (Lehtomäki, 2006) | 4,15 | 1,58 | 38,1 |
| Nötgödsel med 4,9 % torrsubstant (Lehtomäki, 2006) | 0,21 | 0,08 | 38,1 |
| Rötrest från nötgödsel med 4,0-4,4 % torrsubstant (Lehtomäki, 2006) | 0,20 0,24 | 0,10 0,10 | 50,0 41,7 |

^a Kalmar: Huvudsakligen gödsel, samt små mängder blod och fast avfall.

^b Linköping: Gödsel, slakteriavfall, riskavfall och övrigt.

^c Kristianstad: Huvudsakligen gödsel och biomassa från Skanek och Kronfågel (biomassan består till stor del av mag-tarminnehåll) samt små mängder hushållsavfall.

^d Helsingborg: Olika typer av industriavfall (SLP, Extraco, Nestlé, Ellco Food) samt små mängder gödsel.

Tabell B1:2. Innehåll av olika växtnäringsämnen och spårelement från 7 certifierade biogas-anläggningar för år 2005 (Baky m. fl., 2006)

| Innehåll per ton våtvara | Rötrest | | | Nötflytgödsel ^a | Svinflytgödsel ^a |
|-------------------------------------|------------------|------|------|----------------------------|-----------------------------|
| | Medel | Max | Min | Medel | Medel |
| Ts-halt, % av våtvara | 3,8 | 5,2 | 1,0 | 9,8 | 8,8 |
| <i>Växtnäringsämnen, kg per ton</i> | | | | | |
| Totalkväve | 4,5 | 6,1 | 1,6 | 3,9 | 5,1 |
| Ammoniumkväve | 3,2 ^b | 4,4 | 1,1 | 1,8 ^c | 3,3 ^d |
| Kalium | 1,2 | 1,9 | 0,5 | 4 | 3 |
| Fosfor | 0,4 | 0,6 | 0,1 | 0,8 | 1,9 |
| <i>Spårelement, g per ton</i> | | | | | |
| Zink | 15,7 | 32,5 | 2,34 | 18 | 55 |
| Koppar | 4,6 | 10,3 | 0,6 | 2,9 | 14,4 |
| Nickel | 0,4 | 1,0 | 0,1 | 0,3 | 0,2 |
| Krom | 0,4 | 1,0 | 0,1 | 0,2 | 0,4 |
| Bly | 0,1 | 0,3 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| <i>Spårelement, mg per ton</i> | | | | | |
| Kadmium | 10,6 | 13,6 | 5,4 | 12 | 15 |
| Kvicksilver | 2,4 | 4,1 | 0,5 | - | - |

^a Det är helt normalt att innehållet av växtnäring i nöt- och svinflytgödsel i enstaka prov kan avvika 17-35 % från medelvärdet. Innehållet av spårelement kan i enstaka prov avvika 22-86 % från medelvärdet.

^b 71 % av totalkvävet.

^c 46 % av totalkvävet.

^d 65 % av totalkvävet.

BILAGA 2: LITTERATURDATA FÖR ASKA

Tabell B2:1. Analys av vetehalmaska (flygaska + bottenaska) från Skurups värmeverk (KM Lab AB, 2000)

| Analys/Undersökning av | Resultat |
|---|----------|
| pH | 11,9 |
| Torrsubstans, % av prov | 99,8 |
| Glödgningsförlust, % av ts | 12 |
| Ammoniumkväve, NH ₄ ⁺ -N: % av ts | 0,017 |
| Kväve, tot. N: % av ts | 0,12 |
| Fosfor, tot. P: % av ts | 0,66 |
| Kalium, K: % av ts | 3,1 |
| Kalkverkan, CaO: % av ts | 5,7 |
| Svavel, S: mg/kg ts | 3000 |
| Magnesium, Mg: mg/kg ts | 3900 |
| Zink, Zn: mg/kg ts | 52 |
| Koppar, Cu: mg/kg ts | 15 |
| Krom, tot, Cr: mg/kg ts | <5 |
| Nickel, Ni: mg/kg ts | <2 |
| Bly, Pb: mg/kg ts | 8,9 |
| Kadmium, Cd: mg/kg ts | 1,3 |
| Kvicksilver, Hg: mg/kg ts | <0,05 |

Tabell B2:2. Analys av vetespannmålsaska (Strömberg, 2005)

| Askanalys, mg/kg aska | Exempel | Median | Spann | | Antal |
|-----------------------|---------|---------|---------|---------|-------|
| | | | Min | Max | |
| Aluminium, Al | 1 058 | | | | |
| Arsenik, As | 41 | | | | |
| Barium, Ba | 349 | | | | |
| Kalcium, Ca | 24 585 | 29 089 | 24 585 | 33 594 | 2 |
| Kobolt, Co | 15 | | | | |
| Krom, Cr | 97 | | | | |
| Koppar, Cu | 263 | | | | |
| Järn, Fe | 3 147 | | | | |
| Kalium, K | 219 989 | 152 344 | 116 596 | 219 989 | 3 |
| Magnesium, Mg | 72 007 | | 14 844 | 72 007 | 2 |
| Mangan, Mn | 1 471 | | | | |
| Molybden, Mo | 47 | | | | |
| Natrium, Na | 334 | 2 979 | 334 | 78 125 | 3 |
| Nickel, Ni | 29 | | | | |
| Fosfor, P | 174 553 | | 6 250 | 174 553 | 2 |
| Bly, Pb | 25 | | | | |
| Kisel, Si | 17 296 | | | | |
| Titan, Ti | 60 | | | | |
| Vanadin, V | < 5 | | | | |
| Zink, Zn | 1 527 | | | | |

Tabell B2:3. Analys av halmaska (Strömberg, 2005)

| Askanalys, mg/kg aska | Exempel | Median | Spann | | Antal |
|-----------------------|---------|---------|---------|---------|-------|
| | | | Min | Max | |
| Aluminium, Al | 2 434 | 2 434 | 1 535 | 3 017 | 6 |
| Kalcium, Ca | 90 766 | 77 187 | 67 896 | 109 348 | 6 |
| Järn, Fe | 4 057 | 1 888 | 1 259 | 4 057 | 6 |
| Kalium, K | 152 747 | 56 450 | 9 132 | 152 747 | 6 |
| Magnesium, Mg | 20 505 | 12 062 | 12 062 | 20 505 | 6 |
| Mangan, Mn | 620 | 387 | 387 | 697 | 6 |
| Natrium, Na | 6 677 | 6 862 | 5 564 | 7 419 | 6 |
| Fosfor, P | 23 565 | 16 583 | 13 964 | 7 419 | 6 |
| Kisel, Si | 217 371 | 303 853 | 217 371 | 339 380 | 6 |

Tabell B2:4. Analys av träpelletsaska (Strömberg, 2005)

| Askanalys, mg/kg aska | Exempel | Median | Spann | | Antal |
|-----------------------|---------|---------|--------|---------|-------|
| | | | Min | Max | |
| Aluminium, Al | 25 985 | 16 046 | 4 191 | 40 221 | 9 |
| Arsenik, As | < 13 | | | | |
| Barium, Ba | 1 490 | 2 290 | 812 | 3 310 | 7 |
| Kalcium, Ca | 192 967 | 238 708 | 98 628 | 261 578 | 9 |
| Kadmium, Cd | 25 | | | | 1 |
| Kobolt, Co | < 8 | 13,8 | < 8 | 17,4 | 7 |
| Krom, Cr | 88 | 80,6 | 40 | 118 | 7 |
| Koppar, Cu | 165 | 97,7 | 67,7 | 165 | 7 |
| Järn, Fe | 24 830 | 11 925 | 8 743 | 24 830 | 9 |
| Kvicksilver, Hg | < 2 | | | | 1 |
| Kalium, K | 83 015 | 80 690 | 67 491 | 89 656 | 9 |
| Magnesium, Mg | 30 516 | 31 360 | 16 645 | 33 591 | 9 |
| Mangan, Mn | 11 185 | 20 353 | 9 479 | 33 935 | 9 |
| Molybden, Mo | < 6 | 9,7 | < 0,6 | 33,1 | 7 |
| Natrium, Na | 4 414 | 4 581 | 2 533 | 7 307 | 9 |
| Nickel, Ni | 18 | 56,5 | 11,7 | 147 | 7 |
| Fosfor, P | 10 211 | 12 372 | 10 211 | 100 368 | 9 |
| Bly, Pb | 67 | | | | |
| Kisel, Si | 115 464 | 73 860 | 57 031 | 235 135 | 9 |
| Titan, Ti | 1 139 | 603 | 366 | 1 349 | 9 |
| Vanadin, V | 25 | 10,3 | 9,6 | 25 | 7 |
| Zink, Zn | 1 867 | 2 570 | 1 867 | 3 130 | 7 |

BILAGA 3: DATA FÖR RÖTREST FRÅN UPPSALA

Tabell B3:1. Karakteristika hos rötresten från Uppsala som användes i labförsöken

| Parameter | Prov, november 2006 | Prov, medel januari-november 2006 | Enhet |
|---------------|---------------------------|---|----------|
| Torrsubstans | 2,5 | 2,3 | % |
| Glödförlust | 78,9 | 76,0 | % av ts |
| pH | 8,3 | 8,1 | |
| Ammoniumkväve | 78,7 | 112,0 | g/kg ts |
| Totalkväve | 119,0 | 141,8 | g/kg ts |
| Totalfosfor | 13,4 | 12,2 | g/kg ts |
| Kalium | 24,9 | 38,7 | g/kg ts |
| Magnesium | 2,9 | 3,6 | g/kg ts |
| Totalsvavel | 7,0 | 6,7 | g/kg ts |
| Kalcium | 18,8 | 23,0 | g/kg ts |
| Aluminium | 0,6 | 0,7 | g/kg ts |
| Zink | 218 | 227,1 | mg/kg ts |
| Koppar | 50,3 | 46,8 | mg/kg ts |
| Kadmium | 0,2 | 0,2 | mg/kg ts |
| Bly | 2,58 | 3,2 | mg/kg ts |
| Krom | 6,2 | 10,6 | mg/kg ts |
| Kvicksilver | 0,08 | 0,7 | mg/kg ts |
| Nickel | 6,2 | 6,8 | mg/kg ts |

Tabell B3:2. Ingående substrat i rötresten från Uppsala

| Mängder in i röt-kammaren (ton) | November 2006 | Hela 2006 |
|---------------------------------|------------------|-----------|
| Slakteriavfall | 168 | 1 603 |
| Livsmedelsavfall | 98 | 1 008 |
| Organiskt hushållsavfall | 25 | 100 |

Tabell B3:3. Växtnäringsinnehåll i rötresten från Uppsala (medel januari – november 2006)

| Element | Innehåll, kg/ton rötrest |
|-----------|-----------------------------|
| Kväve, N | 3,3 |
| Fosfor, P | 0,3 |
| Kalium, K | 0,9 |

BILAGA 4: DATA FÖR RÖTREST FRÅN VÄSTERÅS

Tabell B4:1. Karakteristika hos rötresten från Västerås som användes i vissa labförsök

| Parameter | Prov, 2006-10-11 | Prov, 2006-11-29 | Enhet |
|---------------|---------------------|---------------------|----------|
| Torrsubstans | 1,6 | 2,0 | % |
| Glödförlust | 56,7 | 58,7 | % av ts |
| pH | 8,3 | 8,4 | |
| Ammoniumkväve | 131 | 110 | g/kg ts |
| Totalkväve | 175 | 160 | g/kg ts |
| Totalfosfor | 12,5 | 10,0 | g/kg ts |
| Kalium | 100 | 105 | g/kg ts |
| Magnesium | 6,25 | 10,0 | g/kg ts |
| Totalsvavel | 7,5 | 7,0 | g/kg ts |
| Kalcium | 31,2 | 30 | g/kg ts |
| Aluminium | - | - | g/kg ts |
| Zink | 340 | 320 | mg/kg ts |
| Koppar | 76 | 73 | mg/kg ts |
| Kadmium | 0,82 | 0,87 | mg/kg ts |
| Bly | 13,0 | 12,0 | mg/kg ts |
| Krom | 13 | 14 | mg/kg ts |
| Kvicksilver | 0,11 | 0,1 | mg/kg ts |
| Nickel | 10 | 7,8 | mg/kg ts |

Tabell B4:2. Ingående substrat i rötresten från Västerås

| Mängder in i röt-kammaren (ton) | November 2006 | Hela 2006, ca |
|--|------------------|------------------|
| Källsorterat organiskt avfall från hushåll och storkök | 1 284 | 12 000 |
| Slam från fettavskiljare i storkök och restauranger | 96 | 2 000 |
| Ensilerad vallgröda | 298 | 1 000 |

Tabell B4:3. Växtnäringsinnehåll i rötresten från Västerås

| Element | Innehåll, kg/ton rötrest, 2006-10-11 | Innehåll, kg/ton rötrest, 2006-11-29 |
|-----------|--|--|
| Kväve, N | 2,80 | 3,20 |
| Fosfor, P | 0,20 | 0,20 |
| Kalium, K | 1,60 | 2,10 |

BILAGA 5: DATA FÖR STUDERADE ASKOR

Mätosäkerheten i tabellerna B5:1-3 nedan anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beräknad med en täckningsfaktor lika med 2, vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95 %.

Oförbränt förhåller sig till glödrest i tabellerna B5:1-3 såsom: torrsubstansvikten minus glödrestvikten (100 – glödrest, gr (% av ts)).

Tabell B5:1. Analysvärden för havreaskan (använd i delstudierna A, B, C och D)

| Parameter | Resultat, % av ts | Mätosäkerhet (\pm) |
|--|----------------------|------------------------|
| Torrsubstans, ts ^a | 99,5 ^c | |
| Glödrest, gr ^a | 96,2 | |
| CaO ^b | 3,84 | 0,29 |
| Kalcium, Ca ^b | 2,74 | |
| K ₂ O ^b | 11,7 | 0,9 |
| Kalium, K ^b | 9,71 | |
| Na ₂ O ^b | 0,182 | 0,027 |
| Natrium, Na ^b | 0,136 | |
| P ₂ O ₅ ^b | 16,1 | 2,3 |
| Fosfor, P ^b | 7,03 | |

^a Analysmetod enligt SS 02 81 13-1 (torkning vid 105°C).

^b Provet har förtorkats vid 105°C enligt svensk standard SS 02 81 13. Ungefär 0,1 g torkat prov har smälts med 0,375 g LiBO₂ och upplösts i HNO₃. LOI (loss of ignition) är utförd vid 1000°C. Analys har skett enligt EPA-metoder (modifierade) 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-QMS).

^c % av totalvikten.

Tabell B5:2. Analysvärden för träpelletsaskan (använd i delstudierna A, B och C)

| Parameter | Resultat, % av ts | Mätosäkerhet (\pm) |
|--|----------------------|------------------------|
| Torrsubstans, ts ^a | 92,0 ^c | |
| Glödrest, gr ^a | 74,3 | |
| CaO ^b | 26,3 | 2,0 |
| Kalcium, Ca ^b | 18,8 | |
| K ₂ O ^b | 7,31 | 0,58 |
| Kalium, K ^b | 6,07 | |
| Na ₂ O ^b | 0,577 | 0,052 |
| Natrium, Na ^b | 0,4280 | |
| P ₂ O ₅ ^b | 2,18 | 0,31 |
| Fosfor, P ^b | 0,951 | |

^a Analysmetod enligt SS 02 81 13-1 (torkning vid 105°C).

^b Provet har förtorkats vid 105°C enligt svensk standard SS 02 81 13. Ungefär 0,1 g torkat prov har smälts med 0,375 g LiBO₂ och upplösts i HNO₃. LOI (loss of ignition) är utförd vid 1000°C. Analys har skett enligt EPA-metoder (modifierade) 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-QMS).

^c % av totalvikten.

Tabell B5:3. Analysvärden för halmaskan (använd i delstudierna A, B och C)

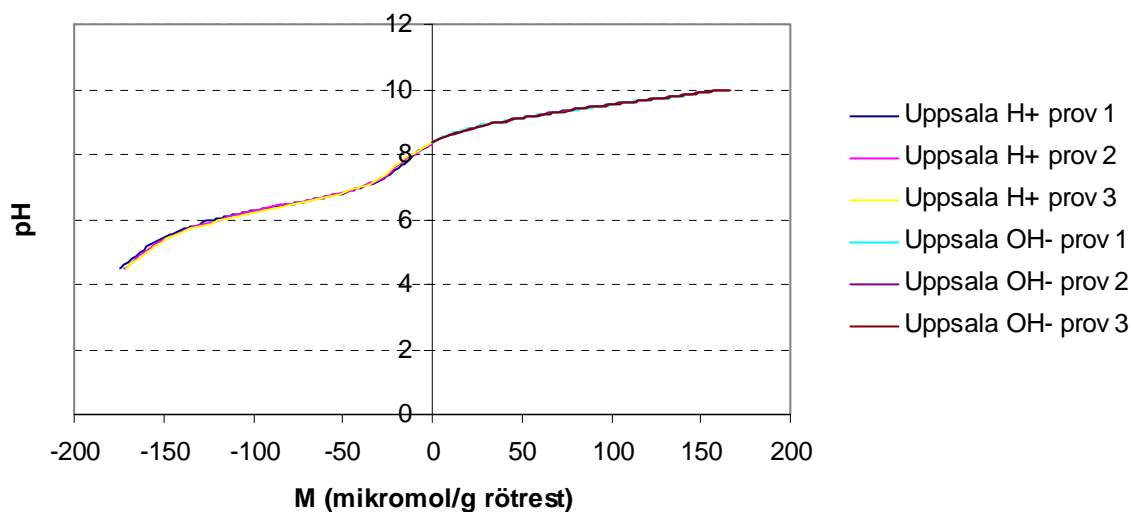
| Parameter | Resultat, % av ts | Mätosäkerhet (\pm) |
|--|----------------------|------------------------|
| Torrsubstans, ts ^a | 99,3 ^c | |
| Glödrest, gr ^a | 94,3 | |
| CaO ^b | 7,28 | 0,55 |
| Kalcium, Ca ^b | 5,20 | |
| K ₂ O ^b | 5,71 | 0,46 |
| Kalium, K ^b | 4,74 | |
| Na ₂ O ^b | 0,265 | 0,032 |
| Natrium, Na ^b | 0,197 | |
| P ₂ O ₅ ^b | 2,23 | 0,32 |
| Fosfor, P ^b | 0,973 | |

^a Analysmetod enligt SS 02 81 13-1 (torkning vid 105°C).

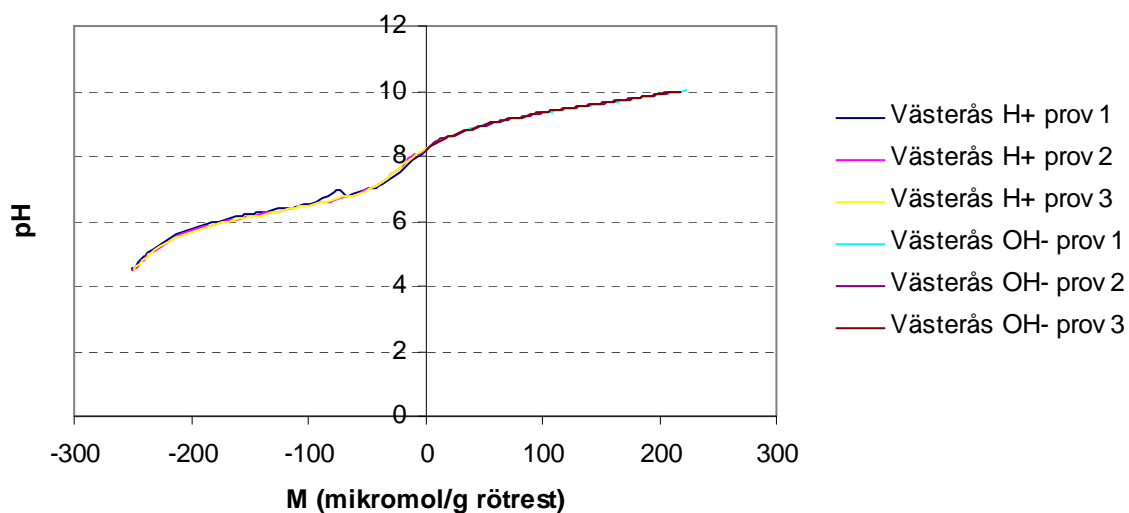
^b Provet har förtorkats vid 105°C enligt svensk standard SS 02 81 13. Ungefär 0,1 g torkat prov har smälts med 0,375 g LiBO₂ och upplösts i HNO₃. LOI (loss of ignition) är utförd vid 1000°C. Analys har skett enligt EPA-metoder (modifierade) 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-QMS).

^c % av totalvikten.

BILAGA 6: BUFFRINGSFÖRMÅGA OCH PH HOS STUDERADE RÖTRESTER



Figur B6:1. Rötresten från Uppsalas pH och buffringsförmåga vid titrering med en syra respektive en bas.

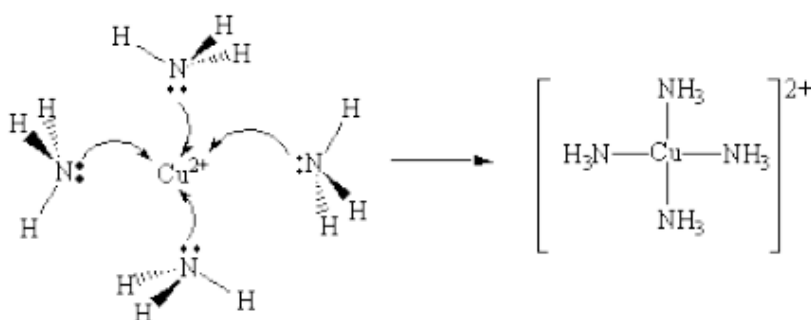
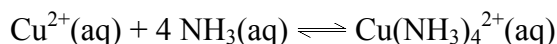


Figur B6:2. Rötresten från Västerås pH och buffringsförmåga vid titrering med en syra respektive en bas.

BILAGA 7: KOMPLEXBILDNING MELLAN METALLJONER OCH AMMONIAK

Trots att pH:t stiger (dock i mycket ringa grad) vid inblandning av havreaska i rötrest har man inte kunnat mäta upp att avgången av ammoniak ökat vid ökad inblandning av aska (se figur 3). Detta beror sannolikt på att metalljonerna i askan bildar komplex med ammoniak (se figur B7:1) som då hindras från att avgå och dunsta bort. På så sätt binds ammoniak hårdare i rötresten då askan tillsätts.

Koppar binder ammoniak enligt följande reaktionsformel:



Figur B7:1. Exempel på hur ammoniak kan bindas till en kopparjon (Purdue University, 2007).

Olika metalljoner har olika koordinationsstal (se tabell B7:1) som talar om det antal atomer (eller molekyler, här ammoniak) som i ett givet atomförband binds till en viss utgångsatom (här metallatomerna i askorna). Koordinationsstalen ger alltså en uppfattning om respektive metalljons potential att binda ammoniak.

Tabell B7:1. Koordinationsstal för några metalljoner som förekommer i askorna (Petrucci & Harwood, 1993)

| Typ av metalljon | Koordinationsstal |
|--------------------------------|-------------------|
| Koppar (Cu^+) | 2, 4 |
| Koppar (Cu^{2+}) | 2, 4 |
| Kalcium (Ca^{2+}) | 6 |
| Järn (Fe^{2+}) | 6 |
| Järn (Fe^{3+}) | 6 |
| Kobolt (Co^{2+}) | 4, 6 |
| Kobolt (Co^{3+}) | 4, 6 |
| Nickel (Ni^{2+}) | 4, 6 |
| Zink (Zn^{2+}) | 4 |
| Aluminium (Al^{3+}) | 4, 6 |
| Krom (Cr^{3+}) | 6 |

Metalljonerna (M) reagerar med ammoniak (liganden L) enligt formen (där n är antal ligandmolekyler):



I tabell B7:2 anges några jämviktskonstanter med ammoniak i vattenlösning för några metalljoner som ingår i de studerade askorna (tabellerna B2:1, B2:2, B2:3 och B2:4 i bilaga 2). Som synes är jämviktskonstanterna mycket större än 1 och därmed så binds den tillgängliga ammoniakerna nästan fullständigt till metalljonerna. Emellertid så är inte vissa metalljoner såsom Fe^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+} , Fe^{3+} , Ca^{2+} och Mg^{2+} lösliga i ammoniakhaltigt vatten beroende på sin oförmåga att bilda metallamminkomplex (Evanglou, 1998). Det är därför huvudsakligen de metalljoner som anges i tabell B7:2 som bildar komplex med ammoniak i vattenlösning, dvs. dessa joner har en större benägenhet att bilda komplex med ammoniak än de har att bilda komplex med vatten (Petrucci & Harwood, 1993). Detta kan tyda på att zink och koppar är de viktigaste metalljonerna för komplexbildning med ammoniak då vetehalmaska, spannmålsaska och träpelletsaska löses i biogaströrestret (se tabellerna B2:1-4 för askornas sammansättning). Bildandet av komplexen kan medföra att dessa metalljoner lättare löses ut från askorna (Petrucci & Harwood, 1993).

Tabell B7:2. Jämviktskonstanter för några komplexa joner med ammoniak vid 25°C (Aylward & Findlay, 1994)

| | | Jämvikt | | Log K | Anmärkning | |
|-----------|---|----------|----------------------|-------------------|------------|-------|
| Ag^+ | + | 2 NH_3 | \rightleftharpoons | $Ag(NH_3)_2^+$ | 7,22 | |
| Cd^{2+} | + | 4 NH_3 | \rightleftharpoons | $Cd(NH_3)_4^{2+}$ | 6,74 | |
| Co^{2+} | + | 6 NH_3 | \rightleftharpoons | $Co(NH_3)_6^{2+}$ | 4,4 | |
| Co^{3+} | + | 6 NH_3 | \rightleftharpoons | $Co(NH_3)_6^{3+}$ | 34,4 | 1,0 M |
| Cu^+ | + | 2 NH_3 | \rightleftharpoons | $Cu(NH_3)_2^+$ | 10,6 | 2,0 M |
| Cu^{2+} | + | 4 NH_3 | \rightleftharpoons | $Cu(NH_3)_4^{2+}$ | 11,75 | |
| Ni^{2+} | + | 6 NH_3 | \rightleftharpoons | $Ni(NH_3)_6^{2+}$ | 8,31 | |
| Zn^{2+} | + | 4 NH_3 | \rightleftharpoons | $Zn(NH_3)_4^{2+}$ | 8,89 | |

För att göra en uppskattning av hur mycket ammoniakjoner som kan komplexbindas i de studerade askorna, gjordes överslagsberäkningar av hur mycket ammoniak som frigörs och som sedan kan komplexbindas, vid tillsats av 1; 3; och 5 % av de studerade askorna till de studerade rötresterna (se tabell B7:3). Även inverkan från omgivningens temperatur studerades. Höjningen av pH antogs vara såsom anges som förväntad pH-höjning i tabell 16. De initiala pH:na antogs vara de som observerats vid studier av havreaska i tabell 14. Beräkningarna förenklades genom att man bortsåg från begreppet jonstyrka. För askorna antogs att all ingående zink och koppar kunde gå i lösning och binda ammoniakerna till sig med maximalt antal ligander enligt tabell B7:1. Mängden ammoniak i lösningen, för studerade pH-värden, beräknades med hjälp av syra-basjämviktsekvationen för syra-basparet NH_4^+ och NH_3 ($pK_a(NH_4^+) = 9,24$ vid 25°C). Förhållanden mellan den frigjorda mängden ammoniak i rötresten på grund av pH-höjningen och den mängd ammoniak som kan komplexbindas av metalljoner från den tillsatta askan beräknades och redovisas i tabell B7:3.

För att hänsyn skulle kunna tas även till omgivningens temperatur lades temperaturberoendet för $K_a(NH_4^+)$ och vattnets jonprodukt K_w in i beräkningarna:

$$K_a(\text{NH}_4^+) = 10^{-(2729,92/T+0,09018)} \quad (\text{Svensson, 1994}),$$

$$K_w = 10^{-(4471,33/T-6,0846+0,017053T)} \quad (\text{Rondinini m.fl., 1987}),$$

där T är temperaturen i Kelvin ($^{\circ}\text{C} + 273,15$).

Tabell B7:3. Förhållanden mellan frigjord ammoniak i rötresten och ammoniak som kan komplexbindas av metalljoner från den tillsatta askan

| Typ av rötrest: Typ av aska: | Uppsala | | | Västerås | | |
|---------------------------------|---------|------------|------|----------|------------|------|
| | Havre | Träpellets | Halm | Havre | Träpellets | Halm |
| Vid 25°C | | | | | | |
| tillsats av 1 % aska | 0,46 | 5,9 | 12,2 | 0,27 | 3,8 | 7,2 |
| tillsats av 3 % aska | 0,31 | 3,8 | 8,2 | 0,18 | 2,4 | 4,8 |
| tillsats av 5 % aska | 0,28 | 5,2 | 10,0 | 0,16 | 3,7 | 5,9 |
| Vid 5°C | | | | | | |
| tillsats av 1 % aska | 0,13 | 1,8 | 3,5 | 0,07 | 1,0 | 1,8 |
| tillsats av 3 % aska | 0,09 | 1,2 | 2,4 | 0,05 | 0,6 | 1,2 |
| tillsats av 5 % aska | 0,08 | 2,0 | 2,9 | 0,04 | 1,1 | 1,5 |
| Vid 15°C | | | | | | |
| tillsats av 1 % aska | 0,26 | 3,5 | 7,0 | 0,14 | 2,0 | 3,8 |
| tillsats av 3 % aska | 0,18 | 2,3 | 4,7 | 0,10 | 1,3 | 2,5 |
| tillsats av 5 % aska | 0,16 | 3,5 | 5,8 | 0,09 | 2,1 | 3,1 |
| Vid 35°C | | | | | | |
| tillsats av 1 % aska | 0,66 | 8,1 | 17,7 | 0,45 | 6,1 | 11,9 |
| tillsats av 3 % aska | 0,44 | 5,0 | 11,8 | 0,30 | 3,7 | 8,0 |
| tillsats av 5 % aska | 0,40 | 6,1 | 14,3 | 0,27 | 5,2 | 9,7 |

För havreaska, i båda rötresterna, blev de beräknade förhållandena mindre än 1 (se tabell B7:3), vilket tyder på att mer ammoniak har bundits till askans metalljoner än vad som frigjorts på grund av pH-höjningen i rötresterna. Detta tyder på att tillsats av havreaska till rötresterna skulle leda till minskade ammoniakemissioner, vilket stöds av gjorda försök med havreaska och rötresterna från Uppsala. För träpellets- och halmaskorna blev däremot de beräknade förhållandena större än 1 (se tabell B7:3), vilket tyder på att en mindre mängd ammoniak har bundits till askornas metalljoner än vad som frigjorts på grund av pH-höjningen i rötresterna. Detta tyder på att tillsats av träpellets- eller halmaska till rötresterna skulle leda till ökade ammoniakemissioner. Tyvärr finns inga försök som kan verifiera detta.

För samtliga askor och rötresterna blev de beräknade förhållandena större med ökande temperatur vilket tyder på att risken för ammoniakavgång är större vid högre temperaturer. Detta förklaras av den temperaturberoende faktorn i jämviktsekvationen (se ovan för förklaring). I något fall (tillsats av träpelletsaska i rötrest från Västerås) blev det framräknade förhållandet (tabell B7:3) mindre än 1 vid +5°C, medan det blev större än 1 för alla övriga temperaturer. Detta antyder minskade ammoniakemissioner vid tillsats av denna aska till denna rötrest vid +5°C. Vid högre temperaturer ökar dock ammoniakemissionerna.

De genomförda beräkningarna tyder på att det är flera faktorer som avgör om ammoniakemissionerna kommer att öka eller minska då aska tillsätts biogasrötresterna. Det är viktigt att rötresterna har en så god buffertkapacitet som möjligt, dvs. har ett stort motstånd mot pH-föränd-

ringar, för att ammoniakemissioner ska undvikas. Det är vidare av stor betydelse att rötresternas pH inte är för högt, då pH-förändringar i närheten av syra-basparet NH_4^+ och NH_3 :s pK_a -värde leder till att mycket ammoniak frigörs om pH:t ökar. Vid ett pH-värde lika med syra-basparet NH_4^+ och NH_3 :s pK_a -värde befinner sig hälften av ammoniaken som $\text{NH}_3(\text{aq})$, medan vid en pH-enhet under detta värde ($\text{pH} = 8,24$) befinner sig endast ca 9 % av ammoniaken i denna form. Vidare bör askan innehålla så mycket som möjligt av löslig zink och koppar som kan komplexbinda ammoniak i vattenlösning. Det är vidare bra om askan inte innehåller alltför mycket alkaliskt material, särskilt då om rötrestens buffertkapacitet är mindre god eller dess pH högt. Dessutom är den omgivande temperaturen viktig då ökande temperaturer leder till ökad ammoniakavgång.

Av de studerade askorna var innehållet av koppar och zink särskilt lågt i halmaskan (se tabell B2:1). Träpelletsaskan innehöll istället mycket alkaliskt material (se tabellerna B5:2 och 12). Det hade vidare varit bra om rötresterna hade haft ett något lägre pH-värde. Detta är troligen de huvudsakliga orsakerna till att de förväntade ammoniakemissionerna blir högre vid inblandning av dessa askor i rötresterna jämfört med inblandning av havreaska (se tabell B7:3).

Man bör även vara medveten om att bibränsleaskors innehåll av alkaliskt material påverkas av hur dessa bränslen hanteras före förbränningen samt även hur askorna hanteras efter förbränningen. Tillsammans gör detta att egenskaperna hos aska från ett och samma bränsleslag kan variera en del. De alkaliska ämnena natrium och kalium lakas t.ex. lätt ut från halm som utsätts för nederbörd (Nikolaisen m.fl., 1998; Bernesson & Nilsson, 2005).

SLU
Institutionen för energi och teknik
Box 7032
750 07 UPPSALA
Tel. 018-67 10 00
pdf.fil: www.et.slu.se

SLU
Department of Energy and Technology
Box 7032
S-750 07 UPPSALA
SWEDEN
Phone +46 18 671000
