

## Bioforsk Rapport

Bioforsk Report

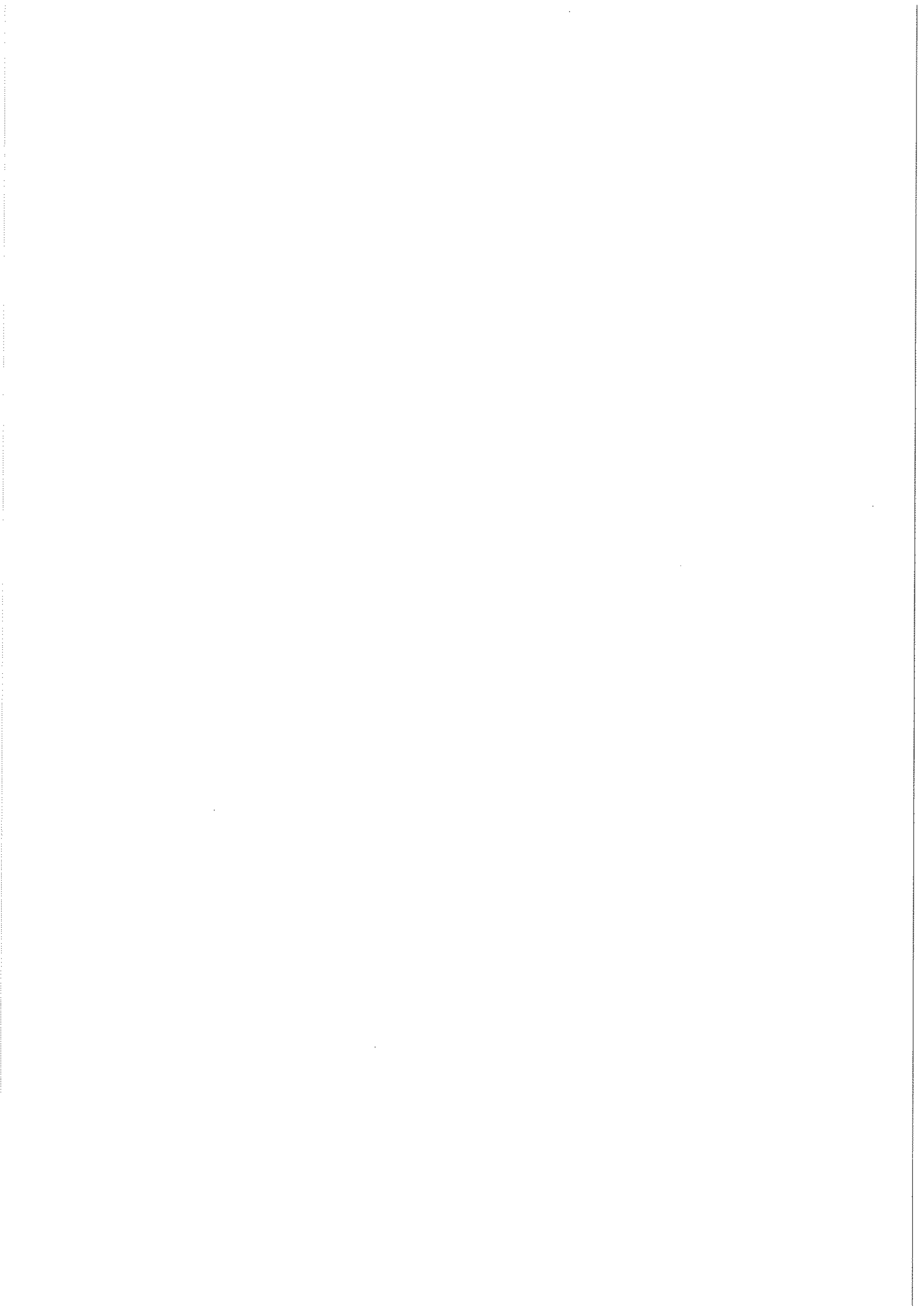
Vol. 10 Nr. 61 2015

# Aske til oppgradering av biogass og som gjødsel. Potensiale for økt lønnsomhet i små bioenergianlegg

Kristin Sørheim<sup>1</sup>, Martha Ebbesvik<sup>1</sup>, Ingvar Kvande<sup>1</sup>, Kristian Fjørtoft<sup>2</sup>, Arne Pedersen<sup>3</sup>  
Bioforsk Økologisk<sup>1</sup>, Høgskulen i Ålesund<sup>2</sup>, Tingvoll Biovarme<sup>3</sup>

[www.bioforsk.no](http://www.bioforsk.no)





*Tittel/Title:*

Aske til oppgradering av biogass og som gjødsel. Potensiale for økt lønnsomhet i små bioenergianlegg

*Forfatter(e)/Author(s):*

Kristin Sørheim<sup>1</sup>, Martha Ebbesvik<sup>1</sup>, Ingvar Kvande<sup>1</sup>, Kristian Fjærtøft<sup>2</sup>, Arne Pedersen<sup>3</sup>

Bioforsk Økologisk<sup>1</sup>, Høgskulen i Ålesund<sup>2</sup>, Tingvoll Biovarme<sup>3</sup>

<i>Dato/Date:</i>	<i>Tilgjengelighet/Availability:</i>	<i>Prosjekt nr./Project No.:</i>	<i>Saksnr./Archive No.:</i>
4.5.2015	Åpen	20273	Arkivnr
<i>Rapport nr./Report No.:</i>	<i>ISBN-nr./ISBN-no:</i>	<i>Antall sider/Number of pages:</i>	<i>Antall vedlegg/Number of appendices:</i>
61/2015	978-82-17-01426-3	37	1

<i>Oppdragsgiver/Employer:</i>	<i>Kontaktperson/Contact person:</i>
Regionalt forskingsfond Midt-Norge	Kristin Sørheim

<i>Stikkord/Keywords:</i>	<i>Fagområde/Field of work:</i>
Bioenergi, aske, gjødsel, oppgradering av biogass	Bioenergy, ash, fertiliser, biogas upgrading

*Sammendrag:*

Aske fra biobrenselanlegg utgjør i dag en kostnad for anleggseiere, da asken for de fleste anlegg må deponeres. Det er ikke tillatt å bruke aske som gjødsel i skog, men det er tillatt brukt som jordforbedringsmiddel. Gjødselvareforskriften er under endring og det kan ligge muligheter for økt bruk av aske som gjødsel i skog tilsvarende det som praktiseres i Sverige og Finland per i dag.

Både aske fra sagbruksflis og brenselsflis fra anlegget til Tingvoll Biovarme har et høyt kalsiuminnhold og vil i hovedsak kunne brukes som kalkningsmiddel. Innholdet av kadmium, som i hovedsak befinner seg i flyveasken, vil gjøre det nødvendig å bygge om anlegget for å skille bunnaske fra flyveaske. Rensing av aske for å ta ut for eksempel kadmium anses med dagens teknologi å være kostbart og lite hensiktsmessig. Nikkelinnholdet var lavest i aske fra brenselsflis tatt ut i 2015 og denne havnet i kvalitetsklasse II i henhold til gjødselvareforskriften. Det vil si at den kan brukes til jordbruksarealer med inntil 2 tonn TS per dekar per 10 år.

Askene fra anlegget til Tingvoll Biovarme ble testet både i lab-skala og pilot-skala for evne til å fange CO<sub>2</sub> og dermed mulighet for å bruke den i forbindelse med oppgradering av biogass til drivstoffkvalitet. Resultatene fra lab-skala forsøkene ved Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) og Institutet för jordbruks- og miljöteknik (JTI) viste at aske fra sagbruksflis hadde best evne til å fange CO<sub>2</sub>, tilsvarende 0,166 g CO<sub>2</sub>/g aske totalt, mens brenselsflis hadde en evne til å fange CO<sub>2</sub> tilsvarende 0,090 g CO<sub>2</sub>/g aske. Fuktighet er en viktig parameter, og forsøk med en fuktkvotient på 0,35 ga høyere opptak av CO<sub>2</sub> sammenlignet med en fuktkvotient på 0,25. Askene hadde også god evne til å fange H<sub>2</sub>S som bør fjernes for å unngå korrosjon ved bruk av biogassen. H<sub>2</sub>S-nivået i gassen ble redusert fra 1500-3000 ppm til 0-1 ppm.



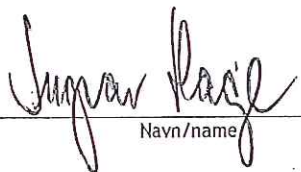
Pilot-testen viste at det var mulig å rense all gassen fra biogass-anlegget i 1,5 time til drivstoffkvalitet (>95 vol %). Testen ble kjørt med betydelig høyere gass-strøm enn i lab-skala forsøkene. Sammenlignet med lab-skala testen ved SLU/JTI viste asken en evne til rensing på 0,17g CO<sub>2</sub>/g aske.

Det anses som sannsynlig at et biovarme-anlegg tilsvarende det til Tingvoll Biovarme kan oppnå betydelig reduksjon i kostnader for håndtering og deponering av aske hvis den kan anvendes som gjødsel og/eller til oppgraderings-formål. Ved å oppgradere biogassen fra et gårdsanlegg til drivstoffkvalitet, vil redusert innkjøp av diesel til traktoren på gården kunne gi relativt store besparelser. Mengden av aske fra for eksempel fra anlegget til Tingvoll Biovarme er lav sammenlignet med behovet for å rense gass-strømmen fra biogass-anlegget til drivstoffkvalitet. Det anses likevel som en lovende teknologi sammen med en annen rensem metode som kjøres i forkant.

Land/Country:	Norge
Fylke/County:	Møre og Romsdal
Kommune/Municipality:	Tingvoll
Sted/Lokalitet:	Tingvoll

Godkjent / Approved

Prosjektleder / Project leader

  
Navn/name

  
Navn/name



## Innhold

1.	Innledning.....	3
2.	Mulighetene for lønnsom rensing av aske i småskala flisfyringsanlegg .....	4
2.1	Oppbygging av anlegg og dannelse av aske .....	4
2.2	Bruk av aske som gjødsel.....	5
2.2.1	Regelverk, anvendelse av aske som gjødsel .....	6
2.2.2	Aske som gjødsel - Håndtering og behandling før bruk .....	7
2.2.3	Aske som gjødsel - erfaringer (Holt Hansen og Clarke, 2013) .....	8
2.3	Rensing av aske .....	8
2.4	Kjemisk analyse av asken fra Tingvoll Biovarme sitt anlegg .....	9
2.5	Vurdering av askefraksjonering for Tingvoll Biovarme sitt anlegg .....	11
2.6	Vurdering av bruk av aske fra anlegget på Tingvoll som gjødsel.....	12
3.	Oppgradering av biogass ved hjelp av aske fra biobrenselsanlegg .....	13
3.1	Materialer og metoder .....	13
3.2	Resultater og diskusjon .....	16
4.	Økonomisk effekt for småskalaanlegg .....	21
4.1	Økonomi ved bruk av aske som kalk og gjødsel .....	21
4.2	Økonomi ved aske brukt til framstilling av anleggsjord .....	22
4.3	Økonomi ved aske brukt til rensing av biogass .....	23
5.	Referanser .....	25
6.	Vedlegg.....	27
	Avrapportering av laboratorieførsøk avseende oppgradering av biogas med aske inom prosjektet "Askepott" .....	27

# 1. Innledning

---

Bioenergi er en fornybar og CO<sub>2</sub>-nøytral energibærer som bidrar til å dekke opp landets energibehov, og til sysselsetting og økt verdiskaping i distriktene. Produksjon av flisbasert bioenergi kan bidra til å hindre gjengroing av verdifullt kulturlandskap. Bruk av bioenergi til erstatning for fyringsolje er også et kostnadseffektivt klimatiltak. Det er et mål for myndighetene å redusere klimagassutslippene fra landbruket, og produksjon av biogass og biodrivstoff fra husdyrgjødsel er et høyt prioritert tiltak. Videre er det et mål å øke andelen fornybar energi, bl.a. ved økt bruk av bioenergi til offentlig sektor, næringsliv og privat sektor. Det er mange utfordringer og flaskehalsen som må løses før en kan få en omfattende og lønnsom bioenergiproduksjon i Norge. Særlige utfordringer er det knyttet til den spredte bosettings-strukturen, og når det gjelder landbruket- små gardsbruk og dermed behov for lønnsomme småskala løsninger. Uten at en finner økonomisk og miljømessige gode løsninger for etablering av småskala anlegg, vil en ikke nå målene om reduksjon i klimagassutslipp fra landbruksnæringa og distrikta.

På Tingvoll gard er det etablert et småskala biogassanlegg for produksjon av biogass på husdyrgjødsel fra et økologisk drevet melkeproduksjonsbruk. Biogassen benyttes i dag til produksjon av strøm og varme gjennom en CHP (combined heat and power generator). Like ved biogassanlegget har Tingvoll Biovarme AS etablert et flisfyringsanlegg som forsyner kommunale bygg i Tingvoll med vannbåren fjernvarme. Dette er også et relativt lite anlegg, produksjon 2,8 GWh.

Det største potensialet for biogassanlegg på gårdsnivå synes å være oppgradering av biogassen til en kvalitet som gjør at den kan benyttes som drivstoff til gårdens egen maskinpark, eller selges som drivstoff. Oppgradering av biogassen innebærer at en fjerner innhold av CO<sub>2</sub> og svovel og dermed øker metankonsentrasjonen i gassen. Det kan være flere metoder for oppgradering av biogass, men per i dag er det ikke utviklet metoder til kommersielt bruk som kan gi lønnsomhet i små anlegg.

Forskere ved Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) har vist at aske fra forbrenning av flis kan brukes til oppgradering av biogass til naturgasskvalitet gjennom en karbonatiseringsprosess. Dette er forsøk som er gjort i laboratoriet, men foreløpig ikke utprøvd i fullskala anlegg.

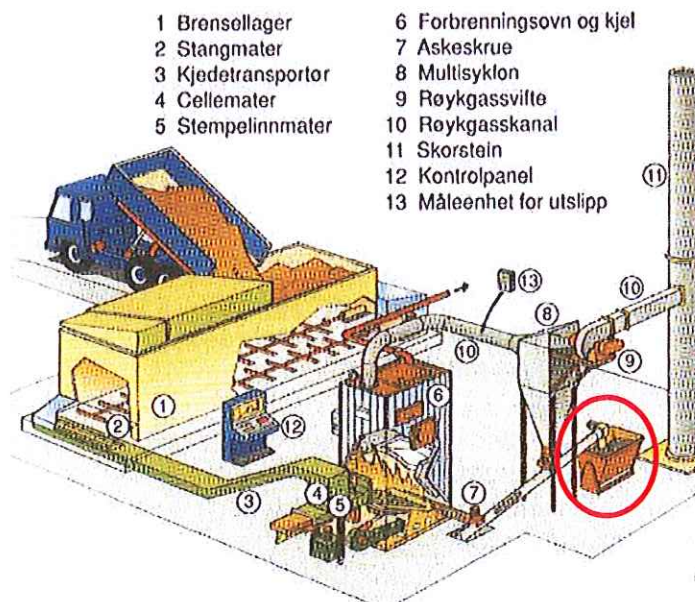
Gjennom dette forprosjektet ønsker vi å undersøke nærmere potensialet for å benytte aske fra bioenergianlegg (flisfyringsanlegg) til oppgradering av biogass.



## 2. Mulighetene for lønnsom rensing av aske i småskala flisfyringsanlegg

### 2.1 Oppbygging av anlegg og dannelsen av aske

Ved forbrenning av biomasse dannes askekomponenter - avhengig av driftsbetingelsene - der de viktigste parameterne er overskudd eller underskudd på oksygen - oksiderende eller reduserende atmosfære og temperatur. Det dannes to typer aske i forbrenningsprosessen - bunnaske og flyveaske; bunnasken er den asken som er igjen i biokjelen etter forbrenningen, mens flyveaske er partikler som følger røykgassen og som separeres ut i røykgasskanalen. Figur 2.1 viser en skisse av hvordan et biobrenselanlegg typisk er bygd opp.



Figur 2.1 Oppbygging av et typisk biobrenselanlegg (Ferroli/Energigården).

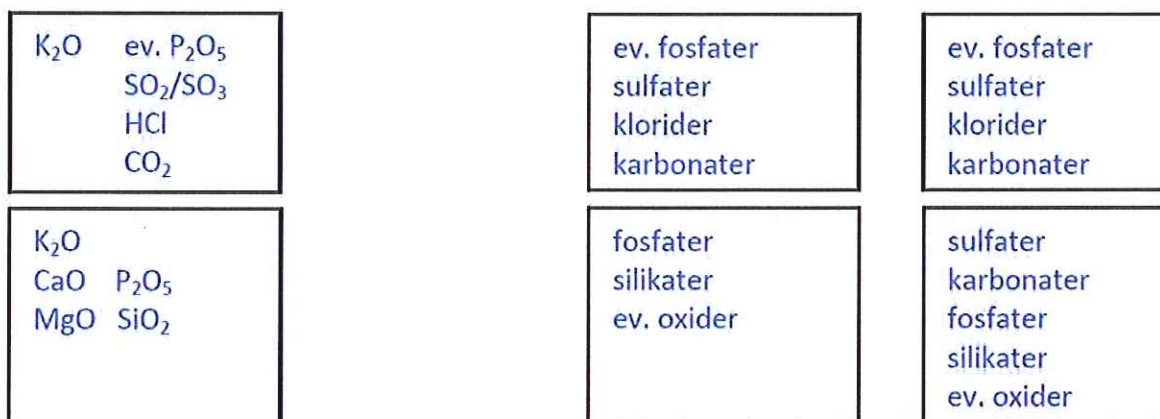
Bunnasken tas ut med skrue (7) og flyveasken tas ut i multisyklon (8). Tradisjonelt oppsett og oppsett for anlegget på Tingvoll er at bunnaske og flyveaske blandes og samles i en askecontainer (merket med rød ring). Asken tas per i dag ut med jevne mellomrom og sendes til deponi.

Temperatur i fyrkjelen er avhengig av virke og driftsbetingelser og varierer mellom 800 og 1200 °C. Driftstemperatur vil oftest settes høyere enn 900 °C for å oppnå mer fullstendig forbrenning og redusere utslipp av karbonmonoksid (CO). På Tingvoll ligger driftstemperaturen på mellom 900 og 1100 °C.

Mengden aske som dannes er avhengig av type biobrensel og varierer fra 0,3-0,5 vekt % for stammevedflis opp til 5 vekt % for bark og GROT-greiner og topper (Boström 2011, Bulletin 1 av 6). For brenselstflis vil typisk mengden bunnaske ligge mellom 70 og 90 vekt % og mengden flyveaske mellom 10 og 30 vekt % (Narodoslawsky og Obernberger 1996). Opptak av næringsstoffer og tungmetaller som igjen er grunnlaget for dannelsen av aske er avhengig av jordsmonn og forskjellig for ulike treslag (Reimann et al 2008).



Figur 2.2 viser en forenklet beskrivelse av hvilke forbindelse/reaktanter som i hovedsak er tilstede i forbrenningsprosessen. Det vil kunne dannes sulfater og karbonater i asken hvis temperaturen er lav (bokser helt til høyre), mens disse ikke vil dannes i bunnasken ved høyere temperaturer (midtstilte bokser). Avhengig av mengder og betingelsene forøvrig kan klor, vann og svovel ha betydelig innvirkning på om elementene bindes eller fordampes (Verhulst et al 1996). Slaggdannelse skjer avhengig av mengdene Si, K og Ca og forbindelsene de danner i prosessen. Mengden slag som dannes øker med mengde grus og sand som følger virket. Mer informasjon om dette kan blant annet finnes i Andersson (2013) og Dibdiakova og Horn (2014). På grunn av virkets beskaffenhet og måten det blir tatt ut på kan betydelige mengder sand og grus følge bark og GROT.



Figur 2.2 Forenklet beskrivelse av reaktanter for dannelse av aske (til venstre) og to scenarioer for fordeling av komponenter i bunnaske og flyveaske. Boksene helt til høyre tilsvarer høyere temperaturer og boksene i midten tilsvarer lavere temperaturer. Flyveaske i øverste boks, flyveaske nederst. (Boström et al 2011, Bulletin 3 av 6).

Avhengig av hvor lett metallene går over i gassform (flyktighet), følger de røykgassen (høy flyktighet - lav fordampningstemperatur) eller bunnasken (lav flyktighet - høy fordampningstemperatur). Tungmetaller som Kadmium (Cd), sink (Sn), bly (Pb) og kvikksølv (Hg), hvis bruk av miljømessige årsaker begrenses gjennom gjødselvereforskriften (se nedenfor), er mer flyktige og forventes å følge flyveasken. Næringsstoffer som kalsium (Ca), magnesium (Mg) og fosfor (P) har lav flyktighet. Det samme har metallene Nikkel (Ni), Krom (Cr) og Vanadium (V). Disse elementene forventes å følge bunnasken (Narodoslawsky og Obernberger 1996).

EU vil i nærmeste framtid komme med et nytt direktiv som regulerer utslipp fra forbrenning av rene brenslere for anlegg med effekt over 1 MW. Mest sannsynlig vil dette i hovedsak innebære at anlegg som ikke overholder rensekrav installerer ekstra posefilter e.l. for å fange opp partikler med mindre størrelse. Dette vil mest sannsynlig ikke ha noe å si for sammensetning av bunnasken, men flyveasken vil mest sannsynlig få betydelig endret sammensetning og egenskaper sammenlignet med i dag.

## 2.2 Bruk av aske som gjødsel

Avhengig av sammensetning kan asken ha gjødselverdi både for skog og landbruk. Aske fra skogsbrensel kan variere mye avhengig av treslag og hvilke deler av treet som er brukt, om det er stammeved, topper og greiner eller bark, hvordan vekstforholdene har vært og hvordan virket har vært håndtert ved høsting, transport og flising. Det næringsstoffet som dominerer i aske er kalsium (Ca), men aske inneholder også andre makronæringsstoffer som treet trenger for å vokse; magnesium (Mg), kalium (K) og fosfor (P). Fosfor er et



grunnstoff som det globalt finnes begrensede ressurser av. Samtidig er det helt essensielt for plantevekst, og fosformangel er spådd å kunne utgjøre en stor utfordring i framtidens matforsyning. Det er derfor grunn til å ta vare på det fosforet vi har tilgjengelig. I tillegg inneholder asken mikronæringsstoffer som bor, kobber, sink, kobolt og molybden. Men det som gjør asken til avfall og ikke et biprodukt er at den også kan inneholde tungmetaller og dioksiner.

Såkalte kaliumasker med et Ca/K-forhold < 3 anses som egnet til gjødsling, mens aske med høyt kalsiuminnhold ikke er spesielt egnet til gjødsling, men kan brukes som erstatning for kalk. Aske har høy alkalinitet, ofte pH 12 eller høyere (Diabdakova og Horn 2014). Den høye alkaliteten problematiseres imidlertid i litteraturen på grunn av at man vil forstyrre det naturlige biogeokjemiske kretsløpet, særlig i surt jordsmonn som man blant annet finner i skogs-økosystemer. Tilsetning av aske med høy alkalinitet til sur jord vil øke nedbrytningshastigheten av organisk materiale betydelig, noe som kan lede til rask økning i frigjøring av metaller og næringsstoffer fra aske, og som igjen bindes til det organiske materialet. Dette reduserer antall aktive bindingspunkter for næringsstoffer. Dette anses av blant annet Reimann et al (2008) kun å gi ikke fordelaktige langtidseffekter.

### 2.2.1 Regelverk, anvendelse av aske som gjødsel

Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav regulerer bruk av aske til jordbruksformål. Aske av rent plantemateriale som overholder kvalitetskravene i § 10 kan brukes på de bruksområdene som er beskrevet i § 27. Tabell 2.1 viser kvalitetskravene i § 10. Kvalitetsklasser og bruksområder fra § 27 er listet opp i kursiv under tabellen (både kvalitetskravene og klasser og bruksområder er hentet i sin helhet fra forskrift og gjødselvarer mv. av organisk opphav).

Tabell 2.1. Maksimumsgrenser for tillatt innhold av tungmetaller i mg/kg tørrstoff (totalinnhold).

Kvalitetsklasser	0	I	II	III
	Mg/kg tørrstoff			
Kadmium (Cd)	0,4	0,8	2	5
Bly (Pb)	40	60	80	200
Kvikksølv (Hg)	0,2	0,6	3	5
Nikkel (Ni)	20	30	50	80
Sink (Zn)	150	400	800	1500
Kobber (Cu)	50	150	650	1000
Krom (Cr)	50	60	100	150

#### § 27. Kvalitetsklasser og bruksområder

Bestemmelsene i denne paragraf gjelder for produkt som kommer inn under forskriftens § 10. Der slike produkt inngår som komponent i et annet produkt, gjelder mengdebegrensningene i denne paragrafen for den aktuelle komponent.

*Kvalitetsklasse 0: Kan nyttes på jordbruksareal, private hager, parker, grøntarealer og lignende. Tilført mengde må ikke overstige plantenes behov for næringsstoffer.*

*Kvalitetsklasse I: Kan nyttes på jordbruksareal, private hager og parker med inntil 4 tonn tørrstoff pr. dekar pr. 10 år. Kan nyttes på grøntarealer og lignende der det ikke skal dyrkes mat eller fôrvekster. Produktet skal legges ut i lag på maksimalt 5 cm tykkelse og blandes inn i jorda på bruksstedet.*

*Kvalitetsklasse II: Kan nyttes på jordbruksareal, private hager og parker med inntil 2 tonn tørrstoff pr. dekar pr. 10 år. Kan nyttes på grøntarealer og lignende der det ikke skal dyrkes mat eller fôrvekster. Produktet skal legges ut i lag på maksimalt 5 cm tykkelse og blandes inn i jorda på bruksstedet.*



*Kvalitetsklasse III: Kan nyttes på grøntarealer og lignende arealer der det ikke skal dyrkes mat- eller fôrvekster. Produktet skal legges ut i lag på maksimalt 5 cm tykkelse hvert 10. år og blandes inn i jorda på bruksstedet. Brukt til toppdekke på avfallsfyllinger skal deksjiktet være maksimalt 15 cm.*

Det er foreløpig ikke avklart fra Miljødirektoratet sin side om forurensningsregelverket gjelder i tillegg til gjødselverforskriften. Potensielt kan asken inneholde store mengder dioksiner og tungmetaller noe som gjør at bruk av aske kan berammes av forurensningsregelverket. I forbindelse med den pågående revisjonen av gjødselverforskriften ønsker Miljødirektoratet å tydeliggjøre grenseoppgangen mellom de to regelverkene.

I henhold til §27 er aske per i dag ikke tillatt brukt i skog, men kan brukes som jordforbedringsmiddel avhengig av kvalitet (tabell og nærmere informasjon gjengitt ovenfor). Når det gjelder bruk av aske i skog har Mattilsynet fått i oppdrag fra LMD å utvikle et regelverk. Basert på vurderinger fra Mattilsynet, vil mengdene av aske som kan brukes være relativt små og dermed ha liten/begrenset gjødseleffekt. Dette har sammenheng med at asken i tillegg til gjødselverdi har flere egenskaper som kan ha negativ innvirkning på naturmangfold.

Bruk av aske som gjødsel vil som andre gjødslingsprodukt bli regulert på basis av EU sitt nye regelverk. Målet til EU er å lage et felles produktregelverk for alt av organisk og uorganisk gjødsel, jordforbedringsmiddel m.m. «Regelverket har som mål å erstatte alle nasjonale produktregelverk, men enkelte land har spilt inn at det bør være lov å tillate dårligere kvalitet i sitt eget land. Slik det ser ut nå kan kravene som kommer utelukke aske. Finland har spilt inn at det bør være særkrav for aske i skog, men det er uvisst hvorvidt de får gjennomslag for dette.

Når det gjelder det økologiske regelverket, så er aske fra ubehandlet trevirke godkjent som mineralisk gjødsel- og jordforbedringsmiddel (Veileder B, Utfyllende informasjon om økologisk landbruksproduksjon). Denne type gjødsel blir regnet som ikke-økologisk gjødsel. Det er mulig å bruke ikke-økologisk gjødsel når det ikke er mulig å oppnå tilstrekkelig næringstilførsel gjennom et hensiktsmessig vekstskifte, bruk av belgvekster og tilførsel av økologisk husdyrgjødsel. Dette må avklares i driftsbeskrivelsen. Økologiforskriften inneholder ingen mengdeangivelser for aske som gjødsel. Da er det reglene i gjødselverforskriften som gjelder (tabell 2.1).

### **2.2.2 Aske som gjødsel - Håndtering og behandling før bruk**

På grunn av høy alkalinitet, mulige negative miljømessige effekter av det, og mye finstoff må aske forbehandles. Selvherding er en vanlig forbehandling hvor asken blir tilsatt og blandet med vann (30-40 %) for så å bli lagt ut i hauger i en periode på 2-12 uker (Holt-Hanssen et al 2014). I herdeprosessen omdannes kalsiumoksider til kalsiumkarbonat, pH går litt ned og asken granuleres til større partikler. Løseligheten til næringsstoffer er avhengig av pH og høy pH gir lav løselighet. Hvis pH reduseres til en verdi under 7, vil magnesium og fosfor bli løselige. Hvis pH er høyere, vil kun kalium og kalsium være løselige. Asken knuses og homogeniseres til mindre partikler etter herding for at asken lettere kan spres. Noen granulerer og pelleterer også for å få enda bedre kontroll under spredning. En slik behandling gir også en gjødsel hvor næringsstoffene avgis mer kontrollert. Effekt av pH, asketype og forbrenningsteknologi på frigjøring av metaller og næringsstoffer kalles også utlekningssegenskaper. Mer utfyllende beskrivelse kan finnes i Diabdakova og Horn (2014).



### 2.2.3 Aske som gjødsel - erfaringer (Holt Hansen et al 2014)

I Sverige anvendes aske som gjødsel i skogbruk og jordbruk, men kun tilsvarende 2 % av produsert aske (Tyréns 2010). 35 000 tonn spres årlig i skog. Tilførsel av aske til skog er et tiltak som baseres på å kalke forsurede områder og å tilføre næringsstoffer der det er næringsstoffunderskudd, f.eks. der det er tatt ut GROT. Det potensielt høye innholdet av næringsstoffer i GROT gjør at uttak av denne typen virke kan ha stor påvirkning på næringsstoffbalansen i et område. Det er regler om minsteinnhold av Ca, Mg, K, P og Zn og maksimalt innhold av kadmium og arsenikk (< 30 mg/kg). Det er en begrensning på 3 tonn aske/ha og omgang og maks 6 tonn pr skogsomløp. Kun pelletert eller selvherdet aske er tillatt brukt.

I Finland spres det til sammenligning ca. 27 000 tonn aske, i hovedsak til torvmark. Det er regler for minsteinnhold av P, K og Ca og maksimalt innhold av kadmium (25 mg/kg) og arsenikk (40 mg/kg). 3-5 tonn aske per hektar anbefales og kun pelletert eller selvherdet aske er tillatt brukt. Anvendelse av aske har økt betydelig etter at det ble innført høyere avgifter for deponering av aske (Svenska energiaskor 2012).

Spredereguleringene gjør at bruk av aske som gjødsel uansett ikke blir så utbredt at man kan tilbakeføre aske som gjødsel i stort monn. Dvs. at aske hovedsakelig må brukes til andre formål som konstruksjonsmateriale i deponi til veibygging eller gå til deponi (Tyréns 2010).

Anvendelse av aske i jordbruket er begrenset, også i Sverige og Finland og er lite beskrevet. Aske fra forbrenning av rene biobrensel er mest brukt til gjødsling av skog. Aske fra halmfyringsanlegg har et næringsinnhold tilsvarende kunstgjødsel for både fosfor, kalium og magnesium og er asken som i størst grad bli anvendt som gjødsel i jordbrukssammenheng (Marmolin et al 2008).

## 2.3 Rensing av aske

Asken inneholder betydelige mengder næringsstoffer, men disse er ofte bundet i asken sammen med andre elementer avhengig av hvilke forbindelser som er dannet og hvor stabile disse er, og de kan dermed ofte være utilgjengelige for plantene. Tilsvarende er det en del forbindelser som ikke er bra for jordlivet og som er løst bundet og som dermed utgjør en risiko ved anvendelse av aske fra biobrensel som gjødsel. Prosjektet har derfor sett på mulighetene som ligger i å rense aske før den blir brukt som gjødsel.

Et dykk i litteraturen og samtaler med sentrale FoU-aktører i Norge viser at rensing av aske fra så vidt små anlegg som dette prosjektet omhandler ikke er hverken hensiktsmessig eller lønnsomt, og at rensing av aske selv for store forbrenningsanlegg (avfall og biobrensel) ses på som hensiktsmessig kun i særlige tilfeller (Bjurström og Stenari 2003). Når det gjelder rensing ved hjelp av væskebehandling så er det mulig å skille alle elementene fra hverandre, men dette er «hverken økonomisk eller miljømessig realistisk» (Bjurström og Stenari 2003).

Typisk er det to hovedveier for rensing av aske; stabilisering ved hjelp av væskebehandling eller «avslagging» ved hjelp av termisk behandling. Det finnes flere kilder til informasjon om dette i litteraturen, men leseren henvises til rapportene Wikman et al (2003) og Bjurström og Stenari (2003) fra Värmeforsk i Sverige som tar for seg metoder og økonomi relatert til rensing i detalj, i hovedsak rettet mot større avfallsforbrenningsanlegg.

Det er i prinsippet også mulig å få til bedre fraksjonering av asken i forbrenningsprosessen ved å styre temperatur og luft-tilførsel samt fukt-innhold på en bedre måte. Det er imidlertid begrenset hvilke muligheter som ligger i kontinuerlig overvåking og justeringsmuligheter for anlegg på størrelse med det til Tingvoll Biovarme.

## 2.4 Kjemisk analyse av asken fra Tingvoll Biovarme sitt anlegg

Tre typer aske er tatt ut i forbindelse med arbeid i prosjektet. Den ene asken er basert på sagbruksflis fra Solem Sag og tatt ut fra anlegget etter kjøring i slutten av april og begynnelsen av mai 2014. Den andre asken er basert på brenselis fra Orkla Trebrensel i Meldal og tatt ut fra anlegget etter kjøring i begynnelsen og midten av april i 2014. Den tredje asken som er tatt ut er i forbindelse med test av aske til oppgradering av biogass i kapittel 3. I alle tilfellene er det blandet aske som er tatt ut.

Sagbruksflis fra Solem Sag er i hovedsak basert på bakhun, restene (skalken) man får etter foredling av skurtømmer til planker og bord. Brenselis fra Orkla Trebrensel er basert på følgende sammensetning av virke (Pers. komm. Hans Christian Borchsenius, Orkla Trebrensel):

- 95 % tømmer (massevirke og energivirke), 75% gran og 25% furu
- 5 % bakhun, 75 % gran og 25 % furu
- Minimalt med kvist og heltre fra veikantryddevirke.

Tabell 2.2 viser innhold av ulike elementer i aske tatt ut etter bruk av sagbruksflis og brenselis i anlegget på Tingvoll. Det er tatt ut to prøver av brenselis. Brenselis A er fra våren 2014 og brenselis B er fra februar 2015. Aske fra sagbruksflis og fra brenselis A ble tatt ut for hånd, mens aske fra brenselis B ble tatt ut ved hjelp av vakumbil.



Tabell 2.2. Analyseresultat for aske fra sagbruksflis og brenselsflis.

	mg/kg TS		
	Sagbruksflis	Brenselsflis A	Brenselsflis B
Aluminiumoksid (Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	27000	24000	16000
Antimon (Sb)	< 4,5	< 2,6	< 2,6
Arsen (As)	< 2,6	< 2,6	< 2,6
Barium (Ba)	4100	4500	2800
Beryllium (Be)	< 2,6	< 2,6	< 2,6
Bly (Pb)	41	16	5,6
Fosforoksid (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	38000	33000	28000
Jernoksid (Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	19000	16000	8800
Kadmium (Cd)	15	2,7	1,8
Kaliumoksid (K <sub>2</sub> O)	83000	79000	89000
Kalsiumoksid (CaO)	390000	430000	410000
Kobber (Cu)	160	130	130
Kobolt (Co)	17	18	13
Krom (Cr)	50	54	35
Kvikksølv (Hg)	< 0,046	< 0,046	< 0,047
Magnesiumoksid (MgO)	69000	66000	64000
Mangandioksid (MnO <sub>2</sub> )	34000	33000	36000
Molybden (Mo)	21	21	< 21
Natriumoksid (Na <sub>2</sub> O)	5800	4700	3800
Nikkel (Ni)	55	58	37
Silisiumoksid (SiO <sub>2</sub> )	82000	96000	51000
Sink (Zn)	840	420	420
Tinn (Sn)	24	14	< 2,6
Titandioksid (TiO <sub>2</sub> )	1100	1200	990
Vanadium (V)	15	17	16
Aluminium (Al)	14000	13000	8700
Bor (B)	300	240	250
Fosfor (P)	17000	14000	12000
Jern (Fe)	13000	11000	6100
Kalium (K)	69000	66000	74000
Kalsium (Ca)	280000	310000	290000
Magnesium (Mg)	41000	40000	38000
Mangan (Mn)	22000	21000	23000
Natrium (Na)	4300	3500	2800
Silisium (Si)	38000	45000	24000
Titan (Ti)	660	750	590

Askene som er brukt i dette prosjektet karakteriseres i hovedsak ved at de har høyt kalsiuminnhold, noe som er fordelaktig med tanke på bruk til rensing av biogass. Samtidig så tilsvarende det høye kalsiuminnholdet at næringsstoffene er mindre tilgjengelig og at asken i hovedsak kan anvendes til kalkningsformål. Innholdet av tungmetaller er høyt, men kan med ganske stor sikkerhet tilskrives at asken som er tatt ut er en blandet aske med både bunnaske og flyveaske. Både bly, kadmium, kobber og sink oppkonsentreres i flyveaske (se f.eks. Dabdiakova og Horn, 2014) og verdiene for brenselsflisaske A og sagbruksflisasken ligger høyt og for kadmium over grensene for alle kategoriene i gjødselvereforskriften (tabell 2.1). Verdiene ligger på samme tid høyere for sagbruksflisa enn for brenselsflisa, noe som mest sannsynlig kan tilskrives at sagbruksflisa inneholder en god del bark hvor disse elementene er høyere enn i stammevirket. Askene har ellers relativt høyt innhold (tabell 2.1, tilsvarende klasse III) av tungmetallet nikkel, et element som i hovedsak fraksjonerer ut i bunnaske. Aske fra brenselsflis B har derimot lavere



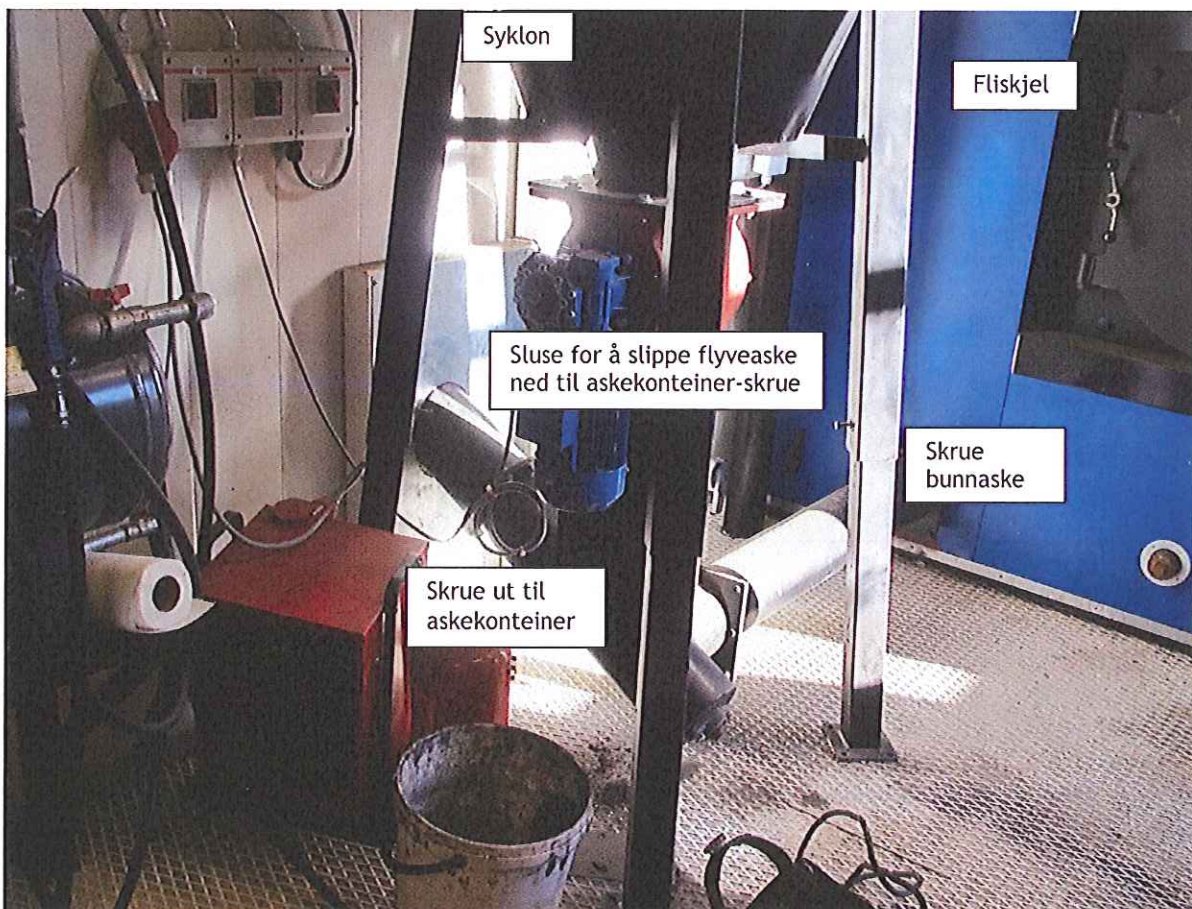
innhold av tungmetaller enn de to andre og kommer i kvalitetsklasse II i gjødselvereforskriften. Det ble installert nytt bunnristssystem i forbrenningskjelen på nyåret 2015. Aske fra brenselstov B er tatt ut etter at denne utbedringen ble gjennomført, og det er sannsynlig at dette har gitt forbedret forbrenning og dermed endret innhold i asken. Innholdet av næringsstoffene kalium og fosfor er relativt høyt i alle askene, mens innholdet av magnesium er høyt.

Innholdet av silisium i asken ligger omtrent på nivå med aske fra anleggene som er analysert andre steder (Dibdiakova og Horn, 2014). Generelt så er det ved drift av anlegget ikke observert grus/sand i flisa og det er ikke observert slaggdannelse av betydning i kjelene etter lang tids kjøring med brenselstov fra samme leverandør.

## 2.5 Vurdering av askefraksjonering for Tingvoll Biovarme sitt anlegg

Siden rensing av aske for små anlegg anses som lite hensiktsmessig og ulønnsomt så er det ikke foretatt en vurdering av kostnad for rensing av aske. Det som imidlertid kan muliggjøre bruk av asken er å skille flyveasken og bunnasken, og denne løsningen er derfor vurdert nærmere.

Ved anlegget på Tingvoll samles per i dag bunnasken og flyveasken i samme system og i felles askecontainer. Flyveasken skilles (se figur 2.3) ut i en syklon.



Figur 2.3 Askehåndtering i anlegget til Tingvoll Biovarme.



Bunnasken skrur ut av kjelen til et punkt rett under sykklonen. Flyveaske ledes til samme rør som bunnasken og videre ut i askekonteineren. Forespørsel ble sendt til leverandøren av anlegget - LINKA, Danmark angående kostnad for å endre systemet for å gjøre det mulig å skille bunnaske og flyveaske. Dette innebærer installasjon av ny askeskru og ny kontainer for flyveaske. Med kostnad for styring, el-montering og mekanikerarbeid vil endringen koste ca. 50 000 danske kroner eks mva. Leverandøren Linka AS kunne ellers opplyse om at dette ble gjort i Danmark på en del anlegg for mange år siden, men at de siden ble bygget om til opprinnelig tilstand. I følge informasjon fra leverandøren gjorde begrensninger på kg aske/m<sup>2</sup> spredeareal til at det ikke ble hensiktsmessig å skille ut bunnasken for bruk som gjødsel.

## 2.6 Vurdering av bruk av aske fra anlegget på Tingvoll som gjødsel

Forholdet mellom Ca/K er 4,1 i aske fra sagbruksflis, 4,7 i aske fra brenselsslis 1 og 3,9 i aske fra brenselsslis 2. Siden forholdet er høyere enn 3 for begge asketyper, er de ikke godt egnet som gjødselmiddel, men kan være aktuelle som kalkingsmiddel. Vi har ikke målt pH, men det er stor sannsynlighet for at den er høy. I 50 askeprøver fra 19 ulike anlegg med rent trevirke som brenselstoff undersøkt av Dibdiakova og Horn (2014) var pH > 12 i de fleste prøvene, og asken har da en sterk kalkingseffekt på sur jord.

Hvis man skal heve pH med 0,1 enheter trengs det 100 kg CaO per dekar. 1 tonn aske fra brenselsslis inneholder teoretisk sett nok CaO til heve pH med 0,4 enheter på 1 daa. Det vil være nok med ca 500 kg aske/daa for å heve pH med 0,2 enheter, som ofte er en vanlig kalkingsnorm. Men vi har ikke undersøkt om denne asketypen oppfører seg slik i praksis. Hvilke jordsmonn man har i utgangspunktet vil også være avgjørende for hvilken kalkvirkning asken gir. Haraldsen (2006) understreker at kalkingsvirkningen av bioaske varierer mellom ulike anlegg, og nevner et eksempel der 120 kg bioaske/daa (pH 13, 37 % Ca, 4,3 % K, 2,8 % Mg) ga pH økning fra 6,7 til 6,9 på moldfattig siltig finsand, mens pH økte fra 7,6 til 8,3 på en moldfattig mellomandsand. Andre asketyper kan ha både større og mindre kalkingsvirkning.

Kadmium-nivået er for høyt både i asken fra sagbruksflis og brenselsslis til at disse askene kan brukes som kalk- eller gjødselmiddel. Blandaske fra disse flistypene må derfor leveres til deponi. Det høye Cd-innholdet kan sannsynligvis tilskrives flyveasken (Dibdiakova og Horn, 2014).

Hvis asken fra brenselsslis 1 på Tingvoll kunne blitt brukt, ville 1 tonn aske fra brenselsslis tilført 14 kg P og 66 kg K som er nok P og K til omtrent 9 daa med eng.

For å kunne bruke aske som gjødselmiddel er det en forutsetning at en bruker rent biobrensel og skiller flyveasken fra bunnasken (Haraldsen 2006). Hvis bunnasken kunne blitt samlet for seg, hadde vi kanskje hatt et produkt å bruke. Det laveste nivået av Cd som ble målt i 5 av bunnaskene undersøkt av Dibdiakova og Horn (2014) var 0,2 mg/kg TS, og kommer da i kvalitetsklasse 0 i forhold til gjødselvereforskriften. Så det er med andre ord mulig å få en bunnaske som har lavt nok innhold av Cd til at den kan brukes. Men nikkel-innholdet som vi med stor sannsynlighet ville funnet igjen i bunnasken, er så høyt i askene fra Tingvoll at de ville havnet i kvalitetsklasse III i forhold til gjødselvereforskriften. Det vil si at de ikke kan brukes til arealer der det skal dyrkes mat eller fôr, men kan brukes til grøntarealer og til toppdekke på avfallsfyllinger.

Det bør tas flere analyser av asken fra brenselanlegget på Tingvoll før man eventuelt velger å installere utstyr for å skille flyveaske og bunnaske. Hvis analysene også i fremtiden jevnt kan klassifiseres i klasse II, er anvendelsesmulighetene som kalk- og gjødselmiddel mulig.



## 3. Oppgradering av biogass ved hjelp av aske fra biobrenselsanlegg

---

### 3.1 Materialer og metoder

Forsøk i pilot-skala der biogassen ble renset for CO<sub>2</sub> ved bruk av aske ble gjennomført 17.-20.mars 2015. Asken var en blanding av bunnaske og flyveaske tatt ut fra flisfyringsanlegget på Tingvoll 13.februar. Fire dager før forsøket ble 20 vektprosent vann tilsatt asken. Malingsomrører ble brukt for å blande vannet inn i asken (se figur 3.1). Lab-skala forsøkene gjennomført ved SLU/JTI i Sverige (vedlegg) viste at betydelige mengder hydrogen ble dannet under testbetingelsene. I forbindelse med pilot-testen ble derfor vann tilsatt på forhånd for å stabilisere asken på en kontrollert måte. Asken stod luftig frem til forsøksstart. Før asken ble tilført kolonnen, ble den knust til mindre partikler ved hjelp av malingsomrøreren. Prøver ble tatt ut for tørrstoffanalyser.



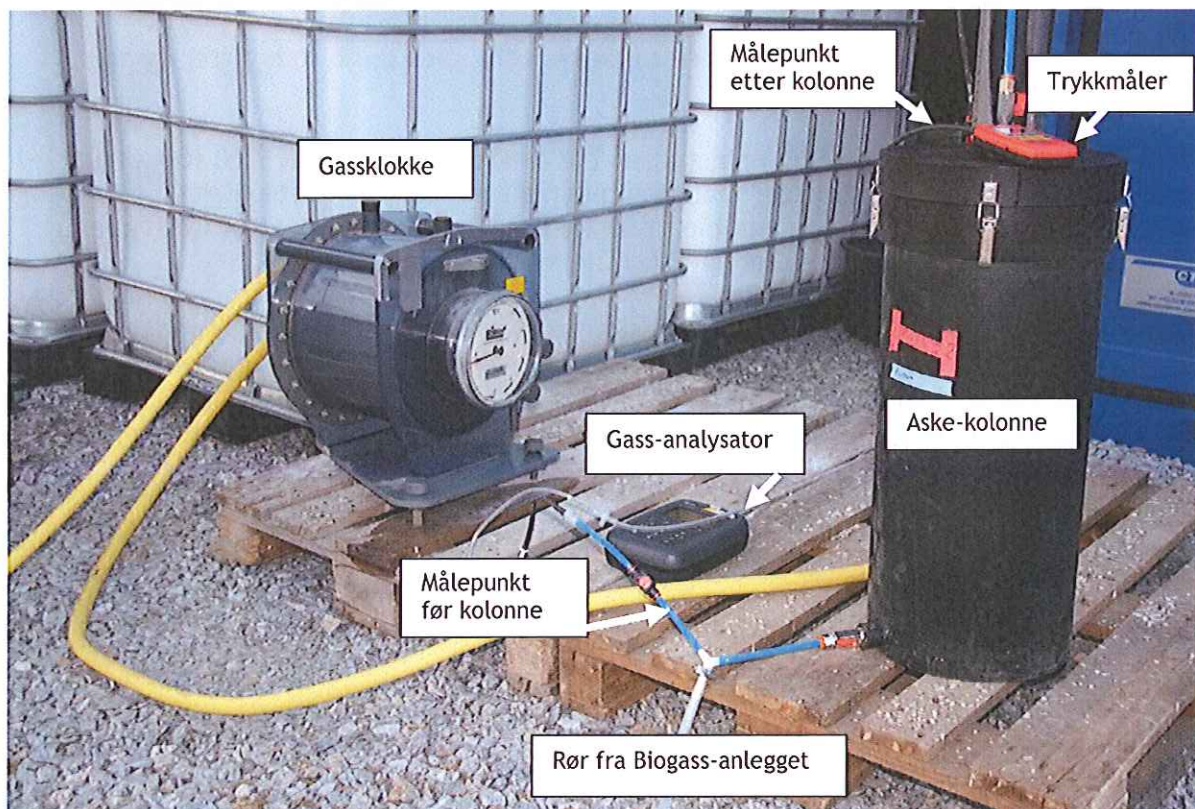
Figur 3.1. Blanding av aske med vann med malingsomrører.





Gastilkoblingspunkt

Figur 3.2. Gastilkoblingspunkt.



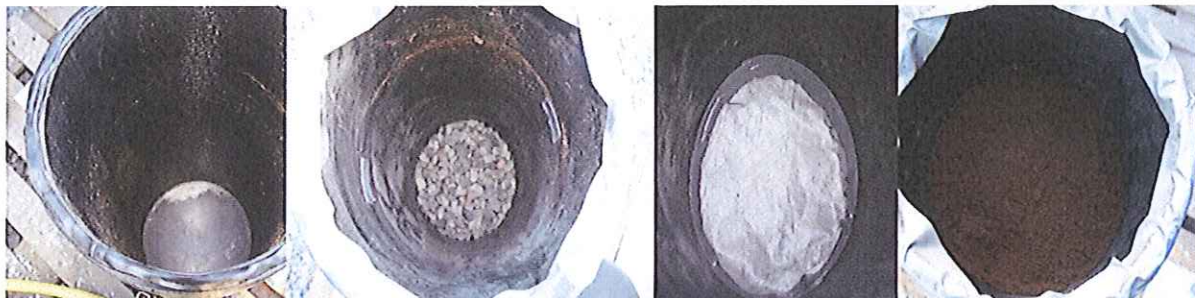
Figur 3.3. Oversiktsbilde forsøksoppsett.

Gass til forsøket ble hentet fra biogass-anlegget på Tingvoll Gard. Tilkoblingspunktet var en 1/2-toms gjenge rett ovenfor gassrøret (PE-røret) som går ned til varmesentralen (se figur 3.2). En kuleventil, samt en nippel for tilkobling av slange ble montert. Trykkfallet over asken i kolonnen var ca. 10 mbar og gasstrykket i reaktorene var dermed stort nok til å trykke gassen gjennom filteret. Det er også mulig å bruke gassviften i anlegget dersom man ønsker større trykk på biogassen i forbindelse med forsøkskjøring.



Fra tilkoblingspunktet gikk biogassen i en ½-toms slange til askekolonnen. Gassen ble i forsøket ført inn i bunnen av kolonnen og tatt ut i toppen. Det var montert målepunkt både før og etter kolonnen. Disse ble brukt både til å ta ut gass til analyse og for å måle trykket før og etter kolonnen (se figur 3.3)

Selve kolonnen var laget av polyetylen(PE)-rør (se figur 3.4). Indre dimeter i kolonnen var 26,5 cm, og total høyde 64 cm. I forsøket ble kolonnen fylt opp med 10 cm fin pukk i bunnen. Dette for å sikre at gassen spredde seg i hele tverrsnittet av kolonnen. Over pukken ble det lagt en fiberduk, som ble teipet fast mot rørvæggen. Dette for å hindre at asken trengte ned i pukken. 12 liter aske ble fylt på over fiberduken. Dette tilsvarte 13,7 kg fuktet aske. Denne ble fylt på lagvis for å hindre ujevn pakking i kolonnen. Over asken var det et tomrom på 14 cm. Se også figur 3.4.



Figur 3.4. Lasting av kolonne. Fra venstre til høyre: tom, med puk, med filter og med aske.

Metan ( $\text{CH}_4$ ) og karbondioksid ( $\text{CO}_2$ ) i biogassen ble analysert med en GA 5000 (Geotech) gassanalysator. Trykket før og etter reaktoren ble målt med en GMH 3161 digital trykkmåler. Et Ritter TG10 våtgass-ur ble brukt for å måle gassvolumet etter  $\text{CO}_2$ -fjerning. Tilført mengde biogass ble omregnet på bakgrunn av  $\text{CO}_2$ -målingene.

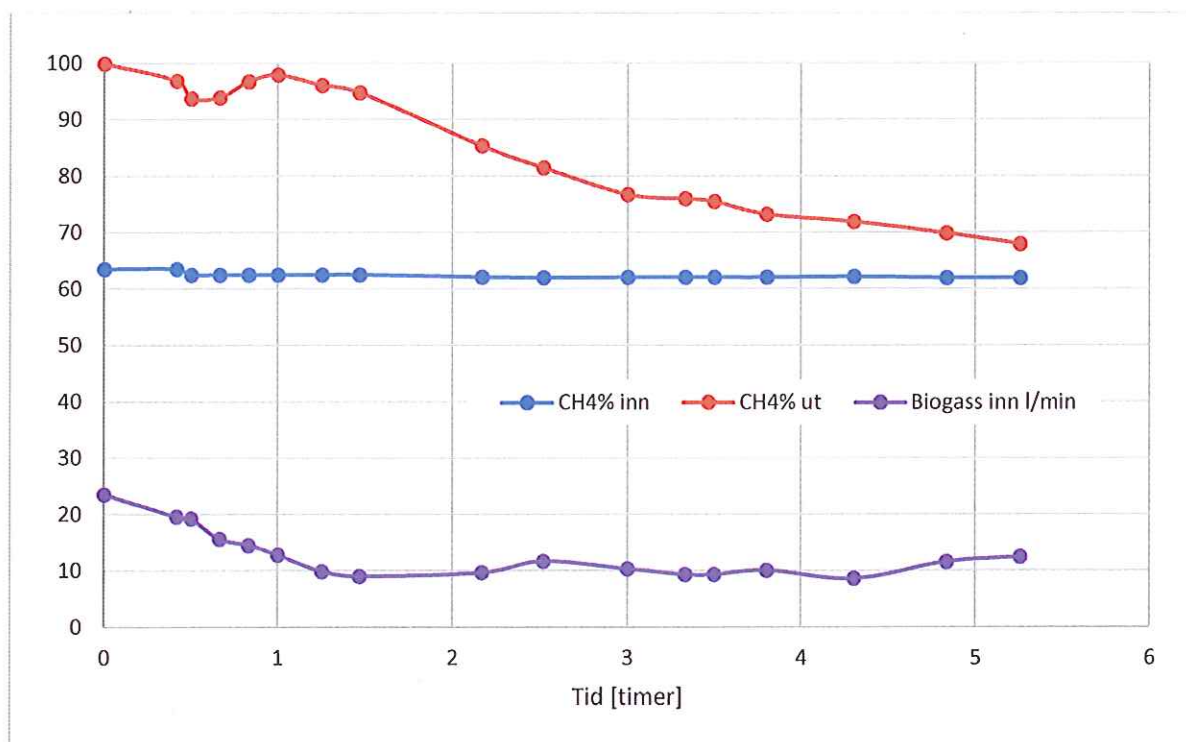
Måleverdiene for gass-sammensetningen ble normalisert for målingene både før og etter kolonnen, slik at sum av de to gassene ble 100%. Dette er relativt korrekt da de andre gassene utgjorde små volum. For eksempel var innholdet av hydrogensulfid ( $\text{H}_2\text{S}$ ) på ca. 1000 ppm. Dette tilsvarer 0,1%. Volum-målingene ble også regnet om til urensset biogass på bakgrunn av metaninnholdet, som ble målt både før og etter rensing.



### 3.2 Resultater og diskusjon

I forbindelse med testen ble all biogass fra anlegget rensed i kolonnen. Testen varte i 5 timer og 15 minutter. Gjennomsnittlig metan-innhold (ikke vektet mot volum) i den urensede biogassen var for hele forsøket 62,4%, mens den rensede biogassen hadde et metaninnhold på 85,1%. Som en ser av figur 3.5 var det gjennomsnittlige metaninnholdet i den rensede gassen 95% de første 90 minuttene av forsøket, for deretter å avta gradvis. Metaninnholdet i biogass for bruk i forbrenningsmotorer bør være rundt 95 % (± 2 %) ([www.valtra.no/2014](http://www.valtra.no/2014))

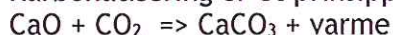
Den avtagende rensesgraden underveis i forsøket kan forklares med en stadig økende delstrøm av urensed biogass som mest sannsynlig er et resultat av at gass og væske vil bevege seg med størst hastighet i midten av røret. Når kolonnen ble åpnet kunne man se en spiss kon i midten av filteret med mett, utørked aske. En lengre kolonne ville ha motvirket dette (utfyllende beskrivelse nedenfor)



Figur 3.5 Innhold av metan i rensed og urensed biogass, samt tilført mengde biogass til kolonnen (l/min).

Rensemekanismen var karbonatisering:

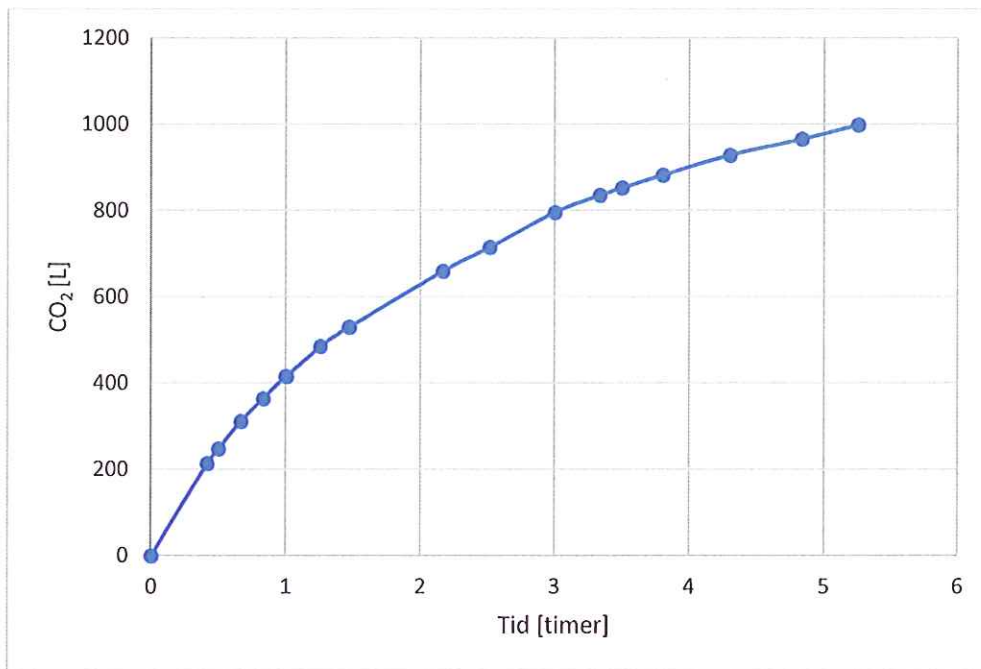
Karbonatisering er et prinsipp der CO<sub>2</sub> blir kjemisk bundet:



At prosessen er eksoterm, dvs. avgir varme, kunne en fysisk kjenne på utsiden av reaktoren. Overflatetemperatur på opptil 60°C ble målt. Forsøket ble gjennomført utendørs hvor temperaturen varierte fra 4-8°C i løpet av testen.

Gass-strømmen gjennom kolonnen varierte mellom 23,5 liter/minutt og 8,6 liter/minutt i løpet av testen (se figur 5.5). Variasjonen i gass-strøm henger i hovedsak sammen med at gass bundet i massen ble frigjort ved periodisk omrøring og bundet når rånetankene ikke ble omrørt.

Opptaket av CO<sub>2</sub> pågikk under hele forsøket, og asken var ikke mettet da forsøket måtte avsluttes. Figur 3.6 viser at det i løpet av forsøket ble fjernet 998,4 liter CO<sub>2</sub>. Volumet med aske i kolonnen ble beregnet til 22 liter. Dette gir et opptak på (998/22): over 45 liter CO<sub>2</sub> per liter aske ved hjelp av karbonatiseringen. Om en antar en tetthet på 1,977 g per liter (gjeld ved 0°C, under forsøket var utetemperaturer på 4°C) gir dette totalt 1,973 kg eller 0,17 kg CO<sub>2</sub> per kg aske. Ved et opptak på 0,17 kg CO<sub>2</sub> per kg aske, vil det være behov for forholdsvis store askemengder; 6,28 kg tørr aske for å rense 1,54 m<sup>3</sup> biogass med 65% metan opp til 1 m<sup>3</sup> 100% metan. Det vil således være behov for en type forbehandling for å oppnå god nok rensegrad.



Figur 5.6 Akkumulert antall liter CO<sub>2</sub> fjernet fra biogassen i løpet av forsøket.

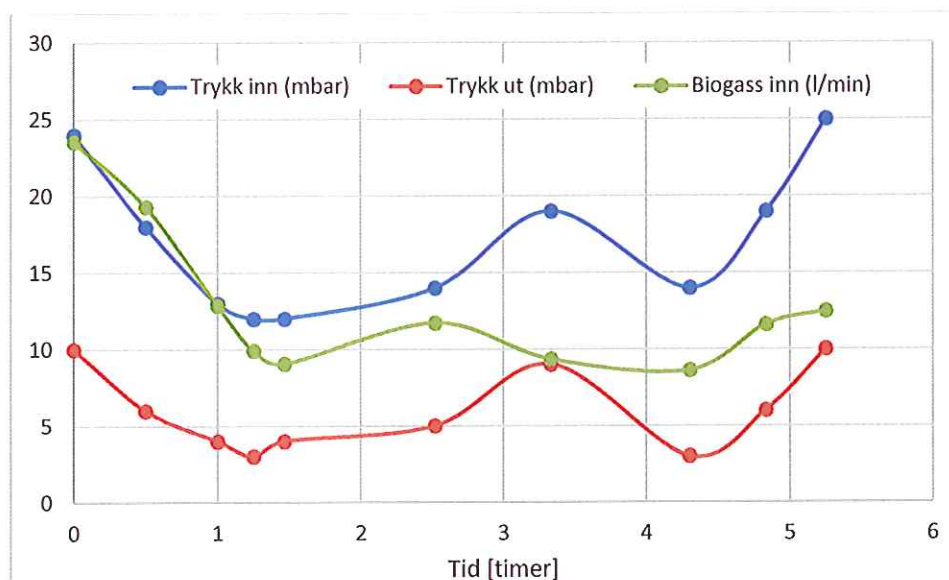
Det virker å være en klar sammenheng mellom gass-strøm og rensegrad. Figur 3.5 viser at rensegraden er svært god den første halve timen, men på samme tid nedadgående. Volumbelastningen i rensekolonnen var i dette tidsrommet svært høy, med over 20 liter gass i minuttet, eller om lag en liter biogass per liter askevolum per minutt. Etter en halv time snudde den negative trenden, mot en gradvis bedre rensing av biogassen. Tilført mengde biogass var nå noe lavere, med ca. 15 liter per minutt. Den neste halve timen fortsatte rensegraden å øke, samtidig med at tilført mengde biogass gikk ytterligere ned. Det er derfor nærliggende å tro at den høye gjennomstrømningen er årsaken til at rensegraden avtok såpass tidlig i forsøket. Samtidig kan noe av forklaringa ligge i andre faktorer. Det ble målt høye temperaturer utenpå kolonnen (>60°C). Inne i kolonnen var det sannsynligvis enda høyere temperatur. Høyere temperaturer kan ofte føre til at reaksjonene skjer raskere. I starten av forsøket hadde den høye temperaturen sannsynligvis ikke fått bygd seg opp. En annen faktor kan være fuktighet. Vann binder som kjent CO<sub>2</sub> godt. Men hvordan det ble nok vann til å få disse svingningene, er usikkert. Konklusjonen er derfor at kolonnen sannsynligvis ble kjørt på tålegrensen i forhold til volumbelastning, og at det var hovedsakelig dette som forårsaket svingningene den første timen.

Dersom en sammenligner hvordan forsøket ble kjørt ved SLU/JTI, ser en at kolonnen i dette forsøket ble kjørt svært hardt volummessig. Ved SLU/JTI ble forsøkene gjennomført med en gass-strøm på mellom 1,8 og 5,8 liter biogass per kg tørr aske og time. I vårt forsøk



ble det benyttet 13,7 kg aske. Tørrestoffinnholdet ble målt til 84,3%. Dette gir 11,55 kg tørr aske i kolonnen. I løpet av den første timen av forsøket ble det tilført 1181,8 liter biogass. Dette gir 102,7 liter biogass per kg tørr aske. Ulempen med å kjøre kolonnen med slik belastning er at vi fikk et mye tidligere gjennombrudd av urensset gass. Ved gjennombrudd i det svenske forsøket, var alt av karbonatiseringsevne utnyttet, og en fikk rask nedgang i renseevnen. Ved et fullskala anlegg ville det sannsynligvis være naturlig å legge seg en plass mellom disse belastningene.

Overtrykket ble målt både foran og etter renskolonnen (figur 3.7). Det ble i forkant av eksperimentet diskutert om gass-permeabiliteten til asken ville føre til praktiske problemer under forsøket. Dette viste seg å gå helt fint. Gassen strømmet fint opp gjennom det 40 cm tykke laget med aske i kolonnen, uten behov for ekstra trykkøkning. I figuren under ser en at trykktapet over kolonnen er relativt konstant gjennom forsøket, men likevel med en tendens til å være litt større i starten og mot slutten av forsøket. At trykktapet over kolonnen var stort i starten av forsøket kan delvis forklares med at gasshastigheten i kolonnen da også var stor. Et økende trykktap i slutten av forsøket kan muligens henge sammen med at asken ble delvis karbonatisert, noe som ga redusert evne til gass-gjennomstrømning.



Figur 3.7: Overtrykk, i mbar, inn og ut av filterkolonnen.

Figur 3.8 og 3.9 viser tilstanden til asken etter endt forsøk. Fire dager før forsøket startet, ble asken tilført 20 vektprosent vann. Ved tillaging av kolonnen ble det tatt ut prøver som ble analysert for tørrestoff (TS). Disse viste at TS-innholdet i asken var 83,4% før forsøket. Etter endt gassrenseforsøk ble kolonnen åpnet. Denne viste da en tredeling av sjiktet (se figur 3.8 og figur 3.9). I øverste del av kolonnen, rundt kantene, var det et sjikt med mørk aske som sannsynligvis ikke var karbonatisert fullt ut. TS i denne asken var 77,1%. Lengre ned i kolonnen var asken lysere. Det var denne som kunne sees som en spiss kon inn i den mørkere topp-asken. Denne asken utgjorde mesteparten av volumet i kolonnen. TS-innholdet i denne asken var 89%. I bunnen av kolonnen var asken svært grå på farge. Dette laget var bare noen få cm tykt. TS-innholdet i denne asken var 84,9%. Forsøksoppsettet ga ikke mulighet til å volumbestemme de ulike askefraksjonene.





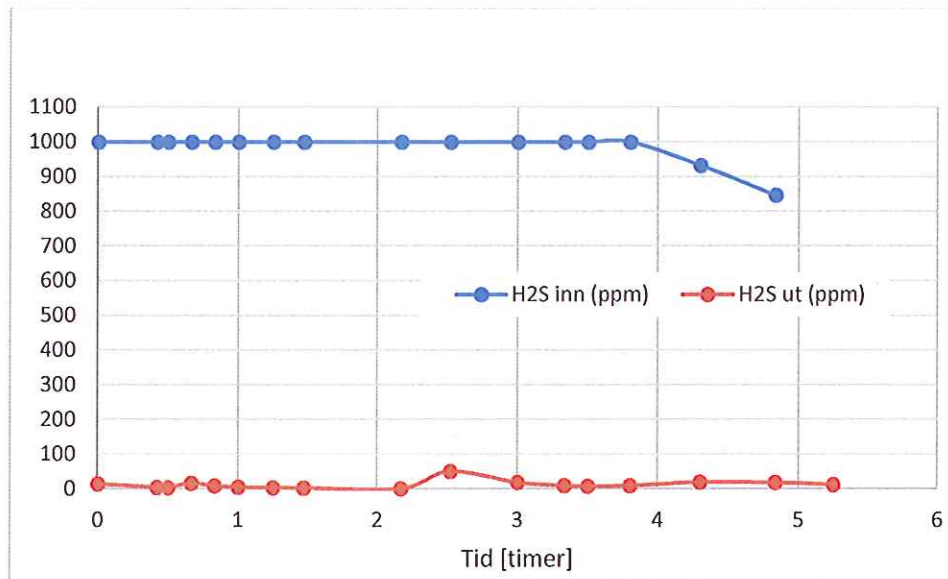
Figur 3.8. Brukt aske. Fra venstre topp, midt og botn.



Figur 3.9. Prøver tatt fra venstre til høyre fra: topp, midt og bunn av kolonnen.

Askefilteret viste seg også å være svært godt egnet for rensing av hydrogensulfid ( $H_2S$ ) (figur 3.10) Innholdet i den ubehandla biogassen var for det meste over 1000 ppm, mens den var nede i kun noen få ppm etter rensing som vist i figur 3.10. Verdiene som er oppgitt til å være 1000 ppm, var i virkeligheten høyere, da 1000 ppm er øvre grense for måleområdet til gass-analysatoren. Resultatene er i samsvar med lab-skala testene gjennomført ved SLU/JTI hvor tilsvarende aske viste svært god evne til å rense  $H_2S$ .





Figur 3.10 Innhold av H<sub>2</sub>S i urensset biogass og biogass ut fra filteret. Målt i ppm.

Det var alt i alt et svært lærerikt forsøk. At den kjemiske bindingen av CO<sub>2</sub> skulle fungere så godt og være så enkel å få til, var overraskende. At en i tillegg hadde en svært god rensing av H<sub>2</sub>S, var en nyttig lærdom å ta med seg. Ulempen med prosessen er at det går med relativt mye aske. Som nevnt ovenfor kunne derfor være av interesse å gå videre med et konsept der en «grov-renset» biogassen for CO<sub>2</sub> ved bruk av vann, for eksempel vasking av gassen med finfordelte vandrdåper, for deretter å fjerne det siste av CO<sub>2</sub> i biogassen i en karbonatiserings-prosess med aske som rensemiddel. Dette vil kunne utgjøre et system som vil kunne passe svært godt på mindre biogassanlegg.

Det ble gjennomført ytterligere to forsøk med samme oppsett. Data fra disse forsøkene vil sammenstilles med det som rapporteres her og kvaliteten er så vidt godt at resultatene vil søkes publisert i fagfelleurdert tidsskrift.

## 4. Økonomisk effekt for småskalaanlegg

Hvis aske skal brukes som kalk, gjødsel eller jordforbedringsmiddel, må den som tidligere nevnt tilfredsstillende grensene for alle kategorier i gjødselveriforskriften. Kadmium-verdiene er for høye både i aske fra brenselvirke og fra sagbruksvirke (Tabell 4.2) som er brukt i flisfyringsanlegget på Tingvoll. Hvis denne skal kunne brukes, må flyveaske og bunnaske skilles.

Leverandøren, LINKA, av anlegget på Tingvoll anslår at det vil koste omtrent 60 000 NOK å installere det som skal til for å skille bunnaske og flyveaske. Hvis vi antar at investeringen avskrives i løpet av 10 år, blir den årlige kostnaden 6 000 kr.

### 4.1 Økonomi ved bruk av aske som kalk og gjødsel

Økonomi er viktig for at aske skal bli brukt som gjødsel. Hva er alternativet og alternativkostnaden for askeprodusenten? Hvis produsentene må betale deponiavgift for å bli kvitt asken, kan det være interessant å se på andre anvendelsesmuligheter for aske enn at den må leveres til avfallsdeponi. Innføring av deponiskatt på aske i Finland har ført til økt interesse for å finne andre anvendelsesmåter for asken (Sahlin 2014). I Norge ble deponiavgift avviklet 01.01.15. Men man må allikevel betale arbeids- og transportkostnader i forbindelse med henting og tømning av aske. Det er viktig å bli kvitt asken på en forsvarlig måte.

Siden forholdet mellom Ca/K er høyere enn 3 og innholdet av CaO er såpass høyt i askene fra flisfyringsanlegget på Tingvoll, blir det mest riktig å ta utgangspunkt i kalkverdien av aske istedenfor gjødselverdien når man skal beregne salgsverdien på aske. Kalkstein i form av Agri Mel Ho fra Franzefoss inneholder like mye CaO som aske fra brenselvflis (430 g/kg) og omtrent like mye Ca (310 g/kg). Denne kalken koster i snitt 700 kr/tonn ferdig spredt (Franzefoss februar 2015) som gir en pris på 1,62 kr/kg for CaO. Med dette utgangspunktet blir prisen per tonn av de tre ulike askefraksjonen følgende:

	Fra sagbruksflis	Fra brenselvflis A	Fra brenselvflis B
Kalkverdi inkl. spredning	570 kr/tonn	700 kr/tonn	680 kr/tonn

Men skal asken brukes som kalkings- eller gjødselingsmiddel må den herdes, eller aller helst pelleteres eller granuleres. Mekanisk pelletering er å foretrekke fremfor herding. I herdingsprosessen blir det dannet karbonat som er gjør at Ca blir mindre løselig. Ved mekanisk pelletering unngår man dette. Kostnadene med dette vil blant annet avhenge av mengde aske som leveres og avstand til terminal hvor viderebehandling kan skje.

Hvis man klarer å selge asken som kalkingsmiddel sparer man kostnadene med å frakte den til deponi. For anlegget på Tingvoll betales det en timepris for sugebil og operatør for å bli kvitt asken, og dette utgjør en kostnad på omtrent 2000 kr/tonn aske som leveres til deponi.

Dibdikova og Horn (2014) konkluderte med at bunnasken kan egne seg som gjødsel i skogsmark, så sant næringsinnholdet er høyt nok til at operasjonen kan forsvares økonomisk. Bunnasken fra ett av anleggene som var med i undersøkelsen havnet i kvalitetsklasse II, og kan brukes på jordbruksareal, private hager og parker. Innholdet i denne asken var 253 g Ca, 18 g P og 27 g K.



Siden denne asken kunne bli brukt som gjødsel i landbruket, kan vi sammenligne med prisen for P og K i kunstgjødsel. Asken inneholder ikke nitrogen (N), det er derfor naturlig å sammenligne med P- og K-gjødselslag. I tabell 4.1 er verdien av bunnaske hos Dibdikova og Horn (2014) og aske fra brenselstflis B som begge er klassifisert i kategori II, beregnet med bakgrunn i gjødselslagene Opti- P 0-20-0 og 60er Kali (50 % K).

Tabell 4.1. Verdi av fosfor (P) og kalium (K) i bunnaske analysert av Dibdikova og Horn (2014) og samleaske fra brenselstflis B på Tingvoll. Verdien er basert på prisen for fosforgjødsel, Opti-P 0-20-0 og kaligjødsel, 60er Kali (50 %) februar 2015 (FK 2015).

	Opti-P 0-20-0, kr/kg	60er Kali (50 % K), kr/kg	Bunnaske, kr/kg	Aske fra brenselstflis B Kr/kg
P	26,05		0,47	0,31
K		9,98	0,27	0,74

Når man tar utgangspunkt i beregningene ovenfor og i prisene i tabellen kan gjødsel- og kalkverdi beregnes. For bunnaske fra et av anleggene i undersøkelsen til Dibdikova og Horn (2014), er et eksempel på teoretisk kalk- og gjødselverdi beregnet til:

	Bunnaske, kr/tonn	Aske brenselstflis B, kr/tonn
Kalkverdi inkl. spredning	560	680
+ Gjødselverdi for P	470	310
+ Gjødselverdi for K	270	740
=Teoretisk kalk- og gjødselverdi	1 300	1 730

Teoretisk kalk- og gjødselverdi varierer avhengig hvor mye næring som finnes i asken. I eksempelet ovenfor er verdien beregnet ut fra totalinnholdet av P og K. Det er ikke tatt hensyn til gjødselvirkingen av disse stoffene. Som nevnt tidligere kan gjødselvirkingen være begrenset på grunn av den høye pH-verdien som finnes i aske. Kostnader til herding eller pelletering og transport og omlasting i forhold til dette bør tas med. Etter at disse kostnadene er tatt med, kan dekningsbidraget beregnes. Ved å selge asken som kalk- og gjødselmiddel vil man også spare kostnader til tømning og henting av aske for deponering.

Kostnadene med herding eller pelletering kan bli ganske høye. Det vil derfor svare seg å selge asken som kalk- eller gjødselmiddel så lenge kostnadene med å bli kvitt asken er såpass høye som de er på Tingvoll. For små anlegg vil sannsynligvis deponeringskostnadene være høye.

## 4.2 Økonomi ved aske brukt til framstilling av anleggsgjord

Anleggsgjord produseres for bruk til grøntareal utendørs. Aske kan brukes for å justere pH, tilføre P, K og mikronæringsstoffer i produksjonen av anleggsgjord.

Tellnes og Haraldsen (2014) har vurdert økonomien i aske som jordforbedringsmiddel. Ved å blande aske i anleggsgjord, kan dette erstatte andre innsatsfaktorer. Det er regnet med 10 kg aske per m<sup>3</sup> anleggsgjord. Dette kan gi 500 kr spart per tonn aske som brukes til lagring av anleggsgjord istedenfor kalkstein og fullgjødsel.

På bakgrunn av disse beregningene kan et småskalaanlegg selge aske til anleggsgjordproduksjon for inntil 500 kr/tonn. Dette vil også gi sparte kostnader med å slippe å betale for å levere til deponi.



### 4.3 Økonomi ved aske brukt til rensing av biogass

Rensing av biogass med aske slik at gassen kan brukes på kjøretøy kan også være en anvendelse av aske fra flisfyringsanlegg. Hvis man har et gardsanlegg og investerer i oppgraderingsutstyr, kan slik rensed gass (oppgradert gass) brukes på gardens maskinpark under forutsetning av at disse er gassdrevne. Det finnes for eksempel traktorprodusenter som lager traktorer som går på gass, eller både diesel og gass.

#### Kostnader med rensing i Sverige

Anleggskostnader til rensing av biogass med aske ble i Sverige beregnet til 1,5 millioner svenske kroner i 2013 (Andersson 2013). Dette var beregnet på et anlegg som produserte 1GWh med biogass årlig. I tillegg beregnet man at kostnader til drift, vedlikehold og service ville bli 75 000 Skr og arbeidsbehovet var to timer i uken. Dette ga en årlig kostand på 237 000 Skr inklusiv kapitalkostnader, driftskostnader og kostnader med service og vedlikehold. Økonomisk følsomhetsanalyse viste at endret gassproduksjon var den faktoren som hadde størst innvirkning på oppgraderingskostnaden. Hvis anlegget kunne produsere 1,5 GWh, ville oppgraderingskostnaden synke til 0,16 kr/kWh og øke til 0,47 kr/kWh hvis gassproduksjonen sank til 0,5 GWh (Andersson 2013). Andre småskalaanlegg i Sverige for oppgradering har beregnet kostnaden til 0,50 kr/kWh med oppgradert gass.

#### Mengde aske

Det kreves store mengder aske for å oppgradere biogass til en kvalitet som kan brukes på kjøretøy. Omregnet i pelletert aske, viste tall fra Sverige at det går med 416 tonn aske per år for å rense biogassen fra et metaninnhold på 65 % til 100 % i et anlegg som hadde en gassproduksjon på 1 GWh årlig (Andersson 2013).

I biogassanlegget på Tingvoll gard har vi beregnet mengden biogass (rågass) som kan produseres når vi har 730 tonn bløtgjødsel fra storfe med en innblanding av 2,5 vektprosent såpe, til å være 43 400 m<sup>3</sup>. Såpe er et energirikt restprodukt fra fiskeoljeindustrien. Gassen inneholder da ca 65 % metan (Johansson 2013). Hvis gassen skal renses fra 65 til 95 % metaninnhold, er det 23,4 tonn CO<sub>2</sub> som skal renses eller fanges opp i asken. Asken som ble brukt i oppgraderingsforsøket på Tingvoll fanget 0,17 g CO<sub>2</sub>/g aske. Det trengs da 137,6 tonn aske per år. Flisanlegget på Tingvoll produserer ikke så mye aske. Det er derfor bedre å rense biogassen med et annet rensemedium opp til 92 % metaninnhold, og heller bruke aske til rensing fra 92 til 95 % metaninnhold. Da er det 1,7 tonn CO<sub>2</sub> som skal fanges i asken og det trengs 9,7 tonn aske per år. Denne mengden kan leveres fra flisanlegget på Tingvoll.

#### Sparte dieselutgifter

Med utgangspunkt i et regneark utviklet av Innovasjon Norge, har vi modifisert regnearket slik at det også er mulig å beregne sparte dieselutgifter ved å oppgradere biogass til kjøretøykvalitet.

5-6 liter oppgradert biogass ved 200 bar trykk tilsvarer ca 1 liter diesel. 1 m<sup>3</sup> biogass med 60 % CH<sub>4</sub>-innhold tilsvarer 1,1 liter diesel (Lilleengen 2009). Oppgradert biogass som inneholder 95 % CH<sub>4</sub> tilsvarer 1,6 liter diesel. I april 2015 koster farget diesel 8,04 kr/l (olje og energisenteret, 2015).

Tabell 4.2 viser hvor mange liter diesel som kan spares ved å rense biogassen på Tingvoll gard sitt biogassanlegg fra et innhold på 65 til 95 % metan.



Tabell 4.2 Mengde oppgradert biogass (fra 65 til 95 % CH<sub>4</sub>-innhold) med tilsvarende dieselmengder og sparte dieselutgifter.

Oppgradert gass m <sup>3</sup>	Dieselmengde, liter	Dieselpris Kr/liter	Sparte dieselutgifter kr
41 230	65 280	8,00	522 240

Ved først å rense biogassen i biogassanlegget på Tingvoll gard slik som det er foreslått i kapittel 3 til den inneholder 92 % CH<sub>4</sub>, og deretter bruke aske til å rense den videre til den inneholder 95 % CH<sub>4</sub>, sparer man betydelige mengder dieselutgifter.

De sparte dieselutgiftene må dekke kostnadene med rensing av biogassen. Disse kostnadene er ikke med i tabell 4.2.

Istedenfor å betale for å kjøre bort aske, kunne et biogassanlegg betalt for tømning og transport av aske fra et flisfyringsanlegg til eget biogassanlegg. Hvis dette ble gjort på flisanlegget på Tingvoll, kunne det ført til sparte utgifter for flisanlegget på ca 50 000 kr i året når vi regner med tømning fire ganger i året.

## 5. Referanser

---

Andersson, J. 2013. Uppgradering med aska från trädbränslen, Eksamensarbete, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Bjurström, H. och Steenari, B-M., 2003. "Våt rening av askor - en metodöversikt", Värmeforsk, Stockholm, rapport nr 829.

Boström, D., Boman, C., Fagerström J., Broström M. och Backman R. 2011. Förbränningsteknik och prestanda hos medelstora rosterpannor för biobränslen. Bulletin 1 (av 6) publicerad på forestpower.net.

Boström D., Boman C., Fagerström J., Broström M. och Backman R. 2011. Askbildningsreaktioner och fraktionering av askkomponenter vid förbränning av primär skogsbiomassa. Bulletin 3 (av 6) publicerad på forestpower.ne.

Diabdakova, J., Horn, H. 2014. Innovativ utnyttelse av aske fra trevirke for økt verdiskaping og bærekraftig skogbruk (askeverdi), Skog og landskap rapport 12/14.

Emilsson, S. 2006. Från skogsbränlenuttag till askåterföring. Handbok. RecAsh. 50s.

Gjølsjø, S. og Haraldsen, T. K. 2010. Behandling av aske fra skogsflis - lover, forskrifter og muligheter. Foredrag på Kleive 16.11.2010.

Holt Hansen, J., Clarke, N. og Dibdiakova, J. 2014, Tilbakeføring av aske til skog, Skog og landskap rapport 9/14.

Haraldsen, T. K. 2006. Kjøttbeinmel og bioaske - NPK gjødsel med kalkingsvirkning. Bioforsk FOKUS 1 (3). s 206-207.

Lilleengen, S. 2009. Biogass, miljøvennlig, sikker, lønnsom. Tapir Akademisk Forlag, Trondheim.

Marmolin, C., Ugander, J., Gruvaeus, I. och Lundin, G. 2008, Aska från halm och spannmålkemisk sammansättning, fysikaliska egenskaper och Spridningsteknik, JTI-rapport Lantbruk og Industri, 362.

Narodoslawsky M. and Obernberger I. 1996, From waste to raw material - the route from biomas till wood ash for cadmium and other heavy metals. Journal of Hazardous Materials 50, 157-168.

Olje- og energisenteret, 2015. [www.ooes.no/priser](http://www.ooes.no/priser)

Reimann, C., Ottesen, R.-T., Andersson, M., Arnoldussen, A., Koller, F. and Englmaier, P. 2008, Element levels in birch and spruce wood ashes - green energy?, Science of the total environment 393, 191-197.

Sahlin, J. 2014. Internationell utblick om användning av askor. Svenska EnergiAskor

Svenska Energiaskor 2012. Askor i Sverige.



Tellnes, L. og Haraldsen, T. K. 2014. Treaske som jordforbedringsmiddel - miljøegenskaper og økonomi. Foredrag 5.11.2014.

Tyréns 2010. Askor i Sverige.

Verhulst, D., Buekens, A., Spencer, P.J. and Eriksson, G. 1996, Thermodynamic behavior of metal Chlorides and Sulfates under the Conditions of Incineration Furnaces, Environmental Science and Technology, 30, 50-56.

Wikman, K., Berg, M., Bjurström, H. och Nordin, A. 2003, "Termisk rening av askor", Värmeforsk, Stockholm, rapport nr 807.

## 6. Vedlegg

---

### **Avrapportering av laboratorieförsök avseende uppgradering av biogas med aska inom projektet ”Askepott”**

Johan Andersson<sup>1)</sup> och Åke Nordberg<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Box 7033, SE-750 07 Uppsala

<sup>2)</sup> Institutionen för energi och teknik, SLU, Box 7032, SE-750 07 Uppsala



## Avrapportering av laboratorieförsök avseende uppgradering av biogas med aska inom projektet "Askepott"

Johan Andersson<sup>1)</sup> och Åke Nordberg<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Box 7033, SE-750 07 Uppsala

<sup>2)</sup> Institutionen för energi och teknik, SLU, Box 7032, SE-750 07 Uppsala

### Inledning

Inom projektet "Aske til oppgradering av biogass-potensiale for økt lønnsomhet i små biogasanlegg og flusfyringsanlegg", prosjektnummer 235325, med BIOFORSK som projektledare, har två askor undersökts i sex laboratorieförsök (tre försök per aska) avseende förmåga att binda koldioxid och svavelväte från biogas.

Försöken har utförts i samarbete mellan JTI (Institutet för jordbruks- och miljöteknik) och institutionen för energi och teknik, SLU (Sveriges lantbruksuniversitet) båda belägna på Ultuna campus, Uppsala. Försöken har genomförts av Johan Andersson, JTI och rapporten har sammanställts av Johan Andersson och Åke Nordberg, SLU.

### Slutsatser

- Aska från sågverksflis hade bäst förmåga att fixera koldioxid. Det högsta upptaget för denna aska var 0,142 g/g torr aska fram till genombrott och 0,166 g/g torr aska totalt under hela försöket (A3).
- Analysen av askornas sammansättning visade att båda askorna hade ett högt innehåll av CaO. Trots det höga innehållet av CaO i BFA hade denna asktyp avsevärt lägre kapacitet att fixera koldioxid jämfört med SFA. Upptaget av koldioxid i BFA var som högst 0,074 g/g torr aska fram till genombrott och 0,090 g/g torr aska totalt.
- De båda asktyperna bildade vätgas i samband med att torr aska blandades med vatten. Vätgasproduktionen var som högst i början av försöken och avtog därefter mot slutet av försöken. Beräkningar visade att SFA var den aska som genererade mest vätgas, 25-30 L/försök.
- Båda asktyperna visade mycket god förmåga att fixera svavelväte. Ingående halter på 1500-3000 ppm H<sub>2</sub>S reducerades till 0-1 ppm trots höga ingående gasflöden.
- Förändringen i fuktkvot från 0,25 till 0,35 gav högre upptag för SFA. Det berodde på att askbädden inte torkade ut i samma utsträckning vid L/S 0,35.
- Båda asktyperna klarade av att hantera höga ingående gasflöden där flöden upp mot 6 L/h/kg fuktig aska testades med goda resultat.

## Material och metoder

### Aska

Två olika träaskor har studerats där båda var en blandning av botten- och flygaska. Askan som benämns BFA (bränsleflisaska) i förliggande rapport kom ifrån förbränning av flis från massa- och bränsleved (75 % gran och 25 % furu). Den andra typen av aska som undersöktes kom ifrån förbränning av sågverksflis (flis från ”bakhon”, dvs. mycket bark och stamved) och benämns SFA (sågverksflisaska) i rapporten. Båda asktyperna kom ifrån Tingvoll Biovarme AS:s rosterpanna på 1,5 MW (Danstoker). Pannan eldades vanligtvis med bränsleflis men hade under en kort period övergått till sågverksflis för att kunna få fram två typer av aska till projektet.

Askans kemiska sammansättning (metalloxider) analyserades av Eurofins och resultatet framgår av tabell 1. Båda askorna upplevdes homogena till sin karaktär och med genomgående fin partikelstorlek. Torrdensiteten var 750 g/L för SFA och 1100 g/L för BFA.

Tabell 1. Askans kemiska sammansättning.

Ämne	Enhet	SFA	BFA	Analysmetod
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	% av TS	2,7	2,4	EN 13656 mod./ICP-AES
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	% av TS	3,8	3,3	EN 13656 mod./ICP-AES
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	% av TS	1,9	1,6	EN 13656 mod./ICP-AES
K <sub>2</sub> O	% av TS	8,3	7,9	EN 13656 mod./ICP-AES
CaO	% av TS	39,0	43,0	EN 13656 mod./ICP-AES
MgO	% av TS	6,9	6,6	EN 13656 mod./ICP-AES
MnO <sub>2</sub>	% av TS	3,4	3,3	EN 13656 mod./ICP-AES
Na <sub>2</sub> O	% av TS	0,6	0,5	EN 13656 mod./ICP-AES
TiO <sub>2</sub>	% av TS	0,1	0,1	EN 13656 mod./ICP-AES
SiO <sub>2</sub>	% av TS	8,2	9,6	EN 14385

### Gas

Tre gasblandningar har använts för uppgraderingsförsöken:

Blandning 1 innehöll 50 % koldioxid (CO<sub>2</sub>), 1500 ppm (0,15 %) svavelväte (H<sub>2</sub>S) och 49,85 % metan (CH<sub>4</sub>) (AGA).

Blandning 2 innehöll 50 % kvävgas (N<sub>2</sub>) och 50 % CO<sub>2</sub> (Air Liquide)

Blandning 3 innehöll 50 % CO<sub>2</sub>, 3000 ppm (0,3 %) H<sub>2</sub>S och 49,7 % CH<sub>4</sub> (Air Liquide)

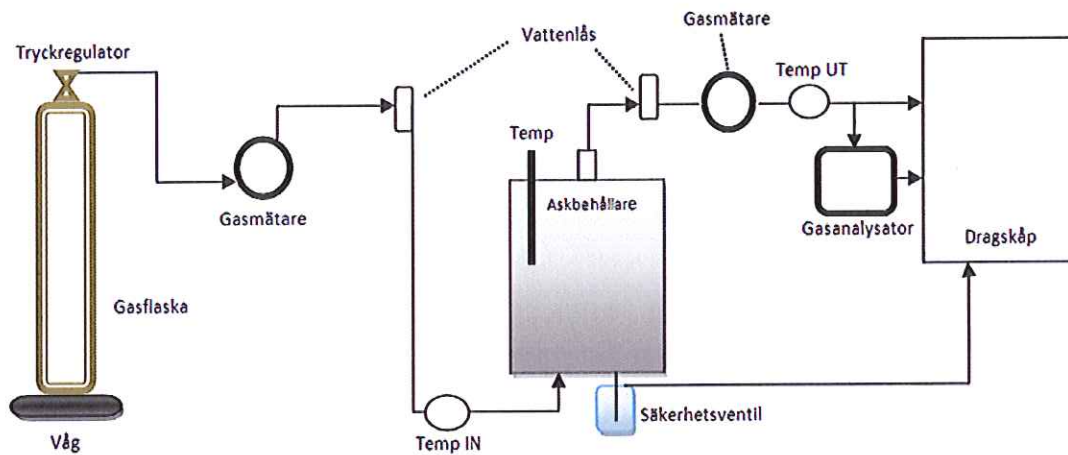
### Försöksuppställning

Försöken i laboratorieskala utfördes enligt en sedan tidigare beprövad försöksuppställning [1], se figur 1. Gas med en bestämd sammansättning leddes från en gasflaska genom en gasmätare (RITTER TG1) och ett vattenlås in i botten av en behållare fylld med uppfuktad aska. Gasen passerade genom askbädden varpå koldioxiden karbonatiserades till kalciumkarbonat i askan. Den utgående uppgraderade gasen passerade därefter en gasmätare (RITTER TG05) via ett vattenlås. Gasens sammansättning bestämdes med två analysinstrument och leddes sedan ut i ett dragskåp. Gasmätarna var under försöken uppkopplade till en dator och mätvärden för flöde och ackumulerad volym loggades en gång per minut. Temperaturen mättes på ingående och utgående gas samt i askbädden genom ett dykrör som nådde ner 16 cm från locket. En säkerhetsventil var kopplad till inloppet på askbehållaren och bestod av ett vattenlås som löste



ut om övertrycket var större än 14 mbar. Under stabil drift kunde vattenlåset användas för att bestämma mottrycket i behållaren genom att läsa av vattenpelarens höjd.

Askbehållaren var cylinderformad och hade en mantel av glas och botten samt lock av plast. Manteln var utvändigt täckt med 14 mm isolering. Behållarens höjd samt innerdiameter var 30 cm och den totala volymen uppgick till 20 L.



Figur 1. Försöksupställning vid genomförande av de sex försöken

### Försöksupplägg

Totalt genomfördes sex försök, tre på vardera aska, se tabell 2. Under projektet undersöktes två olika fuktkvoter (L/S) på askan samt gasflöden från 2 till 6 L/h/kg fuktig aska. Vid fyra av försöken användes ingående gas med H<sub>2</sub>S i syfte att kunna bestämma vilken förmåga askan har att rena bort denna gas. Höjden på askbädden var något lägre för BFA på grund av dess högre densitet.

Tabell 2. Under projektet genomfördes sex uppgraderingsförsök där askans förmåga att binda koldioxid och svavelväte undersöktes.

Försök	Aska	Höjd askbädd	Fuktig aska	Fuktkvot	Flöde	Gassammansättning
(#)		(cm)	(kg)	(L/S)	(L/kg/h)	
A1	SFA	19,5	9,70	0,25	3,1	Blandning 1
A2	SFA	19,5	9,60	0,25	2,1	Blandning 2
A3	SFA	20,0	10,08	0,35	4,4	Blandning 1
B1	BFA	16,5	9,42	0,25	3,1	Blandning 1
B2	BFA	16,5	9,32	0,25	1,8	Blandning 2
B3	BFA	16,0	9,63	0,35	5,8	Blandning 3

### Analys och beräkningar

Gasens innehåll av CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, syrgas (O<sub>2</sub>) och H<sub>2</sub>S bestämdes med analysinstrumenten Biogas 5000 (Geotech Instruments) och Biolyzer SSM 6000 Classic (Afriso). Båda instrumenten är baserade på IR-spektrometri för analys av CH<sub>4</sub> samt CO<sub>2</sub>, och elektrokemisk sensor för analys av O<sub>2</sub> och H<sub>2</sub>S. Balansen, dvs. den resterande gasmängden beräknades utifrån analysresultaten för CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> och O<sub>2</sub> enligt följande formel:

$$\text{Balans} = 100 \% - \text{CH}_4 (\%) - \text{CO}_2 (\%) - \text{O}_2 (\%)$$

Halten  $\text{CO}_2$  analyserades även med en saccharometer fylld med NaOH enligt Jarvis m.fl. [2]. Vidare bestämdes halten av  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ , vätgas ( $\text{H}_2$ ), kolmonoxid (CO),  $\text{O}_2$  och  $\text{N}_2$  vid ett av försöken genom analys vid externt ackrediterat laboratorium (gaskromatograf med TCD-detektor enligt SS-ISO6974).

Askans upptag av koldioxid beräknades genom att upprätta massbalanser av ingående och utgående mängd koldioxid till och från askbehållaren. Till grund för dessa beräkningar låg volymmätningar för ingående och utgående gas, analyser av gasens innehåll av koldioxid samt mätning av temperatur och tryck före och efter askbehållaren. Beräkning av mängden fixerad koldioxid beräknades i två steg:

Den volym  $\text{CO}_2$  som fixerades i askbädden fram till genombrott ( $V_{\text{CO}_2 \text{ fg}}$ ) beräknades genom

$$V_{\text{CO}_2 \text{ fg}} = V_{\text{in fg}} * \varphi_{\text{CO}_2 \text{ in}}$$

där  $V_{\text{in fg}}$  var total uppmätt volym (L) in till askfiltret fram till genombrottet och  $\varphi_{\text{CO}_2 \text{ in}}$  (vol-%) var  $\text{CO}_2$ -halten i den ingående fuktiga gasen. Genombrott av  $\text{CO}_2$  motsvarar när  $> 1 \% \text{CO}_2$  uppnås i utgående gas. Upptaget av  $\text{CO}_2$  fram till genombrottet beräknades därefter genom att multiplicera volymen med densiteten för  $\text{CO}_2$  vid den aktuella temperaturen.

Den volym  $\text{CO}_2$  som fixerades i askan efter genombrottet ( $V_{\text{CO}_2 \text{ eg}}$ ) fram till försökets avslutning (vid  $30 \% \text{CO}_2$  i utgående gas) beräknades genom

$$V_{\text{CO}_2 \text{ eg}} = V_{\text{in eg}} - V_{\text{ut eg}}$$

där  $V_{\text{in eg}}$  var total uppmätt volym (L) in till askfiltret efter genombrott fram till försökets avslutning och  $V_{\text{ut eg}}$  var totalt uppmätt volym (L) ut från askfiltret under samma period.

Det totala koldioxidupptaget beräknades därefter genom att summera ihop volymen  $\text{CO}_2$  som fixerats under försöket och multiplicera den med densiteten för  $\text{CO}_2$  vid den aktuella temperaturen.

Under samtliga försök fanns indikationer på att  $\text{H}_2$  bildades i askan, vilket senare bekräftades med separat analys (se resultatdelen). Detta innebar att den uppmätta utgående gasvolymen var något högre än vad som hade förväntats på förhand. Det kunde noteras att produktionen av  $\text{H}_2$  var som störst i början av försöket och att den därefter avtog. Vid tidpunkten för  $\text{CO}_2$ -genombrottet i askan var vätgasproduktionen försumbart liten. Vid tidigare projekt har vi inte detekterat någon nämnvärd vätgasproduktion.

Förklaringen till vätgasproduktionen beror sannolikt på förekomsten av metalliskt aluminium (Al) i askan. När askan blandas med vatten reagerar nämligen metalliskt Al med vattnet vilket ger vätgas och aluminiumoxid [3]. För att bedöma den mängd  $\text{H}_2$  som bildades i försöken fram till genombrott ( $V_{\text{H}_2}$ ) användes följande beräkning:

$$V_{\text{H}_2} = V_{\text{in fg}} * \varphi_{\text{CO}_2 \text{ in}} - (V_{\text{in fg}} - V_{\text{ut fg}})$$

Där  $V_{\text{ut fg}}$  var totalt uppmätt volym (L) ut från askfiltret före genombrott.



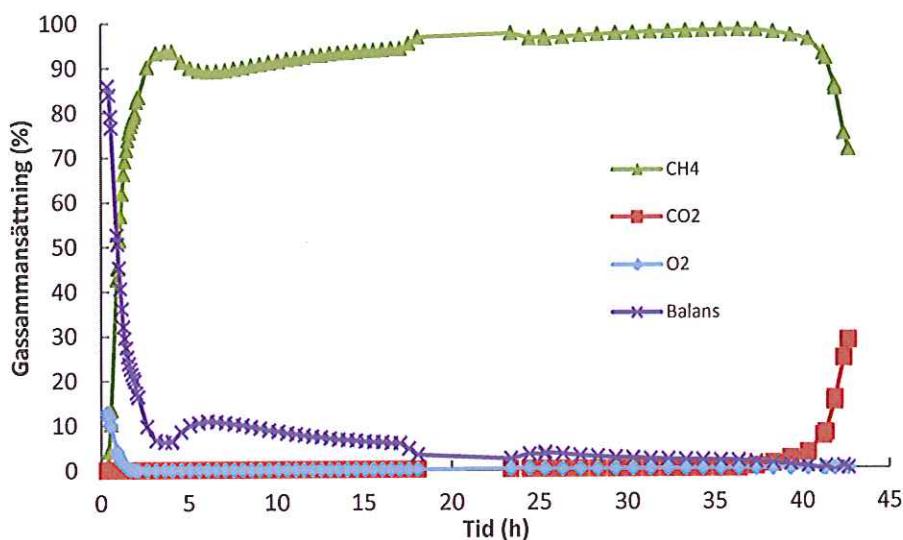
## Resultat

### Aska från sågverksflis (SFA)

#### A1

Vid det första försöket (A1) var fuktkvoten i askan 0,25 och ingående gasflödet i genomsnitt 3,1 L/h/kg fuktig aska. Totalt laddades askreaktorn med 9,7 kg fuktig aska och askbäddens höjd blev då 19,5 cm (Tabell 2).

Askan visade god förmåga att binda koldioxid och halten var 0 % i utgående gas från start och fram till genombrottet (1 % CO<sub>2</sub> i utgående gas) som skedde efter 38 timmar (Figur 2). Försöket pågick i totalt 43 timmar och avslutades då koldioxidhalten uppgick till 30 % i utgående gas. Upptaget av koldioxid var 0,133 g/g torr aska fram till genombrottet och totalt 0,146 g/g torr aska under hela försöket (Tabell 3).



Figur 2. Gassammansättning i utgående gas vid första försöket med SFA (A1).

Tabell 3. Sammanställning av upptaget av CO<sub>2</sub>, försökstider, differensen mellan temperaturen i askbädden och rumstemperatur ( $\Delta T_{max}$ ) och bedömd vätgasproduktion.

Försök (#)	CO <sub>2</sub> upptag till genombrott (g/g torr aska)	CO <sub>2</sub> upptag totalt (g/g torr aska)	Andel CO <sub>2</sub> upptag fram till genombrott (%)	Tid till genombrott (h)	Tid totalt (h)	$\Delta T_{max}$ (K)	H <sub>2</sub> produktion (L)
A1	0,133	0,146	91	38	43	9	30,4
A2	0,134	0,148	91	56	63	6	27
A3	0,142	0,166	86	28	31	13	25
B1	0,074	0,090	83	22	27	5	N/A
B2	0,070	0,086	82	35	44	5	9
B3	0,050	0,076	65	7	12	6	9

Gassammansättningen för utgående gas förändras snabbt under försökets inledande timmar. Den ursprungliga luften i reaktorn trycks successivt ut varpå metanhalten stiger samtidigt som

syrgashalten sjunker. För försök A1 tog det ca två timmar innan syrgashalten var nere på 0 %, se figur 2. Vid samma tidpunkt var metanhalten 83 % och balansen 17 %. Det höga värdet på balansen kan förklaras av att det bildades stora mängder vätgas från denna aska. Det kunde noteras att vätgasproduktionen var klart dominerande i början av försöket och att den mattades av ju längre försöket pågick. Den påtagliga vätgasproduktionen påverkade direkt metanhalten som endast uppgick till ca 90-95 % under försökets första 18 timmar. I takt med att vätgasproduktionen minskade steg metanhalten och mot slutet av försöket var metanhalten ca 98 %.

Det visade sig att H<sub>2</sub>S-sensorn i analysinstrumentet Biogas5000 inte klarade av att hantera förekomsten av vätgas i den utgående gasen. Sensorn reagerade kraftigt på vätgasen och instrumentet visade H<sub>2</sub>S-halter över detektionsgränsen (5000 ppm). Därmed gick det inte att använda Biogas5000 för att bestämma halten svavelväte i utgående gas utan detta analyserades istället med ett annat instrument (Biolyzer SSM 6000 Classic).

Försöket visade att den ingående mängden svavelväte effektivt kunde fixeras i askan. Den ingående halten var 1500 ppm och analysen av utgående gas visade 0 ppm H<sub>2</sub>S under försöket.

Vid öppnande av reaktorn efter avslutat försök kunde det konstateras att askbädden torkat ut i mitten och att den var extra fuktig längs sidorna och i botten. Även översta askan var fuktig, vilket berodde på att kondens droppat ner från insidan av locket. Den varierade fukthalten i askan kunde förklaras av den temperaturvariation (9 K) som fanns i askbädden under försöket. I mitten av askbädden var det varmast till följd av den exoterma karbonatiseringsprocessen och temperaturen sjönk därefter ut mot kanterna till följd av nedkylning från omgivningen. De relativt kalla väggarna medförde att vattenånga kondenserade vilket resulterade i fuktigare aska i kantzoner.

#### A2

Det andra försöket (A2) gjordes med samma fuktkvot på askan men med något lägre gasflöde jämfört med A1. Det visade sig att det lägre flödet inte hade någon avsevärd påverkan på koldioxidupptaget utan upptaget var endast marginellt bättre jämfört med A1, se tabell 3. Det lägre gasflödet jämfört med A1 innebar att en mindre mängd CO<sub>2</sub> per tidsenhet tillfördes askbädden. Det resulterade i sin tur i att värmebildningen i askbädden till följd av den exoterma karbonatiseringsprocessen blev lägre ( $\Delta T_{\max}=6$  K). Den lägre värmebildningen medförde att fukthalten i askan var jämnare fördelad efter försök A2 jämfört med försök A1.

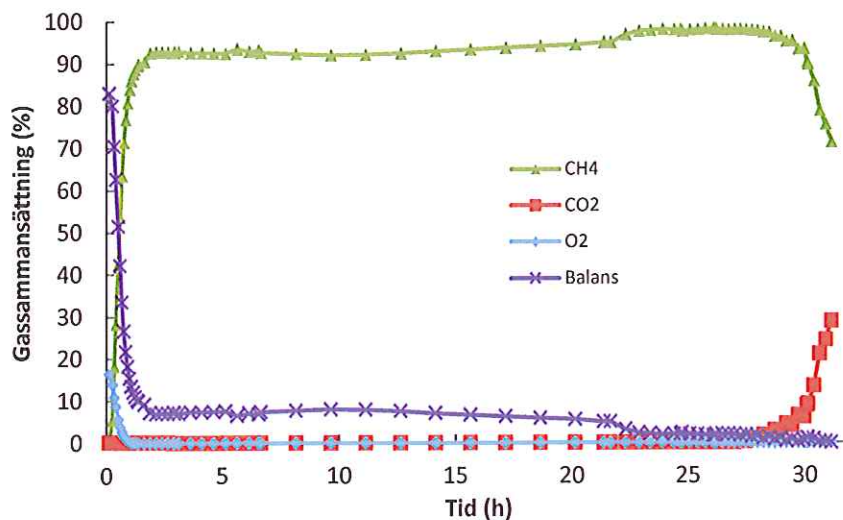
#### A3

De två inledande försöken med SFA visade att askan hade god förmåga att binda upp koldioxid och att upptaget inte blev nämnvärt bättre genom att minska gasflödet. Vid det tredje och sista försöket med SFA testades därför ett ännu högre gasflöde i syfte att undersöka huruvida flödet skulle påverka koldioxidupptaget. För att förebygga att askbädden skulle torka ut i mitten till följd av ännu högre värmeutveckling än tidigare försök ökades fuktkvoten till 0,35 på den invägda askan.



Trots det ökade gasflödet visade askan mycket god förmåga att binda koldioxid under försök A3. Upptaget var 0,142 g/g torr aska fram till genombrottet (efter 28 timmar) och 0,166 g/g torr aska totalt under försöket. Det är högre upptag än vad som uppnåddes under de två tidigare försöken vilket är anmärkningsvärt med tanke på det höga gasflödet. Den ökade fuktkvoten på 0,35 bidrog till att askbädden inte torkade ut i lika stor omfattning som under försök A1 och det var troligen förklaringen till att askan kunde visa så god kapacitet även vid det höga gasflödet.

Gassammansättningen i den utgående gasen följde i stort sett samma mönster som under de tidigare försöken där det var stor vätgasproduktion i början vilket bidrog till att metanhalten då endast var 93-95 % trots att halten CO<sub>2</sub> och O<sub>2</sub> båda var 0 % (Figur 3). Mot slutet av försöket minskade vätgasbildningen och metanhalten steg då till 98 %.



Figur 3. Gassammansättningen för försök A3. Vätgasproduktionen avtog under försöket vilket bidrog till att metanhalten steg upp mot 98 %.

Även vid försök A3 undersöktes askans förmåga att binda H<sub>2</sub>S där den ingående halten var 1500 ppm. Analyserna visade att halten minskade till 0 ppm H<sub>2</sub>S i utgående gas.

#### Vätgasproduktion för SFA

De indikativa beräkningarna för vätgasproduktion visade att det bildades 25-30 L H<sub>2</sub> under försöken, vilket motsvarar ca 3,5 L/kg torr aska.

#### Aska från bränsleflis (BFA)

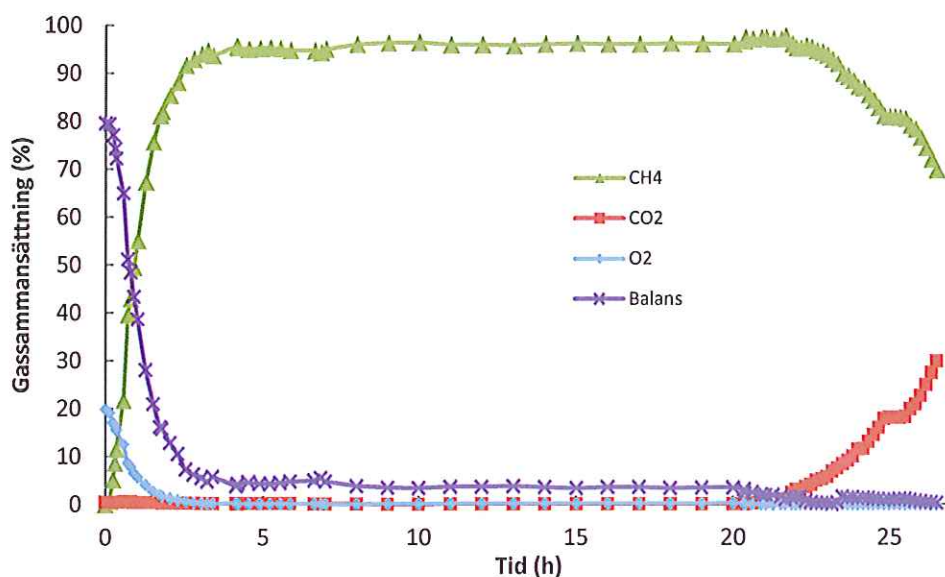
##### B1

Det första försöket med BFA genomfördes likt försök A1 med fuktkvoten 0,25 och gasflödet 3,1 L/h/kg fuktig aska. Det kunde noteras att även denna aska gav upphov till vätgasproduktion även om halterna var lägre jämfört med SFA. Vid uppstart av försöket togs två gasprover som analyserades med avseende på bland annat vätgas vid ett ackrediterat externt laboratorium (Tabell 4). Analyserna visade att halten vätgas var 3,2 % 45 min efter uppstart och 2,2 % efter 3,5 timmars drift.

Tabell 4. Analys av utgående gas vid två tillfällen i början av försök B1.

Ämne	Enhet	Efter 0,75 h	Efter 3,5 h
Metan	%	38,0 ± 0,4	94,6 ± 0,9
Koldioxid	%	0,9 ± 0,1	0,6 ± 0,1
Syrgas	%	9,8 ± 0,3	0,3 ± 0,1
Kvävgas	%	46,6 ± 0,6	0,7 ± 0,3
Kolmonoxid	%	< 0,1	< 0,1
Vätgas	%	3,2 ± 0,1	2,2 ± 0,1
Balans	%	1,5	1,4

Vätgasproduktionen bidrog till att metanhalten endast uppgick till 95-96 % under huvuddelen av försöket, se figur 4. Vätgasproduktionen mattades av mot slutet av försöket och det medförde att metanhalten steg till 98 %. Genombrottet av koldioxid skedde efter 22 timmar och koldioxidhalten steg därefter snabbt upp mot 30 % då försöket avslutades. Upptaget av koldioxid var 0,074 g/g torr aska fram till genombrott och 0,090 g/g torr aska totalt under försöket.



Figur 4. Gassammansättningen för försök B1.

Askan visade god förmåga att binda upp H<sub>2</sub>S där utgående gas endast innehöll 0-1 ppm H<sub>2</sub>S.

Vid urtag av askan efter avslutat försök upplevedes askbäddens fukthalt vara jämn över hela volymen.

## B2

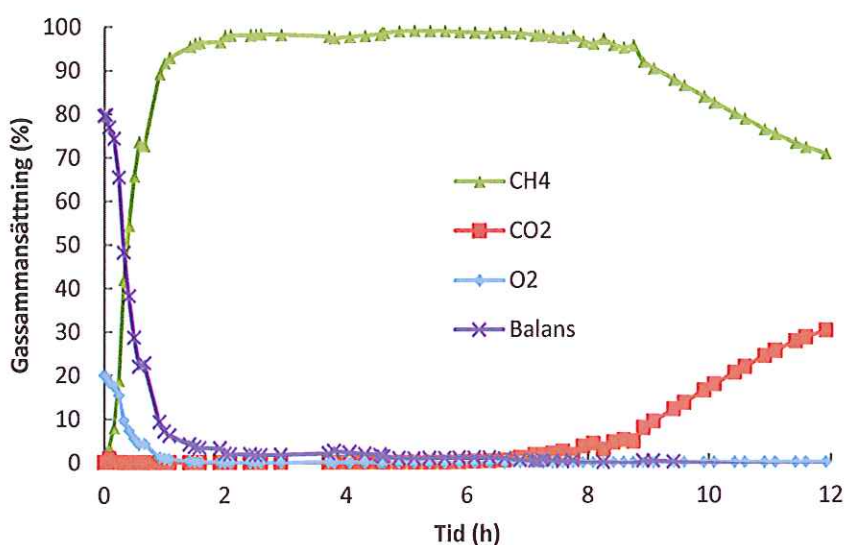
Det andra försöket med BFA gjordes vid lägre gasflöde jämfört B1. Trots det lägre flödet blev upptaget av koldioxid något lägre under detta försök, se tabell 3.



### B3

De två första försöken med BFA visade att det förhållandevis låga upptaget av koldioxid (jämfört med SFA) inte berodde på att BFA hade svårt att hantera höga gasflöden. Upptaget av koldioxid var lägre för försök B2 då ett lägre flöde undersöktes. Därmed var det ingen mening med att ytterligare minska flödet inför det sista försöket för att försöka uppnå bättre upptag.

Vid det sista försöket (B3) användes ett relativt högt ingående gasflöde (5,8 L/h/fuktig aska). Askan blandades med vatten 16 timmar innan uppstart för om möjligt låta den bildade vätgasen avgå innan försöket påbörjades. Åtgärden tycks haft en svag positiv effekt eftersom metanhalten var något högre jämfört med försök B1, 97-98 % under den inledande delen av försöket och därefter stigande till 99 % fram till genombrottet (Figur 5). Trots det höga gasflödet var det 0 % CO<sub>2</sub> i utgående gas i början av försöket. Efter 7 timmar skedde genombrottet av koldioxid och därefter steg halten långsamt till 5 % (9 timmar från start). Därefter ökade halten CO<sub>2</sub> snabbare och vid 30 % avslutades försöket. Upptaget av koldioxid var 0,050 g/g torr aska fram till genombrott och 0,076 g/g torr aska totalt under försöket. Det höga gasflödet bidrog till att det totala upptaget i askan minskade med 14 % jämfört med tidigare försök (B1 och B2). Fram till genombrott var minskningen ännu större, 31 %.



Figur 5. Gassammansättning för försök B3. Metanhalten var något högre jämfört med B1 och det berodde på att en del vätgas avgick innan försök B3 påbörjades.

Vid försök B3 var det 3000 ppm H<sub>2</sub>S i ingående gas. Askan visade god förmåga att binda upp H<sub>2</sub>S även vid detta försök trots den höga ingående halten och det höga gasflödet. Analyserna visade 0-3 ppm H<sub>2</sub>S i utgående gas.

### Vätgasproduktion för BFA

De indikativa beräkningarna för vätgasproduktion visade att det bildades 9 L H<sub>2</sub> under försöken (B2 och B3), vilket motsvarar ca 1,2 L/kg torr aska.

## Referenser

- [1] Andersson, J. & Nordberg, Å. (2014). Optimerat upptag av koldioxid från biogas med kalciumrik aska. Slutrapport SLF V1340023
  
- [2] Jarvis Å, Nordberg Å, Mathisen B och Svensson, B.H. 1995. Stimulation of conversion rates and bacterial activity in a silage-fed two-phase biogas process by initiating liquid recirculation. *Antonie van Leeuwenhoek* 68, p 317-327.
  
- [3] Arm, M., Lindeberg, J., Rodin, Å., Öhrman, M., Boström, D. (2006). Gasbildning i aska. ISSN 1653-1248. Värmeforsk