



Miljøministeriet  
Miljøstyrelsen

# HALM

# Reduktion af emissioner fra halmfyr

MUDP Rapport

August 2023



Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Lars Schwarzer,

Anne Mette Frey (Teknologisk Institut)

Morten Pipper (SEG): afsnit 5.3

Fotos:

Lars Schwarzer, Teknologisk Institut

ISBN: 978-87-7038-540-4

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

# Indhold

<b>1.</b>	<b>Resumé</b>	<b>5</b>
<b>2.</b>	<b>English Summary</b>	<b>7</b>
<b>3.</b>	<b>Indledning</b>	<b>9</b>
3.1	Baggrund og formål	9
3.1.1	Halm som brændsel	10
3.1.2	Forbrændingen i halmfyr	11
3.2	Projektstruktur	13
3.3	Vejledning til rapporten	13
<b>4.</b>	<b>Analyser og grundlæggende undersøgelser</b>	<b>14</b>
4.1	Størrelsesfordeling af flyveaske-partikler	14
4.2	Kemisk sammensætning af flyve- og bundaske fra halm	15
4.2.1	Baggrund	15
4.2.2	Metoder	15
4.2.3	Resultater	16
4.3	Håndtering af spildevand fra vådfiltre og skrubbere	19
4.3.1	Baggrund	19
4.3.2	Relevante love og forordninger	20
4.3.3	Arbejds miljø og sikkerhed	20
4.4	Materialevalg til vådskrubber	21
4.4.1	Koncept	21
4.4.2	Materialevalg og prototypeudvikling	21
4.5	Materialevalg til halmkedler	25
4.5.1	Koncept	25
4.5.2	Krav til materialer	25
4.5.3	Materialevalg	26
<b>5.</b>	<b>Resultater fra pilotskala tests</b>	<b>27</b>
5.1	Vådskrubber	27
5.1.1	Forsøgsopstilling	27
5.1.2	Reduktion af partikelemissioner med skrubbere	29
5.1.3	Indflydelse af prøvetagning og kedeldrift	30
5.2	Vådfilter	32
5.2.1	Forsøgsopstilling	32
5.2.2	Resultater fra prøvedrift	34
5.2.3	Vurdering af indledende forsøg og anbefalinger	34
5.3	NO <sub>x</sub> -fjernelse	35
5.3.1	Teknisk grundlag for NO <sub>x</sub> -fjernelse	35
5.3.2	Materiel og metoder for NO <sub>x</sub> -forsøg	36
5.3.3	Resultater	37
<b>6.</b>	<b>Resultater fra fuldskala- og feltforsøg</b>	<b>40</b>
6.1	Modificeret brændkammer	40
6.1.1	Tekniske grundlag lufttilførsel	40

6.1.2	Prototype	40
6.1.3	Resultater	42
6.1.4	Vurdering og anbefalinger	45
6.2	Vådfilter	46
6.2.1	Opstilling	46
6.2.2	Resultater	48
6.3	Skrubberpumpe	49
6.3.1	Baggrund	49
6.3.2	Skrubberpumpe uden akseltætning	49
6.3.3	Design af skrubberpumpe med lavpris akseltætning	51
6.3.4	Test og validering	52
6.3.5	Økonomiske overvejelser	54
<b>7.</b>	<b>Konklusioner</b>	<b>55</b>
7.1	Brændkammer	55
7.2	NOx-fjernelse	55
7.3	Vådskrubber	56
7.4	Vådfilter	56
7.5	Skrubberpumpe	57
7.6	Grundlæggende undersøgelser	57
7.7	Vurdering og anbefalinger	57
<b>8.</b>	<b>Referencer</b>	<b>59</b>

# 1. Resumé

Formålet i MUDP-projektet HALM (MST-117-00648) var at udvikle teknologier, der kan reducere emissioner fra manuelt fyrede halmkedler. Manuelt fyrede halmkedler bruges mest til opvarmning (varme, varmt vand, procesvarme) på enkelt stående landbrug, hvor andre opvarmningsformer vil være for dyre. En typisk manuelt fyret halmkedel har en varmeeffekt på 0,5–3 MW. I halmkedler afbrændes en eller flere halmballer ad gangen. En typisk fyring varer flere timer. Dette diskontinuerlige driftsmønster og halms ringe kvalitet som brændstof medfører uønskede emissioner af CO, OGC (organic gaseous carbon), NO<sub>x</sub>, og partikler. Forskellige teknologier mod disse emissioner blev udviklet og afprøvet under projektet:

- Optimeret brændkammer: begrænsning af CO- og OGC-emissioner, samt øget virkningsgrad gennem en forbedret luftstyring
- NO-oxidationsreaktor: oxidation af NO til NO<sub>2</sub> og NO<sub>3</sub> med efterfølgende opløsning i vand
- Skrubber: partikelfangst med vanddråber
- Vådfilter: partikelfangst på en vandfilm

Udvikling i projektet foregik både på pilotskala (skrubber, vådfilter, NO<sub>x</sub>-fjernelse) og fuldskala (brændkammer, vådfilter, samt pumper for skrubber).

En ny halmkedel med et modificeret brændkammer blev designet og opbygget under projektet. Anlægget havde en nominel varmeeffekt på ca. 1 MW. En forbedring af CO- og OGC-emissioner på hhv. 5% og 8,2% blev opnået gennem et tilpasset sekundærluftsystem. Der forventes, at yderligere forbedringer kan opnås med et isoleret brændkammer, og ved at optimere placering og antal af luftdyser samtidig med antændingsproceduren. Den overvejende del af CO- og OGC-emissioner dannes umiddelbart efter antændingen, når både brændslet og brændkammeret er kolde. Dermed ligger et større potentiale for emissionsreduktion i denne fase.

Opstillingen til NO<sub>x</sub>-fjernelsen havde ingen målbar effekt på NO<sub>x</sub>-emissionerne. Teknologien baserede på en oxidation af NO til NO<sub>2</sub> og NO<sub>3</sub>, som er vandopløselige, kombineret med en udvaskning fra gasfasen. I processen bruges H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> som oxidationsmiddel, hvilket dissocieres under UV-bestråling. Dissociationsprodukter er højt reaktive radikaler, der reagerer med NO i røggassen. Princippet går dermed en anden vej end de mest udbredte metoder for NO<sub>x</sub>-fjernelse, hvor NO bliver kemisk reduceret til N<sub>2</sub> (SCR- og SNCR-teknologier). Disse velkendte metoder til NO<sub>x</sub>-fjernelse kan ikke bruges til halmfyr, fordi røggastemperaturen er for lav for reaktionerne i SCR eller SNCR. Oxidationsmetoden er beskrevet forskellige steder i den videnskabelige litteratur, men har ikke været afprøvet med reel røggas. Den teknologiske spring fra laboratorieforsøgene med kunstig og dermed ren røggas beskrevet i litteraturen til pilotskaletests med reel og partikelholdig røggas i dette projekt har formentlig været for stor. Der anbefales at gennemføre en mere grundig undersøgelse af denne teknologi på laboratorieskala, bl.a. for at afdække indflydelse af øvrige komponenter i røggassen på H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-dissociation og NO-oxidation.

To metoder for partikelfangst blev afprøvet under projektet, en vådskrubber og et vådfilter. Begge metoder viste sig egnet til at fjerne partikler i pilotskala. Effektiviteten på ca. 50 % for disse apparater er dog ikke tilstrækkelig for at reducere partiklerne fra halmfyr (200–2000 mg/m<sup>3</sup>) til gældende grænseværdier (60 mg/m<sup>3</sup>). Både skrubber og filter havde desuden et relativt højt tryktab. En yderligere forbedring af partikelfangst-egenskaber vil formentlig medføre et endnu højere energiforbrug for fx kraftigere røgsugere. Sammen med forbrug af vand og produktion af forurenede spildevand, som skal bortskaffes, vil dette påvirke den økonomiske attraktivitet af disse principper. Vådskrubber er allerede anvendt i dag på større skala, og det var forventet, at denne teknologi nemt kunne nedskaleres på en effektiv og økonomisk attraktiv vis. Dette var dog ikke umiddelbart tilfældet. Der blev undersøgt, om skrubberen selektivt

fanger partikler af en bestemt størrelse, eller om fangstegenskaber kunne forbedres med en nedsat overfladespænding af vandet. Hverken af disse forsøg gav dog grundlag for en yderligere forbedring, og skrubber-udviklingen blev stoppet på pilotskala. Arbejdet med vådfiltret blev derimod videreført på fuldskala. Forsøgene viste, at teknologien godt kunne skaleres fra et filter egnet til et 30 kW forbrændingsanlæg til et anlæg på 200–400 kW. Filtrets effektivitet var dog omtrentlig den samme på begge skalaer.

Skalerbare skrubberpumper blev udviklet på fuldskala. Disse pumper skal håndtere spildevand, som blev brugt til udvaskning af halmaske og dermed har en meget lav pH-værdi. På baggrund af flere forstudier og designovervejelser blev en prototype fremstillet og testet. Prototypen viste en stabil drift, dog med en lavere virkningsgrad (60 %) end ønsket. En overslagsregning viste, at pumpen kan fremstilles til en pris på 40–50.000 kr. Pumpen anses dermed ikke som økonomisk konkurrencedygtig mod alternative produkter på markedet (virkningsgrad 70 %, pris 65.000 kr.).

Teknologiudviklingen i dette projekt blev ledsaget af mere grundlæggende undersøgelser, især om partikler der dannes ved halmforbrændingen. Både størrelsesfordelingen og den kemiske sammensætning af partiklerne blev undersøgt. Sidstnævnte blev desuden sammenholdt med sammensætningen af bundasken fra samme brændstof og forbrændingsproces. Partiklerne/flyveaske fra halm består overvejende (90–97 % i disse målinger) af vandopløselige komponenter. Bundaske og flyveasken havde desuden en anden kemisk sammensætning. Begge typer af aske indeholdt meget kalium, mens andelen af calcium, magnesium og natrium var langt lavere i flyveasken end i bundasken.

Selvom projektet ikke formåede at levere teknologier, der fjerner emissionerne af CO, OGC, NOx og partikler til det ønskede niveau, blev værdifuldt viden opbygget i projektet. Derudover blev en del åbne spørgsmål identificeret, som giver et holdepunkt for det videre arbejde med reduktion af emissioner fra halmfyr. Flere af disse kræver dog en mere grundforsknings-orienteret tilgang end projektet "HALM" kunne rumme. Erfaringer fra projektet peger på, at det vil være muligt at finde teknologiske løsninger til at begrænse emissioner fra manuelt fyrede halmkedler til de ønskede niveauer. Dette vil dog formentlig medføre væsentlig højere installations- og driftsomkostninger for halmfyr end kendt i dag.

Projektet blev bevilliget den 28.10.2019, startede den 01.03.2020 og blev afsluttet den 31.10.2022. I projektet deltog Teknologisk Institut, ArosTeknik, Faust, KF Halmfyr, KSM, og SEG.

## 2. English Summary

The aim of MUDP-project HALM (MST-117-00648) was to develop technologies that can reduce emissions from manually operated straw-fired boilers. This type of boiler is mainly used for heating (buildings, warm water, process heat) on isolated farms, where other types of heating would be too expensive. Manually operated straw-fired boilers have a typical heating power of 0.5–3 MW. Heat is generated from burning one or more whole straw bales at a time. A typical combustion cycle lasts for several hours. This non-stationary operation, together with the low fuel quality of straw leads to unwanted emissions of CO, OGC (organic gaseous carbon), NO<sub>x</sub>, and particles. Different technologies were developed and tested within the project:

- Optimized combustion chamber: limiting CO and OGC emissions, while increasing efficiency through an optimized air control;
- NO<sub>x</sub>-oxidation reactor: oxidation of NO to highly water soluble NO<sub>2</sub> and NO<sub>3</sub>;
- Scrubber: capturing particles by water droplets;
- Wet filter: capturing particles by a water film.

Development activities in the project were carried out on pilot scale (scrubber, wet filter, NO<sub>x</sub>-removal) as well as full scale (combustion chamber, wet filter, scrubber pumps).

A new straw-fired boiler with a modified combustion chamber was designed and built in the project. The boiler had a nominal heating capacity of ca. 1 MW. CO and OGC emissions were lowered by 5 % and 8.2 %, respectively, through an adapted secondary air system. It is expected that further improvements can be achieved by installing refractory lining in the combustion chamber, and by optimizing placement and number of secondary air jets together with the ignition procedure. The majority of CO and OGC emissions are generated immediately after ignition of the straw bale, when both fuel and combustion chamber are cold. This phase therefore has the highest potential for reducing emissions.

The test setup for NO<sub>x</sub>-removal had no measurable effect on NO<sub>x</sub> emissions. The technology was based on the oxidation of NO to NO<sub>2</sub> and NO<sub>3</sub>, which have a good solubility in water and can be scrubbed from the gas phase. The process uses H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> as an oxidation agent, which is dissociated under UV-radiation. The dissociation products are highly reactive radicals, that react with NO in the flue gas. This oxidation technology thereby takes the opposite approach to the better-known SCR and SCNR technologies, which chemically reduce NO<sub>x</sub>. These technologies, however, cannot be applied to manual straw-fired boilers, as the flue gas temperatures are too low for the reactions in SCR and SNCR mechanisms. Methods for NO<sub>x</sub>-oxidation have been described in the literature but have not been tested with real flue gases. The attempted technological jump from lab experiments with artificial (and therefore, clean) flue gas in the literature to pilot tests with real, particle-laden flue gases in this project was probably too ambitious. Further, more fundamental work should therefore be carried out at lab scale to investigate the effect of various pollutants in the flue gas on H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> dissociation and NO oxidation.

Two methods for particle removal were investigated in the project, a wet scrubber and a wet filter. Both methods were shown to reduce particulate loads at pilot scale. Removal efficiencies of ca. 50 % were however insufficient to reduce particle concentrations from manually operated straw-fired boilers (200–2000 mg/m<sup>3</sup>) to applicable emission limits (60 mg/m<sup>3</sup>). Additionally, both scrubber and filter had relatively high pressure losses. An improvement of particle removal properties would likely cause an even higher energy demand, e.g., for more powerful flue gas fans. This energy penalty, combined with the need to supply fresh water and remove waste water, will likely make these technologies economically unattractive. Large-scale wet scrubbers are already widely used today, and it was expected that this technology could be scaled down efficiently and at low cost. This was, however, not the case. It was investigated

whether the scrubber was selective to specific particle sizes, and whether capture properties could be improved by adding surfactants. None of these investigations showed any noticeable effects, and the development of scrubbers was therefore halted at the pilot stage. In contrast, work on the wet filter was continued on full scale. Experiments showed that the design could be scaled from a filter for a 30 kW test combustor to a size of 200–400 kW. The efficiency of the filter was approximately the same at both sizes.

Scalable scrubber pumps were developed at full scale. These pumps are designed to handle waste water used in scrubbing straw flue gases. Due to the dissolved ash particles, this waste water has a low pH-value. Based on several pre-studies and design considerations, a prototype was produced and tested. The prototype was stable in operation, but had a lower efficiency (60 %) than anticipated. Production costs for the pump were estimated at DKK 40–50,000. The pump design can therefore likely not compete with products already available on the market (efficiency 70 %, price DKK 65,000).

The technology development in this project was accompanied by more fundamental investigations, especially concerning particles generated during the combustion of straw. Particle size distribution and chemical composition were investigated. The latter was furthermore compared to the composition of bottom ash from the same fuel and combustion process. Particles/fly ash from straw combustion are mainly water-soluble components (90–97 % in these measurements). Fly ash and bottom ash differed in chemical composition. While both contained large amounts of potassium (K), shares of calcium (Ca), magnesium (Mg) and sodium (Na) were significantly lower in fly ash compared to bottom ash.

Despite missing the reduction goals for CO, OGC, NO<sub>x</sub>, and particle emissions, valuable knowledge was gained in the project. Some open questions were identified that can serve as a starting point for further work with reducing emissions from manually operated straw-fired boilers. Several of these, however, require a more fundamental research approach than was possible in a project such as “HALM”. Results from the project suggest that it would be technologically possible to reduce emissions from manually operated straw-fired boilers to the required levels. This will however likely entail much higher installation and operation costs for these boilers than are accepted today.

The project was granted funding by MUDP in October 2019, started in March 2020, and was completed in October 2022. The project participants were Danish Technological Institute, ArosTeknik, Faust, KF Halmfyr, KSM, and SEG.



# 3. Indledning

## 3.1 Baggrund og formål

Det overordnede formål i MUDP-projektet "HALM" er at reducere emissioner fra manuelt fyrede halmkedler (FIGUR 1). Manuelt fyrede halmkedler bruges mest til lokal varmforsyning på enkeltstående landbrug. Den typiske størrelse af denne type halmfyr er 0,5–3 MW. Anlæggene bruges til at levere varme – mest til opvarmning og varmt vand, delvist også til produktionsprocesser. I manuelt fyrede halmkedler afbrændes én eller flere halmballer ad gangen. Denne diskontinuerlige fyringsmetode kan medføre særlige udfordringer med uønskede emissioner, såsom CO, OGC (organic gaseous carbon), NO<sub>x</sub> og partikler. De konkrete målsætninger i projektet er at reducere emissionerne under henholdsvis:

- CO < 700 mg/m<sup>3</sup>
- OGC < 30 mg/m<sup>3</sup>
- NO<sub>x</sub> < 150 mg/m<sup>3</sup>
- Partikler < 40 mg/m<sup>3</sup>

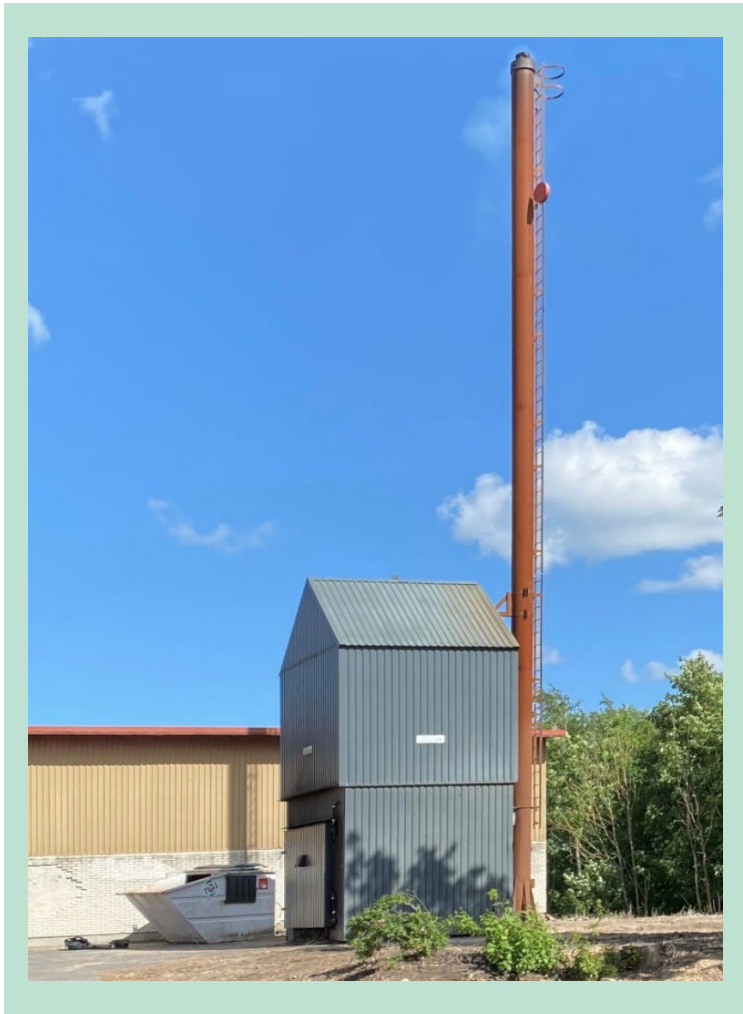
Ovenstående emissionerne er omregnet til referencetilstand og tør røggas med 10% O<sub>2</sub>. Målsætninger for CO og OC er lige med de gældende lovkrav for nyt opstillede, manuelt fyrede halmkedler ved projektets afslutning i 2022. Målsætning for partikelemissioner svarer til krav til automatisk fyrede halmkedler (manuelt fyrede anlæg skal overholde en emissionsgrænse på 60 mg/m<sup>3</sup> fra 2022). NO<sub>x</sub>-emissioner fra halmfyr er pt. ikke reguleret.

Det forventes, at CO og OGC kan begrænses gennem en forbedret forbrændingsproces ("primært tiltag"). Skrubber, vådfilter og NO-oxidationsreaktor er røggasrensningseenheder, som skal opsættes separat efter brændkammeret. På grund af halmfyrenes konstruktionsprincip og halms egenskaber som brændstof anses en form for røggasbehandling for nødvendigt for at reducere partikler og NO<sub>x</sub> til et tilstrækkeligt lavt niveau ("sekundære tiltag"). De tekniske tiltag, der undersøges nærmere i projektet er:

- Optimeret brændkammer: begrænsning af CO- og OGC-emissioner, samt øget virkningsgrad gennem en forbedret luftstyring
- NO-oxidationsreaktor: oxidation af NO til NO<sub>2</sub> og NO<sub>3</sub> med efterfølgende opløsning i vand
- Skrubber: partikelfangst med vanddråber
- Vådfilter: partikelfangst på en vandfilm

Ved projektets start fandtes der omkring 6.600 installerede manuelt fyrede halmkedler i Danmark med en estimeret levealder på 30 år. Projektet er rettet både mod forbedringer af nye halmfyr og retrofit af eksisterende anlæg.

I projektet deltog Teknologisk Institut, ArosTeknik, Faust, KF Halmfyr, KSM, og SEG. Projektet blev bevilget i 2019 under journalnummer MST-117-00648.



**FIGUR 1.** Typisk halmfyr med brændkammeret i bunden (nederste halvdel) og vandbeholder i toppen (øverste halvdel). Midicontaineren t.v. i billedet giver en fornemmelse af anlæggets størrelse.

### 3.1.1 Halm som brændsel

Halm er et brændstof af forholdsvis lav kvalitet. Gennem årene har der været flere forsøg at bruge halm som brændstof i centrale kraftvarmeværker, uden at halm har fået en stor udbredelse. Kvalitet af halm varierer ret meget, især i forhold til aske- og fugtindhold (TABEL 1). Dens høje indhold af uorganiske materialer (aske, jf. TABEL 1, TABEL 2) er årsag til både støvemissioner og slaggedannelse, med tilsvarende korrosion af de berørte overflader. Fordelen ved halm er, at den ofte er tilgængelig som biprodukt i landbrug. Der er således især lave energiomkostninger, der gør halmfyring attraktivt fra et økonomisk synspunkt. En mere omfattende vurdering af halmfyr og halmforbrændingen kan findes her [1].

CO- og OGC- emissioner afhænger mest af forbrændingsprocessen (se Afsnit 2.1.2), og ikke så meget af brændslets kemiske sammensætning. NO<sub>x</sub> er et begreb for flere forbindelser, de mest relevante her er NO og NO<sub>2</sub>. NO<sub>x</sub> dannes via forskellige processer: termisk NO, brændstof-NO og prompt NO. Termisk NO stammer fra dissociation af molekylært kvælstof i forbrændingsluften. Dette kræver typisk temperaturer over 1500 °C [2], og anses derfor for mindre relevant i halmfyr. Brændstof-NO dannes, når nitrogen i brændslet (jf. TABEL 1) frigives som gasformige komponenter (fx NH<sub>3</sub> og HCN). Afhængig af iltkoncentrationen bliver disse komponenter enten oxideret til NO eller kemisk reduceret til N<sub>2</sub>. Prompt-NO dannes fra reaktioner af molekylært N<sub>2</sub> med kulbrinter i flammefronten.

**TABEL 1.** Typisk sammensætning af halm [kg/kg].

Sammensætning				Elementæranalyse (tørt, uden aske)					Kilde/reference
Flygtige	Koks	Aske	Fugt	C	H	O	N	S	
0,672	0,163	0,101	0,064	0,494	0,061	0,436	0,007	0,002	[3]
0,666	0,160	0,063	0,111	0,493	0,064	0,430	0,005	0,002	[4] wheat straw (Danish) #1302
0,736	0,158	0,034	0,073	0,493	0,059	0,501	0,006	0,001	[4] wheat straw (Danish) #1871
—	—	0,129	0,024	0,511	0,064	0,420	0,008	0,001	[4] wheat straw #3564

**TABEL 2.** Uorganisk indhold af tør halm [mg/kg] (hyppigt forekommende elementer).

Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	Si	Ti	Kilde/reference
117	2900	48	4300	440	18	75	530	9300	5	[4] wheat straw (Danish) #1871
219	1970	219	9750	438	22	110	77	—	—	[4] wheat straw (Danish) #2289
385	480	233	7780	890	14	166	721	49300	286	[4] wheat straw #3564

Partikelemissioner stammer hovedsageligt fra to kilder: fordampning samt efterfølgende kondensation/desublimation af brændstoffets uorganiske indhold, og askepartikler, der bliver hvirvlet op fra brændkammerbunden. Bundasken, der forbliver i brændkammeret, udgør ellers den største del af den uorganiske andel i brændslet. Asken (både partikler/flyveaske og bundaske) indeholder inert materiale, som går uændret gennem forbrændingsprocessen, og uorganisk materiale, der har reageret til nye forbindelser under forbrændingen. På grund af disse reaktioner, der er proces-specifikke, kan askeindholdet som analyseresultat (jf. TABEL 1) afvige fra asken, der dannes under forbrændingen i reelle anlæg. Et eksempel er elementer i kationer, især C og O (fx i oxider og carbonater), som også kan danne gasformige komponenter (fx CO<sub>2</sub>). Anioner (metaller) findes til gengæld altid i asken. Til en vis grad er fordelingen af aske på bundaske og flyveaske/partikler afhængig af forbrændingsprocessen. De underliggende processer er dog ofte for komplekse for et direkte indgreb, og for et givent anlæg er partikel-emissionerne i høj grad afhængig af brændslets samlede askeindhold, og fordelingen af de uorganiske elementer.

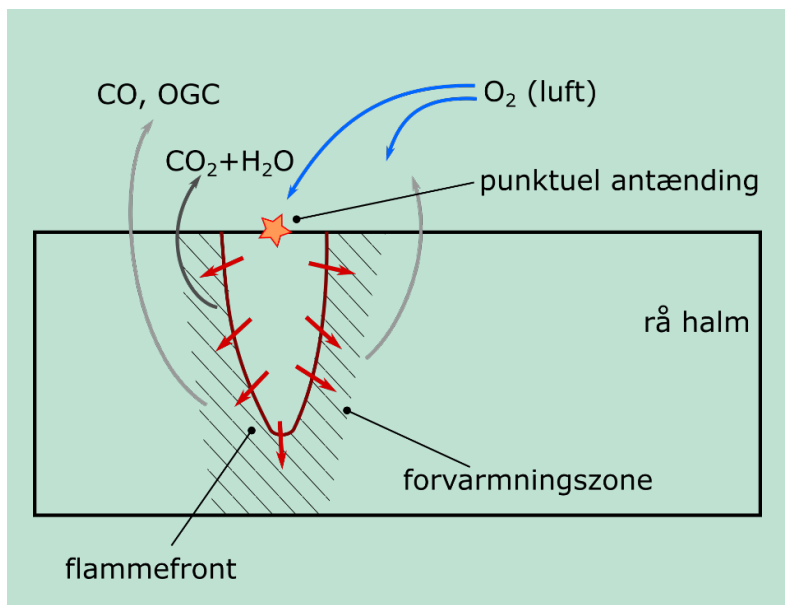
### 3.1.2 Forbrændingen i halmfyr

I manuelt fyrede halmkedler afbrændes en eller flere halmballer ad gangen. Antændingen sker manuelt ved at sætte ild til enkelte steder i halmballerne. Forbrændingsprocessen foregår derefter i mere eller mindre afskilte faser. Emissionerne af CO og OGC er højest i den første og den sidste fase, dvs. lige efter antænding af brændslet og ved udbrænding af restkoks (ikke forbrændt organisk materiale).

Antændingen er punktuelt, og flammefronten spreder sig derfra igennem ballen. Spredning kan være ujævn og i nogle tilfælde brændes huller eller kanaler i ballen (FIGUR 2). Mens flammefronten spreder sig, opstår en forvarmningszone (høje temperaturer og iltfattig), hvor halmen bliver pyrolyseret. Pyrolyse frisætter CO og OGC, som kan afbrændes i gasfasen (over ballen) ved tilstrækkelig temperatur, opholdstid og iltkoncentration. I starten af processen er brændkammeret og brændslet kolde, så forbrændingen kan være ufuldstændig.

Mod afslutning af forbrændingscyklussen smuldrer halmballen (FIGUR 3) med mulighed for lokal slukning af ilden. Dette kan skyldes lavere temperaturer, idet omsætningsrate og varme-frisættelse falder, når brændslet er nærmest forbrugt, og/eller at der dannes et askelåg, der begrænser adgangen til ilt. Den lokale slukning vil også medføre forøgede CO- og OGC-emissioner. De lokale temperatur- og iltforhold kan være vanskelige at styre gennem forbrændings-

processen. Spredningen af flamme- eller reaktionsfront og forvarmningszonen kan virke kaotisk, idet den afhænger af antændingsstedet, og hvordan halmballen er presset sammen. Det globale temperaturniveau kan dog forøges ved at isolere brændkammeret med ildfaste sten. Fordelingen af  $O_2$  kan påvirkes gennem placering og form af luftdyser (retning og intensitet af luftstråler). Positionen, hvor røggassen forlader brændkammeret, kan have en yderligere indflydelse på gas-/luftfordelingen.



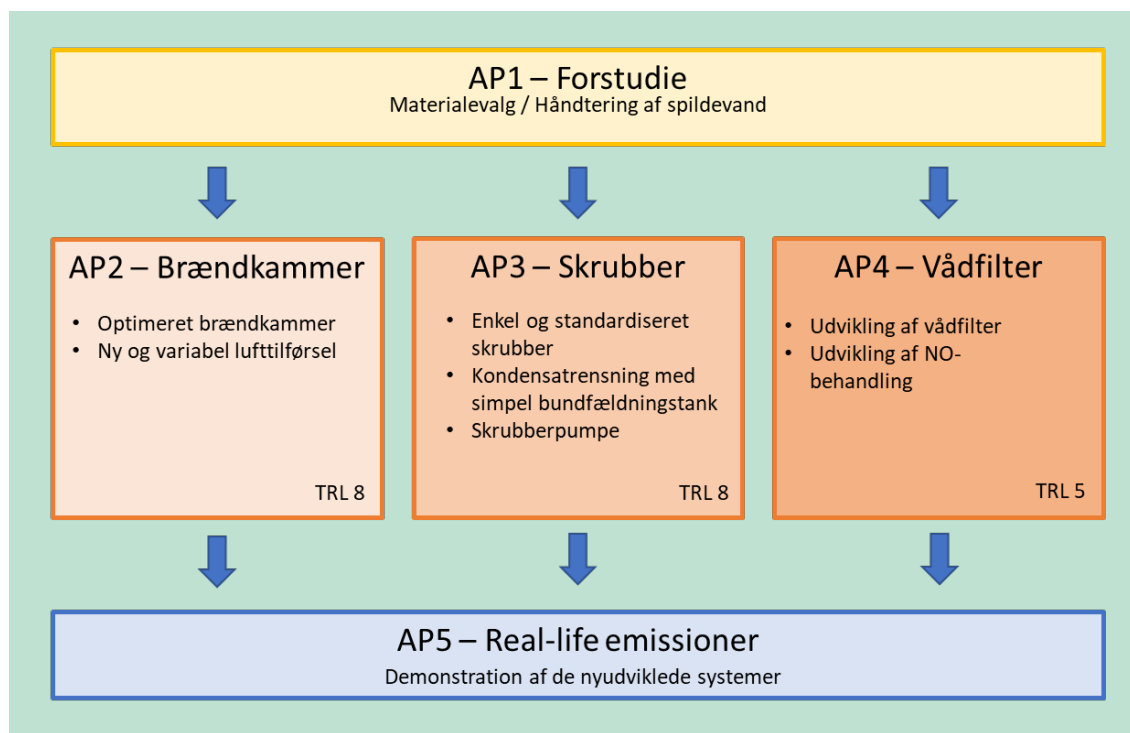
**FIGUR 2.** Kanalerne i halmballen efter antænding (forsimplet skema).



**FIGUR 3.** Brændkammer åbnet før forbrændingen er afsluttet viser bundaske (hvidt/gråt) samt ikke forbrændt organisk materiale ("restkoks", sort).

## 3.2 Projektstruktur

Projektet var opdelt i flere spor og arbejdsopgaver (FIGUR 4). Hver teknologi behandles i sin egen arbejdsopgave, med undtagelsen af vådfilter og NO<sub>x</sub>-reduktion. Disse teknologier kan kombineres i én enhed, selvom de er uafhængige processer. I de tre parallelle teknologiudviklingsspor var der en projektpart hver, der skal føre teknologien videre og senere stå for hoveddelen af kommercialisering af projektets resultater (AP 2: KF Halmfyr, AP 3: SEG, AP 4: Faust). Teknologierne skal udvikles til forskellige niveauer (technology readiness level, TRL) i projektet. Med TRL 8 forventes et relativt højt niveau for brændkammer og skrubber. Begge dele vil være i et præ-kommercielt stadium efter projektet. For vådfiltret med NO<sub>x</sub>-behandling forventes en validering af teknologien i et relevant miljø (TRL 5). Det lavere niveau her skyldes især NO<sub>x</sub>-behandlingen, som (så vidt kendt) ikke har været afprøvet udenfor laboratoriet.



FIGUR 4. Projektstruktur.

## 3.3 Vejledning til rapporten

På trods af den horisontale struktur med parallelle og uafhængige arbejdsopgaver, er der fælles grundlag i projektet, samt data og informationer, der er relevante på tværs af arbejdsopgaverne. Rapporten har derfor en vertikal struktur og starter med målinger og analyser på laboratorieniveau, fortsætter med pilotskala-undersøgelser, og afslutter med feltforsøg på en kommercielt relevant skala.

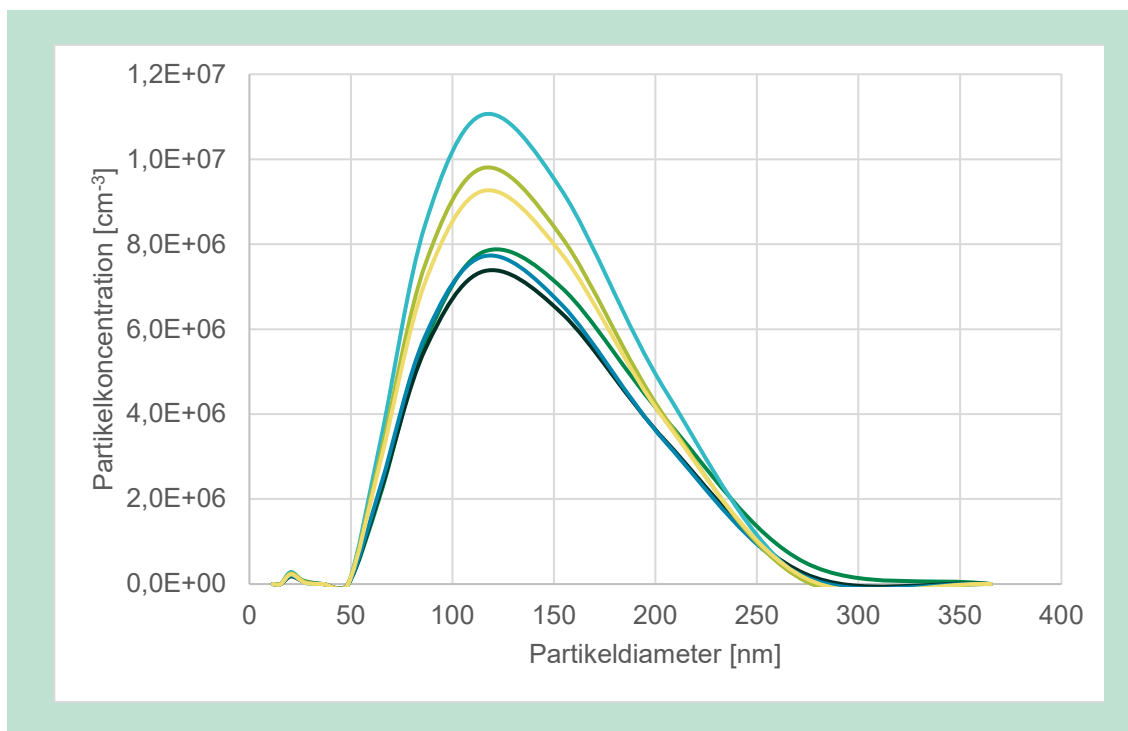
## 4. Analyser og grundlæggende undersøgelser

### 4.1 Størrelsesfordeling af flyveaske-partikler

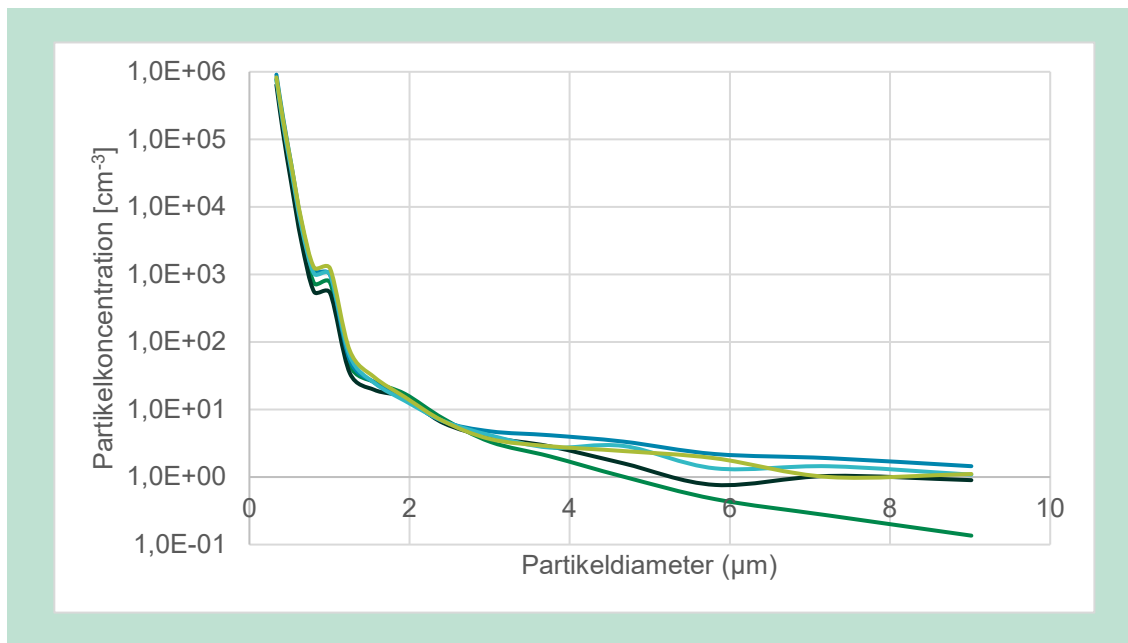
Størrelsesfordeling af partikler fra halm-afbrænding blev målt på en pilotskala kedel (30 kW). Kedlen er en ristfyret enhed med automatisk vandrist og automatisk brændseltilførsel. Pilot-skalakedlen er beskrevet nærmere i Afsnit 4. Nedenstående målinger er baseret på afbrænding af halmpiller (dvs. skåret og kompakteret halm), men der antages at resultaterne også er indikative for manuelt fyrede halmkedler. Grunden til, at der blev anvendt halmpiller i stedet for oprevede halmballer, er, at kedlens brændselssystem kun er egnet til kompakt brændsel. Den mere jævne forbrænding og det mere homogene brændsel i disse forsøg (sammenlignet med manuelle halmfyr i feltet) forventes at medføre mindre emissioner af CO, OGC og sod. Effekten kan dog ikke kvantificeres på baggrund af forsøgene i dette projekt.

Målingerne blev gennemført med en NanoScan SMPS 3910 particle sizer (måleinterval: 10–420 nm) og en OPS 3330 optical particle sizer (måleinterval: 300–10.000 nm) – begge fremstillet af TSI. Instrumenterne er relativ følsomme overfor høje partikkelkoncentrationer. Derfor blev røg-gassen fortyndet med luft i en fortyndingstunnel, udviklet af Teknologisk Institut.

Resultaterne vises i FIGUR 5 og FIGUR 6. Median partikelstørrelse var 125 nm målt med NanoScan og 323 nm med OPS. Forskel mellem NanoScan og OPS kan forklares med deres forskellige måleintervaller. Medianstørrelsen målt med OPS er tæt på instrumentets nedre detektionsgrænse på 300 nm. Dermed regnes resultatet fra NanoScan for at være mere retvisende.



**FIGUR 5.** Partikelsstørrelsesfordeling NanoScan (10–420 nm). Alle målinger blev gentaget 6 gange.



**FIGUR 6.** Partikelstørrelse med OPS (0,3–10 µm). Alle målinger blev gentaget 6 gange. Bemærk den logaritmiske skalering.

Black Carbon kunne ikke detekteres. Dermed består partiklerne formentlig overvejende af uorganisk materiale (salte mm). Dette stemmer kvalitativt overens med deres meget lyse farve.

## 4.2 Kemisk sammensætning af flyve- og bundaske fra halm

### 4.2.1 Baggrund

Principper bag både skrubber og vådfilter baserer sig på at opfange partiklerne i vand. Afhængig af deres sammensætning bliver de opfangede partikler opløst i vandet, skyllet væk (mekanisk), eller underlagt en blanding af begge processer (fx hvis opløsningen foregår langsomt, eller der er bundfald i mættede opløsninger). Partikler kan bestå af både uorganisk materiale (aske) og organisk materiale (koks, sod, kondenseret tjær, o.l.).

I forbindelse med en fremtidig optimering af vandbaserede partikelfjernelse vil andelen af vandopløselige partikler være interessant. Derudover blev det undersøgt, om der er forskel i sammensætningen mellem bundaske og flyveaske (partiklerne). Denne undersøgelse skulle indikere, om der sker en separation mellem de uorganiske komponenter under forbrændingen; og hvis ja, hvilken fraktion ender hvor. For de fleste brændstoffer kendes kun askesammensætningen fra en komplet forbrænding. Undersøgelsen skulle dermed også afdække, om den klassiske askeanalyse er informativ for sammensætning af partiklerne – både i forhold til fordeling af uorganiske elementer og tilstedeværelse af ikke-forbrændt kulstof.

### 4.2.2 Metoder

De undersøgte prøver stammer fra halmpiller afbrændt i en 30 kW ristfyret kedel. Partiklerne blev samlet på filtre efter samme metode, der bruges til at bestemme partikelkoncentrationen i røggas. De belagte filtre blev vejede og derefter udvasket med 100 mL demineraliseret vand. En mindre del (3–10 %) af det opfangede materiale forblev på filtret efter udvaskningen (jf. TABEL 3). Vand med opløst materiale fra 10 filtre blev blandet. Som blindprøve blev to ikke-eksponerede (dvs. rene) filtre udvasket efter samme procedure. Asken blev samlet direkte fra brændkammeret. Prøver fra udvaskning og bundasken blev sendt til analyse (SGS Danmark).

Metallerne i partikler og bundaske blev analyseret med massespektrometriske og optiske ICP-metoder (inductively coupled plasma). Derudover blev der analyseret for fosfor (P), kulstof (C), og kvælstof (N) bundet i nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) og nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ).

**TABEL 3.** Vægt af materiale på filterne, før og efter udvaskning (prøvernes nettovægt).

Prøve	Nettovægt filterprøve (før udvaskning) [mg]	Nettovægt filterprøve (tilbage efter udvaskning) [mg]	Opløst/udvasket materiale [mg]
1	262,5	11,5	251,0
2	186,1	6,1	180,0
3	161,2	16,5	144,7
4	185,0	16,9	168,1
5	182,4	6,5	175,9
6	178,8	6,4	172,3
7	156,6	10,4	146,2
8	166,3	8,8	157,4
9	147,6	3,7	143,8
10	160,5	4,9	155,6

### 4.2.3 Resultater

Resultater fra udvaskning af filtrene (blindprøve og eksponerede filter) og askeprøven er samlet i TABEL 4 og FIGUR 7. Bemærk, at der bruges forskellige enheder til hhv. aske- og filterprøven, og at graferne vises med en logaritmisk skala på grund af de store forskelle i mængderne af de enkelte komponenter.

Udover restkulstof består asken mest af salte med metalliske kationer. Sammensætning af de tilhørende anioner blev ikke fuldstændigt undersøgt. I biomasse-asker er de typiske anioner: silikater ( $\text{SiO}_4^{4-}$ ,  $\text{SiO}_3^{2-}$ ), oxider, hydroxider ( $\text{OH}^-$ ), sulfater ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), fosfater ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), karbonater ( $\text{CO}_3^{2-}$ ), klorider ( $\text{Cl}^-$ ) og nitrater ( $\text{NO}_3^-$ ) [5]. Af de elementer i disse ioner blev kun silicium, fosfor og kvælstof målt. Kulstof kan foreligge både som organisk bundet materiale (fx sod) eller som karbonat. De resterende elementer i anionerne 'mangler' således i en overslagsmæssig massebalance: Der blev udvasket i alt 1,7 g partikler med 1 L vand fra filtrene (jf. TABEL 3). Sum af koncentrationer af de analyserede komponenter i TABEL 4 er dog kun på 0,9 g/L, svarende til en masseandel på 53% af det udvaskede materiale. Sum af komponenterne i askeprøven inklusive restkulstof i TABEL 4 svarer til en endnu lavere andel af prøven med 0,35 kg/kg (=35%). For at sammenligne begge typer af prøver, dvs. fra filter og bundaske, evalueres forhold mellem de enkelte komponenter. I begge typer af prøver er kalium det fremherskende element. I FIGUR 8 vises derfor hhv. koncentration (filterudvaskning) og masseandel (bundaske) af de øvrige elementer i forhold til kalium (K).

I askeprøven findes udover kalium store mængder af calcium, magnesium og natrium. Dette er sammenlignelig med værdier, der findes i databaser [4] for halm-aske. Til gengæld mangler disse kationer (Ca, Mg, Na) stort set i de udvaskede prøver. Især forskel i K:Ca-forhold er iøjnefaldende (1:0,43 for askeprøven, 1:0,00064 for filterprøven). Forskel i K:Na-forhold er mindre udpræget, men stadig bemærkelsesværdig (1:0,023 for aske, 1:0,0085 for filterprøven). Desuden mangler der aluminium, jern, mangan, barium og fosfor i filterprøven, sammenlignet med bundasken.

Der findes enkelte datasæt i litteraturen, der viser at forbrændingsproceduren (fx luftoverskud) kan have en indflydelse på sammensætning af flyveasken [6]. Dermed må der være forskel i sammensætning af bund- og flyveaske, idet brændslets mineralske sammensætning er ens. Forskelle i sammensætning af flyveasken, der beskrives i [6], er dog langt mindre end dem, der ses her mellem flyveasken fanget på filtre og bundasken. Komponent-forholdene rapporteret for flyveasken i [6] (K:Ca 1:0,8 – 1:1, K:Mg 1:0,2 – 1:0,3) ligger desuden tættere på sammensætning af bundasken i TABEL 4.



**TABEL 4.** Sammensætning af partikler udvasket fra filtre og askesammensætning.

	Filter-udvaskning [ $\mu\text{g/L}$ ]		Askeindhold (tørstof)
	Blind (ikke eksponeret)	Partikler (eksponeret)	[mg/kg]
Al	2,00	16	3840
Si	342	2210	4270
Fe	28,8	156	4140
Mn	0,52	14	1430
Ti	2,40	11	—
Ca	63,4	585	87100
Mg	4,20	66	20100
Ba	0,60	5	810
Na	38,0	7740	4760
K	58,0	915000	204000
P	11,0	360	16000
As	0,03	12	1,2
Pb	0,21	66	1
Cd	0,01	29	0,06
Cr	0,90	11	31
Cu	0,32	25	63
Co	0,07	1	1,6
Ni	0,52	6	5,8
Zn	4,40	2120	98
V	<0,5	<0,5	7
Mo	0,86	7	6
Nitrat-N	2,00	30	—
Nitrit-N	<10	<10	—
	[mg/L]	[mg/L]	[%]
Total-C	<10	<10	1,16

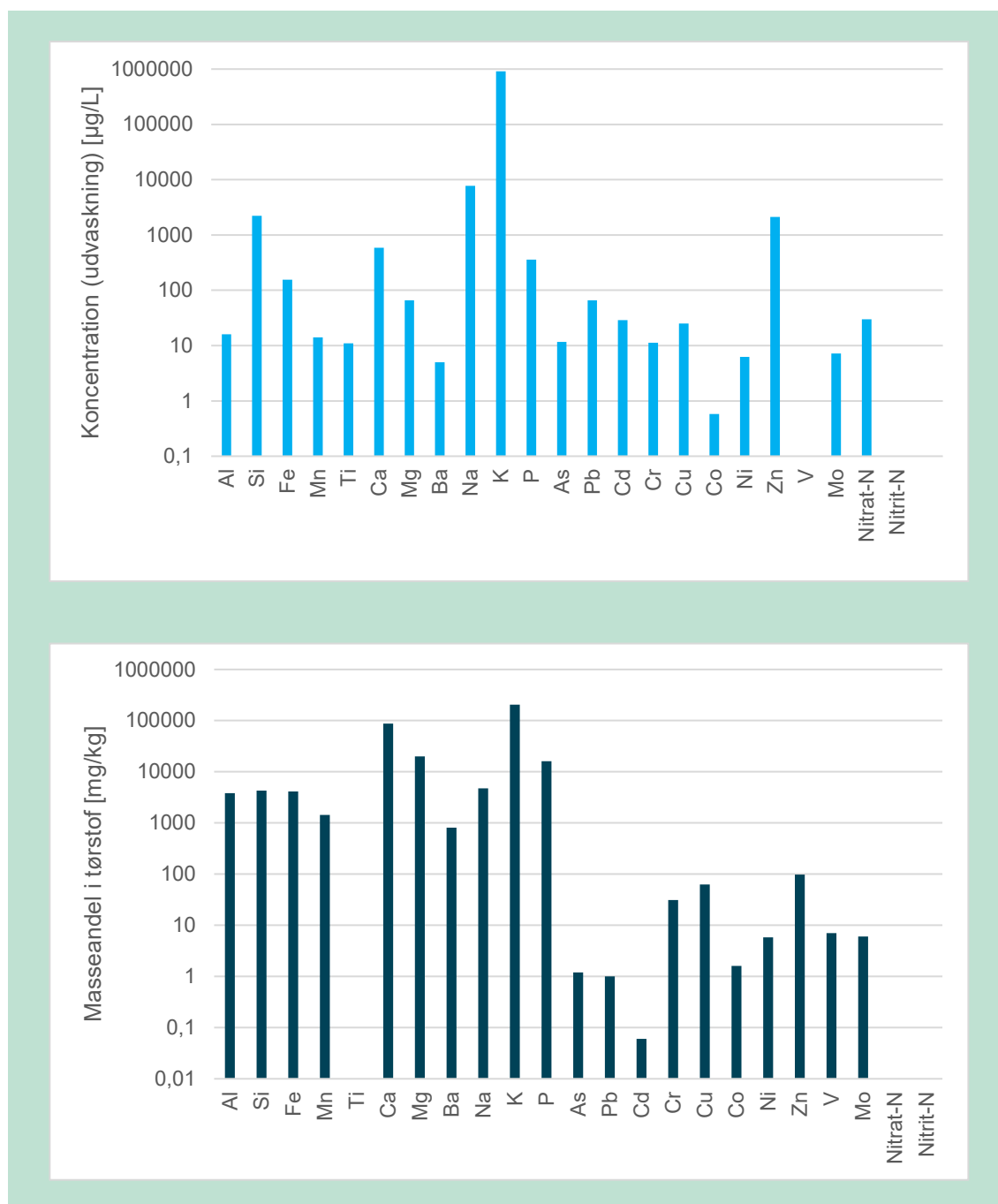
Der er flere mulige forklaringer for afvigelserne mellem aske- og udvaskningsprøven. Generelt er aske en blanding af inert materiale, der går uændret igennem forbrændingsprocessen samt med uorganiske forbindelser, der dannes under forbrændingen. Metaller i biomasse har en forskellig (kemisk) mobilitet afhængig af, hvordan de optræder i den oprindelige biomasse. Elementerne kan samles i grupper, der har forskellige egenskaber under askedannelse [7]:

- Si, Al, Fe, Ti – mindst mobil
- Ca, Mg, Mn – moderat mobil
- K, P, S, Cl, Na – mest mobil

Bundaske og flyveaske dannes gennem forskellige processer, og dermed kan disse to fraktioner vise forskel i sammensætning. Flyveasken indeholder fx partikler, der blev kondenseret fra gasfasen. Disse mangler formodentlig i bundasken.

Selve prøvetagning (især udvaskning) og analyseprocedurer er også en mulig fejlkilde. Der kan være stor forskel i saltenes opløselighed i vandet. I dette studie var der en mindre del af flyveasken, der ikke kunne udvaskes fra filtrene (3–10 % af massen). Det er usandsynligt, at denne fraktion indeholder alle 'manglende' metaller, når der sammenlignes flyveasken med bundasken. Det er til gengæld muligt, at nogle partikler består af tungtopløselige salte, der blev mekanisk skyllet fra filtrene og senere bundfældet. Til sidst er der generelt en relativ stor afvigelse i massebalancen mellem de udvaskede partikler og bundasken på den ene side, og

de komponenter, der genfindes i analyserne på den anden side: Som overslagsberegning svarer summen af komponenter i TABEL 4 til hhv. 53% (filterudvaskning) og 35% (bundaske) af det oprindelige prøvemateriale. Differensen skyldes dels elementer, der ikke analyseres for (bl.a. ilt, som indgår i flere typer af anioner), men det er også muligt at materialet bliver 'tabt' under prøvetagning og -behandling (fx manglende opløselighed under analysen).

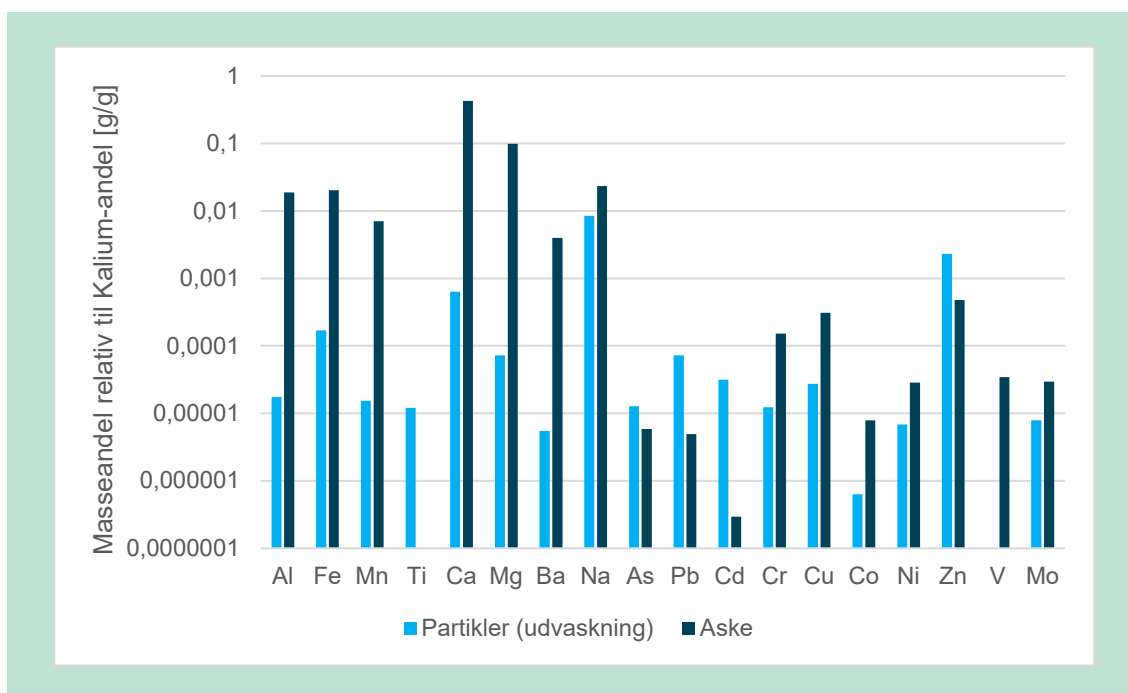


**FIGUR 7.** Koncentration af metaller fra filterudvaskning (øverst) og masseandel af metaller i asken (nederst). Bemærk den logaritmiske skala.

De foreliggende data tillader ikke en entydig konklusion, men foreløbig kan der fastholdes at:

- Der er forskel i sammensætning mellem bund- og flyveaske
- Den overvejende andel af flyveasken er vandopløselige partikler.

Der anbefales at gennemføre flere analyser for at kunne be- eller afkræfte ovenstående.



**FIGUR 8.** Forhold mellem Kalium (K) og øvrige metaller fra udvaskede filtre og askeanalysen. Forhold er massebaserede. Askeprøvens Titan-indhold (Ti) blev ikke målt. Bemærk den logaritmiske skala.

## 4.3 Håndtering af spildevand fra vådfiltre og skrubbere

### 4.3.1 Baggrund

I projektet udvikles to apparater til at fjerne støv og partikler fra røggas af manuelt fyrede halmkedler. Det første koncept er en skrubber, hvor partiklerne skylles direkte ud af gasfasen med vand. Vandet risler over fyldlegemer i skrubberkolonnen. Fyldlegemernes store overflade øger kontaktfladen mellem vand og gas. Det andet koncept er et vådfilter, hvor partiklerne fanges på et vædet tekstilbånd. Båndet løber kontinuert igennem et vandkar, hvor partiklerne skylles ud. Fjernelse af partikler fra røggassen er i begge koncepter baseret på en mekanisk proces, dvs. partiklernes fysiske egenskaber (størrelse) er vigtigere end deres kemiske sammensætning. Nedkøling af røggassen i skrubber eller vådfilter medfører kondensering af vanddamp i røggassen, som øger spildevandsmængden.

Tilførsel af ferskvand og dermed volumen af spildevand skal reduceres så vidt som muligt. I begge koncepter bliver vandet derfor genbrugt eller recirkuleret. Der anvendes bundfældningstanke o.l. for at fortykke slammet gennem sedimentering af partikler og udfældning af salte.

Den nemmeste metode for bortskaffelse af slammet er at blande den med bundasken fra brændkammeret. Kemisk ligner bundaske og spildevandsslam hinanden. Den gængse praksis er at udbringe aske på omliggende marker. Der estimeres, at nærmest al aske fra halmfyring anvendes til gødning eller jordforbedring og lignende formål i Danmark: 60.000 t aske ender på marker, ud af en årlig produktion af 61.000 t, heraf 26.000 t fra mindre anlæg (<1 MW) [8].

Som alternativ kunne spildevandet blandes i gylle. I dag anvendes større mængder syre for at regulere gyllens pH-værdi (en lav pH-værdi formindsker ammoniak-udslip). I princippet kunne spildevandet fra halmfyr-røggasrensning erstatte syren helt eller delvis grundet dets lave pH-værdi ( $\approx 1,5$ ). Potentialet af denne anvendelse vurderes senere i projektet på baggrund af spildevandsprøver fra prototype-anlæg.

Udover askepartikler kan spildevandet indeholde mindre mængder af kvælstof- eller svovlholdige syrer ( $\text{HNO}_3$ ,  $\text{HNO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) og deres salte. Årsagen er udvaskning af hhv. NO og  $\text{SO}_2$  fra røggassen. Dette er dog meget mindre end salte, der stammer fra askepartikler.

### 4.3.2 Relevante love og forordninger

*OBS: Retsinformation i denne rapport er kun informativ. Forfatterne påtager sig intet ansvar for fuldstændighed eller korrekthed af nedenstående oplysninger.*

Med henblik til anvendelse af spildevand, slam eller aske henvises til de følgende love:

- BEK nr. 732 (09/07/2019): Bekendtgørelse om anvendelse af bioaske til jordbrugsformål.
- Evt. BEK nr. 1001 (27/06/2018): Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål

BEK 732 indeholder blandt andet grænseværdier for tungmetaller (Cd, Cr, Hg, Ni, Pb) og polyaromatiske kulbrinter (PAH) i asken (TABEL 5), samt bestemmelser om prøveudtagning, analysehyppighed, analyseparametre samt analysemetoder. BEK 732 fastsætter desuden krav til pH-værdien af vandige ekstrakter ( $6 < \text{pH} < 8$ ), grænseværdier til udbringning af aske (5 t tørstof per ha per 5 planteperioder) og Cadmium (0,8 g per ha per planteperiode). Yderligere bestemmelser regulerer deklaraions- og dokumentationspligt, opbevaring og afhændelse. Bekendtgørelsen gælder også for blandinger af bioaske og husdyrgødning, hvis der er mere end 10 % bioaske i blandingen (per tørstofbasis).

**TABEL 5.** Grænseværdier for bioaske til jordbrugsformål, jf. BEK 732 bilag 2 (udvalg). Hvis flere værdier er angivet i bekendtgørelsen, citeres her krav til halmaske/anvendelse i landbrug.

Stof	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb	PAH
Maksimalt indhold [mg/kg tørstof]	5	100	0,8	60	120	12

Med henblik til anvendelse af aske/spildevandsslam er især krav til pH-værdien kritisk. Afløb fra røggasrensning er meget sur ( $\text{pH} \approx 1,5$ ). Væsken kan neutraliseres gennem tilsætning af fx kalk eller natronlud. Det er muligt, at tungmetaller opkoncentreres over årene, når spildevandet/asken udbringes på marken, halm høstes og brændes af, og asken fordeles igen på samme sted, osv. Andel af tungmetaller i aske fra biomasse er dog typisk meget lav.

Enkelte bestemmelser i BEK 732 er særlig interessante med baggrund i anvendelse af aske og spildevand fra manuelt fyrede halmkedler: For mindre fyringsanlæg (<1 MW) er der lempeligere krav til analysehyppighed. Kravet om analyse af PAH bortfalder, hvis CO målt kontinuert i røggassen er maks.  $625 \text{ mg/m}^3$  (ved 10 %  $\text{O}_2$ ) for halm-aske. Til sammenligning er grænseværdien for CO udledningen  $700 \text{ mg/m}^3$  (ved 10 %  $\text{O}_2$ ) for manuelt fyrede halmkedler (jf. BEK 541: Bekendtgørelse om regulering af luftforurening fra fyringsanlæg til fast brændsel under 1 MW, bilag 2).

Spildevand, der har jordbrugsmæssig værdi og som udbringes på jordoverfladen er ikke omfattet af Spildevandsbekendtgørelsen (BEK nr. 1317: Bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4).

### 4.3.3 Arbejds miljø og sikkerhed

Spildevand og slam skal håndteres omhyggeligt. Farekilder består især i:

- Spildevandets lave pH-værdi
- Evt. høje temperaturer (> 50 °C) af spildevandet.

Kontakt med hud, øjne, slimhinder skal undgås. Indånding og indtagelse af dråber og/eller støv skal undgås.

Potentielle skader:

- Skoldning ved kontakt med væske (direkte eller sprøjt)
- Ætsning ved kontakt med væske
- Øjenskader (sprøjt)

Spildevand fra røggasrensning er ikke registreret i sikkerhedsdatabaser. Med hensyn til den forslåede anvendelse henvises til klassificering af aske i ECHA-databasen (ECHA: European Chemicals Agency). Idet "aske" er et meget vidt begreb, der dækker over rester fra forskellige forbrændingsprocesser, findes flere opslag under ordet. H/P-sætninger citeres her for stof nr. EC-nr. 931-597-4:

H315 – Forårsager hudirritation.

H318 – Forårsager alvorlig øjenskade.

H335 – Kan forårsage irritation af luftvejene.

P261: Undgå indånding af pulver/røg/gas/tåge/damp/spray.

P280: Bær beskyttelseshandsker/beskyttelsestøj/øjenskyttelse/ansigtsbeskyttelse.

P305+P351+P338: VED KONTAKT MED ØJNENE: Skyl forsigtigt med vand i flere minutter.

Fjern eventuelle kontaktlinser, hvis dette kan gøres let. Fortsæt skylning.

Flere oplysninger kan hentes under:

<https://echa.europa.eu/da/registration-dossier/-/registered-dossier/15542/1>

<https://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.166.396>

Der henvises desuden til Arbejdstilsynets vejledning C.1.3-5 "Arbejde med stoffer og materialer" (<https://at.dk/regler/at-vejledninger/arbejde-stoffer-materialer-c-1-3/>) for generelle anbefalinger til indretning af arbejdsprocesser.

## 4.4 Materialevalg til vådskrubbere

### 4.4.1 Koncept

Skrubbersystemet er designet som en separat opstilling, der sættes mellem kedel og skorsten. I princippet er det egnet både til nye og til eksisterende anlæg. Systemet består af selve skrubbere, kondensatpumpe, kondensatbehandling og bundfældetanke samt varmeveksler til forvarmning af kedelvand (FIGUR 9). Varmeveksleren er ikke en nødvendig komponent af skrubbere, men bidrager til en øget virkningsgrad af den samlede halmfyr-installation.

Skrubbersens virkningsprincip er en mekanisk udvaskning af partikler fra røggassen. Det sker i en kolonne med fyldegemer, som øger kontaktfladen mellem gas- og væskefase. Partikler befinder sig til sidst i kondensatet, og skrubbernes komponenter vil derfor være udsat for mekanisk slid. Saltpartikler (jf. TABEL 2) kan opløses i kondensatet indtil opløsningen er mættet. Sammen med nitrogen- og svovlholdige syrer (fra NO og SO<sub>2</sub> i røggassen) har disse en stærkt korrosiv virkning. Generelt er kondensatet fra halmfyr-røggas meget sur (pH ≈ 1,5). En foreløbig dimensionering af systemet kan ses i FIGUR 10. Designet er tænkt som en standardløsning, der kan bruges for forskellige halmfyr uden særlig tilpasning. Anlægget skal være kompakt og nemt at transportere.

### 4.4.2 Materialevalg og prototypeudvikling

Materialevalget skal tage højde for de følgende parametre:

- Temperaturniveauet (50–150 °C)
- Partikler i kondensatet (slitage i pumper, rør, dyser)
- Lav pH-værdi (pH ≈ 1,5)
- Pris (materialepris og bearbejdning)

Især med hensyn til pris og syrebestandighed er forskellige plastarter oplagte materialer til skrubbere – bl.a. polypropylen (PP), polyethylen (PE) og polyvinylklorid (PVC). Glasfiberforstærket plast vil kunne give en højere mekanisk stabilitet men er dyrere i produktion.

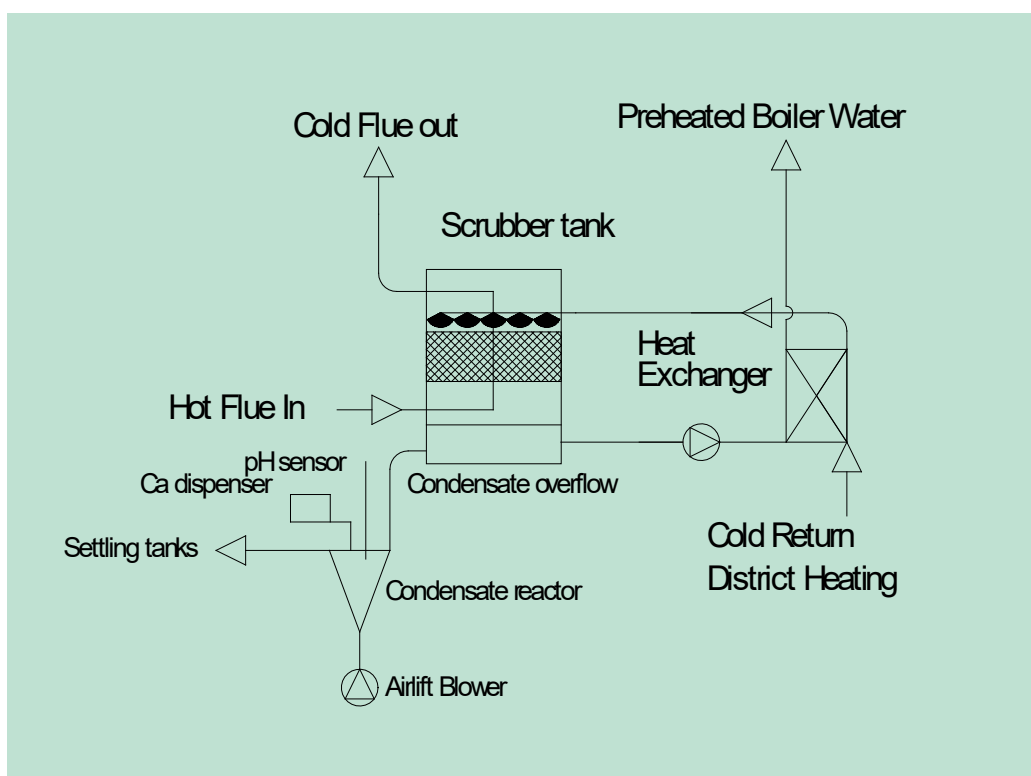
Komponenter, der er udsat for højere temperaturer, kan alternativt udføres i rustfrit stål. Det vil

dog typisk være dyrere og have en ringere korrosionsbestandighed. Fyldlegemerne er standardkomponenter, der bliver forhandlet industrielt. Fyldlegemerne kan fås i keramik, metal (ofte rustfrit stål) og forskellige plastarter (PP, PE) og i forskellige geometrier.

### Modelskrubber

Fremgangsmåden i projektet er at arbejde med en nedskaleret modelskrubber for at validere konceptet på en mindre skala. Erfaringer med denne forsøgsskrubber vil indgå i udviklingen af fuldskala-skrubberen. Dette omfatter også materialevalg. SEG har udviklet en nedskaleret skrubber (dimensioneret til fyringsanlæg af 30 kW indfyret effekt, FIGUR 13), som afprøves i Teknologisk Instituts laboratorier. Udover optimering af skrubberteknologien (geometri, dosering, etc.) er det også en mulighed for at vurdere materialernes holdbarhed overfor temperatur, slid og syre. Forsøgsskrubberen består af:

- Quenchrør til køling af røggas til kondenseringsområdet
- Skrubbertank med fyldlegemer for rensning af røggasser i modstrøm med vand og samtidig nedkøling af kondensat til emissionstemperatur.
- Skrubberdyser i toppen, hvor vandet dyses ud over fyldlegemer og røggas.
- Opsamlingstank i bunden, hvorfra skrubberpumpen recirkulerer kondensatet gennem køleanlæg og tilbage til dyserne
- Overløbsrør, hvorfra kondensat kan tappes af anlægget i takt med, at der sker kondensering
- Skrubberpumpe i plast (ikke vist)
- Diverse slangeforbindelser (ikke vist).



FIGUR 9. PID af skrubbersystemet.

Materialevalg til forsøgsskrubberen er drevet af følgende parametre:

1. Begrænset størrelse i forhold til fuldskala-skrubber
2. Kan transporteres samlet i ét stykke
3. Max røggastemperatur: 150 °C
4. Max røggastemperatur efter quench: 75 °C
5. pH: 1.5 (kondensat fra halmfyr er meget sur)
6. Sensorer skal monteres på skrubberen med gevind.

Overvejelser 3–6 gælder også for fuldskala-skrubbere. En vurdering af egnede materialer er sammenfattet i TABEL 6. Med baggrund af den indledende forhåndsudvælgelse (se ovenfor) betragtes først materialernes tekniske egenskaber. Økonomiske overvejelser er ikke så relevante for selve forsøgsskrubberen, men der er en interesse i at bruge materialer som også kan anvendes i fuldskala-skrubberen så vidt muligt.

Forskellige materialer blev udvalgt til forsøgsskrubberens komponenter:

- Der anvendes et 125 mm rør i AISI 316 til quenchen. Det vil have en levetid som er tilstrækkelig til testen. Desuden er det muligt at teste kondensatets indvirkning på materialet på en komponent, som er meget nemt at skifte.
- Der anvendes PP til skrubbertanken. Materialedimensionen bliver 10 mm, så termolommer til PT100 følere kan monteres direkte i gevind i tanken.
- Der anvendes termolommer i AISI 316. Til forsøgene er dette tilstrækkeligt, men der skal anvendes andre materialer i fuldskala version.
- Der anvendes PE plastslanger til kondensatrørføring på forsøgsskrubberen.

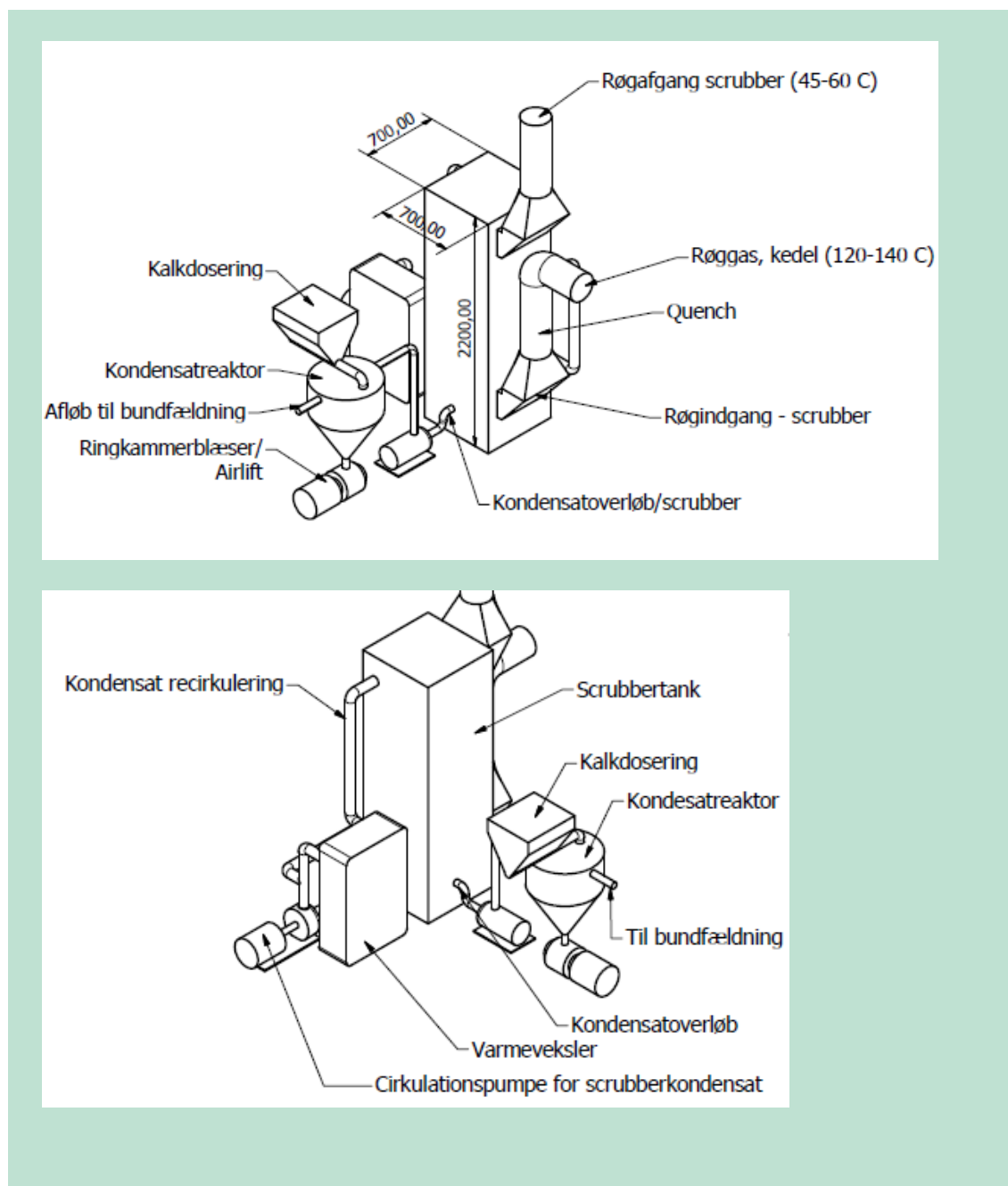
Materialevalg til forsøgsskrubberen er udgangspunkt til materialevalg i den endelige fuldskalamodel. Dette tilpasses ud fra de erfaringer der opsamles i laboratorieforsøg. Med henblik til prisen vil der blive arbejdet med PE og PP så vidt muligt. PP bruges primært der, hvor der er højere krav til temperaturbestandighed.

### **Materialevalg til fuldskala-skrubbere**

SEG har lavet en del kalkulationer baseret på skrubbere til forskellige kedelstørrelser.

PP og glasfiberarmeret plast er de to bedst egnede materialetyper, og her viser sig en interessant forskel, når anlæggene skaleres op. Skrubbere i PP fremstilles af opsvejste PP-plader i 10 mm, og da disse har en begrænset stivhed, vil de kun være egnede til skrubbere op til 200-300 kW. Derover skal konstruktionen forstærkes med påsvejste ribber, og så bliver det en faktor 3 dyrere i materiale og tidsforbrug.

Skrubbere i glasfiber fremstilles i sandwichpaneler med glasfiber/skum/glasfiber i tykkelse på 50 mm. Disse har en stor stivhed, og kan uden problemer anvendes på skrubbere op til 50 MW. Derfor vil det økonomisk optimale materiale for skrubbere over 300 kW være glasfiberarmeret plast i sandwich konstruktion. I området mellem 300–500 kW konkurrerer glasfiberforstærket plast og PP om prisniveauet.



**FIGUR 10.** Dimensionering af scrubbersystemet.

**TABEL 6.** Materialer til forsøgsskrubber.

Materiale	Egenskaber	Konklusion
Glasfiberforstærket plast	Egnet ved pH og T	For dyrt til "mikro" scrubber
PE	Egnet ved pH men ikke T	Kan anvendes til kondensatrør
PVC	Egnet ved pH men ikke T	Kan anvendes til kondensatrør
PP	Egnet ved pH og T og er skruefast	Kan anvendes til scrubbertank
AISI 316	Egnet ved 150°C men har begrænset levetid i pH 1.5	Kan anvendes til forsøgsquench



## 4.5 Materialevalg til halmkedler

### 4.5.1 Koncept

Brændkammergeometrien er fastlagt gennem halmballerens standardiserede størrelse. Det er derfor især luftdyser, aftræk og isolering som kan optimeres. I projektets oprindelige plan var det også tanken om at installere en variabel bund i brændkammeret således at halmballerne løftes over forbrændingsprocessen. Dermed ville det have været muligt at holde den frie brændkammervolumen over halmballen konstant når ballen falder sammen under forbrændingen. Tilpasning af brændkammeret har generelt vist gode resultater ved forsøgsanlæg [9] – der handlede det dog om et helt nyt anlægskoncept. Det er projektpartnerens vurdering, at løsningen ikke kan overføres til klassiske halmkedler på en økonomisk forsvarlig vis, især når det handler om retrofittede anlæg. Overvejelser for materialevalg gælder i princippet dog også for konceptet med variabel eller "falsk" bund, skulle dette tages op igen til et senere tidspunkt.

### 4.5.2 Krav til materialer

Projektets fokus ligger meget på tilretningen og optimering med de eksisterende konstruktionsprincipper som udgangspunkt. Derfor fortsættes med de konstruktionsmaterialer, der allerede i dag bruges for halmkedler. Generelle overvejelser vedrørende materialevalg er:

- Pris (både i forhold til selve materiale og til bearbejdningsomkostninger)
- Temperatur- og korrosionsfæstethed
- Mekanisk stabilitet (især for bærende komponenter)
- Isoleringsevne (for ildfaste sten)
- Svejsbarhed (for metalliske komponenter)

Enkelte punkter uddybes nedenfor.

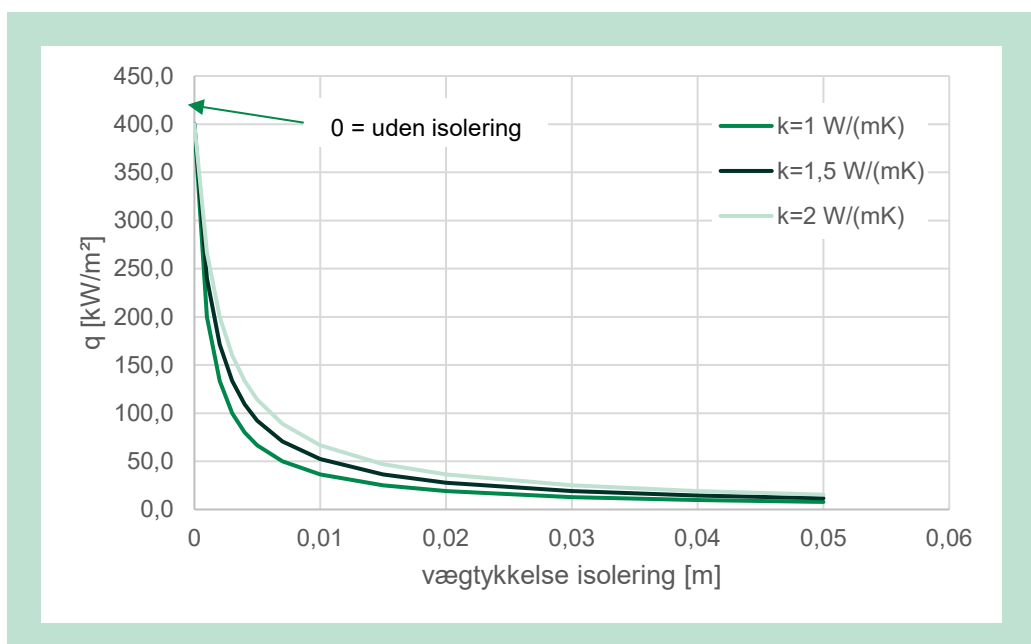
#### Korrosion

Halm er et brændsel af ringe kvalitet, som indeholder uorganiske elementer i forholdsvis høje koncentrationer (TABEL 2). Især salte af alkali- (K, Na) og jordalkalimetaller (Ca, Mg) kan have en betydelig korrosiv virkning på stål. Saltene frigives under forbrændingen i gasform. Derefter kondenserer saltene bl.a. på kolde overflader hvor de indgår i reaktioner især med metalliske materialer.

Rustfrie stålsorter, typisk med høj Cr-indhold, anbefales til komponenter som er særlig udsatte for korrosion. Disse er dog typisk forbundet med høje materialeomkostninger. En alternativ fremgangsmåde er at overdimensionere vægtykkelsen, så korrosionen ikke medfører en kritisk svækkelse af komponenterne over deres forventede levetid. Slaggedannelse på væggene kan isolere disse mod korrosive gasser, men slagge kan også selv indeholde korrosive elementer. Påklædning af væggene med ildfaste sten beskytter disse yderligere. Ildfaste sten (typisk med  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{SiO}_2$  og blandinger heraf som hovedkomponent, fx chamotte) er ikke følsomme overfor korrosion.

#### Isoleringsevne

Ildfaste sten har specifikke varmeledningsevner i størrelsesorden  $k = 1\text{--}2 \text{ W}/(\text{m K})$ , modsat stål med typiske værdier  $k = 20\text{--}50 \text{ W}/(\text{m K})$ . Eksakte værdier er materiale- og temperaturafhængige. Et simpelt estimat viser, at allerede en mindre lag af ildfaste sten kan reducere det areal-specifikke varmetab betydeligt (FIGUR 11). Beregningen går ud fra, at der er en temperaturdifference af  $\Delta T = 400 \text{ K}$  mellem yder- og inderside, og at isoleringen er sat på en stålvæg med 30 mm tykkelse og specifik varmeledningsevne  $k = 30 \text{ W}/(\text{m K})$ . Beregningen er stærkt forsimplet, idet der ikke tages højde for den reelle varmefrisættelse i kedlen eller for varmeovergangen mellem røggas og væggen. Alligevel kan der konkluderes, at allerede en minimal isolering af alle vægge i brændkammeret kan reducere varmetabet, og dermed formodentligt hjælpe med at reducere CO- og OGC-emissioner.



**FIGUR 11.** Specifik varmetab  $q$  ved forskellige isoleringsvarianter. Beregningsgrundlag:  $\Delta T = 400$  K, inderside stålvæg med 30 mm tykkelse og  $k = 30$  W/(m K).

### 4.5.3 Materialevalg

Med baggrund i ovenstående anbefales:

- Der arbejdes videre med en forbedret antændings-procedure. Det kan indeholde tekniske tiltag, fx antænding med forvarmet luft, som fordeles mere jævnt over halmballens overflade.
- Der arbejdes videre med en forbedret lufttilførsel. Dysegeometri og placering forbedres, og der undersøges koncepter med selektiv åbning og slukning af enkelte dyser gennem forbrændingscyklussen. Teknologien skal udvikles til nye såvel som retrofittede kedler.
- Brændkammer-isolering med ildfaste sten forbedres i forhold til de nuværende konstruktioner, hvor kun loftet og den øverste del af væggene er isolerede. Det forventes, at allerede en simpel isolering kan øge virkningsgraden både direkte (formindsket varmetab) og indirekte (forbedret forbrænding). Isolering vil kunne retrofittes til eksisterende anlæg.

# 5. Resultater fra pilotskala tests

## 5.1 Vådskrubber

### 5.1.1 Forsøgsopstilling

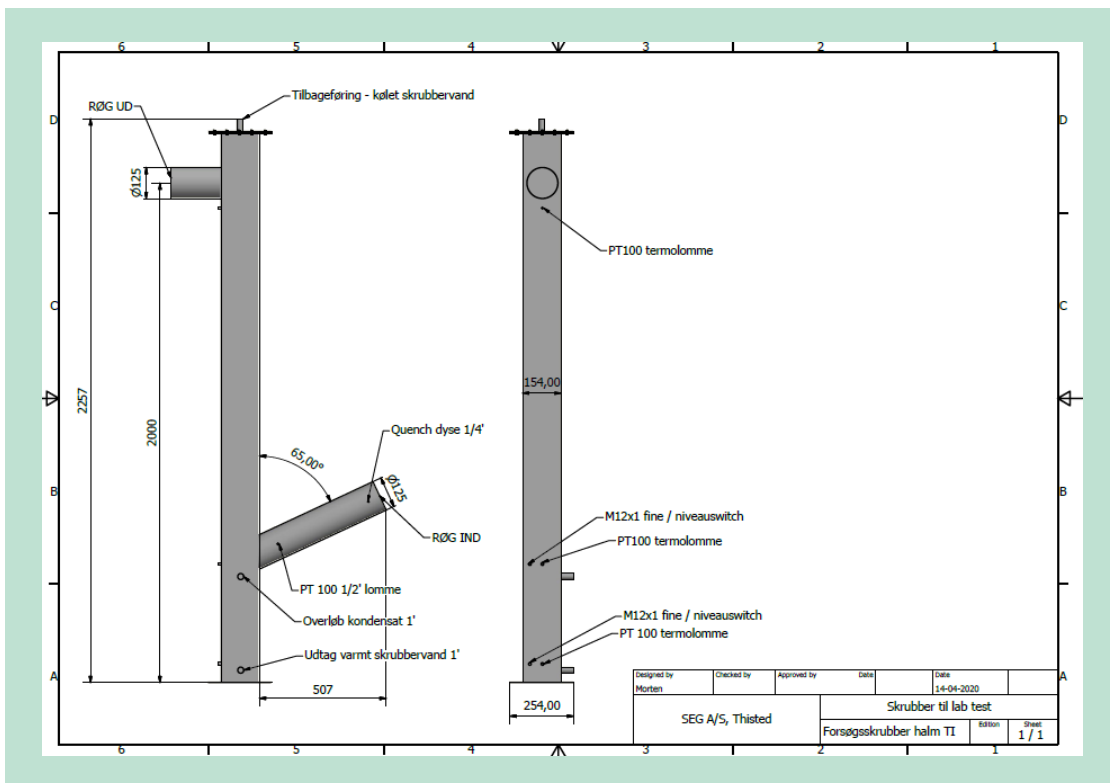
Skrubberprototypen blev fremstillet af SEG i en nedskaleret version, passende til en forsøgske-del med 30 kW nominal termisk effekt (FIGUR 12). Skrubberens hovedmål ses i FIGUR 13. Røggassen strømmer fra bund til top i skrubberen. Vand risler ned fra toppen af skrubberen, modsat røggas-strømmen. Støvpartikler kolliderer med dråberne, hvor partiklerne enten fanges mekanisk eller opløses i vand. Skrubberens tværsnit er fyldt med fyldelegemer, hvilke virker som dråbefang (FIGUR 14). Dråber, der kolliderer med fyldelegemerne, danner en vandfilm, der løber ned til en opsamlingsstank. Skrubbervand kan recirkuleres efter køling og bundfældning af (tunge) partikler. Forstøveren i skrubberens top er en åben, spiralformet kegle. Denne forstø-verform er udvalgt på grund af dens høje tolerance over for partikler i væsken. Størrelsesforde-lingen af dråber i skrubberen er ukendt. For at køle røggassen inden skrubberen, er der monte-ret en quench-dyse i røgrøret (FIGUR 13, detaljer FIGUR 14b). Der antages, at quenchen bi-drager til udskillelsen af partikler til en vis grad. Resten af quenchvandet fordamper. Skrubberen er udført i plast, med enkelte komponenter (quench-rør, termolommer) i AISI 316. Materialer blev udvalgt med henhold til pris og temperatur- og syrebestandighed.

Forsøgene blev gennemført med en 30 kW ristfyret biomasse-kedel. Kedlen har en vandrerist med en periodicitet på ca. 37 minutter. Til alle forsøg blev halmpiller brugt som brændsel. Pil-lerne indfyres automatisk fra en brændselssilo ved siden af kedlen. Indfyring er styret af en O<sub>2</sub>-sensor i kedlens udgang. Styringen opretholder et konstant, valgbart O<sub>2</sub>-niveau i røggassen ved at variere intervallet for indfyringen af brændselspiller. Kedlens effekt styres via luftmængden, idet styringen opretholder et konstant forhold mellem luft og brændsel. Sammenlignet med en manuelt fyret halmkedel forventes det, at forsøgsopstillingen giver en betydeligt mere jævn for-brænding.

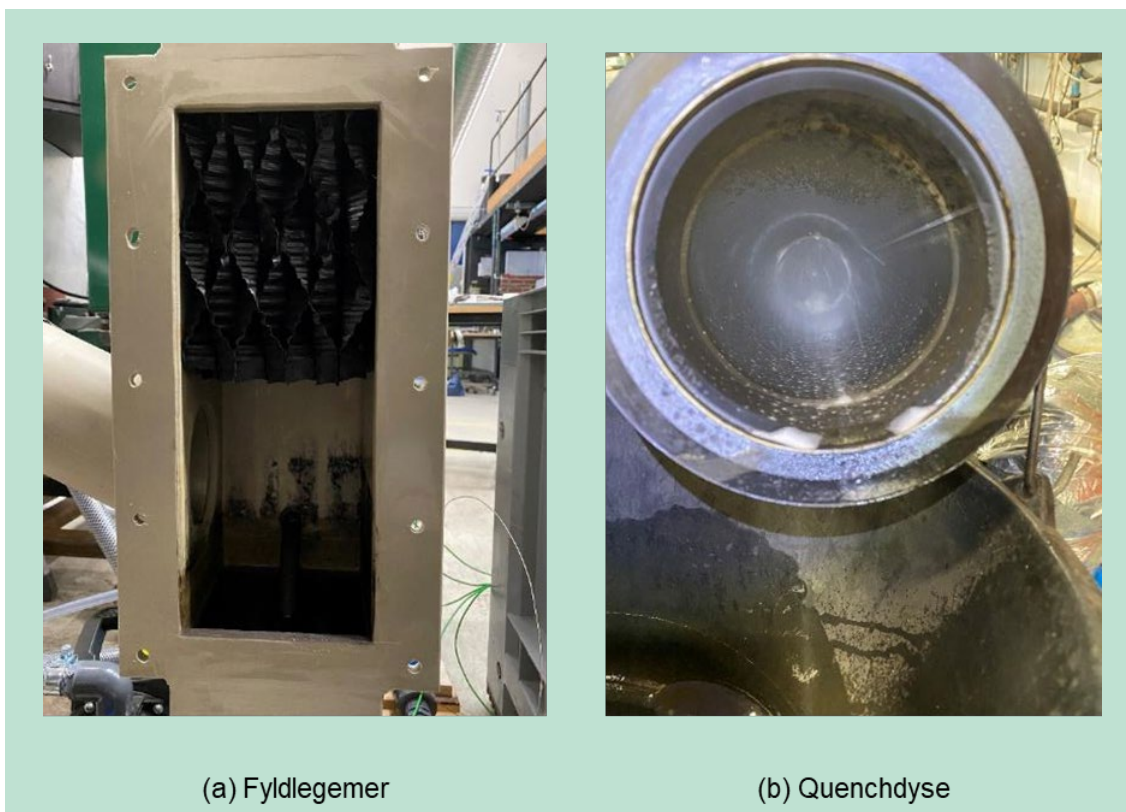
Under de indledende forsøg bemærkedes, at der er et relativt højt tryktab over skrubberen (83 Pa i drift; 73 Pa når vandet slukkes). Derfor blev en ekstra røgsuger monteret på anlægget. Et øget tryktab vil formentlig også optræde ved fuldskala-skrubbere. Dette kunne medføre hø-jere anlægs- og driftsomkostninger i praksis (hhv. større røgsugere og større energiforbrug). Støvprøver blev taget på opvarmede filtre. Hver måling varede 30 minutter, hvorefter filtre blev tørret over nat og vejjet. Der lå flere meter røgrør/skorsten mellem prøvetagningssted og ke-del/skrubber. Røggassens indhold af CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub> og OGC blev målt kontinuerligt. Enkelte forsøg blev derudover gennemført med online partikelmåleudstyr.



**FIGUR 12.** Skrubberprototype (forgrund) og kedel samt brændselssilo (baggrund) inden tilslutning.



FIGUR 13. Skrubberprototype.



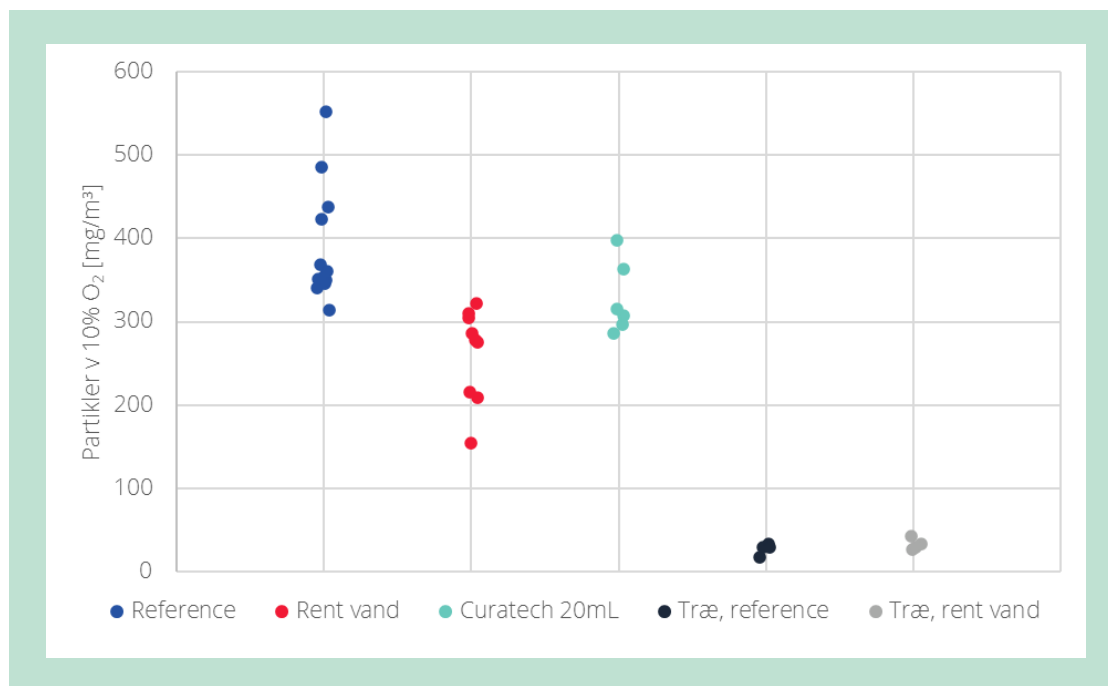
FIGUR 14. Detaljer af skrubberprototypen.

### 5.1.2 Reduktion af partikelemissioner med skrubberen

I den første serie blev de følgende forsøg gennemført:

- Reference: røggas ført via bypass, dvs. udenom skrubber og quench – i alt 12 prøver

- Rent vand: skrubber og quench drevet med rent vand i lukket kredsløb – 9 prøver
  - Curatech 20 mL: 20 mL afspændingsmiddel tilsat til skrubbevand/quenchvand – 6 prøver
  - Træ, reference: Referencemålinger med træpiller i stedet for halmpiller – 6 prøver
  - Træ, rent vand: 'Rent vand' forsøg gentaget med træpiller i stedet for halmpiller – 6 prøver
- Resultaterne vises i FIGUR 15. Alle målinger er normaliseret til 10 % O<sub>2</sub> i røggas samt standardtryk og standardtemperatur (101300 Pa, 273 K).



**FIGUR 15.** Første forsøgsserie med halm- og træpiller.

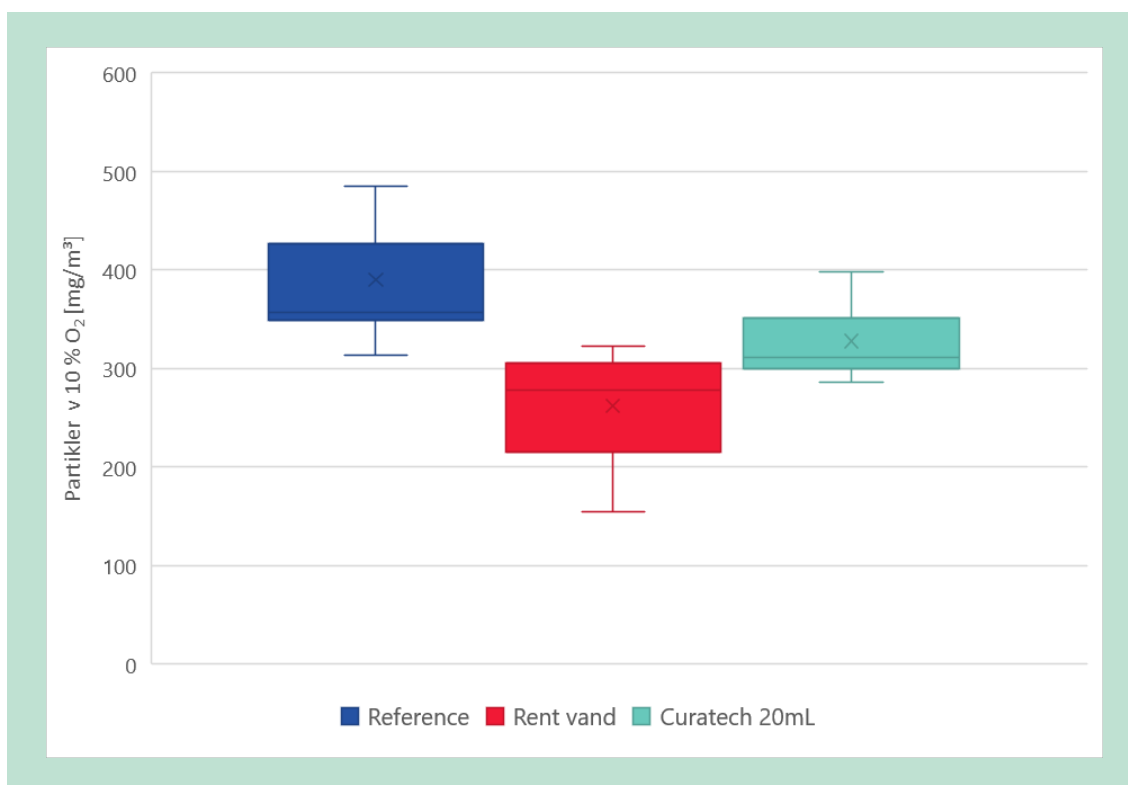
Der ses tydeligt, at partikelemissioner fra halmpiller altid er højere end fra træpiller. Forsøgene med halmpiller viser derudover en stor spredning, med en faktor 1,5–2 forskel mellem minimum og maksimum. Systemet af skrubber og quench kunne reducere partikeludledninger fra halmpiller fra 400 mg/m<sup>3</sup> til 250 mg/m<sup>3</sup> i gennemsnit. Efter forsøgene med halmpiller blev afløbsvandet fra skrubberen kontrolleret. En pH-værdi < 7 indikerede, at salte eller saltholdige partikler var blevet fanget og opløst i skrubbevandet. Tilsætning af afspændingsmidlet Curatech gjorde skrubberen mindre effektiv (højere partikelkoncentration i røggas). Skrubberen havde ingen målbar effekt på træpiller-røg. Faktisk var partikelkoncentrationen uden skrubber i gennemsnit lavere (28 mg/m<sup>3</sup>) end med skrubber (33 mg/m<sup>3</sup>). Denne forskel kan formentlig forklares med enkelte outlier i målingerne.

På grund af den store spredning er skrubberens effekt vanskeligt at kvantificere. Partikelemissioner med skrubber ligger dog betydeligt højere end grænseværdien (<60 mg/m<sup>3</sup>) og projektets målsætning (<40 mg/m<sup>3</sup>).

Målingerne af partikelstørrelsesfordelingen (jf. Afsnit 3.1) blev gentaget med skrubberen. Der var ingen målbar forskel i størrelsesfordelingen med NanoScan (måleinterval: 10–420 nm) eller OPS (300–10.000 nm).

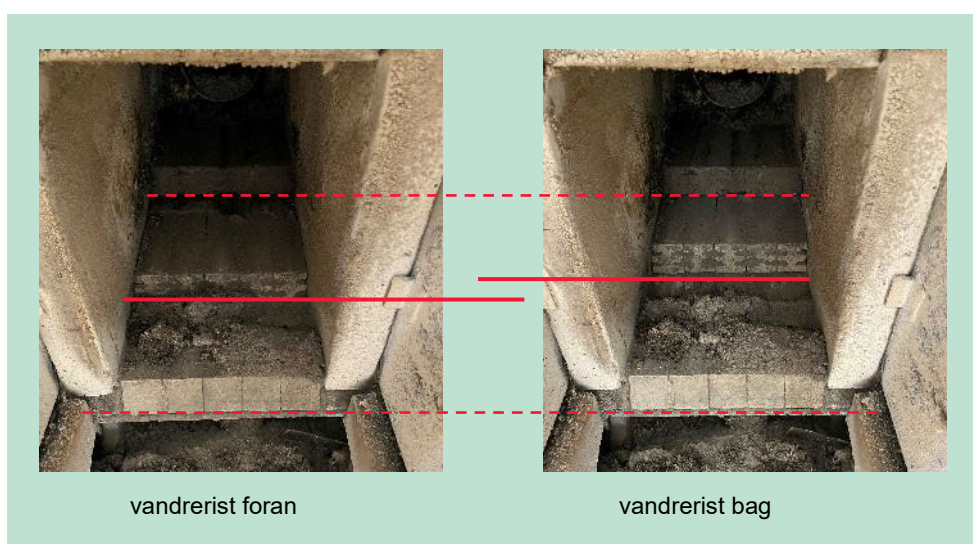
### 5.1.3 Indflydelse af prøvetagning og kedeldrift

Den store spredning af resultaterne for forsøgene med samme parametre gav anledning til at undersøge muligheden for statistiske og systematiske fejl. FIGUR 16 gengiver forsøg med halmpiller fra FIGUR 15 i en anden visning. Forskel mellem median- og gennemsnitsværdi (markeret med hhv. kryds og linje) for de enkelte serier tyder på, at resultaterne ikke er normal-fordelte. Hvis spredningen skyldes tilfældige/stokastiske effekter, vil det betyde, at antal af målinger er lavt i forhold til den forventede spredning.



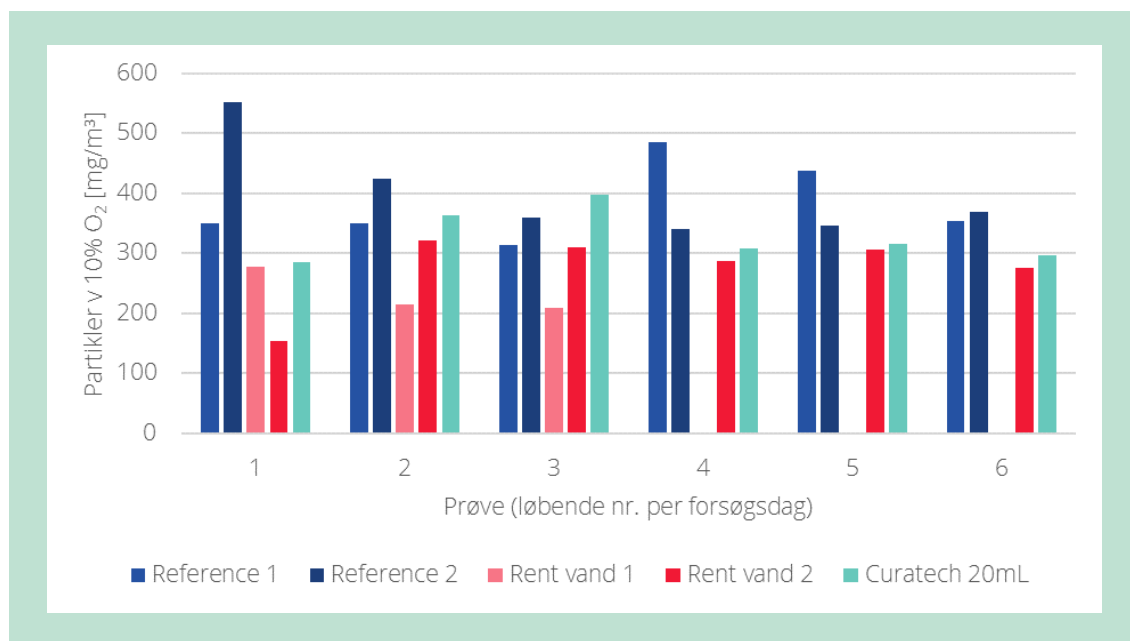
**FIGUR 16.** Statistisk undersøgelse, jf. FIGUR 15. "Box-and-whisker" plot viser minimum, maksimum, median (X), gennemsnit (linje) samt intervallet mellem 25% og 75% percentil (boks).

Derudover blev det undersøgt, om den målte partikelkoncentration er afhængig af prøvetagningstidspunkt. Især tidsforhold mellem prøvetagning (30 min per prøve, dertil få minutter til at skifte filtret) og den periodiske bevægelse af vandreristen (ca. 37 min, se FIGUR 17) kan være en fejlkilde: aske ophober sig på risten, og kan pludselig ophvirvles, når risten vender retning. Desuden kan aske også ophobe sig i løbet af forsøgsdagen, og løbende blive ophvirvlet (så at den målte partikelkoncentration er højere for senere prøver).



**FIGUR 17.** Vandrerist. Den midterste del kører frem og tilbage med en periode på ca. 37 minutter.

FIGUR 18 viser, at prøvetagningstidspunktet ikke har en systematisk indflydelse på den målte partikelkoncentration. De første måleserier, "Reference 1" og "Rent vand 1" blev gennemført uden at tage højde for ristens position. I alle andre serier blev prøvetagning synkroniseret med ristens bevægelse. Kvalitativt ses der ingen forskel i variation mellem prøverne 1–6 blandt serierne, dvs. den målte koncentration varierer lige meget, uanset om prøvetagning var synkroniseret med risten eller ej. Desuden er der heller ikke en klar tendens mellem prøvetagnings tidspunkt på dagen (løbende prøvenummer) og den målte partikelkoncentration indenfor hver serie. Forskelle i målte koncentrationer indenfor en serie er dermed ikke begrundet i hverken kedlens drift eller prøvetagningsmetoden.



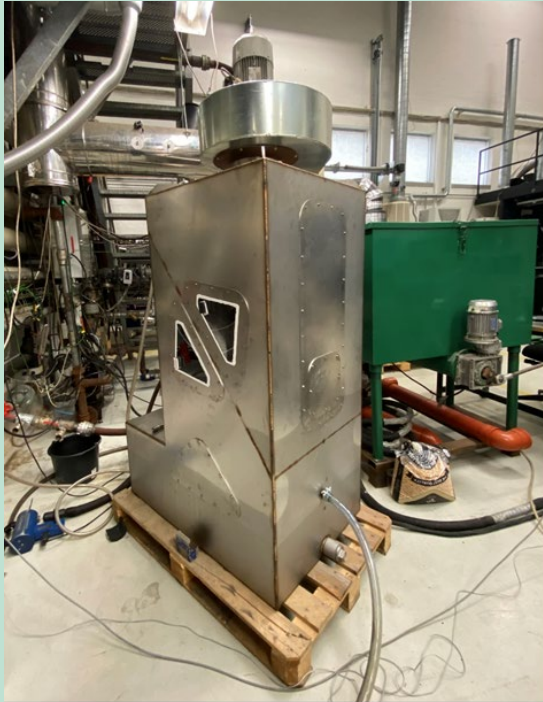
**FIGUR 18.** Indflydelse af prøvetagningstidspunkt. Serierne "Reference 1" og "Rent vand 1" blev gennemført uden at tage højde for ristpositionen. I de øvrige forsøgs-serier var prøvetagning synkroniseret med risten.

## 5.2 Vådfilter

### 5.2.1 Forsøgsopstilling

Vådiltret befinder sig stadig i et tidligt stadie. Der blev lavet et enkelt forsøg med en nedskaleret prototype (FIGUR 19). Filterapparatet består af to kamre, som er adskilt med filtermembranen. Opdeling i de to kamre ses ved den diagonale svejsesøm i FIGUR 19. En del af filtermembranen er synlig gennem det øverste kontrolvindue (FIGUR 19a).





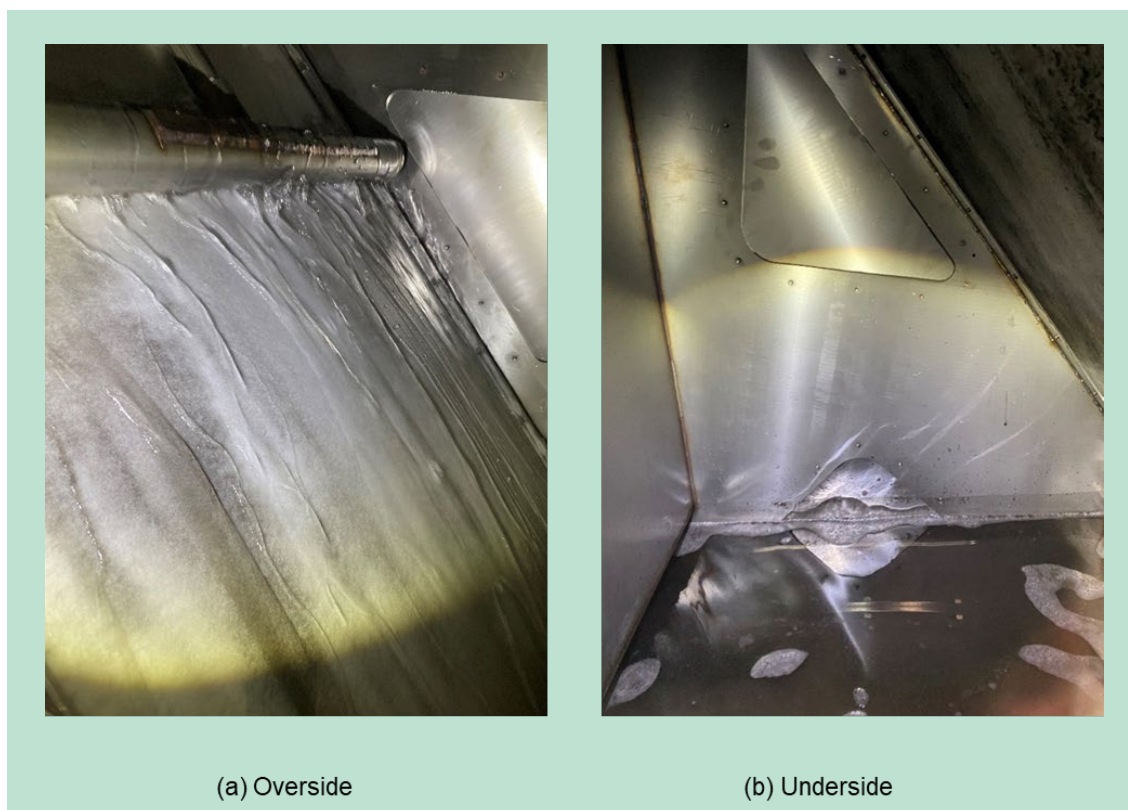
(a)



(b)

**FIGUR 19.** Vådfilterprototype.

Gassen strømmer ind fra toppen i den laveste del af det nedre, L-formede kammer (FIGUR 19b). Der er monteret en vandquencher i røggasrøret. Vandforsyningen til quenchen ses ca. 0,25 m over samlingen mellem filterkammer og røggasrør. Røggassen vender i det nedre kammer og strømmer opad gennem filtermembranen. Filtermembranen bliver skyllet med vand fra oversiden (FIGUR 20a) ved hjælp af et manuelt betjent dyse-system. Vandet siver løbende gennem membranens underside og skyller eller opløser de opfangende partikler på membranens underside (FIGUR 20b). Filtermembranen holdes konstant våd. Dermed er det overvejende vandfilmen, der skal fange partiklerne, og ikke tekstilmembranen. Membranens opgave er at holde vandfilmen på plads. Vandet drypper ned og fanges op i nederst i filterkammeret. Når anlægget er i drift, står vandspejlet i filterkammeret op til overløbet (til højre i FIGUR 19a, forbundet med en slange). Filtermembranen brugt i dette forsøg er forholdsvis tæt vævet, og kan komme til at samle vand. Indirekte kan vandstanden aflæses i FIGUR 19a). De mørke/matte områder på filterkassen skyldes dug (udvendigt) på grund af koldt vand (indvendigt), og giver dermed en indikation af, hvor højt vandet står eller har stået under forsøget. Det øvre kammer af filterapparatet er tomt, bortset fra dyserne til at skylle membranens underside. Røgsugerens indløb sidder på toppen af anlægget (jf. FIGUR 19).



**FIGUR 20.** Filtermembranen. **(a)** Skyl af filtermembranen med tværgående dyse-system fra oversiden (øverst til venstre). Misfarvninger skyldes partikellag på membranens modsatte side. **(b)** Nedre filterkammer med filtermembranens underside, belagt med opfangede partikler (øverst til højre). Vandet samles nederst i kammeret.

### 5.2.2 Resultater fra prøvedrift

Prototypen blev testet under de samme forsøgsvilkår som de øvrige skalerede prototyper (skrubberprototype i AP 3, NO<sub>x</sub>-fjernelse i dette arbejdsopgave – se ovenfor). Partikkelkoncentrationen blev målt til 133 mg/m<sup>3</sup>, omregnet til referencetilstand med 10 % O<sub>2</sub> i røggas. Uden partikelfjernelse ligger koncentrationen mellem 310 mg/m<sup>3</sup> og 550 mg/m<sup>3</sup> (gennemsnit af 12 prøver: 390 mg/m<sup>3</sup>) under de samme forsøgsbetingelser. Filtereffektiviteten ligger, baseret på disse tal, mellem 25 % og 55 %. Målingerne med vådfiltret kunne ikke gentages ofte nok for at estimere filtrets effektivitet mere nøjagtigt. Filtret viser sig dermed egnet til at fjerne partiklerne fra røggassen, dog ligger den målte koncentration stadig højere end grænseværdien (<60 mg/m<sup>3</sup>) og projektets målsætning (<40 mg/m<sup>3</sup>). Det blev ikke undersøgt, om partikelfangst er selektiv mod bestemte partikelstørrelser eller sammensætninger (fx vandopløselige partikler).

Filterapparatet viste et relativt højt tryktab i drift. Træk målt ved røgsugerens var ca. 75 Pa med filtret og ca. 15 Pa, når filtret blev koblet fra (via en røggas-bypass). Partiklerne havde desuden en tendens til at danne belægninger på filtret (jf. FIGUR 20). Belægninger var ret stabile og kunne ikke skylles væk. På grund af filtermembranens tætte væv er skylning fra bagsiden (FIGUR 20) ikke egnet til mekanisk fjernelse af partiklerne. Partiklerne kan dermed kun fjernes, hvis de er let vandopløselige. Der blev ikke forsøgt at fjerne partiklerne med vandtryk fra filtrets forside, idet dette vil have krævet større ombygninger. Generelt kunne det dog give bedre resultater, hvis partikelbelægninger og skyllevandsdyser sidder på den samme side af filtermembranen.

### 5.2.3 Vurdering af indledende forsøg og anbefalinger

Ved manuelt fyrede halmkedler ligger partikkelkoncentrationen typisk mellem 200–2000 mg/m<sup>3</sup>. Filtereffektiviteten skal derfor forbedres væsentlig for at nå gældende emissionsgrænseværdier. For et kommercielt filter ønskes en høj filtereffektivitet, der kan reducere emissioner til under

grænseværdier, samt med at udgifter til energi (hovedsagelig for at overkomme tryktab) og hjælpedier (skyllevand) begrænses. En højere trykdifferens over filtermembranen betyder samtidigt en højere mekanisk belastning af membranen. Dette medfører øget risiko for at filtermembranen revner eller brister. Generelt stiger tryktabet desuden med partikelbelægningen. Dermed stiger energiforbruget til røgsugeren jo længere filtret er i drift, såfremt det ikke renses løbende. Optimeringspotentiale for en mulig anden prototype ligger i tilpasning af forskellige konstruktive parametre:

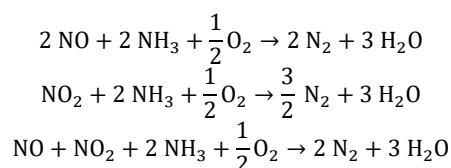
1. Filtermembranens tykkelse, tæthed (maskevidde), og vævstruktur
2. Filtermembranens specifikke areal (dvs. gashastighed gennem filtret og partikel-flow per areal)
3. Placering af skylledyser (forside eller bagside)
4. Filtermembranens hældning

Der kan også optimeres på røggassens tilstrømning og afstrømning til og fra filtermembranen, men det forventes at have en mindre effekt både på filtrets effektivitet og på anlæggets tryktab. Et filtermateriale, der forhindrer flere partikler at trænge igennem, forventes alt andet lige at have et højere tryktab.

## 5.3 NOx-fjernelse

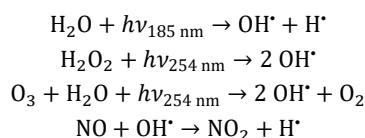
### 5.3.1 Teknisk grundlag for NOx-fjernelse

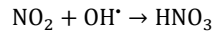
De mest kendte og teknisk udbredte metoder til at nedbringe NOx-emissioner er baseret på en kemisk reduktion af NO og NO<sub>2</sub> til N<sub>2</sub> (molekylært kvælstof). Eksemplerne er SCR (*selective catalytic reduction*) og SNCR (*selective non-catalytic reduction*). I begge tilfælde bruges ammoniak (NH<sub>3</sub>) til at reducere NO. NH<sub>3</sub> kan tilføjes enten direkte som gas, eller i kemisk bundet form, fx urea. Et forsimpelt reaktionsskema for SCR og SNCR er:



Udfordringen med processen ligger i, at reaktionerne kun foregår indenfor et specifikt temperaturvindue. Ved for lave temperaturer er reaktionerne kinetisk hæmmede, ved for høje temperaturer oxiderer NH<sub>3</sub> selv til NO og H<sub>2</sub>O – dermed stiger koncentrationen af NOx i røggassen. Ved hjælp af egnede katalysatorer (SCR) kan det optimale temperaturvindue skiftes til lavere temperaturer, som er typisk for røggas fra fx kraftværk eller udstødningsgas fra forbrændingsmotorer. SCR-katalysatorer (mest metaloxider) er typisk aktive ved 300–400 °C [10], hvilket er betydeligt højere end temperaturer i røggas fra halmfyr. Dertil kommer katalysatorernes følsomhed over for andre forureninger (der medfører "forgiftning"/deaktivering af katalysatoren). Integration af SCR i halmfyr vil derfor kræve nye anlægskoncepter (fx høj-temperatur røg-rensning og varmeveksler efter SCR-enheden), hvilket vil gøre disse anlæg komplekse og økonomisk uattraktive.

Et alternativ til en kemisk reduktion af NOx er en kemisk oxidation af NO til NO<sub>2</sub>, som danner HNO<sub>3</sub> (salpetersyre) og HNO<sub>2</sub> i vandig opløsning. O<sub>3</sub> (ozon) og H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (hydrogenperoxid) er egnede oxidationsmidler, der danner de nødvendige radikaler O<sup>•</sup> og OH<sup>•</sup> [11]. Forenklede reaktionsmekanismer er beskrevet i fx [11, 12, 13, 14]. Direkte reaktioner mellem H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-opløsninger og NOx foregår typisk kun ved temperaturer over 500 °C [11, 15], ifølge andre kilder først over 700 °C [12]. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (og H<sub>2</sub>O) kan dog dissocieres med hjælp af UV-lys ved meget lavere temperaturer. En mulig mekanisme for den UV-aktiverede de-NOx-proces med H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> er [12]:





I ovenstående er  $h\nu_{185\text{ nm}}$  og  $h\nu_{254\text{ nm}}$  UV-lys af bølglængde 185 nm og 254 nm. Alternative formulering findes i [13, 14].  $\text{H}_2\text{O}_2$  er en radikale-fanger og ikke blot selektiv i forhold til  $\text{NO}_x$ ; tilsætning af for meget  $\text{H}_2\text{O}_2$  medfører sidereaktioner, der begrænser, hvor effektiv oxidation af  $\text{NO}$  er [14]. Ifølge ovenstående mekanisme burde det støkiometriske forhold mellem  $\text{H}_2\text{O}_2$  og  $\text{NO}$  ligge mellem 0,5 (oxidation til  $\text{NO}_2$ ) og 1 (oxidation til  $\text{HNO}_3$ ). I den videnskabelige litteratur rapporteres typisk højere molære  $\text{H}_2\text{O}_2$ : $\text{NO}$ -forhold (TABEL 7). Zhao et al. [15] finder en øget effektivitet af  $\text{NO}$ -konversionen op til  $\text{H}_2\text{O}_2$ : $\text{NO} = 10$ , et højere molære forhold havde dog ingen målbar effekt. Hao et al. [14] fastslår, at den globale  $\text{NO}$ -konversionsrate bliver uafhængig af  $\text{H}_2\text{O}_2$ -koncentrationen, når der er stort overskud af  $\text{H}_2\text{O}_2$ .

Der bemærkes, at sammenlignelighed blandt litteraturforsøgene er begrænset. Dette skyldes forskel i forsøgsopstillinger, såsom den måde,  $\text{H}_2\text{O}_2$  er tilføjet til reaktoren, om der bruges UV-lys eller høje temperatur til dissociation af  $\text{H}_2\text{O}_2$ , reaktorens geometriske anordning, mm.

I forhold til HALM-projektet skal der også tages forbehold for, at  $\text{NO}$ -fjernelse via oxidation blev afprøvet med kunstig røggas (dvs. blandinger af flaskegas) i ovenstående litteraturkilder.

**TABEL 7.** Litteraturværdier for afprøvede molære  $\text{H}_2\text{O}_2$ : $\text{NO}$  forhold.

Kilde	$\text{H}_2\text{O}_2$ : $\text{NO}$ [mol/mol]	$T_{\text{reaktor}}$ [°C]	Kommentar
Choi et al. [12]	11	25	
Hao et al. [14]	2,4 – 14	110	forskellige $\text{H}_2\text{O}_2$ -koncentrationer
Liu et al. [13]	0,9 – 24,1	135	forskellige $\text{H}_2\text{O}_2$ -koncentrationer og flows
Kasper et al. [11]	2,6	500	uden UV-lys (kun termisk dissociation)
Zhao et al. [15]	1 – 50	500	uden UV-lys (kun termisk dissociation)

### 5.3.2 Materiel og metoder for $\text{NO}_x$ -forsøg

Til forsøgene med UV-aktiveret  $\text{H}_2\text{O}_2$  blev en modificeret version af vådskrubberen fra HALM AP 3 brugt som forsøgsreaktor (FIGUR 21a) Hertil blev fyldlegemerne fjernet, mens vandquenchen forblev i drift (FIGUR 21b). Et UV-lysstofrør (Air-Aqua.com, nominel 40 W, 11 W UV ved 254 nm) blev brugt som UV-kilde. Lysstofrøret blev monteret i toppen af reaktoren.  $\text{H}_2\text{O}_2$ -opløsningen blev indsprøjet gennem en dyse af type KYNAR Fulljet B1/8HH-1. Dysen arbejder med et tryk på 2 bar ved en volumenstrøm på 0,62 L/min.

Forsøgene blev gennemført med en ristfyret biomassekedel med nominel 30 kW termisk effekt. Kedlen blev fyret med halmpiller. 30 Vol-%  $\text{H}_2\text{O}_2$  i vandig opløsning i laboratoriekvalitet blev brugt til forsøgene. Opløsningen blev yderligere fortyndet til hhv. 2 %, 4 %, 8 %, 15 % til enkelte forsøg. Et forsøg lavedes med den ufortyndede opløsning. En ny batch blev lavet til hvert forsøg. Opløsningen blev hældt i en trykbeholder. Beholderens tryk blev holdt konstant med hjælp af trykluft fra det lokale laboratorienet. Beholderens volumen tillod forsøg af ca. 13 minutters varighed. Derefter var al  $\text{H}_2\text{O}_2$ / $\text{H}_2\text{O}$ -opløsning brugt, og der skulle laves en ny batch. Væsentlige forsøgsparametre er sammenfattet i TABEL 8.  $\text{H}_2\text{O}_2$  er en stærk oxidationsmiddel. En del af forsøgene blev derfor gennemført med understøkiometriske mængder af  $\text{H}_2\text{O}_2$  i forhold til den forventede  $\text{NO}_x$ -koncentration. Dette var for at undgå, at der er for hurtig varmefrigivelse på grund af reaktioner mellem  $\text{H}_2\text{O}_2$  og organiske forbindelser (gasformig eller partikler) i røggassen.



(a) Reaktor



(b) Kedel

**FIGUR 21.** Forsøgsopstilling til NO<sub>x</sub>-forsøg. **(a)** Forsøgsreaktor med H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> dosering (blå-gul beholder). **(b)** Kedel med forsøgsreaktor og quench i baggrund. Quenchen er i overgang fra metallisk rør til plastrør, lige foran reaktoren.

**TABEL 8.** Forsøgsparametre.

Parameter	
Indfyret effekt	22,8 kW
Brændværdi	17,55 MJ/kg
Luftoverskudstal	1,9 —
Røggasmængde (beregnet)	53,3 kg/h
—	61,9 m <sup>3</sup> /h
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> koncentration (i vandig opløsning)	0 – 30 %
Volumen pr. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /H <sub>2</sub> O-batch	5 L

### 5.3.3 Resultater

Tilsætning af H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> under UV-belysning havde ingen målbar indvirkning på emissionerne under de gennemførte forsøg, TABEL 9. NO er målt til konstant 250 ppm (305 mg/m<sup>3</sup> ved normtilstand og 10 % O<sub>2</sub>). Der er mulige reaktioner mellem CO (kulilte) og radikaler O<sup>•</sup>, OH<sup>•</sup>, og HO<sub>2</sub><sup>•</sup> (jf. [16]), der kan have fundet sted. Selvom CO variererede meget i forsøgene, er der dog ingen entydig sammenhæng mellem H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O-forhold og CO-koncentrationen i røggas. Temperaturen ved reaktorudgangen T<sub>reaktor, ud</sub> stiger gradvist i løbet af forsøgene, hvilket kan forklares med at røggastemperaturen fra kedlen stiger (forsøg blev gennemført med stigende H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-mængder fra 2 % til 30 %; forsøget uden H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-tilsætning var det sidste forsøg på dagen). Der kunne ikke

måles varmefrisættelse ved (mulige) exoterme reaktioner under forsøgene. Dette kan skyldes, at omsætningen af  $H_2O_2$  kun skete i ringe omfang, eller at der var en høj fortynding fra røggas og quenkvand.

**TABEL 9.** Forsøgsresultater. I forhold  $H_2O_2/NO_{nom}$  er  $NO_{nom}$  den målte NO-koncentration uden tilsætning af  $H_2O_2$ . Alle værdier er gennemsnitsværdier af kontinuerlige målinger med 13 minutters varighed hver.

$c(H_2O_2)$ [Vol-%]	$H_2O_2/NO_{nom}$ [mol/mol]	NO [ppm]	CO [ppm]	målt				$T_{reaktor, ud}$ [°C]	(konv.)
				OGC [ppm]	$CO_2$ [%]	$T_{røggas}$ [°C]	NO [mg/m <sup>3</sup> ]		
0	0,00	247,3	104,5	0,6	10,3	141,7	35,0	311	
2	0,10	245,8	47,2	0,7	10,4	136,4	34,4	305	
4	0,29	248,2	66,9	0,7	10,4	136,5	34,5	307	
8	0,92	253,6	140,5	0,6	10,6	138,5	34,7	309	
15	2,87	247,1	41,4	0,6	10,5	140,1	35,5	304	
30	10,61	244,0	60,3	0,6	10,4	141,0	36,2	304	

Der kan være forskellige årsager til, at der var ingen målbar forskel i NO-koncentrationerne:

- For kort opholdstid i reaktoren
- Ufuldstændig eller ingen dissociation af  $H_2O_2$  under UV-lys
- Utilstrækkelig opblanding af røggas og  $H_2O_2$ -dråber
- For store dråber og/eller for langsomt fordampning af  $H_2O_2$ .
- Reaktion af  $H_2O_2$  og radikaler med andre gasspecier i røggassen, frem for NO.
- Reaktion af  $H_2O_2$  og radikaler med støvpartikler (og andre faste overflader), der afbryder reaktionskæden.

Ovenstående kan inddeles i tre kategorier:

1. Reaktionen/reaktionsmekanismen er kinetisk hæmmet (tid, temperatur; UV-intensitet)
2. Transport og distribuering af  $H_2O_2$  og/eller dets dissociationsprodukter er begrænsede
3. Konkurrerende reaktioner/reaktionsmekanismer er favoriserede

Det er begrænset, hvor meget disse potentielle fejlkilder kan undersøges og overvindes i nærværende projekt. Retrospektivt har springet i teknologiniveau mellem forsøgene beskrevet i litteraturen og opstillingen brugt her formentlig været for stort. I forhold til litteraturforsøgene [3, 5] er opstilling større i skala, hvilket påvirker fordeling og opblanding af røggas og  $H_2O_2$ , og muligvis også, hvor intensiv og hvor længe  $H_2O_2$  kommer i kontakt med UV-lys.

Tabel 4 indeholder en sammenligning mellem nærværende projekt og litteraturforsøgene, såfremt de relevante parametre er tilgængelige eller kan beregnes. Hvis der antages, at den globale reaktionskinetik kan beskrives med en Arrhenius-ligning, er der en eksponentiel sammenhæng mellem temperatur og reaktionshastighed. Fra dette synspunkt er forsøgene i dette projekt forholdsvis 'kolde' og 'korte'. At forlænge reaktionstiden vil kræve en (betydelig) større reaktor; at øge temperaturen vil kræve en reaktor lavet af et mere varmefast materiale. Ud fra litteraturkilderne er det uklart, om UV-intensiteten skalerer med reaktortvolumen  $V_{reaktor}$ , røggasvolumenstrøm  $\dot{V}_{røggas}$  eller med  $H_2O_2$ -volumenstrøm  $\dot{V}_{H_2O_2}$ . I alle tilfælde er det dog en forholdsvis lav UV-intensitet der blev brugt her. Var det dissociation af  $H_2O_2$  og frisættelse af radikaler, der var afgørende for reaktionshastigheden, kunne det også være en forklaring, hvorfor der ikke kunne vises en målbar effekt på NOx-fjernelse.

Desuden kunne det være interessant at afprøve processen med reel røggas under mere kontrollerede forhold, dvs. med en laboratorieopstilling/-reaktor med få liters volumen. Dette vil muliggøre at tilpasse reaktortemperatur, reaktions- og opholdstid samt UV-lysstyrke til forhold, som kendetegner biomasseforbrænding (frem for undersøgelser med ren, kunstig røggas som beskrevet i litteraturen). Pilotanlægget er ikke fleksibelt nok til at variere og undersøge disse

parametre systematisk. Dertil kunne der analyseres, hvorvidt konkurrerende reaktioner fanger H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> og dets dissociationsprodukter, og dermed påvirker NO<sub>x</sub>-fjernelse. Dette vil dog være et mere grundforsknings-orienterede projekt, og vil kræve flere ressourcer end der er til rådighed her.

**TABEL 10.** Sammenligning af forsøgsparametre. Parametre for litteraturforsøgene er beregnet ud fra beskrivelserne i [12, 13, 14]. Parametre for dette projekt gælder forsøget med 30 % H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Jf. TABEL 7 og TABEL 8.

Forsøg	Blanding	Kinetik		UV-intensitet			
		H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> :NO [mol/mol]	T <sub>reaktor</sub> [°C]	t <sub>reaktion</sub> [s]	P <sub>UV</sub> /V <sub>reaktor</sub> [kW/m <sup>3</sup> ]	P <sub>UV</sub> /V <sub>røggas</sub> [kJ/m <sup>3</sup> ]	P <sub>UV</sub> /V <sub>H<sub>2</sub>O<sub>2</sub></sub> [kJ/m <sup>3</sup> ]
Choi et al.	[12]	11	25	31	7,4	230	5,5 · 10 <sup>7</sup>
Hao et al.	[14]	2,4 – 14	110	2,8	40,0	141	3,3 · 10 <sup>7</sup>
Liu et al.	[13]	0,9 – 24,1	135	2,4	2,3	7,5	—
Dette projekt		0,1–11	35	4,3	0,2	1,1	2,1 · 10 <sup>5</sup>

# Resultater fra fuldskala- og feltforsøg

## 5.4 Modificeret brændkammer

### 5.4.1 Tekniske grundlag lufttilførsel

Selvom forbrændingen forsynes med den støkiometriske luftmængde eller et begrænset luftoverskud, kan lokalt luftunderskud opstå enkelte steder i bålet. Dette skyldes en utilstrækkelig opblanding af brændbare gasser, der frisættes under forbrændingen, med ilt i brændkammeret. For kort opholdstid eller en for hurtigt nedkøling af brændbare gasser (fx gennem kontakt med koldere væg) kan ligeledes være årsag til ufuldstændig forbrænding.

FIGUR 2 viser skematisk forbrændingsprocessen i en enkelt halmballe. Flammerne spreder sig fra et eller flere antændings-punkter. Forud for flammefronten opstår en forvarmingszone, hvor brændslet opvarmes, og brændbare gasser frisættes. Lufttilførslen skal være indstillet således, at den forsyner både flammefronten i halmballen med ilt og blander luft med brændbare gasser over halmballen.

I praksis har halmkedler normalt to sæt luftdyser: et sæt primærluftdyser og et sæt sekundærluftdyser. Princippet er meget gængs for alle typer forbrændingsanlæg for fast brændsel, og findes fx både i centrale kraftvarmeværker og brændeovne.

### 5.4.2 Prototype

Forsøgskedlen blev designet og opbygget af KF Halmfyr. FIGUR 22 og FIGUR 23 viser brændkammeret under opbygning. KFs normale kedeldesign har to primærluftdyser og en sekundærluftdyse i hver siddevæg. I forsøgsanlægget er der yderligere to sekundærluftdyser i kedlens bagvæg (jf. FIGUR 23). De to sæt af sekundærldyser kan styres uafhængige af hinanden med hjælp af separate blæsere (FIGUR 24).



FIGUR 22. Forsøgsbrændkammer under opbygning: forside.





**FIGUR 23.** Forsøgsbrændkammer under opbygning: bagside.



**FIGUR 24.** Blæsesystem for uafhængig luftstyring (bagside af kedlen).

FIGUR 25 og FIGUR 26 viser den færdige kedel i hhv. standardkonfiguration og forsøgskonfiguration med modificerede sekundærdyser. De øvrige studser i kedlens bagvæg blev ikke brugt under forsøgene og blev derfor lukket. Kedlen har været i drift flere gange i standardkonfiguration inden forsøgene. Den mørke farve i brændkammeret stammer fra forbrændingen og viser, hvor højt halmballer typisk fylder kammeret. I både FIGUR 25 og FIGUR 26 ses tydelige askerester fra den forrige forbrænding (i FIGUR 25 er disse delvist ryddet). Hvide og lysegrå

andele er mineralsk, hvorimod mørke og sorte andele typisk indeholder ufuldstændig forbrændt kulstof (restkoks). Vurderingen for disse forsøg er kun kvalitativ, idet der ikke blev foretaget analyser af bundasken.



**FIGUR 25.** Standardkonfiguration. Sekundærluftdyser i bagvæggen er dækket.



**FIGUR 26.** Forsøgsconfiguration: Sekundærluftdyser i bagvæggen er åbnet.

### 5.4.3 Resultater

Målingerne blev gennemført af Teknologisk Institut med mobilt måleudstyr. Udvalg af halmballerne, antænding, og styring af luftsystemer var i KF Halmfyrs ansvar. TABEL 11 viser resultater fra forsøgskedlen, både med dysernes standardkonfiguration og den modificerede placering af sekundærdyserne. Forsøgene blev gennemført på to dage. I hvert forsøg blev kedlen fyret med to halmballer à 560 kg hver, hvilket gav en varmeydelse på 900–925 kW. CO-, OGC-, NO<sub>x</sub>-(angivet som NO<sub>2</sub>) og partikelemissionerne var hhv. 5%, 8,2%, 8,5% og 7,7% lavere med de modificerede sekundærdyser. OGC-målinger for de modificerede sekundærdyser skal ses med forbehold for, at der mangler data for 80 ud af 248 minutters målinger i starten af forsøget på grund af instrumentsvigt.

**TABEL 11.** Resultater fra forsøgskedlen. NOx angives som NO<sub>2</sub>.

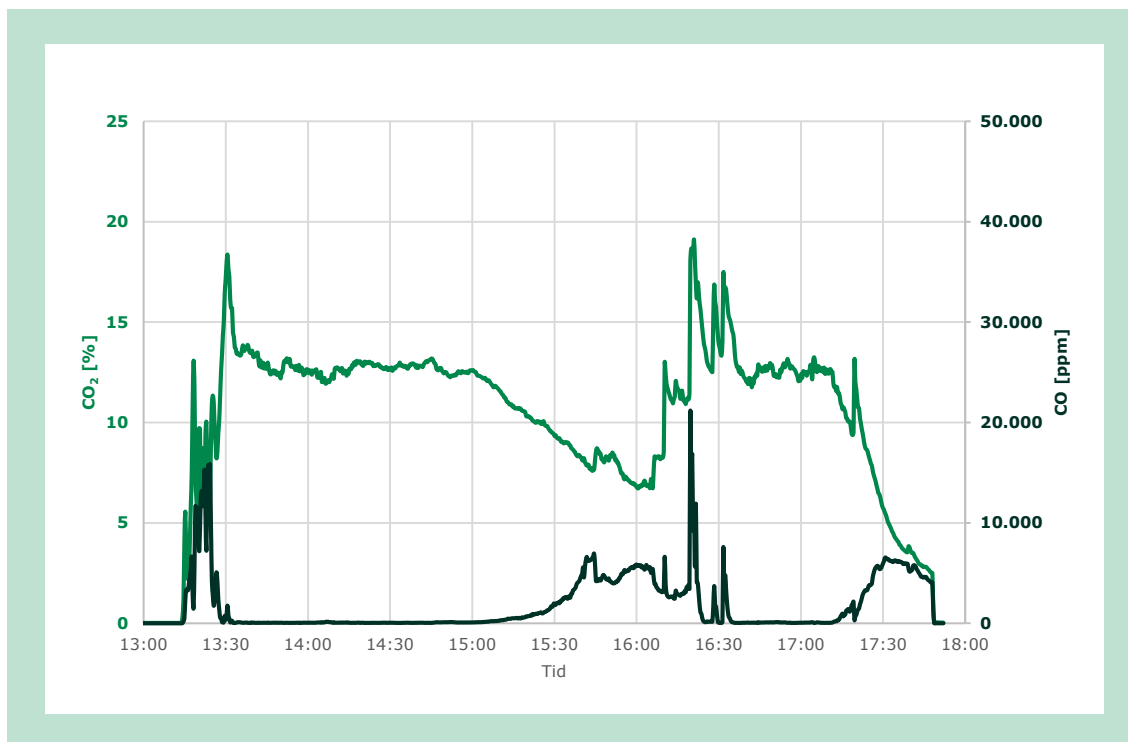
Parameter	Enhed	Standard sekundærdyser	Modificerede sekundærdyser	Mål (projekt)
CO ved 10% O <sub>2</sub>	[mg/m <sup>3</sup> ]	1400	1330	<700 *)
OGC ved 10% O <sub>2</sub>	[mg C/m <sup>3</sup> ]	170	156	<30 *)
NO <sub>2</sub> ved 10% O <sub>2</sub>	[mg/m <sup>3</sup> ]	249	228	<150 **)
Partikler ved 10% O <sub>2</sub>	[mg/m <sup>3</sup> ]	155	143	<40 ***)
Varmeydelse	[kW]	903	923	
Virkningsgrad	[%]	84,9	84,8	

\*) Lige med lovmæssige grænseværdier (BEK 199 af 04/02/2022)

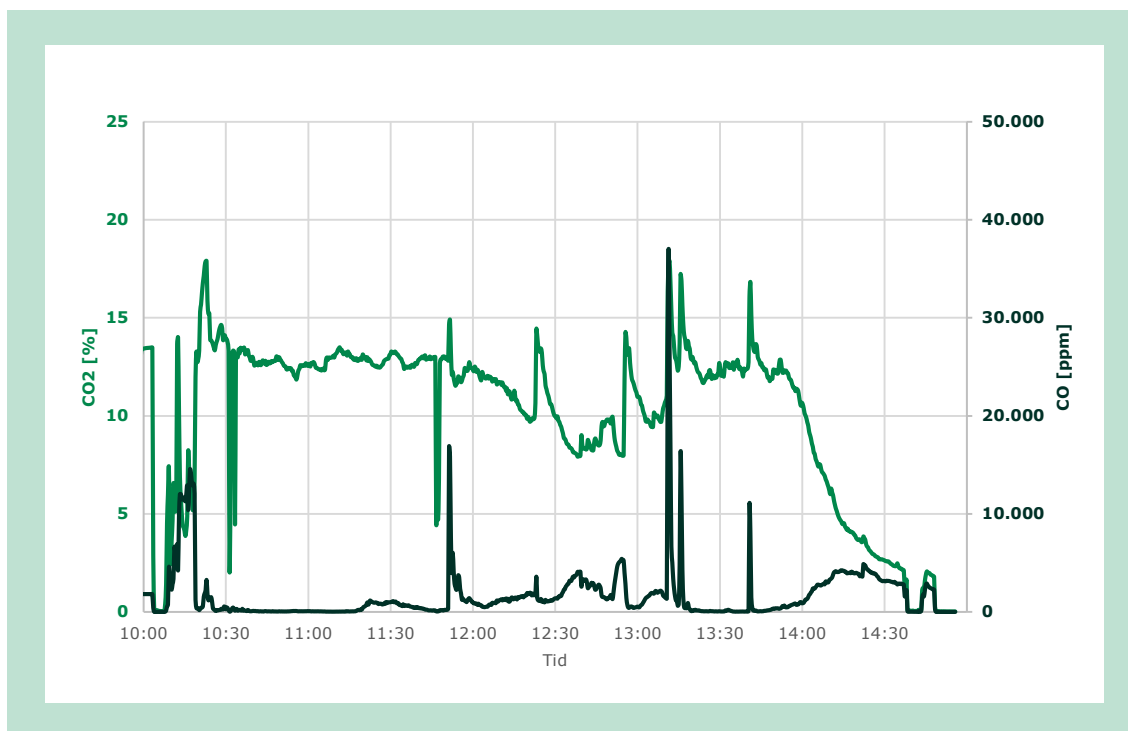
\*\*) Pt. ingen lovmæssige krav. NO<sub>2</sub>-reduktion kan formentlig kun opnås med røggasbehandling.

\*\*\*) Lovkrav: 60 mg/m<sup>3</sup>. Partikler kan efter forventning ikke reduceres ved modifikationer til kedlen, men kræver efterbehandling af røggas.

Der er ingen relevant forskel mellem de to konfigurationer over forbrændingsprocessen. Med standardkonfigurationen virker forbrændingen lidt mere jævn (FIGUR 27) end med de modificerede sekundærluftdyser (FIGUR 28). Bemærk, at CO er vist som målt i ppm. Generelt kan halmforbrændingen fremstå ret ujævnt. Antænding sker punktuelt (FIGUR 29), hvorefter flammerne spreder sig gennem halmballerne. Halmballer er presset kompakt sammen i starten, men mister deres stabilitet i takt med at flammer og varme gasser spreder sig gennem brændslet. Lokalt kan gløder slukkes, når de bliver tildækket med aske eller på anden vis mister adgang til ilt. Dette kan medføre de karakteristiske spidser i CO-emissioner som er tydelige i FIGUR 27 og FIGUR 28. Høje CO-emissioner måles også i opstartsfasen (FIGUR 27, 13:15–13:30; FIGUR 28, 10:05–10:20) og når forbrændingen afsluttes. OGC-emissioner følger kvalitativt CO-emissionerne, men på lavere niveau og med færre udsving. Forskel mellem begge fænomener er, at emissioner under opstart og mod afslutning af forbrændingsprocessen er forudsigelige, hvorimod emissioner på grund af lokal slukning af gløder er kaotiske. Dermed er de førstnævnte også nemmere at modvirke.



FIGUR 27. Forbrændingsforløb for kedlen i standardkonfiguration.



FIGUR 28. Forbrændingsforløb for kedlen i forsøgskonfiguration.



**FIGUR 29.** Kedlen tændes.

#### 5.4.4 Vurdering og anbefalinger

Høje CO-emissioner i opstartsfasen er typisk for batchfyring med fast brændsel, og kendes fx også fra brændeovne. Årsag er mest en for kold forbrænding: Oxidation af organiske brændsler som halm foregår via en lang række af kemiske reaktioner, hvoraf oxidation af CO til CO<sub>2</sub> er det sidste trin. Dette sidste trin har en høj varmekoefficient, men også en høj aktiveringsenergi. Reaktionen er dermed kinetisk hæmmet, når temperaturen er for lav. Samtidig er der en varmeoverførsel fra forbrændingszonen til den koldere forvarmningszone. Pyrolysereaktioner og en delvis oxidation i forvarmningszonen (jf. FIGUR 2) kan her foregå under lavere temperaturer end forbrændingen. Det er derfor vigtigt at opretholde en temperaturprofil i brændslet, der medfører en kort forvarmningszone. I luftstyringen er det mest det strømningsmekaniske aspekt, der er relevant i den forbindelse (der er tilstrækkelig ilt tilovers, hvilket fx kan aflæses af de lave CO<sub>2</sub>-koncentrationer i starten, jf. FIGUR 27 og FIGUR 28). Luftstrømning gennem og over halmballen skal dermed sørge for, at flammefronten følger hurtigt på forvarmningszonen (bedre varmeoverførsel gennem brændslet), fx ved at 'skubbe' varm røggas gennem halmen, og/eller sørge for, at pyrolyseprodukterne CO og OGC fra forvarmningszonen strømmer tilbage gennem forbrændingszonen og blændes med ilt under høje temperaturer (flowfelt af gasser i brændslet). Det optimale flowfelt (fordeler varme gasser gennem brændslet og recirkulerer pyrolyseprodukter gennem de varme zoner) vil formentlig have en ret kompleks form og vil givetvis kræve flere dyser med forskellig placering. Antændingsprocedurer og -positioner (relativ til dyserne) har ligeledes en indflydelse på spredning af flamme- og forvarmningsfronter. Der anbefales derfor at optimere begge dele samtidig.

I forbrændingens slutfase formodes det, at andre mekanismer er mere relevante. I denne fase er en stor del af brændslet forbrugt, aske kan danne lag der isolerer både for varme og for stofovergang (ilt ind, forbrændingsprodukter ud), og flammefronten er formentlig faldet i flere dele af forskellige størrelser. Generelt ville en bedre isolering i brændkammeret hjælpe med at holde varmen i bålet (jf. Afsnit 3.5) og dermed begunstige reaktionen af CO til CO<sub>2</sub> (se ovenfor). Flowfeltet i halmkedlen skal sikre en god opblanding af pyrolysegasser (CO, OGC) og ilt i brændkammeret. Hvirvler ("swirl") og lignende flowstrukturer er typisk bedre til at blande gasser end parallelle eller lige flows. Denne type flowfelt vil fx kunne opnås med en asymmetrisk

placering af luftdyserne. Den forbedring, der ses mellem standard- (FIGUR 27) og forsøgs-konfiguration (FIGUR 28), kan måske føres tilbage til en mere asymmetrisk placering af dyserne relativ til brændkammeret og bålet. I standardkonfigurationen rammer to luftstråler hinanden. I forsøgs-konfigurationen rammer luftstrålerne brændkammerets låge, vender, og strømmer tilbage over bålet til bagvæggen (hvor røggasserne strømmer ud til røgrørene). Dette giver en stor hvirvel i brændkammeret, der burde medføre en bedre blanding af brændbare gasser og ilt, samt med en mere jævn temperaturfordeling. Effekten ses fx ved at sammenligne midter- og slutfasen i begge forsøg (hhv. 15:00–16:30 samt 17:15–17:45 i FIGUR 27 og 12:00–13:30 samt 14:00–14:45 i FIGUR 28).

På baggrund af erfaringerne fra HALM AP 2 foreslås der at gennemføre en mere systematisk undersøgelse af forbrændingen i halmkedler for at afdække forbedringspotentialer for reducere CO- og OGC-emissioner. Relevante forsøg vil fx være at sætte termoelementer på forskellige positioner i en halmballe, og monitorere temperaturprofilen under forbrændingen. Resultaterne vil give et bedre billede af, hvordan forvarmnings- og forbrændingszonen spreder sig gennem halmballerne. Dette kan gentages under forskellige luftindstillinger, evt. også med et større antal af mulige sekundærdyse-placeringer. Dertil skulle variationer af antændingspositioner (relativ til primærluftdyserne) undersøges mere systematisk. Ulempen ved ovenstående program er, at det er forholdsvis ressourcekrævende. Der nås typisk kun én forbrænding per dag i en halmfyr. Forsøgsprogrammet vil dertil snarere have en grundforskningskarakter, frem for udvikling og demonstration. Derudover anses det uløste problem med partikelemissioner (som formentlig ikke kan afhjælpes med en modificeret brændkammerkonstruktion eller forbedret luftstyring) for den største forhindring for salg af nye halmkedler.

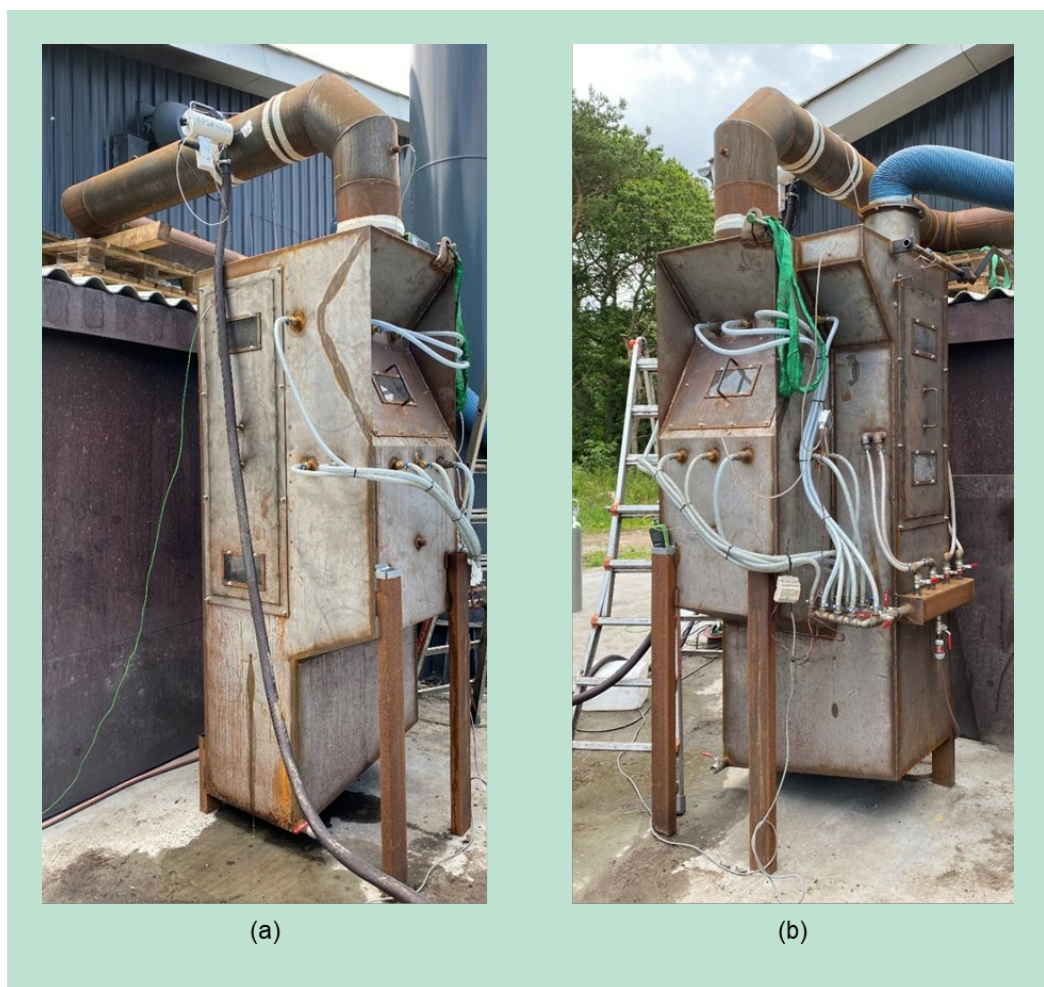
De gennemførte forsøg peger dog helt generelt på, at CO- og OGC-emissioner kan påvirkes og begrænses gennem en optimeret lufttilførsel, selvom det helst skulle underbygges af en mere systematisk undersøgelse og en bedre statistisk basis.

## 5.5 Vådfilter

En vådfilterprototype blev designet og opbygget til feltmålingerne (FIGUR 30). Prototypen er dimensioneret til halmfyr med en nominal effekt på mellem 200–400 kW. Dermed er prototypen lidt mindre end de typisk tilgængelige manuelt fyrede halmkedler mellem 0,5–2 MW. Størrelsen tillader dog at teste princippet under reelle driftsforhold, mens anlægget samtidigt er mobilt i testøjemed. Prototypen blev testet med en røggas-delstrøm fra en automatisk fyret halmkedel (930 kW nominal effekt). Der antages, at forbrændingsforhold i dette fuldskalaanlæg er sammenlignelige med dem i pilot-skala forsøgene (se Afsnit 4). Forsøgsopstilling med separat røgsuger og kanal til prøvetagning vises i FIGUR 31.

### 5.5.1 Opstilling

Filteranlægget er indvendigt opdelt i flere kamre (FIGUR 32). Røggas strømmer ind gennem stålrøret på toppen af filteranlægget (FIGUR 30), og derefter nedad gennem et quenchkammer. I quenchkammeret sidder flere vanddyser til nedkøling af røggassen. Selve filtret består af et kammer med flere parallelle filterkassetter (jf. FIGUR 32; filterkassetterne befinder sig bag lågen med de to kontrolvinduer i FIGUR 30a). Filterkassetterne er metalrammer betrukket med en tekstil filtermembran. Partiklerne bliver fanget på membranens yderside. Den rensede røggas strømmer indvendigt gennem filterkassetterne, og bliver samlet igen i et tredje kammer (jf. FIGUR 32). Røggassen forlader anlægget gennem den blå slange på toppen af dette kammer (FIGUR 30b).

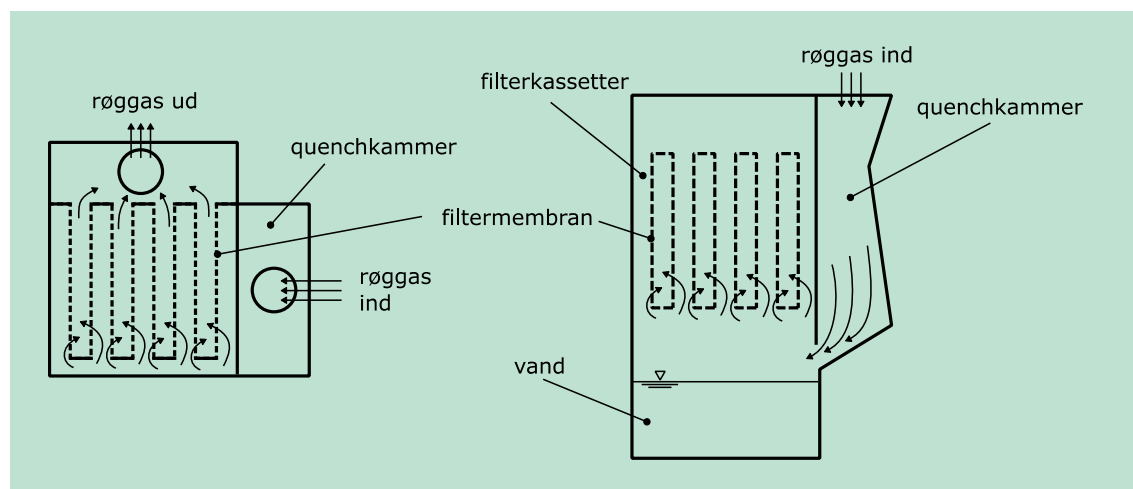


**FIGUR 30.** Vådfilterprototype.

Vandslangerne, der ses i FIGUR 30, er hhv. til quench og skylning af filterkassetterne. I prototypeforsøgene er vandforsyning manuelt indstillet. Hvis filtret kombineres med en anordning til begrænsning af NO<sub>x</sub> emissioner (jf. Afsnit 4.3), vil dette modul kunne integreres i quenchkammeret. I laboratorieforsøgene havde NO<sub>x</sub>-anordning ingen målbar effekt på NO<sub>x</sub>-emissionerne, og blev derfor udeladt her. Sammenlignet med laboratoriefiltret blev en mindre tætvet membran brugt i feltmålingerne. Prototypen for feltforsøgene er ikke designet til en lang holdbarhed, og der ses tidlige spor af rust på anlægget. Et kommercielt filteranlæg kan bygges af rustfri stål eller forsynes med en coating mod korrosion. Temperaturbestandig plast vil også være en option (jf. Afsnit 3.4, overvejelser til skrubberen kan i princippet overføres til vådfiltret). Materialevalget for filteranlægget (undtagen filtermembran) har ingen nævneværdig indflydelse på filtrets effektivitet.



FIGUR 31. Forsøgsopstilling.



FIGUR 32. Røggassens vej gennem filteranlægget (skema); t.v.: set fra toppen, t.h.: set fra siden. Quench- og skyllevanddyser ikke vist.

### 5.5.2 Resultater

Partikelemissioner blev målt til  $830 \text{ mg/m}^3$  med filter og  $1660 \text{ mg/m}^3$  uden filter. Begge tal er normeret til referencetilstand, tør gas og 10 %  $\text{O}_2$  i røggas. Filtret viste dermed en effektivitet på ca. 50 %, hvilket er i samme størrelsesorden som laboratorieanlægget (jf. notat til milepæl 11). Emissionerne både med og uden filter er forholdsvis høje, hvilket tyder på at brændslet har været af mindre god kvalitet og/eller har haft et højt mineralindhold. Erfaringer fra drift af halmkedler viser, at partikelemissioner varierer meget, og at udvasket halm typisk medfører lavere partikelemissioner under forbrændingen. Partikelemissionerne skal mindskes betydeligt for at nå projektets målsætning ( $<40 \text{ mg/m}^3$ ) eller gældende lovkrav ( $<60 \text{ mg/m}^3$ ).



Under forsøgene havde filtret et forholdsvis højt vandforbrug, hvilket også kan ses på den tætte dampfane i FIGUR 31. Vand bruges til quench (nedkøling) af røggassen, samt til skylning af filtermembranerne. Nedkøling af røggas er nødvendigt, fordi filtermaterialet kun tåler temperaturer op til 70 °C i kontinuert drift. Det blev ikke undersøgt, hvor stor vandmængdens direkte indflydelse er på filtereffekten. Umiddelbart regnes det ikke for at være en afgørende parameter, så længe der er tilstrækkelig vand til nedkøling af røggassen og skylning af filtermembranerne. For meget vand kan til gengæld danne en tykkere film på filtermembranen, hvilket vil medføre øget tryktab og dermed et øget energiforbrug i røgsugeren. Desuden kan for meget vand være problematisk i forhold til uønsket røggaskondensering samt omkostninger for håndtering og bortskaffelse af brugt vand. Vandforbruget blev ikke målt ved denne opstilling.

NO<sub>x</sub>-emissioner fra det automatiske halmfyr var på 240 mg/m<sup>3</sup> (referencetilstand, tør gas, 10 % O<sub>2</sub>), hvilket er lidt lavere, men sammenlignelig med målinger i laboratoriet (310 mg/m<sup>3</sup>). Ingen tiltag mod NO<sub>x</sub> blev afprøvet under feltforsøgene.

## 5.6 Skrubberpumpe

### 5.6.1 Baggrund

I forbindelse med røggaskondensering udgør cirkulering af skrubbevæsken over kondensatet en unik udfordring på grund af den lave pH. Ved kondensering opnår skrubberkredsen en pH ≤ 1, primært på grund af den store mængde saltsyre, der dannes ved kondensering. Det skaber udfordring i forbindelse med materialevalg på de pumper (og andet procesudstyr), der anvendes i skrubberkredsen. Rustfaste metaller kan ikke anvendes, og derfor vil alle materialer, som udsættes for halmkondensat være plast eller glasfiber. Eneste undtagelse er varmeveksleren, hvor pladerne kan fremstilles i legeringen SO254, som har vist sig at være bedre end titanium. Her er valget givet som et kompromis mellem levetid (+5 år), pris (cirka 2 x AISI 316) og varmeledningsevne (som AISI 316).

For pumpen er det nødvendigt at anvende plast som materiale. Alternativt kan det overvejes at hæve pH i skrubberkredsen, ligesom på fliskedler, ved tilsætning af NaOH. Det er dog prohibitivt dyrt i kemikalieforbrug på grund af den lave pH. På flisskrubbere er pH kun omkring 4–5, hvorfor NaOH-forbruget for at hæve den til fx 6,5 er minimalt. Derudover er det muligt at anvende pumper i rustfast stål eller støbejern.

Dette materialeproblem er en af årsagerne til at kondensering på halmkedler ikke er særligt udbredt – også fordi egnede plastpumper har været for dyre i investering. Formålet med dette design og teststudie er at udvikle, fremstille og teste en økonomisk attraktiv pumpe til halmkondensat, ved teknologisk substitution på eksisterende pumpetyper.

### 5.6.2 Skrubberpumpe uden akseltætning

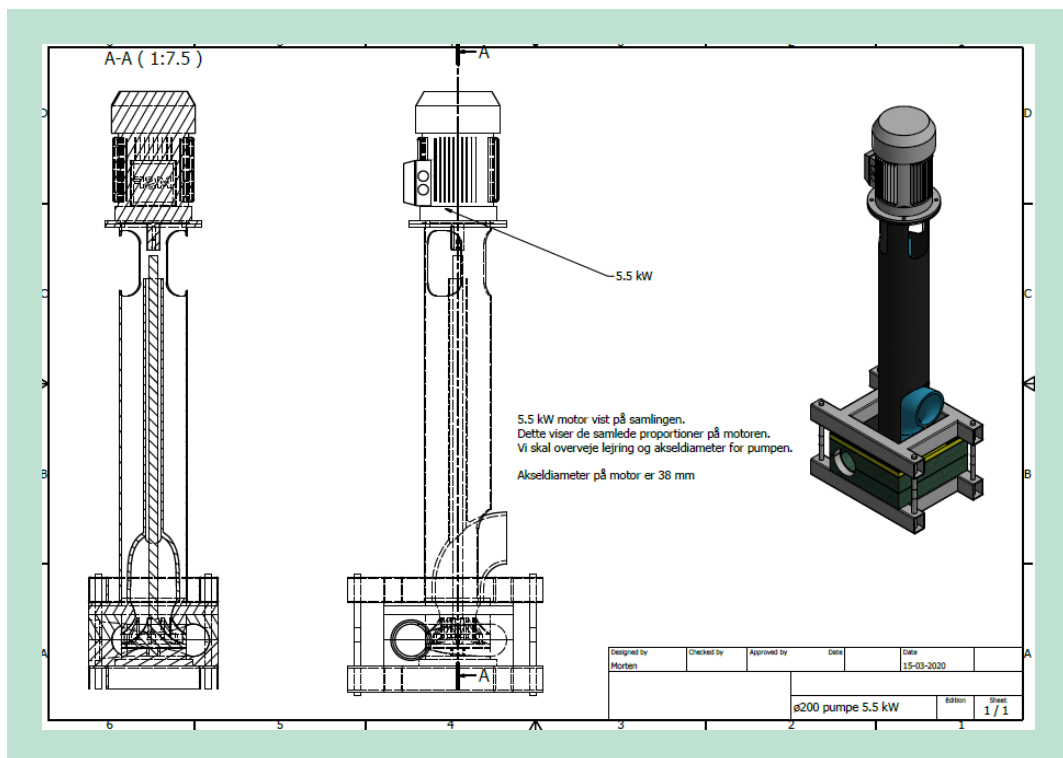
Som en del af projektet valgte SEG at designe en skrubberpumpe, som ikke har akseltætning. Dette skyldes, at akseltætningerne generelt ikke kan holde til halmkondensat, og at friktion i tætningerne ville optage cirka 10% af energiforbruget i pumpen. Pumpen har i forvejen en meget lav løftehøjde (dvs. den specifikke energi, der kan overføres til væsken, er lav). Derfor vil en pumpe uden tætning have fordele på levetid og driftsomkostninger. I den forbindelse overvejedes to designfilosofier:

- Magnetkoblet pumpe med keramiske glidelejer
- Åben pumpe (som på gyllepumper) med keramiske glidelejer og ekstern motorleje.

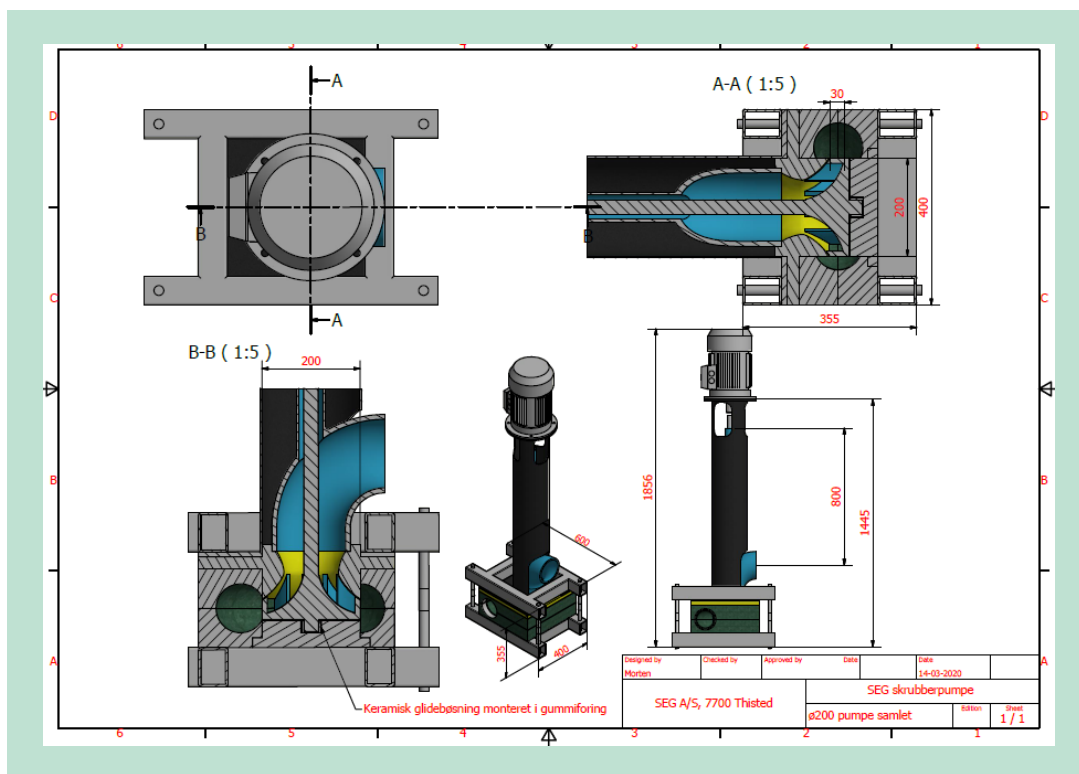
En magnetkoblet pumpe er uattraktiv af prismæssige årsager. Derfor blev konceptet med en åben pumpe undersøgt nærmere. FIGUR 33 viser pumpen med konfiguration som åben gyllepumpe. Det betyder, at pumpen skal placeres i niveau med internt niveau i bundkarret i skrubbertanken, hvilket begrænser anvendelsen til andre applikationer. Til gengæld giver det en ret simpel lejring af aksel og motor. FIGUR 34 viser flere detaljer af konstruktionen. Pumpehuset

er delt i tre for at simplificere fremstilling af den indvendige geometri. Her er tænkt spåntagende bearbejdning i plast. Om end det lyder tiltrækkende at undgå akseltætningen, så viste analysen af designet, at der er en række ulemper ved denne løsning, som opvejer fordelene:

1. Der kræves et keramisk glideleje i bunden af pumpen, som kører med et omdrejningstal på cirka 1.500 rpm. Et sådant leje/konstruktion vil være dyrt.
2. Den lange aksel, hvor åbningen skal være over vandniveau i skrubberen, giver store udfordringer med placering af pumpen.
3. Derudover vil akslen kunne give anledning til vibrationer og forkortet levetid med det keramiske leje, såfremt vandniveauet i skrubberen er for højt.



FIGUR 33. Første design for en skrubberpumpe uden akseltætning.

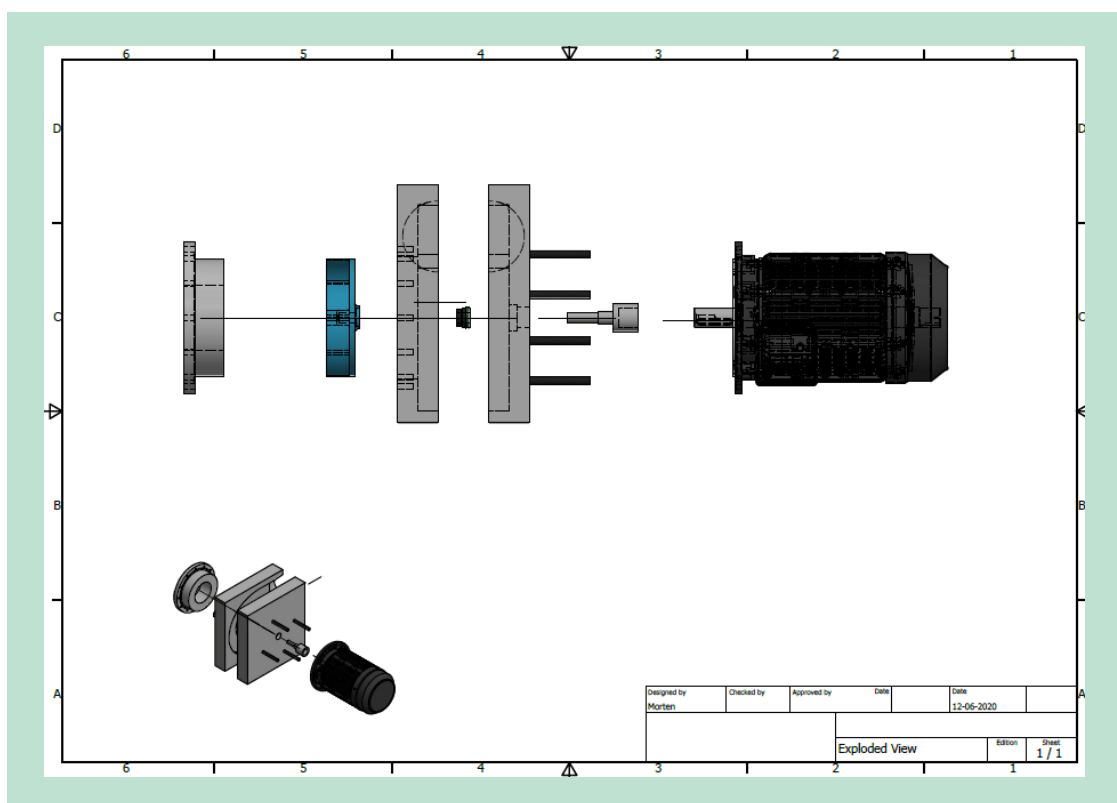


FIGUR 34. Første design for en skrubberpumpe uden akseltætning – detaljer.

### 5.6.3 Design af skrubberpumpe med lavpris akseltætning

Da SEG i forbindelse med et projekt anvendte en mindre plastpumpe, som massefremstilles til blandt andet store swimmingpools, fandtes en lavpris fjederbelastet akseltætning, som kan købes med keramisk glidelegeme til en meget konkurrencedygtig pris. Den kan købes i grossist-leddet for 250-500 kroner, og kan anvendes i pumpestørrelser, som afdækker behovet.

I stedet for at satse på at eliminere tætningen eller leve med en dyr tætning, som skal holde i pumpens levetid, har SEG derfor valgt en løsning, hvor bøsningen kan holde 1-2 sæsoner, og derefter skiftes som en del af forebyggende vedligeholdelse. Det kræver, at tætningen kan skiftes relativt simpelt. Efter en idégenereringsfase, blev designet indsnævret til en modulær Pumpe, hvor huset er delt i to bearbejdede dele (FIGUR 35). De to halvdele af pumpehuset er fremstillet i PP/PE-plast, som fræses på 5-akset CNC-maskine. Derved opnås pumpehusets avancerede geometri ved en simpel fremstillingsmetode.



**FIGUR 35.** Prototype af den modulært opbyggede pumpe.

Yderligere detaljer af konstruktionen:

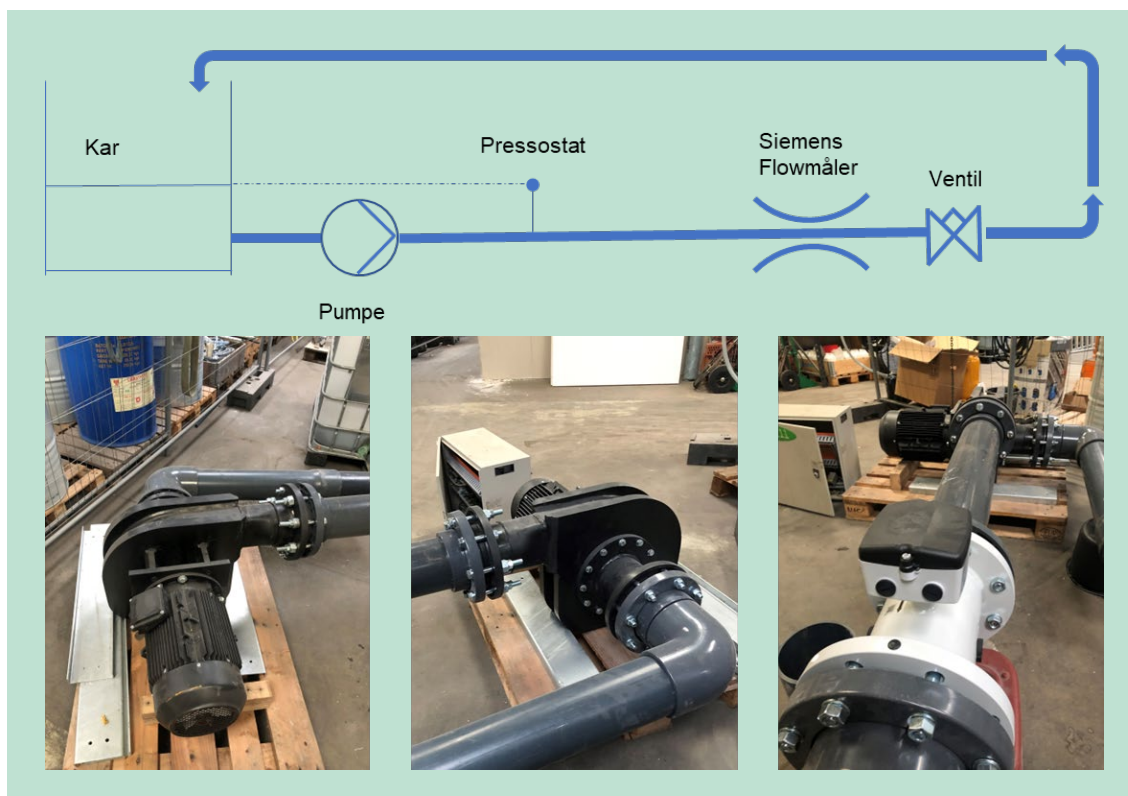
- Paknings-tætningen er en bøsning med en fjederbelastet keramik skive. Denne komponent er valgt som standard, og har dermed været bestemmende for design af akslen og monteringsmetode.
- Det er muligt at skifte akseltætningen fra forsiden af pumpen uden at demontere pumpen, hvilket kan gøres på cirka 15 minutter.
- Dermed er tids- og materialeforbruget ved skift af akseltætning meget lavt.
- Samling af de to pumpehalvdele sker ved platsvejsning (spejlsvejsning), hvilket giver en meget stærk samling.
- For adgang til impeller og askeltætning kan indløbsflangen demonteres. Den er monteret med bolte, som spændes i iskruningsbøsninger, som er monteret i pumpehuset.
- Impelleren er også fremstillet i PP (eller et andet egnet materiale).
- Den valgte impellerdesign har et meget stort spillerum (for urenheder og fremstillingstolerancer). For at få bedre virkningsgrad skal dette impellerdesign evt. re-designes.

## 5.6.4 Test og validering

### Afbalancering og testopstilling for pumpevirkningsgrad

Pumpen blev monteret med impelleren på akslen, og der blev monteret vibrationsfølere (mobilafbalancering) på pumpen. Pumpen blev kørt igennem driftsområdet fra 0-1250 rpm, og vibrationer (egenfrekvenser) blev målt. På tre iterationer blev der ved boring af huller (fjernelse af vægt) på de rette steder på impelleren opnået en meget rolig drift i luft. Herefter blev pumpen monteret for drift med vand i testopstillingen, og der blev målt tryk- og flow-kurver for at fastslå pumpens virkningsgrad.

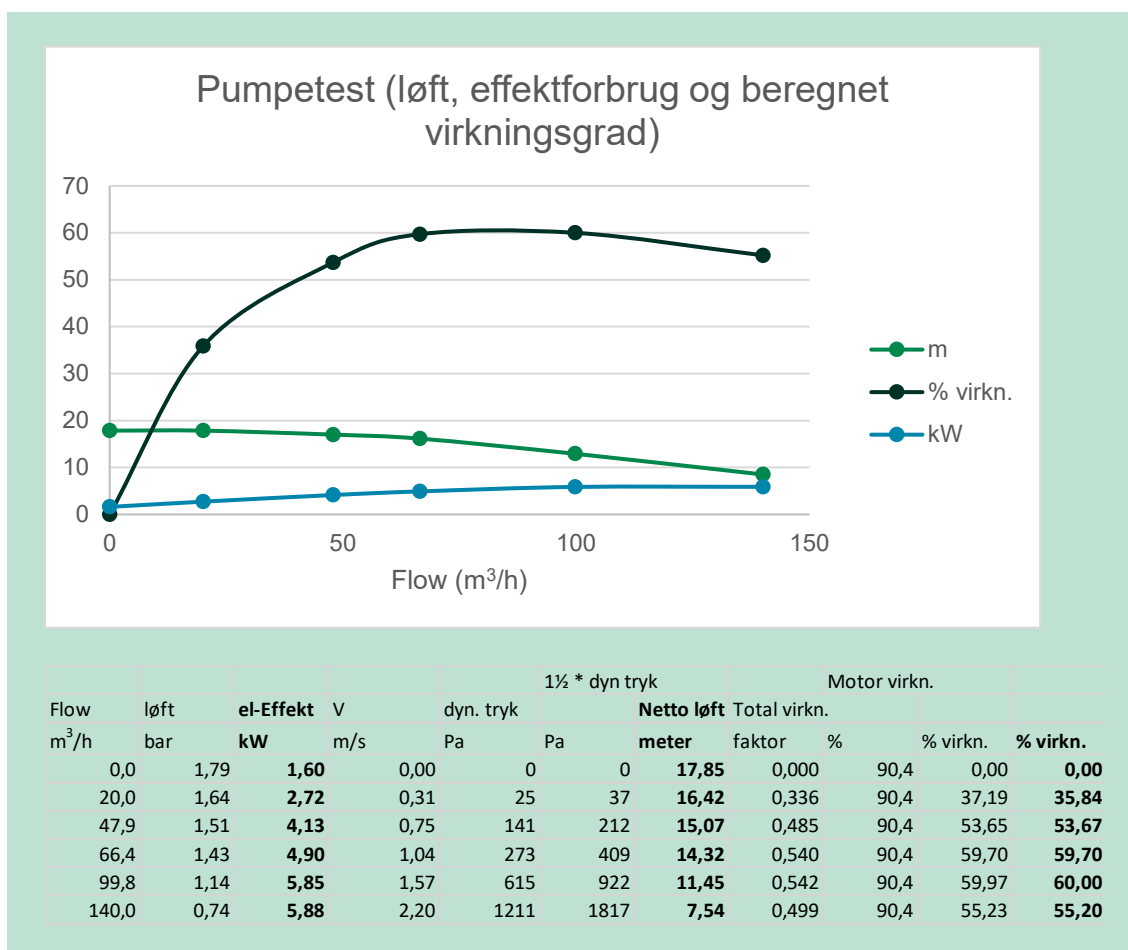
FIGUR 36 viser testopstillingen for pumpens virkningsgrad.



**FIGUR 36.** Testopstilling for skrubberpumpen.

#### Måleresultater

Måleresultater er vist i FIGUR 37. Pumpens virkningsgrad ved 80-100 m<sup>3</sup>/h er cirka 60% ved en løftehøjde på cirka 15 m.V.S. Der var det driftspunkt, pumpen er lagt ud for. Det er en relativt lav virkningsgrad (mål er >70%), og det skyldes sandsynligvis spillerum mellem rotor og pumpehus samt mulige forbedringer på flow i pumpehuset. Begge dele vil kunne forbedres drastisk ved en CFD-modellering af pumpen og efterfølgende opdatering af rotor og pumpehus.



FIGUR 37. Resultater fra pumpetest.

### 5.6.5 Økonomiske overvejelser

Fremstillingspris:

Materialer (PE/PP):	DKK 12.500 (priser er steget +50% siden projektets start)
CNC-bearbejdning	DKK 16.000 (når 3D kontur/CNC-program er endeligt fastlagt)
Motor og akse:	DKK 7.500 (norm-motor med akseadapter)
Tætning, pakninger mm	DKK 950
Montage	DKK 1500 (6 timer)
Test	DKK 800 (2 timer)

Samlet kostpris: DKK 39.250

SEG forventer dermed, at en fremtidig kostpris vil ligge i området 40-45.000 kroner.

Make/Buy overvejelser:

I forbindelse med arbejdet med skrubberpumpen, er der dukket et produkt op, som er billigere og egnet. Det er en lille hollandsk producent (ARBO), som laver en tilsvarende pumpe i plast. ARBO-pumpen ligner SEGs design meget, blot med en anden samlemetode end svejsning.

Det skal retfærdigvis siges, at denne pumpetype har en relativt dyr akseltætning (>2.500 kroner). Men der er ikke desto mindre opnået >75% besparelse på indkøb og reservedele i forhold til de pumper, som hidtil har været anvendt til kondensat fra halm- og affaldskedler. Derfor har SEG konkluderet, at det optimale scenarie for nuværende er at anvende indkøbte ARBO pumper.

## 6. Konklusioner

Projektet "HALM" havde til formål at reducere emissioner fra manuelt fyrede halmfyr med en varmeeffekt på 0,5–3 MW. Projektet omfattede de væsentlige emissioner fra halmfyr: CO, OGC (organic gaseous carbon), NO<sub>x</sub> og partikler. Der blev arbejdet med teknologier, der er egnet til nyt opstillede såvel som eksisterende halmfyr. Det forventes, at CO og OGC kan begrænses gennem en forbedret forbrændingsproces ("primært tiltag"). På grund af halmfyrenes konstruktionsprincip og halms egenskaber som brændstof anses en form for røggasbehandling for nødvendigt for at reducere partikler og NO<sub>x</sub> til et tilstrækkeligt lavt niveau ("sekundære tiltag"). TABEL 12 viser en oversigt over de udviklede og afprøvede teknologier, samt målsætning og opnåede resultater. Skrubber, vådfilter og NO-oxidationsreaktor er røggasrensningseenheder, som skal opsættes separat efter brændkammeret. Resultater og konklusioner er beskrevet separat med flere detaljer i de efterfølgende afsnit.

TABEL 12. Målsætninger, teknologier og resultater i projektet HALM.

Emissioner	Målsætning [mg/m <sup>3</sup> ]	Lavest målt [mg/m <sup>3</sup> ]	Teknisk tiltag	Arbejdspakke (udvikling)
CO	< 700	1330	Optimeret brændkammer	2
OGC	< 30	156	Optimeret brændkammer	2
NO <sub>x</sub>	< 150	304	NO-oxidation med UV-aktiveret H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> og opløsning i vand	4
Partikler	< 40	155	Vådskrubber	3
		130	Vådfilter	4

*Emissioner angives i normtilstand og ved 10 % O<sub>2</sub> i tør røggas. For OGC-emissioner indgår kun C-masseandelen i beregningen.*

### 6.1 Brændkammer

En ny halmfyr blev opbygget under projektet for at afprøve forskellige luftindstillinger under forbrændingen. Formålet var at begrænse CO- og OGC-emissioner gennem en forbedret luftstyring og en alternativ placering af sekundærluftdyser. Placering af sekundærluftdyser kan påvirke flowfeltet i brændkammeret og hvordan luft rammer bålet. Især det første er bestemmende for opblanding af luft og brændbare gasser, og dermed en fuldstændig forbrænding. Set over hele fyringsforløbet var CO-, OGC-, NO<sub>x</sub>- og partikelemissioner hhv. 5%, 8,2%, 8,5% og 7,7% lavere med de modificerede sekundærdyser.

CO- og OGC-emissioner er højest i startfasen, og lidt øget igen i slutfasen af forbrændingen. Det første skyldes sandsynligvis, at både brændkammeret og brændslet er kolde, og at forbrændingen derfor er ufuldstændig. I slutfasen forekommer der formentlig en lokal slukning af bålet. Både lokal iltmangel, fx gennem dannelse af et isolerende askelag, eller for lave temperaturer kan være årsag til dette. En forbedret isolering af brændkammeret med ildfaste sten, samt en mere nøje afstemning af antændingsproceduren med luftdysernes placering er mulige tekniske tiltag mod disse effekter.

### 6.2 NO<sub>x</sub>-fjernelse

Prototypen til at fjerne NO fra røggassen gennem oxidation og udvaskning i vand viste ingen målbar effekt. Princippet består i at indsprøjte en vandig opløsning af H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> i røggassen. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

dissocieres under UV-bestråling, hvilket danner de nødvendige radikaler for at oxidere NO til NO<sub>2</sub> og HNO<sub>3</sub>, som er vandopløselige. Princippet har været afprøvet i laboratorie- og pilotskala forskellige steder, men har dog ikke fundet en bred praktisk anvendelse. I de fleste industrielle applikationer bruges SCR eller SNCR-systemer i stedet for, hvilke baserer sig på en kemisk reduktion af NO til N<sub>2</sub>. Ulempen ved SCR og SNCR er, at disse kun virker i et meget specifikt temperaturinterval, og at begge kræver ammoniak (NH<sub>3</sub>) som hjælpemedium. Temperaturvinduet ligger for højt sammenlignet med typiske røggas-temperaturer fra halmfyr, og NH<sub>3</sub> skal doseres nøje. Derfor anses disse teknologier for at være for komplekse (og dermed økonomisk uattraktive) til halmfyr. NO-fjernelse via H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> og UV-lys ville kunne være et mindre komplekst (og dermed billigere) alternativ.

I nærværende projekt var det ikke muligt at overføre resultaterne fra laboriestudier til et pilotskalanlæg med reel røggas fra biomasse-forbrænding (halmfyr). Af mulige årsager kan der anføres:

1. Reaktionen/reaktionsmekanismen er kinetisk hæmmet (tid, temperatur; UV-intensitet)
2. Transport og distribuering af H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> og/eller dets dissociationsprodukter er begrænsede
3. Konkurrerende reaktioner/reaktionsmekanismer er favoriserede

At lave en nærmere undersøgelse af ovenstående ville dog kræve en mere omfattende undersøgelse end er muligt indenfor HALM-projektet. Der kan dog stilles spørgsmål ved, hvorvidt en sådan undersøgelse vil være rimeligt i forhold til teknologiens økonomiske potentiale – eller hvorvidt der ville være tale om et mere grundforsknings-orienteret arbejde.

### 6.3 Vådskrubber

I dette projekt blev en nedskaleret prototype for en partikelskrubber til manuelt fyrede halmkedler undersøgt under kontrollerede laboratorieforhold. I fuld skala skal skrubberen kunne reducere partikelemissioner fra 200–2000 mg/m<sup>3</sup> til <40 mg/m<sup>3</sup>. Den undersøgte prototype af en vådskrubber kombineret med en røggas-*quench* var dimensioneret til en forsøgskedel på 30 kW termisk effekt. Prototypen kunne reducere partikelemissionerne fra ca. 400 mg/m<sup>3</sup> til ca. 250 mg/m<sup>3</sup>. Princippet viste sig dermed at være egnet til partikelfjernelse, effekten af den testede prototype var dog ikke helt tilfredsstillende i forhold til projektets målsætninger. Skrubber-*quench*-systemet havde desuden et forholdsvis stort tryktab, hvilket gjorde det nødvendigt at installere en ekstra røgsuger.

Der var en stor spredning i måleresultater mellem gentagne forsøg. Spredningen kunne ikke forklares med den måde, forsøgsanlægget blev kørt eller prøvetagningsmetoden. Variationen i måleresultaterne antages derfor for at være stokastiske.

En undersøgelse af partikelstørrelsesfordeling med og uden skrubber viste, at skrubberen fjerner partikler i alle størrelser i lige proportioner. Målte medianstørrelser var ens med og uden skrubber for de undersøgte størrelsesklasser (10–420 nm og 300–10.000 nm). Undersøgelserne af partiklernes kemiske sammensætning, deres lyse farve samt fravær af black carbon peger på, at det overvejende handler om uorganiske forbindelser (salte).

Tilsætning af afspændingsmiddel til skrubbevandet, der kan bl.a. påvirke formering af dråber i skrubberens forstøver, dråbestørrelser og fangst af partiklerne på dråbernes overflade, viste sig at have en negativ effekt på skrubberens effektivitet. Effekten er dog svært at kvantificere på grund af den store spredning i måleresultaterne.

### 6.4 Vådfilter

Vådfilterprototyper blev opbygget i to størrelser i projektet, både på pilotskala (til en 30 kW kedel) og på halv-kommerciel skala (200–400 kW). Filtret består af en tekstil membran, som skylles fra bagsiden og som dermed opretholder en konstant vandfilm. Partiklerne opløses enten på filmen eller skylles væk med tyngdekraften.

På pilotskala viste princippet sig at være egnet til at fjerne partikler fra røggas. Den første nedskalerede prototype kunne dog ikke opnå den ønskede filtereffektivitet. I indledende forsøg blev partikelkoncentrationen efter filtret målt til 130 mg/m<sup>3</sup> (omregnet til referencetilstand og 10 % O<sub>2</sub>). Emissionerne efter filtret er dermed lavere end partikelkoncentrationen i den ubehandlede røggas (310–550 mg/m<sup>3</sup>) men stadig højere end emissionskrav til nyt opstillede



halmfyr (<60 mg/m<sup>3</sup>). Derudover viste filtret et relativt stort tryktab, og øger dermed røgsugerens energiforbrug væsentligt.

En yderligere vådfilterprototype blev opbygget og testet under reelle driftsforhold. Dette filteranlæg var dimensioneret til halvdelen af den forventede røggasmængde fra manuelt fyrede halmkedler. Prototypen forventes dermed at give et realistisk billede af et fuldskala-filteranlæg. Filtret blev testet med en røggas-delstrøm fra en automatisk fyret halmkedel. Under forsøgene viste filtret en effektivitet på 50 %, og reducerede partikelemissioner (normeret til referencetilstand, tør gas og 10 % O<sub>2</sub>) fra 1660 mg/m<sup>3</sup> (før) til 830 mg/m<sup>3</sup> (efter). Selvom der opnås en betragtelig reduktion i partiklerne, indeholder den rensede røggas en langt højere partikelkoncentration end tilladt for nyt opstillede halmfyr. Forskellige tiltag er tænkelige for at forbedre filtrets effektivitet, såsom et tættere filtermateriale eller et større filterareal (dvs. en lavere gashastighed gennem filtret). Tiltagene vil dog formentlig øge anlæggets størrelse og energiforbrug (pga. et øget tryktab), og dermed påvirke dets økonomiske attraktivitet.

## 6.5 Skrubberpumpe

En skrubberpumpe med skalerbar design blev udviklet. Den primære teknologiske udfordring, der skulle løses, er, at vandet fra skrubberne til halmfyr har en meget lav pH-værdi (pH ≤ 1). Der skal anvendes plastpumper for at undgå korrosion, men disse har været dyre i investeringen. Derfor er kondensation af halmkedel-røggas ikke særligt udbredt, selvom det kunne øge anlæggenes virkningsgrad. Pumpekoncepter med og uden akseltætning blev overvejet. Det viste sig, at en pumpe med en prisbillig akseltætning, som nemt kan skiftes, vil være mere økonomisk attraktiv end løsninger uden akseltætning (fx en magnetkoblet pumpe med keramiske lejere eller en åben konfiguration som kendt fra gyllepumper).

En prototype blev designet efter et modulært koncept og med massefremstillede standard-tætninger og lejere. Prototypen viste en stabil drift, dog med en lavere virkningsgrad (60 %) end ønsket. En overslagsregning viste, at pumpen kan fremstilles til en pris på 40–50.000 kr. Pumpen anses dermed ikke som økonomisk konkurrencedygtig mod alternative produkter på markedet (virkningsgrad 70 %, pris 65.000 kr.).

## 6.6 Grundlæggende undersøgelser

I halmkedelbranchen er der relativ stor fokus på at reducere partikelemissioner. Derfor blev partiklernes størrelsesfordeling og kemiske sammensætning undersøgt nærmere. Medianstørrelse af partiklerne var på ca. 125 nm, målt på en ristfyret kedel på pilotskala ved forbrænding af halmpiller. Selvom dette ikke svarer 1:1 til forbrænding af halmballer i manuelt fyrede halmkedler, regnes resultaterne for at give en vejledende information om partikelstørrelsesfordelingen også på de store anlæg. Den kemiske sammensætning af partiklerne er især interessant, når disse skal fanges via vandbaserede processer. Den største del af partiklerne var vandopløselig (ca. 90–97 %). Prøverne blev analyseret for flere anioner og enkelte kation-elementer. Som forventet, var kalium det dominerende metal i flyveasken. Resultater fra flyveaske-/partikelprøverne blev sammenlignet med en analyse af bundasken. Også her var kalium det mest udbredte metalliske element. Undersøgelserne viste dog uventet store forskelle i det relative indhold af calcium, natrium, og magnesium. Både bund- og flyveasken fra pilotskala-kedlen indeholdt intet eller kun små mængder af ikke-forbrændt kulstof. Med henblik til at optimere røggasrensning vil det være interessant, at undersøge hvor meget forskel i sammensætning af bund- og flyveaske varierer på tværs af anlæg og brændslet.

## 6.7 Vurdering og anbefalinger

Projektet opnåede ikke sine målsætninger i forhold til forventede reduktioner i emissioner. Alligevel kunne der indhentes relevant viden og erfaringer, som kan bidrage til de næste skridt i teknologiudviklingen. For alle undersøgte teknologier er der en afvejning mellem anlæggets kompleksitet (investeringsomkostninger), energiforbrug til bl.a. røgsuger og hjælpemedier (driftsomkostninger) på den ene side, og emissionsreduktion (miljøpåvirkning) på den anden

side. Historisk set har manuelt fyrede halmkedler været underlagt mere lempelige krav end andre forbrændingsanlæg – især ved at have været fritaget for at overholde partikelemissionsgrænser før 2022. Attraktiviteten af manuelt fyrede halmkedler baserer sig i høj grad på den forholdsvis simple og robuste teknologi, samt lave driftsomkostninger. Skærpede miljøanforderinger der trådte i kraft under projektets varighed vil uden tvivl komme til at påvirke dette billede. For at kunne overholde højere miljøkrav vil halmfyr blive mere teknologisk komplekse anlæg, der minder mere om de mindre varmegærdere som kendt i dag. Det er uvist, hvad denne udvikling betyder for den markedsniche, manuelt fyrede halmkedler indtager. Mulige tendenser kunne være en centralisering til de lidt større, automatiske halmfyr.

Flere resultater fra dette projekt peger på, at en mere grundlæggende undersøgelse af de underliggende processer kunne være relevante for at gennemføre en mere målrettet teknologisk udvikling i det næste trin. Dette vil dog have en meget mere grundforsknings-orienteret karakter end nærværende projekt. Relevante punkter identificeret under projektet HALM er fx mere detaljerede informationer om forbrændingsforløbet i enkelte halmballer; kemiske processer, der leder til askedannelse under de vilkår, der findes i halmfyr-brændkamre; forskelle i sammensætning af bund- og flyveaske; samt indflydelse af partikler og øvrige emissioner på  $H_2O_2$ -dissociation og  $NO_x$ -oxidation.

## 7. Referencer

- [1] A. M. Frey, J. S. Andersen og T. N. Jensen, »Luffemissioner fra halmfyr (MUDP 1958),« Miljøstyrelsen, 2017.
- [2] P. Glarborg, A. D. Jensen and J. E. Johnsson, "Fuel nitrogen conversion in solid fuel fired systems," *Progress in Energy and Combustion Science*, vol. 29, p. 89–113, 2003.
- [3] S. V. Vassilev, D. Baxter, L. K. Andersen og C. G. Vassileva, »An overview of the chemical composition of biomass,« *Fuel*, årg. 89, p. 913–933, May 2010.
- [4] ECN.TNO, *Phyllis2, database for (treated) biomass, algae, feedstocks for biogas production and biochar*. <https://phyllis.nl/>.
- [5] S. V. Vassilev, D. Baxter, L. K. Andersen og C. G. Vassileva, »An overview of the composition and application of biomass ash. Part 1. Phase-mineral and chemical composition and classification,« *Fuel*, årg. 105, p. 40–76, 2013.
- [6] J. Bradna, J. Malafák og D. Hájek, »The properties of wheat straw combustion and use of fly ash as a soil amendment,« *Agronomy Research*, årg. 14, p. 1257–1265, 2016.
- [7] S. V. Vassilev, C. G. Vassileva, Y.-C. Song, W.-Y. Li og J. Feng, »Ash contents and ash-forming elements of biomass and their significance for solid biofuel combustion,« *Fuel*, årg. 208, p. 377–409, 2017.
- [8] F. Lamers, M. Cremers, D. Matschegg, C. Schmidl, K. Hannam, P. Hazlett, S. Madrali, B. Primdal, R. Roberto, R. Mager, K. Davidsson, N. B. H.-J. Feuerborn og A. Saraber, »Options for increased use of ash from biomass combustion and co-firing,« IEA Bioenergy, 2018.
- [9] T. N. Jensen, A. S. Brønnum og M. B. Andreasen, »Primær reduktion af emissioner fra 400 kW portionsfyret halmkedel – MUDP 1931,« 2017.
- [10] F. Gholami, M. Tomas, Z. Gholami og M. Vakili, »Technologies for the nitrogen oxides reduction from flue gas: A review,« *Science of The Total Environment*, nr. 714, p. 136712, April 2020.
- [11] J. M. Kasper, C. A. Clausen og C. D. Cooper, »Control of Nitrogen Oxide Emissions by Hydrogen Peroxide-Enhanced Gas-Phase Oxidation Of Nitric Oxide,« *Journal of the Air & Waste Management Association*, årg. 46, p. 127–133, February 1996.
- [12] J. Choi, K. S. Lee, D. Y. Choi, Y. J. Kim og S. S. Kim, »Dry De-NO<sub>x</sub> Process via Gas-Phase Photochemical Oxidation Using an Ultraviolet and Aerosolized H<sub>2</sub>O/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Hybrid System,« *Energy & Fuels*, årg. 28, p. 5270–5276, July 2014.
- [13] Y. Liu, Z. Tang, Y. Wang, G. Chen, Q. Han, Z. Xie og J. Li, »Study on apparent kinetics of NO oxidized by H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> with UV-enhancement,« *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification*, årg. 159, p. 108202, February 2021.
- [14] R. Hao og Y. Zhao, »Macrokinetics of NO Oxidation by Vaporized H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Association with Ultraviolet Light,« *Energy & Fuels*, årg. 30, p. 2365–2372, February 2016.
- [15] H.-q. Zhao, Z.-h. Wang, X.-c. Gao, C.-h. Liu og H.-b. Qi, »Optimization of NO oxidation by H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> thermal decomposition at moderate temperatures,« *PLOS ONE*, årg. 13, p. e0192324, April 2018.
- [16] T. L. Allen, W. H. Fink og D. H. Volman, »Photochemistry of the gaseous hydrogen peroxide-carbon monoxide system III. Calculated energetics for possible HO<sub>2</sub>-CO complexes,« *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, årg. 85, p. 201–205, 1995.

## HALM

Formålet i MUDP-projektet HALM (MST-117-00648) var at udvikle teknologier, der kan reducere emissioner fra manuelt fyrede halmkedler. Manuelt fyrede halmkedler har en typisk varmeeffekt på 0,5–3 MW og bruges mest til opvarmning på enkelt stående landbrug, hvor andre opvarmningsformer vil være for dyre. I halmkedler afbrændes en eller flere halmballer ad gangen.

Dette diskontinuerlige driftsmønster og halms ringe kvalitet som brændstof medfører uønskede emissioner af CO, OGC (organic gaseous carbon), NO<sub>x</sub>, og partikler. Forskellige teknologier mod disse emissioner blev udviklet og afprøvet under projektet:

- Optimeret brændkammer: begrænsning af CO- og OGC-emissioner gennem en forbedret luftstyring
- NO-oxidationsreaktor: oxidation af NO til NO<sub>2</sub> og NO<sub>3</sub> med efterfølgende opløsning i vand
- Skrubber: partikelfangst med vanddråber
- Vådfilter: partikelfangst på en vandfilm

Udvikling i projektet foregik både på pilotskala (skrubber, vådfilter, NO<sub>x</sub>-fjernelse) og fuldskala (brændkammer, vådfilter, samt pumper for skrubber). En forbedring af CO- og OGC-emissioner på hhv. 5% og 8,2% blev opnået. Partikler kunne fanges med en maksimal effektivitet på ca. 50%. Dette er dog ikke tilstrækkelig for at reducere partiklerne fra halmfyr til gældende grænseværdier.

Opstillingen til NO<sub>x</sub>-fjernelse havde ingen målbar effekt.

Viden opbygget i projektet giver holdepunkter for det videre arbejde med reduktion af emissioner fra halmfyr. Erfaringer fra projektet peger på, at det vil være muligt at finde teknologiske løsninger til at begrænse emissionerne til de ønskede niveauer.

Dette vil dog formentlig medføre væsentlig højere installations- og driftsomkostninger for halmfyr end kendt i dag.

I projektet deltog Teknologisk Institut, ArosTeknik, Faust, KF Halmfyr, KSM, og SEG



Miljøstyrelsen  
Tolderlundsvej 5  
5000 Odense C

[www.mst.dk](http://www.mst.dk)