

Kompetenzzentrum für Energie- und Umweltsystemtechnik der
Technischen Hochschule Mittelhessen

**Feinstaubsensor zur Schadstoffminderung
in einer Regelung des
Abbrandverhaltens biogener Feststoffe**

Abschlussbericht über ein Entwicklungsprojekt,
gefördert unter dem Az: 30960-21/0 von der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt

von

Prof. Dr. Ernst A. Stadlbauer
Dipl.-Ing. (FH) Sabrina Eichenauer
Alexander Weiß, M.Sc.
Dipl.-Phys. Marco Bauer
Prof. Dr. Claus-Dieter Kohl

Gießen im November 2014

| | | | | | |
|---|--------------|---|-------------|---|---------------------|
| 11/99 | | Projektkennblatt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt | |  | |
| Az | 30960 | Referat | 21/0 | Fördersumme | 114.500,00 € |
| Antragstitel | | Feinstaubsensor zur Schadstoffminderung in einer Regelung des Abbrandverhaltens biogener Festbrennstoffe | | | |
| Stichworte | | Verfahren, Festbrennstoffe Emission, Staub, Feinstaubsensor | | | |
| Laufzeit | | Projektbeginn | | Projektende | |
| 12 Monate | | 1.8.2013 | | 31.7.2014 | |
| Zwischenberichte | | | | | |
| Bewilligungsempfänger | | Technische Hochschule Mittelhessen Kompetenzzentrum ZEuUS – Zentrum für Energie- und Umweltsystemtechnik Wiesenstraße 14 35390 Gießen | | Tel 0641 309-2461 Fax 0641 309-2961 Projektleitung Prof. Dr. E.A. Stadlbauer Bearbeiter Regina Lenz; Sabrina Eichenauer | |
| Kooperationspartner | | - Justus-Liebig-Universität Gießen Institut für Angewandte Physik, Ludwigstraße 23, 35392 Gießen - Strohal Anlagenbau, Gartenstraße 23, 35460 Staufenberg - Berufsbildungsstätte Dülmen des Schornsteinfegerhandwerks e. V. SFS, Alter Ostdamm 17, 48249 Dülmen | | | |
| Zielsetzung und Anlass des Vorhabens | | | | | |
| Entwicklung und Erprobung von Komponenten eines Funktionsmusters für eine kontinuierliche in-situ Feinstaubmessung von Kleinfeuerungsanlagen. Ziel ist, die Fehleranfälligkeit im Zusammenwirken von Brennstoff, Feuerstätte und Nutzer durch Integration neuartiger Sensortechnik zur Kontrolle und Steuerung des Abbrandverhaltens zu minimieren. | | | | | |
| Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden | | | | | |
| Die wichtigsten Arbeitsschritte sind: | | | | | |
| <ul style="list-style-type: none"> - Auswahl der Feuerungsanlagen - Analytik der verwendeten Brennstoffe - Aufbau / Labortest der Sensorik inkl. Kalibrierung - Integration der Sensorik und der Regelung in die Test-Feuerungsanlagen - Testreihen / Messungen an den Feuerungsanlagen - Auswertung und Darstellung der Ergebnisse | | | | | |
| Vorgehen zur Entwicklung des Sensors: Für die neu zu entwickelnde direkte Bestimmung des Feinstaubes wird ein keramisches Sensorsubstrat mit Elektroden in Interdigitalstruktur und integrierter Heizung verwendet. Der Staub lagert sich zwischen den Elektroden ab, wo seine dielektrischen Eigenschaften zu einer messbaren Kapazitätsänderung der Elektroden führen. Nach einer Messung wird durch Anlegen einer Heizspannung das Sensorsubstrat aufgeheizt und somit freigebrannt. Die Messung des Temperaturverlaufs während dieses Prozesses erlaubt darüber hinaus Rückschlüsse auf die Zusammensetzung und damit das toxische Potential des Staubes. Somit stehen auf nur einem Sensor zwei voneinander unabhängige Messgrößen zur Verfügung. Dadurch lässt sich unter Einbeziehung angepasster Auswertalgorithmen die Staubbelastung sicherer und genauer bestimmen | | | | | |
| Deutsche Bundesstiftung Umwelt • An der Bornau 2 • 49090 Osnabrück • Tel 0541/9633-0 • Fax 0541/9633-190 • http://www.dbu.de | | | | | |

Ergebnisse und Diskussion

Aus einer Marktübersicht verschiedener Kaminöfen und Holzvergaserkessel wurden zwei Prüfstandsmodelle ausgewählt: Für die Einzelraumfeuerung wurden Messungen am Kaminofen Blueline Nr. 3 der Firma Buderus mit einer Nennwärmeleistung von 7 kW durchgeführt. Für Staubmessung bei Zentralheizung kam der Buderus Scheitholzvergaserkessel Logano S231-25 mit einer Nennwärmeleistung bei Holz von 25 kW zum Einsatz. An Feuerungsanlagen des Industriepartners wurden primär die Nutzung des gefertigten Sensorträgers sowie die grundsätzliche Eignung des Sensorkonzepts getestet. Zu diesem Zweck wurde die Test-Anlage gezielt in unterschiedlichen Betriebszuständen und als Simulation von Nutzerfehlerverhalten mit starken Partikelemissionen betrieben.

Bei den verwendeten Brennstoffen (Scheitholz, Holzbriketts und mit Pflanzkohle energetisch verstärkte Holzbriketts) wurden physikalische und brennstofftechnische Charakteristika untersucht (Heizwert, flüchtige Bestandteile, Asche- und Wassergehalt sowie Elementaranalyse). Damit konnte der Einfluss von Brennstoffen in der Ursachenforschung bei Auffälligkeiten von Emissionswerten berücksichtigt werden. Gesamtstaubemissionen des Holzvergaserkessels mit Buchenscheitholz als Brennstoff lagen im Bereich von 20 - 40 mg/m³. Bei absichtlich herbeigeführte Fehlbedienung, z.B. Hohlbrand, traten geringfügig erhöhte Werte auf. Bei Kaminöfen liegen die Gesamtstaubemissionen unter Verwendung der Brennstoffe Buche und Fichte als Scheitholz sowie in Brikettform mit Werten im Bereich von 50 - 150 mg/m³ deutlich über jenen des Holzvergaserkessels.

Es ist während des Projekts gelungen alle Komponenten eines Funktionsmusters zur kontinuierlichen Messung des Feinstaubes häuslicher Holzfeuerungsanlagen auf ihre Eignung hin zu untersuchen und zu optimieren. Die Messungen zeigen trotz der Einfachheit des Ansatzes erfolgversprechende Übereinstimmung mit etablierten diskontinuierlichen Messverfahren zur Überwachung der Vorschriften der 1. BImSchV. Einzelne abweichende Messpunkte liegen darin begründet, dass die verglichenen Messungen in erster Näherung als hinreichend gleichartig angenommen wurden und daher zum Beispiel keine Bewertung mittels Temperatur und vor allem der Stärke des Abgasstroms durchgeführt wurde. Die Fachdiskussion der Ergebnisse mit Entwicklern von Messgeräten für das Schornsteinfegerhandwerk machte insbesondere die Einbeziehung der Betrachtung des Volumenstroms bei stark variierenden Verbrennungsbedingungen sinnvoll. Es ist daher davon auszugehen, dass eine entsprechende Berücksichtigung im Verbund mit dem Temperaturverlauf bei der Staubfreibrennphase die Verlässlichkeit sowie die Genauigkeit der Sensordaten weiter erhöht.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

- Präsentation auf der 17. ITG/GMA-Fachtagung „Sensoren und Messsysteme“, vom 3. bis 4. Juni 2014 in Nürnberg
- Veröffentlichung im Tagungsband „Sensoren und Messsysteme“, ITG Fachbericht Band 250, Nürnberg 2014
- Posterpräsentation World Bioenergy 2014, Jönköping, Schweden
- Präsentation auf der DBFZ-Jahrestagung 2014, Leipzig
- Veröffentlichung im Tagungsband der DBFZ-Jahrestagung 2014
- Veröffentlichung im Journal of Sensors and Sensor Systems (eingereicht)

Fazit

Nutzerfehlerverhalten bei häuslichen Holzverbrennungsanlagen führt zu einem beachtlichen Anstieg von Gesamtstaubemissionen. Mit dem Inkrafttreten der 2. Stufe der 1. BImSchV wird die Tendenz zur Automatisierung bei Einzelraumfeuerungen verstärkt. Die Entwicklung des vorliegenden Funktionsmusters schafft die Grundlage für weitergehende Entwicklungsschritte in der Elektrifizierung von Kaminöfen zur Minderung von Nutzerfehlerverhalten.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|----|
| <i>Abbildungsverzeichnis</i> | IV |
| <i>Tabellenverzeichnis</i> | V |
| <i>Abkürzungen und Definitionen</i> | V |
| 0. Zusammenfassung | 1 |
| 1. Einleitung..... | 2 |
| 2. Grundlagen..... | 5 |
| 2.1. Atmosphärisches Aerosol | 5 |
| 2.2. Partikelbildung bei der Verbrennung von Holz | 5 |
| 2.3. Wirkung der Partikel..... | 6 |
| 2.4. Partikelemissionen vermeiden oder zumindest vermindern | 6 |
| 2.5. Rechtsrahmen | 9 |
| 2.6. Sensorik..... | 10 |
| 3. Material und Methoden | 12 |
| 3.1. Verwendete Brennstoffe | 12 |
| 3.2. Verwendete Feuerungstechnik..... | 12 |
| 3.3. Sensoren | 13 |
| 3.4. Labormessstand | 13 |
| 3.5. Messaufbau an den Feuerungsanlagen | 15 |
| 3.6. Analytische Methoden..... | 16 |
| 3.6.1. Brennwert | 16 |
| 3.6.2. Glührückstand und Aschegehalt | 17 |
| 3.6.3. Flüchtige Bestandteile..... | 18 |
| 3.6.4. Elementaranalyse: C/H/N/S-Gehalt..... | 19 |
| 3.6.5. CO- und Staubmessung mit zugelassenen Messgeräten..... | 20 |
| 3.6.6. Bestimmung der organischen Anteile der Staubfraktion im Abgas | 21 |
| 4. Ergebnisse und Diskussion..... | 22 |
| 4.1. Ergebnisse der Brennstoffanalyse..... | 22 |
| 4.2. Erste Messreihe bei Fa. Strohal | 22 |
| 4.3. Freibrennen | 23 |
| 4.4. Oberflächenmodifikation | 23 |
| 4.5. Zweite Messreihe bei der Fa. Strohal..... | 23 |
| 4.6. Erste Messreihe an der SFS | 24 |
| 4.7. Goldmodifikation | 26 |
| 4.8. Dritte Messreihe bei Fa. Strohal..... | 27 |
| 4.9. Zweite Messreihe an der SFS | 28 |
| 4.10. Messung mit kompakter Elektronik (CAPDAC)..... | 31 |

| | | |
|-------|--|----|
| 4.11. | Anteile Organik verschiedener Abbrandversuche..... | 31 |
| 4.12. | Zielerreichungsgrade der einzelne Arbeitspakete..... | 32 |
| 4.13. | Öffentlichkeitsarbeit..... | 34 |
| 4.14. | Ökologisch-technische Bewertung der Vorhabensergebnisse..... | 34 |
| 5. | Fazit..... | 36 |
| 6. | Literatur | 37 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|---------------|--|----|
| Abbildung 1: | Bruttostromerzeugung nach Energieträgern 2014 [¹]. | 2 |
| Abbildung 2: | Entwicklung der Wärmebereitstellung aus EE in Deutschland im Zeitraum 1990 - 2013 [²]. | 2 |
| Abbildung 3: | Struktur der Wärmebereitstellung aus EE in Deutschland im Jahre 2013; Gesamt: 132,9 Mrd. kWh mit Biomasse 116,96 Mrd. kWh entsprechend 87,7 % [²]. | 3 |
| Abbildung 4: | Nationale Gesamtstaubemissionen und Staub aus häuslichen Energiequellen (Deutschland) von 1990 bis 2012 [⁵]. | 3 |
| Abbildung 5: | „Bermuda-Dreieck“ für Emissionen aus Verbrennungen. | 4 |
| Abbildung 6: | Größenverteilung des atmosphärischen Aerosols mit wichtigen Quellen und Senken, die zu einer trimodalen Verteilung beitragen [³]. | 5 |
| Abbildung 7: | Verwendete interdigital-Elektroden auf Keramiksubstrat (Strukturgröße ca. 25 µm) [³²]. | 13 |
| Abbildung 8: | Sensorträger für die Versuchsanlagen..... | 13 |
| Abbildung 9: | Messkammer mit abgenommener Schirmung und geöffnetem Sensorraum (links) und in einem CAD-Schnitt (rechts)..... | 14 |
| Abbildung 10: | Labormessstand Aufbau a) und Aufbau b). | 14 |
| Abbildung 11: | Frequenzabhängiger Einfluss einer Variation der relativen Feuchte auf das Signal eines Leersubstrats (geglättet)..... | 15 |
| Abbildung 12: | Messstellen am Abgasrohr (Prüfstand Dülmen). | 16 |
| Abbildung 13: | Messaufbau zur Bestimmung der Flüchtigen Anteile..... | 18 |
| Abbildung 14: | Filterhülse nach der Messung. | 21 |
| Abbildung 15: | Optischer Vergleich der Sensoren. Links: Unbeladen; Mitte: Leicht beladen (response 3 %), Rechts: Stark beladen (response 419 %, Perkolationschwelle überschritten) [³²]. | 24 |
| Abbildung 16: | 1. Messreihe SFS, Anlage Blueline: Vergleich der Kapazitätsänderung der unveränderten und der mit Gold modifizierten Sensoren mit den Ergebnissen der Referenzgeräte [³²]. | 25 |
| Abbildung 17: | 1. Messreihe SFS, Anlage Logano: Vergleich der Kapazitätsänderung der unveränderten und der mit Gold modifizierten Sensoren mit den Ergebnissen der Referenzgeräte [³²]. | 26 |
| Abbildung 18: | Vergleich der Leerkapazitäten aus je einer Charge unveränderter und mit Gold modifizierter Sensoren..... | 27 |
| Abbildung 19: | 3. Messreihe bei Fa. Strohal mit firmeneigenem Prototyp: Vergleich der Kapazitätsänderung zweier gleichartiger Sensoren (angegeben als Mittelwert mit Fehlerbalken für die Abweichung) mit den Ergebnissen des Referenzgerätes Wöhler SM96. | 28 |
| Abbildung 20: | 2. Messreihe SFS, Anlage Blueline: Vergleich der Kapazitätsänderung zweier gleichartiger Sensoren (angegeben als Mittelwert mit Fehlerbalken für die Abweichung) mit den Ergebnissen der Referenzgeräte. | 29 |
| Abbildung 21: | 2. Messreihe SFS, Anlage Logano: Vergleich der Kapazitätsänderung zweier gleichartiger Sensoren (angegeben als Mittelwert mit Fehlerbalken für die Abweichung) mit den Ergebnissen der Referenzgeräte. | 30 |

Tabellenverzeichnis

| | |
|---|----|
| Tabelle 1: Abweichung der Staub-, PAK-, OC- und EC-Emissionen vom Standardversuch bei definierten Abweichungen (Einzelergebnisse!) aus [27]. k.W.: keine Werte vorliegend. | 8 |
| Tabelle 2: Grenzwerte für Einzelraumfeuerungsanlagen (Typprüfung) [6]. | 9 |
| Tabelle 3: Emissionsgrenzwerte für Feuerungsanlagen (Nennwärmeleistung > 4 kW) [6]. | 10 |
| Tabelle 4: Im Projekt verwendete Feuerungsanlagen. | 12 |
| Tabelle 5: Charakterisierung der verwendeten Brennstoffe. | 22 |
| Tabelle 6: Verwendete Brennstoffe bei der 2. Messreihe SFS, Anlage Blueline. | 28 |
| Tabelle 7: Ergebnisse der Messung mit dem Evaluation Board an Sensor Nr. 11 (aus 2. Messreihe bei Fa. Strohal). | 31 |
| Tabelle 8: Anteile an Organik im Staub verschiedener Abbrände. | 32 |
| Tabelle 9: Detailbetrachtung zur Durchführung der einzelnen Arbeitspakete des Projektes. | 32 |

Abkürzungen und Definitionen

| | |
|--------------------------------|---|
| 1. BImSchV | Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen - 1. BImSchV), gilt für die Errichtung, die Beschaffenheit und den Betrieb von Feuerungsanlagen, die keiner Genehmigung nach § 4 des Bundes-Immissionsschutzgesetzes bedürfen. |
| BImSchG | Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz - BImSchG) |
| d_A | Aerodynamischen Durchmesser; Der d_A eines Teilchens beliebiger Form, chemischer Zusammensetzung und Dichte entspricht dem Durchmesser einer Kugel mit der Dichte $\rho = 1\text{g/cm}^3$, welche in ruhender oder wirbelfrei strömender Luft dieselbe Sinkgeschwindigkeit hat wie das betrachtete Teilchen. |
| EC | Elementarer Kohlenstoff; elemental carbon |
| EE | Erneuerbare Energie |
| Einzelraum- feuerungsanlage | Feuerungsanlage, die vorrangig zur Beheizung des Aufstellraumes verwendet wird, sowie Herde mit oder ohne indirekt beheizte Backvorrichtung. |
| F | Farad; SI-Einheit der elektrischen Kapazität |
| HLGS | Halbleiter-Gassensoren |
| H_o | Brennwert; gibt an, wie viel Energie (kJ) pro Masse (g) aus dem Brennstoff bei der Verbrennung gewonnen werden kann. |
| KFA | Kleinfeuerungsanlage |
| NOx | Stickoxide; Sammelbezeichnung für gasförmige Oxide des Stickstoffs. |
| OC | Organischer Kohlenstoff, organic carbon |
| oTS | Organische Trockensubstanz |
| PAK | Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe |
| PMx | Particulate Matter; Partikelmasse mit einem aerodynamischen Durchmesser von maximal $x \mu\text{m}$. |
| r.F. | relative Feuchte; Verhältnis von Wasserdampfdruck zu Sättigungsdampfdruck des Wassers über einer ebenen Wasseroberfläche. |
| TS | Trockensubstanz |
| $w(F_{an})$ | Relativer Gehalt an flüchtigen Anteilen |

0. Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wird durch die Entwicklung neuer Feinstaubsensortechnik die Grundlage für die Kompensation nutzerseitiger Bedienungsfehler von Kleinf Feuerungsanlagen bei gleichzeitiger Realisierung möglichst optimaler Betriebsbedingungen geschaffen. Ziel ist, die Fehleranfälligkeit im Zusammenwirken von Brennstoff, Feuerstätte und Nutzer durch Integration einer neuartigen online Sensortechnik zur Kontrolle und Steuerung des Abbrandverhaltens zu minimieren.

Dazu wurden Komponenten eines Funktionsmusters für eine neuartige in-situ Feinstaubmessung entwickelt. Alle Komponenten dieses Funktionsmusters wurden unter Verwendung holzbefuerter Prüfstandsmodelle auf ihre Eignung hin untersucht und optimiert. Dazu kamen je ein Kaminofen und ein Holzvergaserkessel zum Einsatz. Die Ganglinien des Funktionsmusters zeigen trotz der Einfachheit des Ansatzes erstaunlich gute Übereinstimmung mit Emissionsprofilen, welche unter denselben Abbrandbedingungen mit konventionellen, zugelassenen Messgeräten des Schornsteinfegerhandwerks ermittelt wurden. Einzelne abweichende Messpunkte, liegen darin begründet, dass die verglichenen Messungen in erster Näherung als hinreichend gleichartig angenommen wurden. Im Gegensatz zu den konventionellen Referenzgeräten wurde jedoch beim Funktionsmuster keine Bewertung mittels Temperatur und vor allem der Stärke des Abgasstroms durchgeführt. Wie sich in einer Diskussion der Ergebnisse mit den Entwicklern der Fa. Wöhler herausstellte, ist die Betrachtung des Volumenstroms bei unvermeidlich stark variierenden Verbrennungsbedingungen jedoch sinnvoll.

Für eine anwendungsorientierte Weiterentwicklung ist es daher wichtig, zuerst eine Volumenstrombestimmung und Temperaturkompensation zu erarbeiten. Erst anschließend kann die Kapazitätsmessung vom Labor direkt an die Anlage übertragen und ein vollständiges Funktionsmuster/Prototyp entwickelt werden. Aus eigenen und zahlreichen Untersuchungen in der Literatur ist bekannt, dass ein guter Abbrand (Holzvergaserkessel) überwiegend zu mineralischem Feinstaub führt, während bei konventionellen Kaminöfen vor allem Komponenten aus elementarem und organischem Kohlenstoff im Feinstaub überwiegen. Experimentell fand dies Bestätigung in der zum Ausheizen unter Entfernung der Staubbelastung benötigten Leistung. Darauf aufbauend werden Temperaturverläufe in der Sensor-Freibrennphase des zwischen den Elektroden des Sensors abgelagerten Staubes in Korrelation mit der Staubzusammensetzung und Korngrößenverteilung die Aussagekraft der Ergebnisse erhöhen. Angepasste Modelle für die dazugehörige Auswertung sowie für die Impedanz bei hohen Beladungsgraden runden die Perspektiven dahingehend ab, dass eine Übertragung der Messtechnik auf einen Mikrocontroller und damit eine kostengünstige Realisierung möglich ist.

Durch die Kommunikation der Projektinhalte und -ziele auf Fachtagungen konnte ein breites Publikum - inklusive der Sensor-Community - für die Problematik der Feinstaubemission aus Kleinf Feuerungsanlagen sensibilisiert werden. In der Folge hat sich der Fachausschuss Hochtemperatur-Sensorik der Deutschen Gesellschaft für Materialkunde mit dem Thema befasst und strebt derzeit weitere Forschungstätigkeiten auf dem Gebiet an. Die dort anvisierte Methode mit piezoelektrischen Resonatoren erscheint ebenso vielversprechend.

Das Vorhaben wurde in einer Kooperation der Technischen Hochschule Mittelhessen, der Justus-Liebig-Universität Gießen, der Schornsteinfegerakademie Dülmen und der Firma Strohal Anlagenbau durchgeführt. Das Projekt wurde durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Az: 30960-21/0) gefördert.

1. Einleitung

Der Ausbau der Erneuerbaren Energien in Deutschland schreitet sowohl im Bereich der Stromerzeugung als auch der Wärmebereitstellung weiter voran. Für das erste Halbjahr 2014 beträgt der Anteil Erneuerbarer Energieträger an der Bruttostromerzeugung nach Angaben des Bundesverbandes der Energiewirtschaft (bdeW) 27 %, wobei die Detailgliederung für Biomasse 7 % ausweist (Abbildung 1) [1].

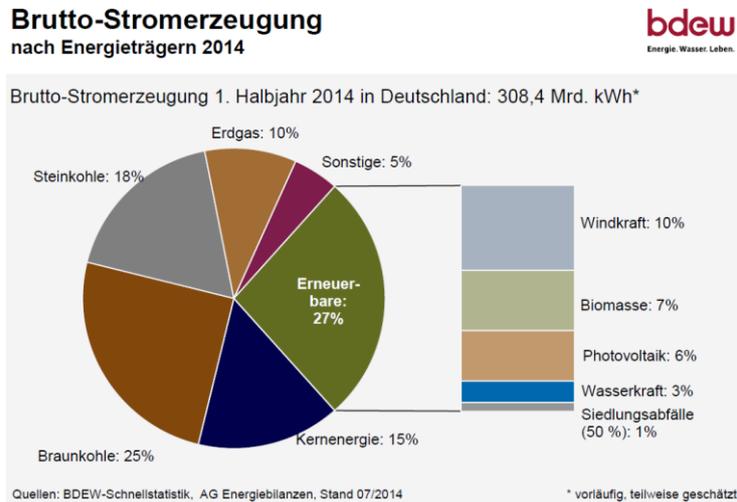


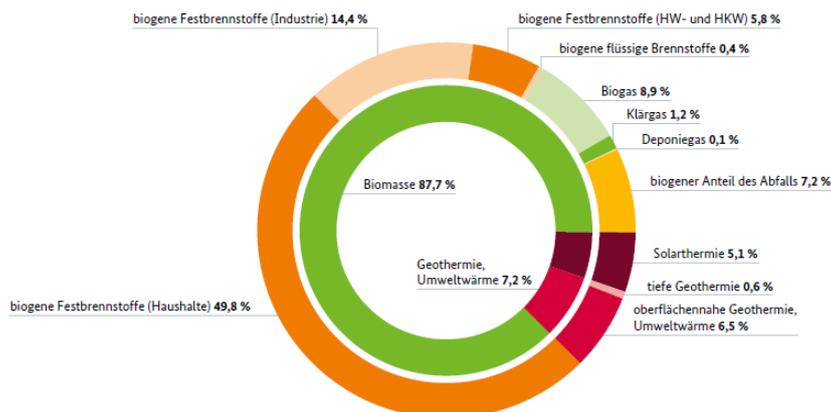
Abbildung 1: Bruttostromerzeugung nach Energieträgern 2014 [1].

Am gesamten Wärmemarkt betrug der Anteil der Erneuerbaren Energie 2013 nach BMBi-Angaben 9,0 % nach 9,3 % im Vorjahr [2]. Dieser prozentuale Trend wird mit der längeren Heizperiode 2013 erklärt und dem damit gestiegenen Gesamtwärmeverbrauch von 1470 Milliarden kWh in 2013 im Vergleich zu 1378 Milliarden kWh in 2012. Dabei stieg jedoch die Wärmebereitstellung aus Erneuerbarer Energie (EE) von 128 Milliarden kWh im Jahre 2012 auf 137,9 kWh in 2013 (Abbildung 2).



Abbildung 2: Entwicklung der Wärmebereitstellung aus EE in Deutschland im Zeitraum 1990 - 2013 [2].

Biomasse hatte 2013 bei der Wärmebereitstellung aus Erneuerbarer Energie einen Anteil von 87,7 % [2].



Stand: Februar 2014; Angaben vorläufig

Quelle: ZSW nach Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik (AGEE-Stat)

Abbildung 3: Struktur der Wärmebereitstellung aus EE in Deutschland im Jahre 2013; Gesamt: 132,9 Mrd. kWh mit Biomasse 116,96 Mrd. kWh entsprechend 87,7 % [2].

In den letzten Jahren hat nicht nur in Deutschland, sondern auch im europäischen und globalen Raum, die Energiebereitstellung aus verschiedenen Formen der Biomasse, darunter auch Holz, eine zunehmende Bedeutung erfahren [3].

Unter ökologischen Gesichtspunkten liegt der Vorteil der Bioenergie in ihrer grundsätzlichen CO₂-Neutralität, die jedoch im Einzelfall in einer Life-Cycle-Analyse unter Beweis zu stellen ist. Eindeutig nachteilig sind jedoch die mit der Bioenergie verbundenen Stickoxidemissionen und der Ausstoß von Partikelmengen (Staub) [4]. Abbildung 4 zeigt die Entwicklung in Deutschland nach einer Zusammenstellung von Hartmann [5].

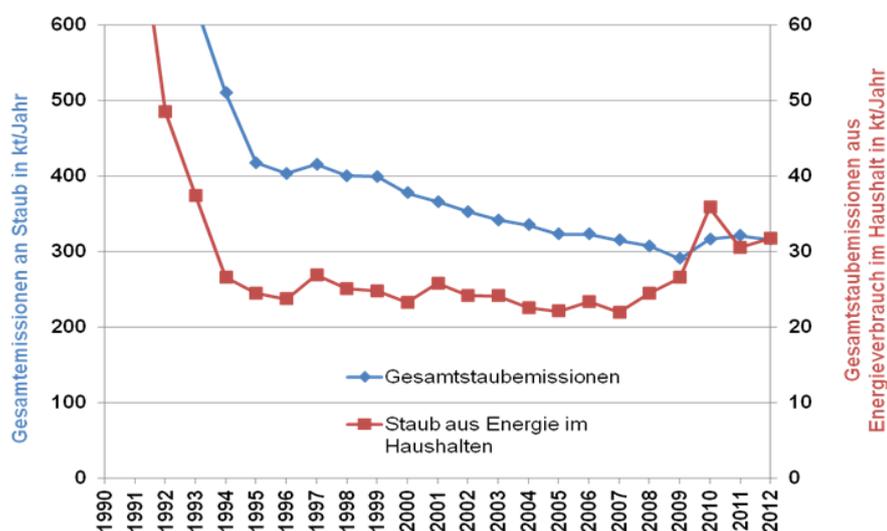


Abbildung 4: Nationale Gesamtstaubemissionen und Staub aus häuslichen Energiequellen (Deutschland) von 1990 bis 2012 [5].

Die Zunahme der Staubemission durch die energetische Biomassennutzung insbesondere in Biomassekleinfeuerungsanlagen in den letzten Jahren hat zu administrativen Reduktionsmaßnahmen in Form der Novellierung der Ersten Verordnung zur Durchführung des Bundesemissionsgesetzes (1. BImSchV) im März 2010 geführt. Durch zeitlich gestufte neue Grenzwertsetzung wird eine Minderung für die Schadstoffe Kohlenmonoxid und Staub angestrebt [6]. In Deutschland gibt es über 14 Mio. Einzelraumfeuerungsanlagen und rund

0,7 Mio. zentrale Heizungsanlagen. Derzeit werden in Deutschland Kleinfeuerungsanlagen im Umfang von 200.000 Stück pro Jahr installiert. Dabei stieg 2013 der Bestand an Holzpellet-Feuerungen um 40.000 Anlagen gegenüber 2012 auf insgesamt 320.000 Anlagen (220.000 Kessel, 100.000 Pelletöfen) [2]. Darüber hinaus wurden in den letzten Jahren im technischen Bereich eine Vielzahl von Entwicklungen zur Staubreduktion durch Einbeziehung von Brennstoff, Nutzer, Feuerung und Sekundärmaßnahmen initiiert [7].

Voraussetzung für eine emissionsarme und effiziente Verbrennung ist das Zusammenspiel von Feuerungstechnik, Brennstoff und Nutzerverhalten des Betreibers (Abbildung 5).

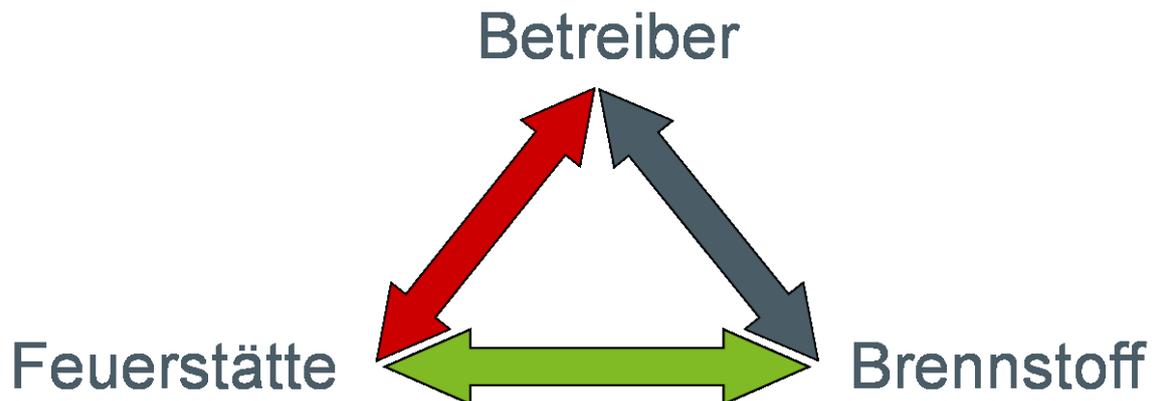


Abbildung 5: „Bermuda-Dreieck“ für Emissionen aus Verbrennungen.

Daher erfordert Emissionsminderung gemäß Zielsetzung der 1. BImSchV die ganzheitliche Betrachtung von Feuerstätte, Brennstoff und Betreiber.

In diesem Zusammenhang soll der vorliegende interdisziplinäre Projektansatz durch die Entwicklung neuer Feinstaubsensortechnik die Grundlage für die Kompensation nutzerseitiger Bedienungsfehler bei gleichzeitiger Realisierung möglichst optimaler Betriebsbedingungen schaffen. Ziel ist, die Fehleranfälligkeit im Zusammenwirken von Brennstoff, Feuerstätte und Nutzer durch Integration neuartiger Sensortechnik zur Kontrolle und Steuerung des Abbrandverhaltens zu minimieren. Dazu wurden auf experimenteller Basis Komponenten eines Funktionsmusters für eine neuartige in-situ Feinstaubmessung entwickelt und erprobt mit der Zielsetzung, die Emissionen der Feuerungsanlage kontinuierlich zu ermitteln und somit die Verbrennung unabhängig von Brennstoffqualität und Nutzerverhalten zu beurteilen.

2. Grundlagen

2.1. Atmosphärisches Aerosol

Eine idealisierte Größenverteilung des atmosphärischen Aerosols, d.h. der Dispersion von festen und flüssigen Teilchen in der umgebenden Luft, mit zugeordneten Quellen und Senken zeigt Abbildung 6. Charakteristisch ist die trimodale Verteilung [3].

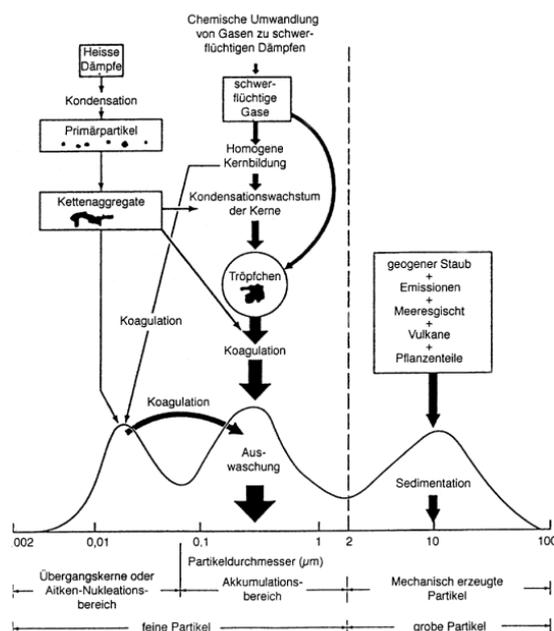


Abbildung 6: Größenverteilung des atmosphärischen Aerosols mit wichtigen Quellen und Senken, die zu einer trimodalen Verteilung beitragen [3].

Weltweit sind analytische, technische und administrative Aktivitäten im Gange, die Staubbelastung aus natürlichen, industriellen und häuslichen Sektoren zu senken [8]. Primär mechanisch erzeugte Partikel wie windbedingte Staubaufwirbelungen, Pollen, Sporen, Vulkane oder Reifenabrieb prägen überwiegend den Grobstaub. Bei der Quellenidentifizierung sind die Partikelemissionen aus Holzfeuerungen mehr am anderen Ende in der Größenklasse bis 1 μm zu finden. Ihr Emissionsanteil ist inzwischen mit jenem aus dem Verkehr vergleichbar [9]. Gründe hierfür sind zum einen die zunehmende Verbreitung von Kleinf Feuerungsanlagen für Scheitholz, Hackschnitzel und Pellets als häusliche Zentralheizungssysteme und zum anderen Einzelraumfeuerstätten in Form von Kamin- oder Kachelöfen als moderne „Lifestyle“-Elemente [10].

International ist für den Begriff atmosphärisches Aerosol der Ausdruck „Particulate matter (PM)“ üblich. Dabei spezifiziert PM_x die Masse von Partikeln kleiner als x μm . In verschiedenen Ländern sind zur Minderungen der Staubemissionen Grenzwerte für PM₁₀, PM_{2,5} und PM₁ eingeführt worden.

2.2. Partikelbildung bei der Verbrennung von Holz

In der Literatur werden modellhaft fünf Hauptpfade zur Bildung von Partikeln bei der Holzverbrennung beschrieben [11]. Dabei hat die Verdampfung der anorganischen Holzinhaltsstoffe (Metallkationen wie K, Na, Ca, Mg, Schwermetalle, Ammoniak) und Anionen (Chlorid, Sulfat) den größten Anteil. Dies wird begleitet vom Mitreißen von Partikeln aus der Asche, Neubildung und Umlagerung in Gasphasenreaktionen und bei

Kondensationsprozessen (z.B. CaO, SiO₂, Al₂O₃; KCl, K₂SO₄, NaCl, NH₄Cl). Darüber hinaus entstehen bei unvollständigem Ausbrand in-situ niedermolekulare kohlenstoffhaltige Verbindungen als Fragmente pyrolytischer Prozesse von Cellulose, Hemicellulose und Lignin. Diese Stoffgruppen stellen die makromolekularen Hauptbestandteile holzartiger Materialien dar [12]. Unter diesen organischen Abbauprodukten ist Zersetzungsprodukten wie z.B. Ruß und insbesondere kondensierten aromatischen Ringsystemen, den sogenannten polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), vertiefte Aufmerksamkeit zu widmen. Angelagert an mineralische Komponenten oder elementaren Kohlenstoff (elemental carbon, EC) im Submikronbereich prägt diese Stoffklasse im besonderen Maße das Toxizitätspotential von Partikelemissionen aus häuslicher Holzfeuerung [13]. Analytisch werden PAK bei der Bestimmung des Summenparameters Organic Carbon (organischer Kohlenstoff, OC) mit erfasst. Hingegen ermöglicht eine Einzelanalyse eine stoffbezogene Risikobewertung.

2.3. Wirkung der Partikel

Abgelagerte Aerosole treten entsprechend ihrer Größe, Form und Inhaltsstoffe in unterschiedliche Wechselwirkung mit ihrer Umgebung. Teilchen mit Durchmessern größer als 0,1 µm werden üblicherweise durch ihren aerodynamischen Durchmesser (d_A) beschrieben. Definitionsgemäß ist der d_A eines Teilchens beliebiger Form, chemischer Zusammensetzung und Dichte gleich dem Durchmesser einer Kugel mit der Dichte $\phi = 1 \text{ g/cm}^3$, welche in ruhender oder wirbelfrei strömender Luft dieselbe Sinkgeschwindigkeit hat wie das betrachtete Teilchen. Partikel mit $d_A > 10 \text{ µm}$ werden bei Aufnahme in den Körper über die Atemwege bereits im Kehlkopf abgelagert. Teilchen unter 10 µm (PM10) und jene unter 2,5 µm (PM2,5) erreichen die Bronchien und Lungenbläschen. Teilchen kleiner 0,1 µm (PM1) können sogar bis in die Blutbahn gelangen und sich im Körper verteilen [14]. Spezifische Wechselwirkungen einzelner Inhaltsstoffe und Dosis-Wirkungs-Beziehungen sind heute noch Gegenstand intensiver weltweiter Forschung [15, 16]. Fest steht, dass das Gefährdungspotenzial neben der Größenklasse ($GK < 1 \text{ µm}$) und Konzentration vor allem durch die chemische Natur geprägt wird. Das Gesundheitsrisiko der verschiedenen Gruppen von Inhaltsstoffen der Feinstaubemissionen aus Biomassefeuerungen steigt von anorganischen Salzen (mg/Nm^3) über organischen Kohlenstoff, elementaren Kohlenstoff jeweils in mg/Nm^3 , hin zu den besonders kritischen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, PAK (ng/Nm^3) an [17, 18].

2.4. Partikelemissionen vermeiden oder zumindest vermindern

Da der überwiegende Teil der Partikel aus häuslichen Holzfeuerungen im potentiell gesundheitsschädlichsten Korngrößenbereich von kleiner 1 µm liegt, sind technische Maßnahmen, welche die Schadstoffemission bereits bei der Entstehung vermindern und im Idealfall ganz vermeiden, aktiver Gesundheits- und Arbeitsschutz. Solche brennstoff- und anlagenbedingte Einflussgrößen betreffen als primäre Maßnahmen insbesondere:

- a) die Art des Brennstoffes, Brennstoffauflagemenge und Brennstoffaufbereitung: Scheitgröße, Wassergehalt und Feinfraktionsanteile bei Pellets,
- b) die Feuerraumgeometrie, niedriges Lambda entsprechend dem Low Particle Concept nach Oser, automatisierter Betrieb; Ersatz ungeeigneter, veralteter Feuerungsanlagen,
- c) die Anwenderschulung zur Vermeidung von Fehlbedienungen als effektivste und kostengünstigste Technik zur Minderung der Emissionen in der Praxis.

Moderne, feuerraumseitige Maßnahmen der Hersteller von Heizkesseln und Einzelraumfeuerungsanlagen zur Feinstaubminderung betreffen die Verbrennung bei hinreichend hohen Temperaturen ($> 800\text{ °C}$) mit Ablagerungs- und Beruhigungszonen für größere Partikel sowie eine hinreichend große Verweilzeit der Flammen zur Oxidation der Organik und Förderung von Agglomerationsprozessen partikulärer Masse. Dabei wirkt sich vor allem die Einstellung unterschiedlicher Luftüberschusszahlen in den verschiedenen Bereichen der Anlage (Glutbett, Ausbrandzone etc.) auf die Feinstaubbildung aus. Da es sich bei der Verbrennung um einen mehrstufigen Prozess mit gestaffelter Luftzuführung handelt, ist eine reine Sauerstoffmessung in den Abgasen nicht ausreichend. Nur wenn die tatsächliche Feinstaubkonzentration kontinuierlich gemessen werden kann, lassen sich die Luftströme jederzeit an das aktuelle Verbrennungsstadium anpassen.

Sekundäre Maßnahmen zur Senkung der Partikelemission betreffen nachgeschaltete Katalysatoren, elektrostatische Abscheider und Kombinationen davon, Wärmetauscher zur Abgaskondensation (Brennwerttechnik) oder Gewebefilter [19]. Solche Nachbehandlungssysteme tragen prinzipiell dazu bei, bereits angefallene Schadstoffe technisch zu mindern.

Vor diesem Hintergrund der gesundheitlichen Risiken von Feinstaub wurden Holzfeuerungsanlagen in verschiedenen F&E-Vorhaben eingehend hinsichtlich der Feuerungstechnik [20, 21, 22], der Brennstoffe bei unterschiedlichen Betriebsvarianten sowie zugeordneter Schadgasabgaben und Feinstaubemission [23, 24, 25] sowie der Partikel-Korngrößenverteilung [26] samt deren physikalisch-chemischen Charakterisierung [27] untersucht. Diese wissenschaftlichen Arbeiten bilden zum einen die Grundlage für administrative Maßnahmen zur Luftreinhaltung [6] und sind zum anderen eine kontinuierliche Anregung für die Fortentwicklung primärer und sekundärer Minderungsmaßnahmen für Partikelemissionen, analytischer Messtechniken und ihrer Rückkopplung zur Steuerung und Optimierung von Verbrennungsprozessen.

Die erzielten Ergebnisse [21-27] lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Bei der Korngrößenverteilung des Feinstaubes aus Pelletkessel, Hackschnitzelkessel, Scheitholzessel, Kachelofeneinsatz und Kaminöfen überwiegen generell die Submikronpartikel ($< 1\text{ }\mu\text{m}$ bzw. PM1).
- In Abhängigkeit von Brennstoff, Brennstoffqualität und Brennstoffgröße liegt ihr Anteil ($< 1\text{ }\mu\text{m}$) bei 60 - 90 %. Entsprechende Anteile PM2,5, PM10 und $d_A > 10\text{ }\mu\text{m}$ betragen in der Regel jeweils weniger als 10 %.
- Guter Ausbrand führt überwiegend zu mineralischem Feinstaub. Dementsprechend liegen bei Pellet- und Holzvergaserkesseln die Summengehalte an OC und EC - ausgedrückt als OC + EC - im Volllastbetrieb unter 10 %. Hingegen steigen die OC- + EC-Gehalte auch bei bestimmungsgemäßem Betrieb bei Kachel- und Kaminöfen stark an mit charakteristischen OC- + EC-Werten im Bereich von 50 - 70 %; bei Holzbriketts findet man sogar OC- + EC-Werte über 80 % [27]
- Bei schlechtem Ausbrand (charakterisiert durch hohe CO-Konzentrationen im Rauchgas) bzw. Teillastbetrieb nehmen bei allen Holzfeuerungen sowohl die Staubkonzentration (mg/Nm^3) als auch deren organische Bestandteile, insbesondere PAK zu. Feinstaub aus Einzelraumfeuerstätten kann dann toxischer als Dieselruß werden.

Interessant - und ein Hinweis für den Innovationsbedarf speziell im Bereich von Kaminöfen - sind Ergebnisse von Holzfeuerungsanlagen [27], bei denen definierte Abweichungen vom Standardbetriebsmodus realisiert wurden. Dies führte zu drastischen Veränderungen im Emissionsverhalten (Tabelle 1). In der Konsequenz kann Nutzerfehlverhalten, das gegenüber dem optimierten Betrieb zu einem starken Anstieg der Emissionen speziell im weit verbreiteten Kaminofensektor führt, durch Automatisierung des Betriebs verringert werden. Beim künftigen Kaminofen mit Steckdose leistet der Verbraucher durch automatisch richtiges Heizen einen bedeutsamen Beitrag zur Emissionsminderung und damit zur Gesundheit der Bevölkerung. Daher ist die Entwicklung in dieser Hinsicht unter technischen Gesichtspunkten gezielt voranzutreiben und gleichzeitig der Akzeptanzproblematik durch Aufklärung über die gesundheitlichen Risiken von Feinstaub aus Holzfeuerungen entgegen zu wirken.

Tabelle 1: Abweichung der Staub-, PAK-, OC- und EC-Emissionen vom Standardversuch bei definierten Abweichungen (Einzelergbnisse!) aus [27]. k.W.: keine Werte vorliegend.

| Standard-Versuch (alle Werte in mg/Nm ³) | Versuchs- Variation | Relative Änderung [%] Δ Staub | Relative Änderung [%] Δ PAK | Relative Änderung [%] Δ OC | Relative Änderung [%] Δ EC |
|---|---------------------------|--|--------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| Pelletkessel Volllast, <1% Feinanteil; (Staub 20; PAK: 0,0002; OC: 026; EC 0,71) | Teillast 30% | -20 | + 4 000 | + 16 | + 390 |
| | Feinanteil 20% | 0 | + 110 | +150 | + 50 |
| HHS-Kessel Volllast, Fichte, WG: 22% (Staub: 28; PAK: 0,0025; OC: 0,83; EC: 2,3) | Teillast 30% | + 250 | + 7 000 | + 2 300 | + 1600 |
| | Buche | + 50 | -95 | + 180 | -40 |
| | 38% WG | -10 | -90 | + 20 | -70 |
| Stückholzkessel Volllast, Fichte WG: 12%, Zug -10 Pa; (Staub: 33 bzw. 25; PAK: 0,0015; OC:1,3; EC: 1,9) | Teillast 70% | | | | |
| | Buche | -40 (-20) | + 70 | k.W. | k.W. |
| | WG 31 | -40 (-20) | -90 (-50) | + 15 (+ 30) | -25 (0) |
| | Zug -50 Pa | + 1 150 | +2 500 | k.W. | k.W. |
| Kachelofeneinsatz mit automatischer Luftsteuerung (High End Gerät) Volllast Buche 1,13 kg je Scheit; 4,5 kg Brennstoffmasse; WG: 12%; Zug -14 Pa; (Staub: 50; PAK: 0,045; für OC & EC keine Werte; für Vergleich aus Zug -34: OC: 3,5; EC 12 | | + 35 (+60) | -40 (-5) | +10 (+25) | +20 (+30) |
| | Fichte 2,25 kg | + 25 | -80 | -10 | + 120 |
| | Scheite 9 kg Auflage | + 45 | -5 | +380 | + 210 |
| | WG 30% | + 25 | + 65 | + 25 | + 65 |
| | WG 18 | + 15 | 0 | + 200 | + 60 |
| | Zug -34 Pa | -15 | -70 | k.W. | k.W. |
| | Luftklappe offen | + 20 | + 10 | k.W. | k.W. |
| Kaminofen (mittlere Preisklasse); Volllast, Buche, Scheit 0,7 kg; Brennstoffauflage: 2,8 kg; WG: 12%; Sekundärluft halb offen (Staub: 68; PAK: 0,093; OC: 7,2; EC: 3,8 | | + 40 | -20 | -70 | + 130 |
| | Fichte 1,4 kg Scheit | + 5 | -40 | 0 | +15 |
| | 5,6 kg Auflage | + 270 | k.W. | + 990 | + 70 |
| | WG: 30 | + 259 | + 4 900 | k.W. | k.W. |
| | Luftklappe geschlossen | + 1 600 | + 90 | + 5 600 | + 420 |
| Elektro-Abscheider Rohgas 20-100 mg/Nm ³ | ein bei W23 | + 10 | + 100 | -25 | + 20 |
| | | -90 | -98 | -65 | -75 |

2.5. Rechtsrahmen

Die Novellierung der 1. BImSchV [6] trat am 22. März 2010 in Kraft. Sinn der Novellierung ist es, einen wesentlichen Beitrag zur Reduzierung der Feinstaubemissionen zu leisten. Dafür ist es notwendig, die Anforderungen an die Wärmeerzeuger und die Überwachung zu verschärfen. Dabei wird zwischen Einzelraumfeuerungsanlagen (z.B. Kaminöfen, Heizkamine, Kachelöfen) und den übrigen Feuerungsanlagen (z.B. Heizkessel) unterschieden. Nach der 1. BImSchV gelten folgende Anforderungen:

a) Emissionsgrenzwerte und Mindestwirkungsgrade für Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe (Anforderungen bei der Typprüfung):

Tabelle 2: Grenzwerte für Einzelraumfeuerungsanlagen (Typprüfung) [6].

| Feuerstättenart | Stufe 1: Errichtung ab dem 22. März 2010 | | Stufe 2: Errichtung nach dem 31. Dezember 2014 | | Errichtung ab dem 22. März 2010 |
|---|--|------------------------------|--|------------------------------|------------------------------------|
| | CO [g/m ³] | Staub [g/m ³] | CO [g/m ³] | Staub [g/m ³] | Mindestwirkungsgrad [%] |
| Raumheizer mit Flachfeuerung | 2,0 | 0,075 | 1,25 | 0,04 | 73 |
| Raumheizer mit Füllfeuerung | 2,5 | 0,075 | 1,25 | 0,04 | 70 |
| Speichereinzel- feuerstätten | 2,0 | 0,075 | 1,25 | 0,04 | 75 |
| Kamineinsätze (geschlossene Betriebsbauweise) | 2,0 | 0,075 | 1,25 | 0,04 | 75 |
| Kachelofeneinsätze mit Flachfeuerung | 2,0 | 0,075 | 1,25 | 0,04 | 80 |
| Kachelofeneinsätze mit Füllfeuerung | 2,5 | 0,075 | 1,25 | 0,04 | 80 |
| Herde | 3,0 | 0,075 | 1,50 | 0,04 | 70 |

b) Emissionsgrenzwerte für Feuerungsanlagen mit einer Nennwärmeleistung von 4 kW oder mehr (1. und 2. Stufe):

Tabelle 3: Emissionsgrenzwerte für Feuerungsanlagen (Nennwärmeleistung > 4 kW) [6].

| | Brennstoff nach § 3 Absatz 1 | Nennwärmeleistung [Kilowatt] | Staub [g/m ³] | CO [g/m ³] |
|--|------------------------------|------------------------------|---------------------------|------------------------|
| Stufe 1: Anlagen, die nach dem 22. März 2010 errichtet werden | Nummer 1 bis 3 | $\geq 4 \leq 500$ | 0,09 | 1,0 |
| | | > 500 | 0,09 | 0,5 |
| | Nummer 4 bis 5 | $\geq 4 \leq 500$ | 0,10 | 1,0 |
| | | > 500 | 0,10 | 0,5 |
| | Nummer 5a | $\geq 4 \leq 500$ | 0,06 | 0,8 |
| | | > 500 | 0,06 | 0,5 |
| | Nummer 6 bis 7 | $\geq 30 \leq 100$ | 0,10 | 0,8 |
| | | $> 100 \leq 500$ | 0,10 | 0,5 |
| | | > 500 | 0,10 | 0,3 |
| Nummer 8 und 13 | $\geq 4 < 100$ | 0,10 | 1,0 | |
| Stufe 2: Anlagen, die nach dem 31.12.2014 errichtet werden | Nummer 1 bis 5a | ≥ 4 | 0,02 | 0,4 |
| | Nummer 6 bis 7 | $\geq 30 \leq 500$ | 0,02 | 0,4 |
| | | > 500 | 0,02 | 0,3 |
| | Nummer 8 und 13 | $\geq 4 < 100$ | 0,02 | 0,4 |

Nach §3 der 1. BImSchV dürfen folgende Festbrennstoffe verwendet werden:

| | |
|------------------------|----------------------------------|
| Brennstoffe 1 bis 3 a: | Kohlen |
| Brennstoffe 4 bis 5 a: | naturbelassenes Holz |
| Brennstoffe 6 und 7: | behandelte Hölzer |
| Brennstoff 8: | Stroh, Getreide |
| Brennstoff 13: | sonstige nachwachsende Rohstoffe |

Für Anlagen, die ab dem 31.12.2014 in Betrieb gehen, gelten demnach strenge Grenzwerte für die Staubemission von 40 mg/m³ (Einzelraumfeuerungsanlagen) bzw. 20 mg/m³ (Anlagen > 4 kW). Diese Werte werden von Anlagen nach heutigem Stand der Technik höchstens in einem Bruchteil der Betriebszyklen erreicht. Um die Emissionen aber über die ganze Dauer des Betriebs unter wechselnden Bedingungen gering zu halten, ist eine Regelung notwendig, die eine kontinuierliche Messung der Emissionen erforderlich macht.

2.6. Sensorik

Im Gegensatz zu Großfeuerungsanlagen oder der Steuerung von Verbrennungsmotoren (Lambdasonde), ist eine kontinuierliche Sensorik in holzbefeuerten KFA kaum verbreitet. Wenn vorhanden, handelt es sich hauptsächlich um temperatursensitive Elemente zur Leistungsregelung. Entweder steuern diese mechanisch (Bimetall, Thermostat) die Zuluft oder sie regulieren die Brennstoffmenge in modernen Holzpelletanlagen. Neben einer Messung der Kesseltemperatur bei wasserführenden Systemen können auch Thermolemente im Bereich des Brennraums genutzt werden. Eher selten werden Lambdasonden eingesetzt, um die Verbrennungsluftzufuhr zu steuern. Die im Wesentlichen an KFA genutzte Messtechnik bezieht sich auf die gesetzlich vorgeschriebenen regelmäßigen Messungen zur Überwachung der Grenzwerteinhaltung. Im Gegensatz zu kontinuierlichen Messungen kann durch diese Stichproben jedoch keine Regelung der Verbrennung erfolgen, sondern lediglich grobe Falscheinstellungen und Defekte aufgespürt werden (z.B. Undichtigkeiten etc.). Dabei werden durch den Schornsteinfeger neben Staub und CO, auch die Temperatur, der Sauerstoffgehalt und die Druckdifferenz zur Bewertung des Betriebszustandes in einer 15-minütigen Messung festgestellt. Zu den verwendeten

Messverfahren bei der Staubmessung zählen optische (Streulicht, Photoemission), elektrostatische und vor allem gravimetrische Verfahren. Letztere sind im einfachsten Fall Filterhülsen, die nach der Probenahme gewogen werden, oder kontinuierlich anzeigende Wiegeverfahren, wie z.B. Quarzmikroschwinger oder makroskopische Schwingelemente. Die gasförmigen Messgrößen (CO, O₂, NO_x) werden bei allen gängigen Geräten mit Hilfe von elektrochemischen Zellen ermittelt. Die Temperaturmessung erfolgt mit Thermoelementen (Typ K). Die für die Messung nach 1. BImSchV zugelassenen Geräte weisen bzgl. des Staubgehalts unabhängig von ihrem Messprinzip eine hohe Messgenauigkeit von 30 % bis 50 % [28] auf.

Um Sensorik zur Regelung der Betriebsparameter in KFA einsetzen zu können, muss das Messverfahren zum einen kontinuierlich arbeiten und durch die technische Umsetzung den rauen Umgebungsbedingungen in der Feuerungsanlage bzw. der Abluftrohre standhalten. Im Bereich der Gas-Sensorik bieten sich dafür Halbleiter-Gassensoren an (HLGS). Zinnoxid-HLGS-Systeme zur Messung des CO-Gehalts wurden z.B. für die Branderkennung in Braunkohlekraftwerken entwickelt. Trotz harter Umgebungsbedingungen (v. a. Staub) erzielen sie eine Lebensdauer von bis zu sieben Jahren und werden erfolgreich in vielen Kraftwerken eingesetzt [29]. Auch die Stickoxidmessung kann mittels HLGS erfolgen. So konnten Benner et al. zeigen, dass die verwendeten HLGS den Brennraumbedingungen in Kraftwerksfeuerungen (bis 650 °C) standhalten [30].

Für die Feststellung der Staubemission ist ein indirekter Rückschluss über andere Messgrößen, wie z.B. die CO-Konzentration nicht möglich, da diese nicht eindeutig korrelieren [31]. Der vorliegende Ansatz zur direkten Bestimmung des Feinstaubes verwendet ein keramisches Sensorsubstrat mit Elektroden in Interdigitalstruktur und integrierter Heizung. Der Staub lagert sich zwischen den Elektroden ab, wo seine dielektrischen Eigenschaften zu einer messbaren Kapazitätsänderung der Elektroden führen. Nach einer Messung wird durch Anlegen einer Heizspannung das Sensorsubstrat aufgeheizt und somit freigebrannt. Die Messung des Temperaturverlaufs während dieses Prozesses erlaubt weitere Rückschlüsse auf die Zusammensetzung des Staubes. Somit stehen auf nur einem Sensor zwei voneinander unabhängige Messgrößen zur Verfügung. Dadurch lässt sich unter Einbeziehung angepasster Auswertalgorithmen die Staubbelastung sicherer und genauer bestimmen. Die Sensorik wird über eine portable Elektronik und einen PC gesteuert. Somit erfolgt die Ermittlung des Staubgehalts aus dem kapazitiven Anteil der Impedanz. Die Widerstandsmessung an solchen Elektroden erfordert jedoch einen Mindestbedeckungsgrad, ab dem die Perkolationschwelle überschritten wird und ein leitfähiger Pfad entsteht. Geringere Beladungszustände sind nicht messbar und lediglich leitfähige Partikel tragen zum Signal bei. Im Gegensatz zur Erkennung eines Filterschadens im KFZ (relevante Zeit: Stunden, Tage), muss ein Sensor zur Regelung einer Holzverbrennung auf der Zeitskala unterhalb einer Minute arbeiten. Eine schnelle Reaktion und die Detektion kleiner Staubmengen sind daher notwendig. Dazu wird hier eine kapazitive Auswertung des Sensors genutzt. Auf und zwischen den Elektroden abgeschiedene Partikel führen dabei auf Grund ihrer von Luft verschiedenen Permittivität zu einer messbaren Änderung der Kapazität, noch bevor ein leitfähiger Pfad entsteht.

Während bei resistiver Messung - eine gleichmäßige Bedeckung mit hinreichend kleinen Staubpartikeln vorausgesetzt - Elektrodenabstand und -größe prinzipiell keine Rolle spielen, haben sie bei kapazitiven Verfahren einen starken Einfluss auf Grundkapazität (C₀) und Sensitivität. Eine Anpassung der Struktur bietet also die Möglichkeit, den Sensor auf eine spezielle Anwendung hin weiter zu optimieren.

3. Material und Methoden

3.1. Verwendete Brennstoffe

Um einen Schnitt der in der Realität verwendeten Brennstoffe wiederzugeben, wurden verschiedene Formen von Festbrennstoffen eingesetzt: Buchen- und Fichtenscheitholz, Pini&Kay-Briketts, Holzbriketts (Buchenbriketts von proFagus), Holzpellets.

3.2. Verwendete Feuerungstechnik

Im Projekt wurden drei verschiedene Feuerungstechniken verwendet, um ein möglichst breites Spektrum der Praxis abzudecken. Tabelle 4 zeigt die verwendeten Öfen.

Tabelle 4: Im Projekt verwendete Feuerungsanlagen.

| | |
|--------------------------|--|
| Feuerungsanlage | Buderus Logano S231-25 |
| Typ | Scheitholzessel |
| Nennwärmeleistung | 25 kW |
| Wirkungsgrad | 86 % |
| Abbildung |  |
| Feuerungsanlage | Buderus Blueline Nr. 3 |
| Typ | Kaminofen |
| Nennwärmeleistung | 7 kW |
| Wirkungsgrad | 73,4 % |
| Abbildung |  |
| Feuerungsanlage | Prototyp Fa. Strohal |
| Typ | Experimentelle Anordnung mit variablen Einsätzen |
| Nennwärmeleistung | 20 kW |
| Wirkungsgrad | 75 % |
| Abbildung |  |

3.3. Sensoren

Zur Messung des deponierten Staubs verfügen die Sensoren über zwei in einer Interdigital-Struktur angeordnete Elektroden. Die in einem Laser-Verfahren hergestellten Pt-Elektroden haben eine Strukturbreite von ca. 25 μm . Das Al_2O_3 -Keramikssubstrat verfügt weiterhin über einen Pt10-Heizer, der es ermöglicht den Sensor auf Temperaturen von bis zu 800 $^\circ\text{C}$ zu heizen. Aufgrund der Kürze der Projektdauer und mit Hinblick auf eine wirtschaftliche Umsetzung der Ergebnisse wurden kommerziell erhältliche Substrate verwendet, die fertig auf einem TO39-Sockel kontaktiert lieferbar sind. Der Nachteil der Festlegung auf eine Strukturausführung wird durch die schnelle Umsetzbarkeit sowie die geringen Kosten und die damit verbundene Möglichkeit zu umfangreichen Messreihen deutlich überwogen.

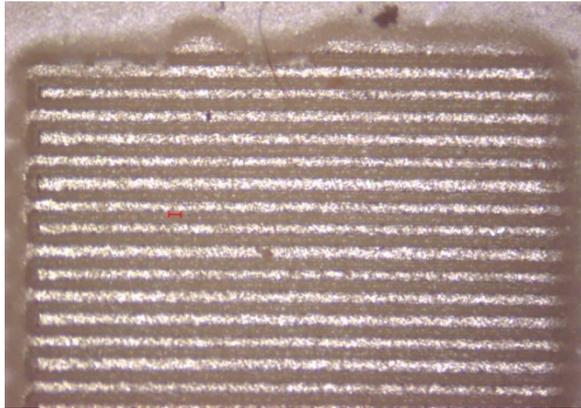


Abbildung 7: Verwendete interdigital-Elektroden auf Keramiksubstrat (Strukturgröße ca. 25 μm) [32].

Zur Installation der Sensoren im Abgasstrom wird ein speziell konstruierter Sensorträger verwendet (siehe Abbildung 8). Dieser erlaubt es, die Sensoren an jedem Punkt des Rohrquerschnitts zu platzieren. Durch die Befestigung in einem angeflanschten Rohr kann die Sensoroberfläche in beliebigem Winkel zum Abgasstrom ausgerichtet werden. Zusätzlich verfügt der Träger auf der Rückseite über ein installiertes Thermoelement zur kontinuierlichen Messung der Abgastemperatur, hier nicht zu sehen.

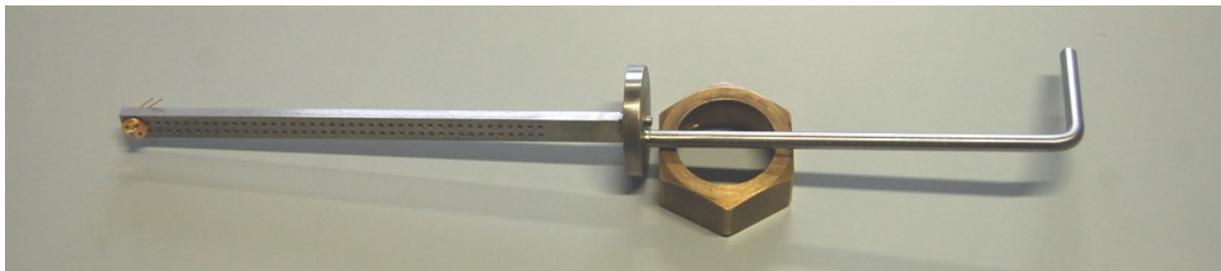


Abbildung 8: Sensorträger für die Versuchsanlagen.

3.4. Labormessstand

Um reproduzierbare Ergebnisse für die Labormessungen zu erhalten, sind konstante Umgebungsbedingungen wichtig, da der Einfluss unterschiedlicher Luftfeuchte auf die beladenen Sensoren noch unbekannt ist. Eine zu diesem Zweck entworfene Messkammer ermöglicht zum einen das Aufgeben einer definierten Atmosphäre auf die Sensoren und schirmt diese zum anderen gegen elektromagnetische Störfelder ab. Die Realisierung erfolgte mit einem geschachtelten Aufbau, bei dem sowohl die gasführenden Komponenten als auch die Leiterbahnen der Kontaktierung von einem Faraday'schen Käfig umgeben sind.

Ein Gas-Mischsystem erzeugt für die Messungen konstante Bedingungen in der Messkammer. Es wurde synthetische Luft mit einem Fluss von 150 ml/min und einer relativen Feuchte von 15 % (r.F.) durch den Sensorraum geleitet.

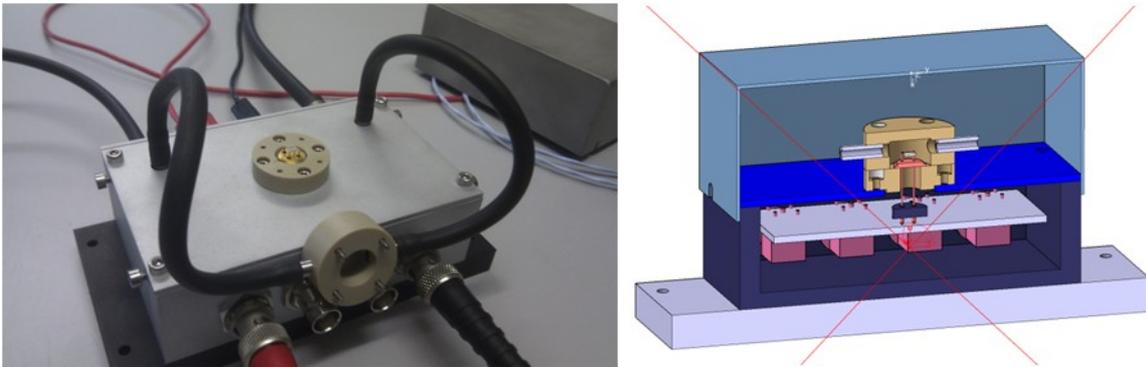


Abbildung 9: Messkammer mit abgenommener Schirmung und geöffnetem Sensorraum (links) und in einem CAD-Schnitt (rechts).

Die Sensoren wurden mit einem Solartron SI1260 Impedanzspektrometer vermessen. Die Kontaktierung erfolgte in einer 4-Punkt-Anordnung, bei der die Aufgabe des Stroms über andere Leitungen erfolgt, als die Messung der Spannung. Die beiden Stränge sind erst unmittelbar vor dem Sensor miteinander kontaktiert, wodurch störende Einflüsse von Kontaktwiderständen oder Kapazitäten der Kabel minimiert werden (Aufbau a, siehe Abbildung 10 links).

Da die Sensoren im leeren und leicht beladenen Zustand keine Gleichstromleitfähigkeit aufweisen, sondern nur kapazitives Verhalten zeigen, wurde zusätzlich der Messbereich des Spektrometers mit Hilfe eines „Chelsea Dielectric Interfaces“ erweitert. Dabei handelt es sich um einen Transimpedanzwandler, der es ermöglicht sehr kleine Ströme zu messen und diese als Spannungssignal an das Spektrometer zu übermitteln. Damit verbessert sich das Signal-Rausch-Verhältnis für hochohmige Proben gerade bei niedrigen Frequenzen, was es erlaubt auch im Bereich ab 1 Hz Analysen durchzuführen (Aufbau b, siehe Abbildung 10 rechts).

Die Amplitude der verwendeten Sinusspannung betrug bei beiden Aufbauten 500 mV.

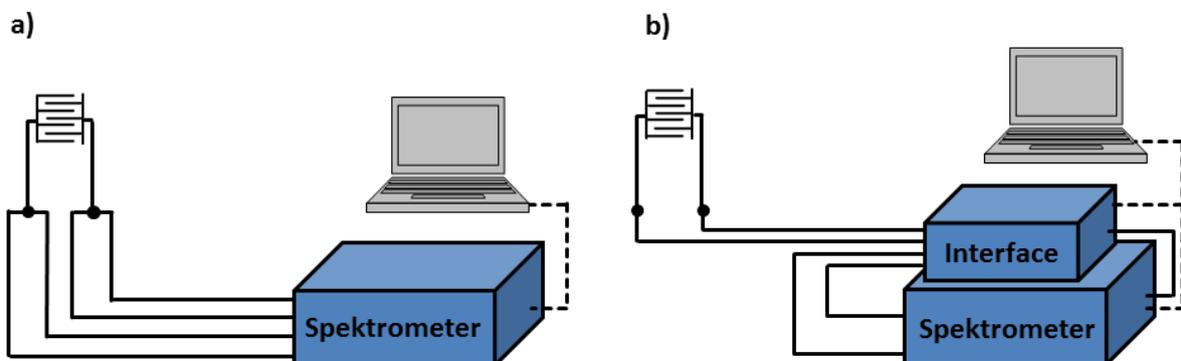


Abbildung 10: Labormessstand Aufbau a) und Aufbau b).

Die Kapazität der Sensoren wurde jeweils einzeln im Neuzustand vermessen, da es zu geringen herstellungsbedingten Schwankungen der Leerkapazität (C_0) kommen kann. Anschließend erfolgte eine Beladung der Sensoren mit Partikeln im Rahmen einer der Messreihen. Die Messung der Kapazität im beladenen Zustand wurde wiederum im Labor äquivalent zur Leermessung durchgeführt.

Zur Auswertung der gewonnenen Daten wurde ein kapazitiver Ansatz gewählt (siehe Gleichung 1). Dieser erlaubt eine Betrachtung der Kapazität über den gesamten gemessenen Frequenzbereich und würde im idealisierten Fall ein frequenzunabhängiges Verhalten liefern.

$$\operatorname{Re}(C) = \frac{-\operatorname{Im}(Z)}{\omega(\operatorname{Re}(Z)^2 + \operatorname{Im}(Z)^2)} \quad (\text{Gleichung 1})$$

Die Messungen der leeren Sensoren zeigte, dass das Signal mit der zuerst verwendeten Messtechnik (Aufbau a) zwischen ca. 10^4 und 10^6 Hz ausreichend rauscharm und frequenzunabhängig ist, um hier Auswertungen durchzuführen. Für Vergleiche der Ergebnisse, bei denen nicht die ganze Information des Spektrums benötigt wird, wird daher eine Messfrequenz von ca. $1,6 \cdot 10^4$ Hz ausgewählt. Alle im Ergebnissteil gegebenen Kapazitäten beziehen sich, wenn nicht anders angegeben, auf diese Frequenz.

Die Werte der Leerkapazität stimmen bei dieser Frequenz mit 2,85 bis 2,95 pF sehr gut mit den theoretisch erwarteten Werten überein [33].

Wiederholende Messungen zu verschiedenen Zeiten zeigten Abweichungen von nur 0,02 %. Variationen der Feuchte im relevanten Bereich zwischen 0 % und 30 % r.h. ergeben Signalunterschiede von 0,03 %. Diese Differenz ist jedoch frequenzabhängig und vergrößert sich zu niedrigen Frequenzen hin auf bis zu 0,4 % bei 1 Hz (siehe Abbildung 11).

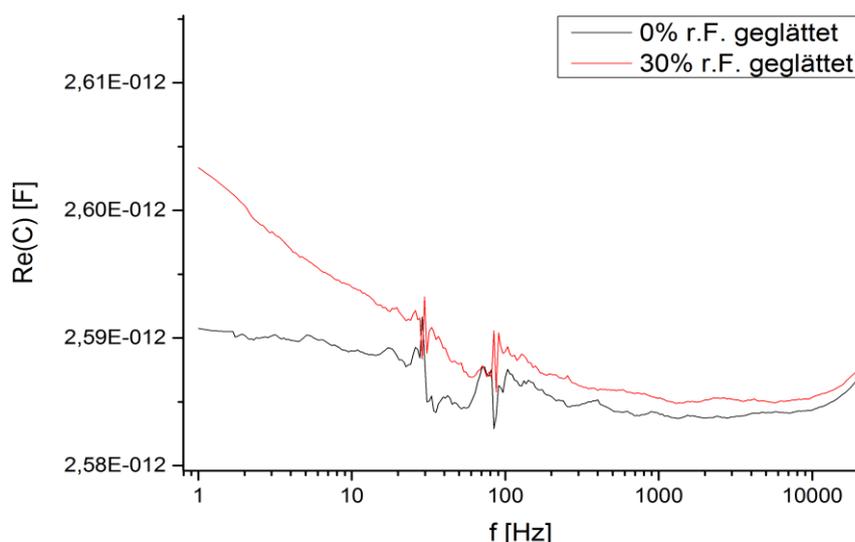


Abbildung 11: Frequenzabhängiger Einfluss einer Variation der relativen Feuchte auf das Signal eines Leersubstrats (geglättet).

3.5. Messaufbau an den Feuerungsanlagen

Abbildung 12 zeigt beispielhaft die Anordnung der parallel bei jeder Messung verwendeten Messgeräte. Eingesetzt wurden jeweils Temperaturfühler, Vereta Feinstaubmesskoffer,

Wöhler SM 500 Staubmessgerät und Funktionsmuster.



Abbildung 12: Messstellen am Abgasrohr (Prüfstand Dülmen).

3.6. Analytische Methoden

3.6.1. Brennwert

Die Bestimmung des Brennwertes eines Brennstoffes ist einer der wichtigsten Parameter, um die Energieausbeute eines Brennstoffes zu beurteilen. Der Brennwert gibt an, wie viel Energie (kJ) pro Masse (g) aus dem Brennstoff bei der Verbrennung gewonnen werden kann. Je höher der Brennwert ist, desto mehr Energie steckt in dem Brennstoff. Die Bestimmung erfolgte mit einem IKA C 7000 Kalorimeter, welches eine Brennwertbestimmung nach DIN 51900 ermöglicht^[34].

Bei einer kalorimetrischen Messung wird die Probe eines Stoffes in einem Aufschlussgefäß unter einer Sauerstoffatmosphäre mit einem Überdruck von 30 bar durch Fremdzündung mittels Glühdraht vollständig verbrannt. Die daraus resultierende Temperaturerhöhung des Aufschlussgefäßes wird durch die Temperaturänderung des Wasserbades, in welchem sich das Gefäß befindet, bestimmt. Für die Berechnung des spezifischen Brennwertes einer Probe muss ihre Masse, die Temperaturerhöhung des Aufschlussgefäßes, die Wärmekapazität des Kalorimeters und der Einfluss von Verbrennungshilfen, wie brennbare Zündgefäße oder Baumwollfäden als Lunte, bekannt sein. Damit das Gerät aus den ermittelten und eingegebenen Daten den Brennwert ermitteln kann, muss die Verbrennung unter folgenden definierten Bedingungen ablaufen:

Das im Brennstoff enthaltene und das bei der Verbrennung entstehende Wasser muss anschließend als Flüssigkeit vorliegen und es dürfen vom Brennstoff nur Verbrennungsrückstände zurückbleiben. Trifft dies nicht zu, muss die Messung wiederholt werden.

Der Brennwert H_0 ist höher als der Heizwert H_U . Der Brennwert resultiert aus dem Quotienten der Masse des Brennstoffes und der bei der Verbrennung freigesetzten Wärmemenge plus der Kondensationsenergie des enthaltenen und entstehenden Wassers, wohingegen der Heizwert H_U diese Kondensationsenergie nicht beinhaltet. Der Heizwert kann nach folgender Formel aus dem Brennwert berechnet werden:

$$H_U = H_0 - X_{H_2O} * \Delta h_v \quad (\text{Gleichung 2})$$

X_{H_2O} : relativer Wasseranteil des Brennstoffes

Δh_v : spezifische Kondensationsenthalpie des Wassers (2500 kJ/kg)

3.6.2. Glührückstand und Aschegehalt

Der Glührückstand und der Aschegehalt sind zwei miteinander korrelierende Parameter. Je höher der mineralische Glührückstand eines Brennstoffes ist, desto höher ist auch sein Aschegehalt. Ein möglichst geringer Ascheanteil ist wünschenswert, da diese Eigenschaft des Brennstoffes sowohl für den Benutzer als auch für den Verbrennungsraum weniger Belastung bedeutet.

Bei der Bestimmung des Glührückstandes wird zwischen dem organischen und mineralischen Glührückstand unterschieden. Diese Unterscheidung muss gemacht werden, um festzustellen, ob eine Probe einen hohen mineralischen Anteil oder einen hohen organischen Anteil hat. Der organische Anteil wird über den Glühverlust bestimmt. Die Durchführung der Messung erfolgt nach DIN 51719 [35].

Um den Glühverlust bzw. den Aschegehalt einer Probe zu bestimmen, muss zunächst die Trockensubstanz bzw. der Wassergehalt bestimmt werden. Der Aschegehalt bezieht sich prozentual auf die Trockensubstanz des Brennstoffs. Alle organischen Anteile oxidieren bei Temperaturen von 550 °C und bei einer Temperatur von 815 °C bleiben nur mineralische Anteile zurück.

Alle Bestimmungen dieses Versuches wurden als Dreifachbestimmungen durchgeführt. In ausgeglühten Tiegel wird eine Probe des Brennstoffes mit einer Masse von etwa 20 g abgewogen. Diese Probe wird zunächst im Trockenschrank bei 105 °C bis zur Massenkonstanz getrocknet, dies geschieht über einen Zeitraum von 12 h. Anschließend wurden die Tiegel mittels einer Tiegelzange in einen Exsikkator überführt. Nach einer Stunde Abkühlung konnten die Tiegel ausgewogen werden. Die Massendifferenz zur ersten Wägung stellt den absoluten Wassergehalt dar, aus welchem der relative Wassergehalt in % abgeleitet werden kann. Diese Berechnung erfolgt nach Gleichung 3.

Im nächsten Schritt werden die Tiegel in einen vorgewärmten Muffelofen mit einer Temperatur von 550 °C gestellt und für 60 Minuten geglüht. Nach Ablauf der 60 Minuten werden die Tiegel wieder mittels Tiegelzange in einen Exsikkator überführt und nach einer Stunde Abkühlung ausgewogen. Die Massendifferenz zur vorhergegangenen Wägung stellt den absoluten Anteil organischer Brennstoffverbindungen der Probe dar, aus welchem der relative Anteil abgeleitet werden kann. Diese Berechnung erfolgt nach Gleichung 4.

Anschließend werden die Tiegel in einen auf 815 °C vorgeheizten Muffelofen überführt und wiederum für 60 Minuten geglüht. Nach Ablauf der 60 Minuten werden die Tiegel wieder mittels Tiegelzange in einen Exsikkator überführt und nach einer Stunde Abkühlung ausgewogen. Die Massendifferenz zur vorhergegangenen Wägung stellt den absoluten Anteil mineralischer Brennstoffverbindungen der Probe dar, aus welchem der relative Anteil abgeleitet werden kann. Diese Berechnung erfolgt nach Gleichung 5.

Die Differenz aus der zweiten und letzten Wägung stellt den mineralischen Ascheanteil der Probe dar, welcher dem Aschegehalt entspricht und auch bei einer Nutzung als Brennstoff anfallen würde. Diese Berechnung erfolgt nach Gleichung 6.

Relativer Wassergehalt:

$$\frac{m_3 - m_1}{m_2 - m_1} * 100 \quad \text{(Gleichung 3)}$$

Relativer Anteil organischer Brennstoffverbindungen:

$$\frac{m_4 - m_1}{m_3 - m_1} * 100 \quad (\text{Gleichung 4})$$

Relativer Anteil mineralischer Brennstoffverbindungen:

$$\frac{m_5 - m_1}{m_4 - m_1} * 100 \quad (\text{Gleichung 5})$$

Relativer Aschegehalt:

$$\frac{m_5 - m_1}{m_3 - m_1} * 100 \quad (\text{Gleichung 6})$$

- m_1 : Masse Tiegel [g]
- m_2 : Masse Tiegel + Probe [g]
- m_3 : Masse Tiegel + Probe nach Trocknen bei 105°C
- m_4 : Masse Tiegel + mineral. Brennstoffverbindungen + Asche aus organ. Anteil nach Glühen bei 550 °C
- m_5 : Masse Tiegel + Asche aus mineral. und organ. Brennstoffverbindungen nach Glühen bei 815 °C

3.6.3. Flüchtige Bestandteile

Unter den flüchtigen Anteilen eines Brennstoffes versteht man die gas- und dampfförmigen Zersetzungsprodukte des organischen Anteils des Brennstoffes, die bei der Verbrennung freigesetzt werden. Hierunter fallen Teerdämpfe, Pyrolysewasser, CO, CO₂, H₂ sowie Kohlenwasserstoffe.

Die Bestimmung des Gehaltes an flüchtigen Bestandteilen erfolgt nach DIN 51720 zur Prüfung fester Brennstoffe [36]. Der Anteil an flüchtigen Bestandteilen ist ein wichtiges Qualitätsmerkmal für feste Brennstoffe, da sie die Verbrennungseigenschaften beeinflussen. Die Bestimmung wird in speziell dafür vorgesehenen Quarzglas-Verkokungstiegeln nach Dr. Rademacher durchgeführt (Abbildung 13).



Abbildung 13: Messaufbau zur Bestimmung der Flüchtigen Anteile.

Zur Bestimmung der flüchtigen Anteile wird zunächst die Analysenfeuchtigkeit der Probe nach DIN 51718 bestimmt [37]. Hierzu wird die Probe gewogen und bei 105 °C für 12 h im Trockenschrank getrocknet. Die Massendifferenz vor und nach dem Trocknen stellt den Wassergehalt dar, aus dem die Analysenfeuchtigkeit (M) als relativer Parameter bezogen auf die Gesamtmasse vor dem Trocknen bestimmt wird:

$$M = \frac{m_E - m_R}{m_E} * 100 \quad (\text{Gleichung 7})$$

M: Analysenfeuchtigkeit [%]

m_E : Einwaage Probe [g]

m_R : Rückwaage Probe [g]

Für die Bestimmung der flüchtigen Anteile werden die leeren Verkokungstiegel im vorgesehenen Gestell bei 900 °C im Muffelofen für 7 min ausgeglüht. Nach dem Abkühlen auf Zimmertemperatur wird das Leergewicht der Tiegel mit Deckel bestimmt und dokumentiert. Anschließend wird die Probe in die Tiegel überführt und die Tiegel mit Deckel und Probenkörper werden erneut ausgewogen. Die befüllten Tiegel werden für 7 min bei 900 °C im Muffelofen geglüht. Nach Abkühlen auf Raumtemperatur werden die Tiegel mit Deckel und Rückstand zurückgewogen. Aus der Massendifferenz und der Analysenfeuchtigkeit errechnet sich wie folgt der relative Gehalt an flüchtigen Anteilen ($w(F_{an})$) bezogen auf die Ausgangsmasse (Feuchtmass) der Probe.

$$w(F_{an}) = \frac{100 * (m_2 - m_3)}{m_2 - m_1} - M \quad (\text{Gleichung 8})$$

$w(F_{an})$: relativer Gehalt an flüchtigen Anteilen [%]

m_1 : Masse leerer Tiegel mit Deckel [g]

m_2 : Masse Tiegel + Deckel + Probe vor dem Glühen [g]

m_3 : Masse Tiegel + Deckel + Probe nach dem Glühen [g]

3.6.4. Elementaranalyse: C/H/N/S-Gehalt

Die elementare Zusammensetzung eines Brennstoffs beeinflusst viele weitere Parameter wie die Verbrennungsluftmenge, die Abgaszusammensetzung, die Abgasmenge und das Entstehen von Schadstoffverbindungen. Im Zuge der Elementaranalyse werden die Hauptelemente des organischen Anteils des Brennstoffs bestimmt. Hierzu zählen Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H), Stickstoff (N) und Schwefel (S), weiterhin enthalten die Brennstoffe noch andere Elemente und Spurenelemente, die in diesem Bereich der Analytik nicht berücksichtigt werden.

Die Elementaranalyse beschränkt sich auf die Bestimmung der Elemente C, H, N und S, welche durch Verbrennung einer abgewogenen Probe in einer sauerstoffangereicherten Atmosphäre mit Helium als Trägergas nachgewiesen werden. Die Beschränkung auf diese genannten Elemente resultiert daraus, dass sie, neben dem Sauerstoff, den größten Masseanteil in der Biomasse darstellen. Der Sauerstoffanteil kann über Gleichung 9 rechnerisch ermittelt werden.

$$xO_{wf} = 100\% - xC_{wf} - xH_{wf} - xN_{wf} - xS_{wf} \quad (\text{Gleichung 9})$$

xO_{wf} : Masseanteil Sauerstoff wasserfrei [%]

xC_{wf} : Massenanteil Kohlenstoff wasserfrei [%]

CH_{wf} : Massenanteil Wasserstoff wasserfrei [%]

cN_{wf} : Massenanteil Stickstoff wasserfrei [%]

cS_{nf} : Massenanteil Schwefel wasserfrei [%]

Die bei der Verbrennung entstandenen Oxidationsprodukte CO_2 , H_2O , NO_2 , NO , SO_2 und SO_3 können dann durch die verschiedenen Absorptionssäulen des Messgerätes

nacheinander bestimmt werden. Schwefel und Stickoxide werden durch das im Reaktionsraum befindliche Kupfer zu SO_2 und Stickstoff, welcher als erstes Element vom Wärmeleitfähigkeitsdetektor bestimmt wird, reduziert. Hinter dem Reaktionsrohr mit Kupferfüllung befindet sich Silberwolle, an welcher Halogenverbindungen gebunden werden. Anschließend wird das Gasgemisch aus Probe und Helium in das nachfolgende Trenn- und Messsystem überführt, wo es zunächst in eine Säule gelangt, in der Wasser und ein Teil des Schwefeldioxids adsorbiert werden. Im nächsten Schritt gelangt das Gasgemisch in eine Schwefelsäule, an der der Rest des Schwefeldioxids adsorbiert wird. In der folgenden CO_2 -Säule wird das CO_2 adsorbiert. Abschließend werden die adsorbierten Komponenten bei verschiedenen Temperaturen desorbiert und somit freigesetzt um nun ebenfalls vom Wärmeleitfähigkeitsdetektor bestimmt zu werden.

3.6.5. CO- und Staubmessung mit zugelassenen Messgeräten

VDI Richtlinie 2066, Blatt 1 beschreibt die Referenzmessung für Staub. Projektbezogen wurden Messgeräte verwendet, die für die tägliche Praxis des Schornsteinfegerhandwerks zugelassen sind [38].

Das Wöhler SM 500 (Gerätekategorie A und B nach VDI 4206 [28]) ermittelt den Gesamtstaub aus der Filtermassenzunahme (mStF) in 15 Minuten aus einem Absaugvolumenstrom (3,0 Normliter pro Minute entsprechend 45,5 L). Das Messprinzip ist ein gravimetrisches online Wiegeverfahren im Messbereich von 0 - 45 mg, entsprechend einem Staubgehalt im Abgas von $0,0 \text{ mg/m}^3$ bis 1000 mg/m^3 bezogen auf 13 % O_2 . Genauigkeit $> \pm 0,03 \text{ mg}$. Der Sauerstoffgehalt wird im Messbereich von 0 - 21 Vol.-% bei einer Messgenauigkeit von $\pm 0,3 \text{ Vol.-%}$ nach VDI 4206, Blatt 1 mit einem elektrochemischen Sensor bestimmt. Zur Bestimmung der Kohlenmonoxidkonzentration (CO) im Abgasstrom dient ein elektrochemischer Sensor im Messbereich von 0 - 100.000 Vol.-ppm (Auflösung 1 Vol.-ppm). Die Abgastemperatur wird ebenfalls nach VDI 4206, Blatt 1 mit einem Ni-Cr/Ni-Thermoelement im Messbereich von $-20 \text{ }^\circ\text{C}$ bis $800 \text{ }^\circ\text{C}$ bei einer Auflösung von $0,5 \text{ }^\circ\text{C}$ ermittelt.

Das Messverfahren des Vereta Feinstaubmesskoffers beruht auf dem Zusammenspiel verschiedener Sensoren. Zwei unterschiedlich polarisierte, optische Photometer-Sensoren messen die Partikel über reflektierendes Licht und detektieren Feinstäube bis $1 \text{ }\mu\text{m}$. Das Aerosol-Elektrometer erfasst Feinstäube ab einer Größe von 20 nm. Damit wird ein weiterer Größenbereich von Partikeln abgedeckt.

Die Vergleichsmessungen bei Fa. Strohal erfolgen nach den Vorgaben der 1. BImSchV für Kleinf Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe mit dem für solche Messungen zugelassenen Messgerät Wöhler SM96. Sie erfolgen im Kern des Abgasstromes an einer dafür geeigneten Messöffnung, welche sich am Verbindungsstück zwischen Kamin und Schornstein befindet und nach Möglichkeit in einer vertikalen Abgasleitung liegt, um ungestörte Strömungsverhältnisse, die durch Verengungen oder Krümmungen des Verbindungsstückes beeinflusst werden können, zu gewährleisten. Die Messöffnung sollte mit einem Abstand vom doppelten Durchmesser des Verbindungsstückes zum Abgasstutzen des Kaminofens angebracht sein. 5 Minuten nach Auflage des abgewogenen Brennstoffes wird die Messsonde mittig in den Abgasstrom eingeführt. Die Entnahme des Rauchgases erfolgt über einen Zeitraum von 15 Minuten mit einem Volumenstrom von 9 NI/min .

Die Auswertung der Messungen mit dem SM 96 erfolgt in zwei Schritten. Im ersten Schritt wird das gesammelte Rauchgas mit Wöhler a 500 Rauchgasanalysegerät auf den CO-

Gehalt hin untersucht und im zweiten Schritt werden die Filterhülsen zur Auswertung an die ZIV geschickt. Hier werden die Hülsen ausgewogen und aus der Massendifferenz zwischen dem im dortigen Labor gespeicherten Leergewicht und dem Gewicht der beladenen Hülse nach Umrechnung der Staubgehalt im Abgasstrom bestimmt.



Abbildung 14: Filterhülse nach der Messung.

Die gemessenen Emissionen müssen nach folgender Beziehung auf den Bezugssauerstoff von 13 % umgerechnet werden:

$$E_B = \frac{21 - O_{2B}}{21 - O_2} \times E_M \quad (\text{Gleichung 10})$$

mit

- E_B : Emissionen, bezogen auf den Bezugssauerstoffgehalt
- E_M : gemessene Emissionen
- O_{2B} : Bezugssauerstoffgehalt in Volumenprozent
- O_2 : Volumengehalt an Sauerstoff im trockenen Abgas

Die Ergebnisse sind nach 4.5.1 der DIN1333 (Zahlenangaben) zu runden.

3.6.6. Bestimmung der organischen Anteile der Staubfraktion im Abgas

Eine erste, grobe Abschätzung über den organischen Anteil im Abgas wurde mit Hilfe des Wöhler Staubbmessgeräts SM96 durchgeführt. Die in diesem Messgerät verwendeten Filterhülsen wurden dabei zum Auffangen des Staubs aus dem Abgas verwendet. Aus diesen Proben, die jeweils 15 Minuten mittig aus dem Abgasstrom während der stationären Phase der Verbrennung entnommen wurden, wurde unter Zuhilfenahme der DIN 51719 [34] der jeweilige Anteil an Organik ermittelt. Die Ergebnisse wurden am Prototyp der Fa. Strohal ermittelt, dabei wurden je Abbrand zwei Messungen durchgeführt.

Da die elementare Zusammensetzung der Hülsen nicht bekannt war, wurden diese vor der Messung bei 550 °C ausgeglüht, um organische Anteile „auszuglühen“. Mit den so vorbehandelten Hülsen wird eine reguläre Abgasmessung durchgeführt. Nach dem Trocknen und Wiegen der beladenen Hülsen werden diese wiederum bei 550 °C im Muffelofen geglüht, um die organischen Anteile des aufgefangenen Staubes aus dem Abgas zu verbrennen. Die Differenz, die sich nach erneutem Auswiegen ergibt, stellt den Anteil an Organik in dieser Probe dar.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1. Ergebnisse der Brennstoffanalyse

Alle während des Projektes verwendeten Brennstoffe wurden auf die unter 3.3 beschriebenen Methoden untersucht, um deren Qualität und die Reproduzierbarkeit der Versuche zu sichern.

Tabelle 5: Charakterisierung der verwendeten Brennstoffe.

| | H _o [MJ/kg] | TS [%] | oTS [%] | Asche [%] | w(F _{an}) [%] | C [%] |
|--------------------------------------|------------------------|--------|---------|-----------|-------------------------|-------|
| Buchenscheitholz (Brennstoffhandel) | 15,3 | 85,0 | 99,6 | 0,5 | 76,5 | 47,9 |
| Fichtenscheitholz (Brennstoffhandel) | 15,6 | 85,0 | 99,7 | 0,6 | 77,0 | 49,8 |
| Buchenbriketts (proFagus) | 18,7 | 92,4 | 99,2 | 0,3 | 76,8 | 49,6 |
| Holzpellets (Fa. Strohal) | 16,9 | 90,3 | 99,8 | 0,2 | 78,4 | 48,2 |
| Holzpellets (SDS) | 16,5 | 92,1 | 99,8 | 0,4 | 78,8 | 47,6 |
| Pini&Kay-Briketts (Buche) | 19,1 | 97,3 | 99,2 | 0,6 | 77,7 | 50,1 |
| Pini&Kay-Briketts (Fichte) | 19,7 | 99,9 | 99,7 | 0,1 | 83,6 | 48,4 |
| Pini&Kay-Briketts (Buche+) | 20,0 | 97,8 | 99,2 | 0,6 | 75,5 | 54,0 |
| Pini&Kay-Briketts (Fichte+) | 19,3 | 95,7 | 93,3 | 6,1 | 95,7 | 51,0 |
| HTC-Kohle aus HHS, gepresst | 18,9 | 89,4 | 99,7 | 0,3 | 68,9 | 55,5 |

4.2. Erste Messreihe bei Fa. Strohal

In einer ersten Messreihe bei Fa. Strohal wurden die Nutzung des gefertigten Sensorträgers sowie die grundsätzliche Eignung des Sensorkonzepts getestet. Zu diesem Zweck wurde die Test-Anlage gezielt in unterschiedlichen Betriebszuständen mit geringen bis starken Partikelemissionen betrieben. Es wurden insgesamt sieben Abbrandvorgänge mit Holzpellets durchgeführt.

Die Sensoren wurden mit Hilfe des variablen Sensorträgers für die Dauer der Deposition in den Abgasstrom eingebracht. Die Anordnung der Sensoren erfolgte in der Mitte des Rohrquerschnitts in einer „face-down“-Geometrie, d.h., dass die sensitive Oberfläche 180° zur Abgaszugrichtung, also zum Brennraum hin, ausgerichtet ist. Diese Anordnung lässt die stärkste Depositionsmenge vermuten und bringt den Vorteil, dass nur Partikel mit einer Haftkraft größer der Gravitationskraft dauerhaft am Sensor verbleiben, was für den Transport der Sensoren zur Laborauswertung wichtig ist. Die Geometrie stimmt außerdem am besten mit der Ansaugrichtung der Referenzgeräte überein und wird daher auch für die folgenden Messreihen beibehalten.

Die Leerkapazität der vermessenen Sensoren schwankte innerhalb einer Produktionscharge um ca. 2 %. Diese Abweichung stellt messtechnisch und bezogen auf die Anwendung kein Problem dar, bestätigt jedoch für die Laboruntersuchungen innerhalb dieses Projektes das Erfordernis einer Leermessung.

Von den sieben unter verschiedenen Bedingungen vermessenen Sensoren zeigten zwei Sensoren mit moderater Staubbiladung Kapazitätsänderungen im Bereich von 0,6 % bis 0,7 %, welche noch klar über dem Rauschen bzw. der Messungenauigkeit liegen. Zwei andere Sensoren mit sehr geringer Beladung zeigten mit 0,21 % bis 0,33 % Kapazitätsänderungen im Bereich der Messungenauigkeit. Zwei weitere Sensoren zeigten keine messbare Signaländerung. Diese beiden Sensoren wurden anschließend im Rasterelektronenmikroskop (REM) untersucht, um festzustellen, ob eine geringe, von uns nicht messbare, Ablagerung vorhanden ist, oder ob überhaupt keine Deposition stattgefunden hatte. Die REM-Aufnahmen zeigten, dass die Sensoren frei von Ablagerungen waren und verifizierten somit das Verhalten bei der Impedanzmessung.

Stark beladene Sensoren zeigen eine aufkommende Gleichstromleitfähigkeit (R ca. 10^8 Ohm), die insgesamt zu einem typischen RC-Verhalten führt. Daher ergibt die rein kapazitive Betrachtungsweise ein frequenzabhängiges Verhalten.

4.3. Freibrennen

An verschiedenen Sensoren der ersten Messreihe bei Fa. Strohal konnte gezeigt werden, dass ein Freibrennen bei ca. 600 °C ausreicht, um die Ablagerungen zu entfernen. Dies ist sowohl in einer optischen Kontrolle, als auch in dem Rückgang der Kapazität auf das Ausgangsniveau zu erkennen. Die Ausheizdauer ist von der Masse des abgelagerten Staubs abhängig.

4.4. Oberflächenmodifikation

Zur Modifikation der Elektrodenstruktur und der Oberflächenbeschaffenheit wurden die Sensoren thermisch mit Gold bedampft. Dies soll zum einen zu einer Verringerung der effektiven Elektrodenabstände und zum anderen zu einer veränderten Wechselwirkung der Stäube mit der Oberfläche führen.

Beim thermischen Aufdampfen von Gold entstehen zuerst einzelne Inseln, die mit zunehmender Menge wachsen und sich irgendwann miteinander verbinden. Die Gesamtmenge muss jedoch unterhalb der Perkolationsschwelle liegen, so dass kein leitfähiger Pfad entstehen kann, der die Elektroden kurzschließt. Die Perkolationsschwelle wurde ermittelt und liegt bei ca. 12,7 nm gemittelter Schichtdicke. Es wurde daher eine gemittelte Schichtdicke von 4 nm Gold gewählt.

4.5. Zweite Messreihe bei der Fa. Strohal

Die zweite Messreihe an der Versuchsanlage der Fa. Strohal wurde erneut mit Holzpellets als Brennstoff durchgeführt. Insgesamt wurden in der Anbrandphase und während fünf Brennvorgängen sieben unveränderte Sensoren sowie zwei modifizierte Sensoren vermessen. Die Sensoren (Nr. 09 bis Nr. 15) zeigten nach der Beladung in verschiedenen Abbrandvorgängen Kapazitätsänderungen von 0,44 % bis 1,02 %. Alle Änderungen lagen klar über der Messunsicherheit.

Parallel zu den unveränderten Sensoren wurden in dieser Messreihe zwei goldbedampfte Sensoren getestet. Sie zeigten sowohl bei der Leermessung als auch bei der Reaktion auf die Beladung ein qualitativ abweichendes Verhalten. Eine starke Frequenzabhängigkeit im unbeladenen Zustand wurde durch die Beladung verringert, was je nach gewählter Frequenz auch zu negativen Messwerten führen kann. Es wurde deutlich, dass diese modifizierten Sensoren in größerer Stückzahl systematisch getestet werden müssen.

4.6. Erste Messreihe an der SFS

Während der 1. Messreihe an der SFS in Dülmen wurden über einen Zeitraum von zwei Tagen sieben Messungen an dem Kaminofen „Buderus Blueline Nr. 3“ sowie vier Messungen am Holzvergaserkessel „Logano S231“ durchgeführt. Als Brennstoff wurde bei allen Messungen Buchenscheitholz eingesetzt.

Dabei kamen neben den Sensoren gleichzeitig zwei auf unterschiedlichen Messprinzipien beruhende Referenzgeräte zum Einsatz (Wöhler SM500, Vereta Feinstaubmesskoffer), um möglichst verlässliche Daten zur Kalibrierung der Sensoren zu erhalten. Die Referenzgeräte wurden nach Vorgaben der 1. BImSchV verwendet, woraus sich auch für unsere Sensoren eine Messzeit von 15 Minuten ergab. Es wurden jeweils ein unveränderter und ein mit Gold modifizierter Sensor (siehe 2. Messreihe bei Fa. Strohal) mittig im Abgasstrom in „face-down“-Geometrie verwendet.



Abbildung 15: Optischer Vergleich der Sensoren. Links: Unbeladen; Mitte: Leicht beladen (response 3 %), Rechts: Stark beladen (response 419 %, Perkolationsschwelle überschritten) [32].

Optisch ist bereits ein deutlicher Unterschied zwischen den im Blueline beladenen Sensoren festzustellen. Die Messung #1 (vergl. Abbildung 16) zeigt starke Ablagerungen mit schwarzen, meist flockigen, teils auch faserigen Partikeln, die von Messung zu Messung abnehmen. Bei den Messungen #4 bis #7 ist mit dem Auge nur noch eine schwache Verfärbung der Sensoroberfläche zu erkennen.

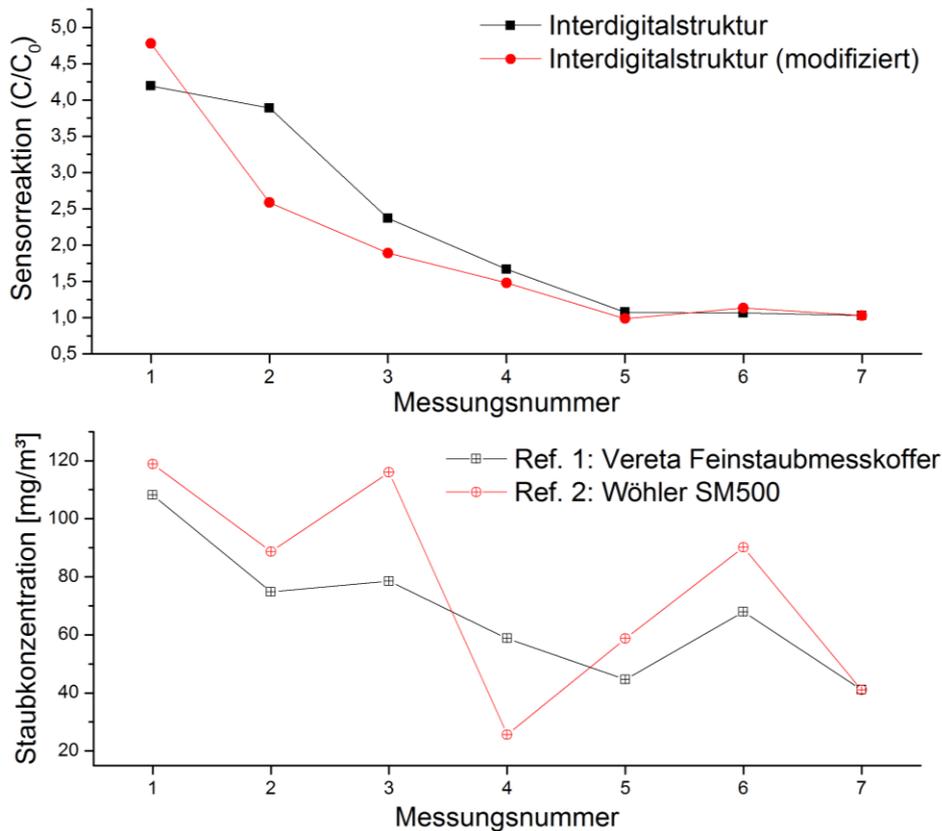


Abbildung 16: 1. Messreihe SFS, Anlage Blueline: Vergleich der Kapazitätsänderung der unveränderten und der mit Gold modifizierten Sensoren mit den Ergebnissen der Referenzgeräte [32].

In Abbildung 16 sind die Ergebnisse der Messreihe zu sehen. Es ist zu beachten, dass es sich um einzelne Messungen handelt und die Verbindungslinien der Punkte lediglich dem besseren Überblick dienen und keine Interpolation darstellen. Diese Darstellung wird auch für die weiteren Messreihen verwendet. Der Vergleich der Response unserer Sensoren mit den beiden Referenzgeräten zeigt eine prinzipiell gute Korrelation. Einzig der Unterschied zwischen Messung #2 und #3 wird anders bewertet. Auffällig ist jedoch vor allem der teils deutliche Unterschied der beiden Referenzgeräte untereinander. Der Wert des Wöhler SM500 liegt in der Regel höher als der des Vereta-Feinstaubmesskoffers, übersteigt ihn aber z.B. in Messung 3 sogar um 49%. In Messung #4 hingegen ist er auch einmal niedriger. Dies steht im Zusammenhang mit den unterschiedlichen Messbereichen der beiden Geräte.

Die Messungen am Holzvergaserkessel Logano zeigen ein etwas anderes Bild. Obwohl die Referenzgeräte für die Messungen #1 bis #3 ähnlich hohe Werte wie am Blueline ermitteln, zeigen die Sensoren keine optisch wahrnehmbare Verfärbung. Passend dazu sind auch die Sensorsignale deutlich kleiner. In Messung #4 wurde die Nachverbrennung des Holzvergasers durch eine falsche Bestückung des Brennraums bewusst gestört. Das Ergebnis ist eine deutlich erhöhte Aerosol-Emission, die jedoch nicht zu einer dicken Ablagerung mit schwarzem, flockigem Staub wie am Blueline führt, sondern zu einer dünnen glänzenden Schicht, die offensichtlich aus kondensierten Schwelgasen besteht. Die Referenzgeräte zeigen für diese qualitative Änderung der Emission eine erhebliche Abweichung voneinander (> Faktor 2, siehe Abbildung 17).

Es konnte in dieser Messreihe gezeigt werden, dass in Messungen an zwei verschiedenen Feuerungsanlagen trotz vergleichbar großer Messwerte der Referenzgeräte eine deutliche Abweichung der beobachteten Ablagerung vorliegt. Diese Änderung von abgelagerter

Staubart und -menge führt wie zu erwarten zu entsprechend anderen Antworten unserer Sensoren. Betrachtet man jedoch die beiden Feuerungsanlagen getrennt, so lässt sich jeweils eine gute Korrelation mit den Referenzdaten erkennen.

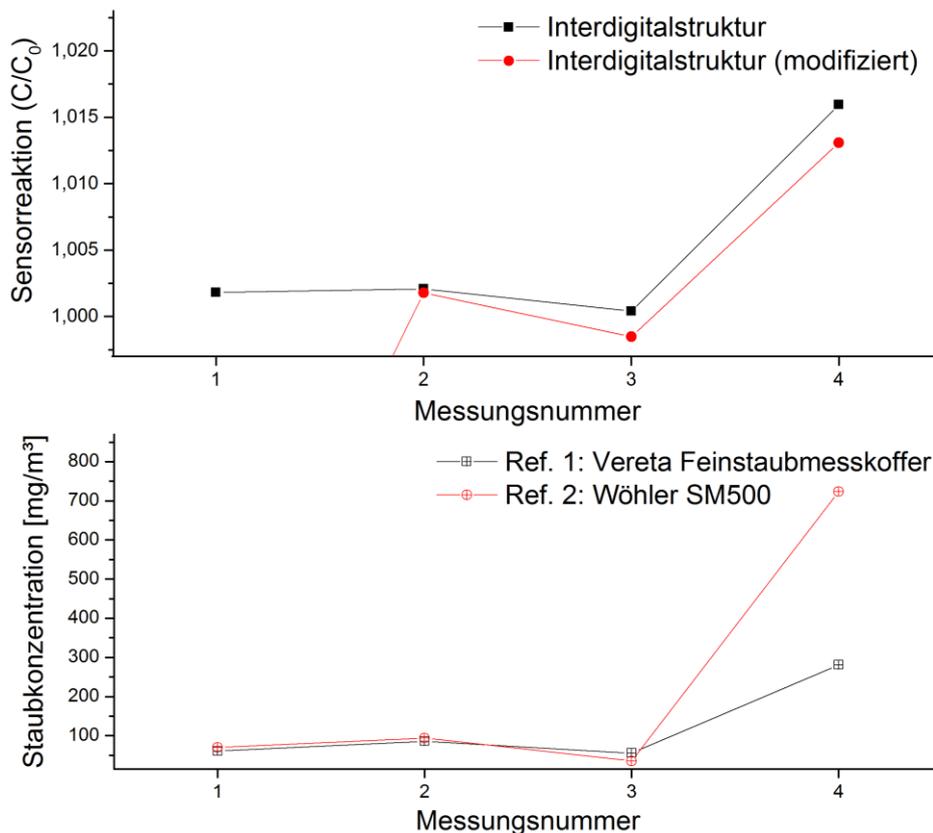


Abbildung 17: 1. Messreihe SFS, Anlage Logano: Vergleich der Kapazitätsänderung der unveränderten und der mit Gold modifizierten Sensoren mit den Ergebnissen der Referenzgeräte ^[32].

4.7. Goldmodifikation

Die Messung der Leerkapazität zeigt bereits, dass Bedampfen mit Gold keinen systematisch reproduzierbaren Einfluss auf die Kapazität des Substrats hat. Abbildung 18 zeigt die Leerkapazität von jeweils 11 Sensoren einer Charge mit und ohne Goldmodifikation. Es ist gut zu erkennen, dass der Mittelwert beider Reihen nahezu identisch ist (ohne Gold $2,514\text{E}-12$, mit Gold $2,523\text{E}-12$), während die Streuung der Leerkapazität durch das Gold vergrößert wird (Standardabweichung ohne Gold $2,063\text{E}-14$, mit Gold $3,743\text{E}-14$).

Nach der Beladung mit Staub zeigen die mit Gold bedampften Sensoren in 9 von 11 Messungen eine schwächere Kapazitätsänderung als die normalen Sensoren. Ein systematischer Vorteil dieser Modifikation ist also nicht gegeben. Daher wird dieser Ansatz in den folgenden Messreihen nicht weiter verfolgt.

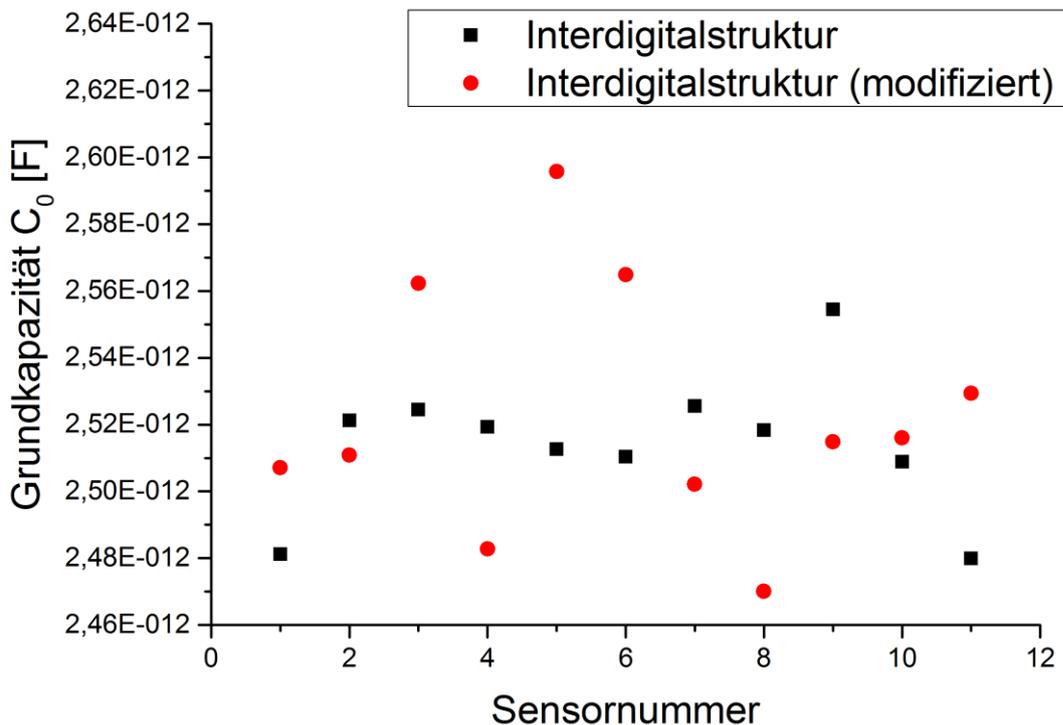


Abbildung 18: Vergleich der Leerkapazitäten aus je einer Charge unveränderter und mit Gold modifizierter Sensoren.

4.8. Dritte Messreihe bei Fa. Strohal

Die Labormessungen für diese und die folgende Messreihe wurden mit einem optimierten Aufbau durchgeführt. Zum einen kam anstatt der ursprünglichen Messhalterung eine neu gefertigte Messkammer zum Einsatz, die es erlaubt die den Sensor umgebende Atmosphäre einzustellen. Zum anderen wurde mit dem „Chelsea Dielectric Interface“ der Messbereich zu niedrigen Frequenzen hin erweitert. Es konnte in Vergleichsmessungen gezeigt werden, dass die Ergebnisse des alten Messaufbaus mit dem neuen Messaufbau reproduziert werden können, lediglich ein kleiner aufbaubedingter Offset tritt auf.

In dieser Messreihe wurden jeweils 2 nominell identische Sensoren pro Messung sowie ein Referenzgerät (Wöhler SM96) verwendet. Die Platzierung der zwei gleichen Sensoren erfolgte unmittelbar nebeneinander auf dem Sensorträger. Damit sollte die Messunsicherheit unseres Systems bestimmt werden. Als Brennstoff wurde bei allen Messungen Holz-Pellets eingesetzt. Abbildung 19 zeigt die Ergebnisse der Messung im Vergleich zum Referenzgerät, wobei die Werte unserer Sensoren gemittelt und ihre jeweilige Abweichung voneinander als Fehlerbalken angegeben ist. Die durchschnittliche Abweichung beträgt 30 % der Signalthöhe, die maximale Abweichung beträgt 66 % (Messung #1). Die Korrelation der Daten mit dem Referenzgerät ist deutlich zu erkennen.

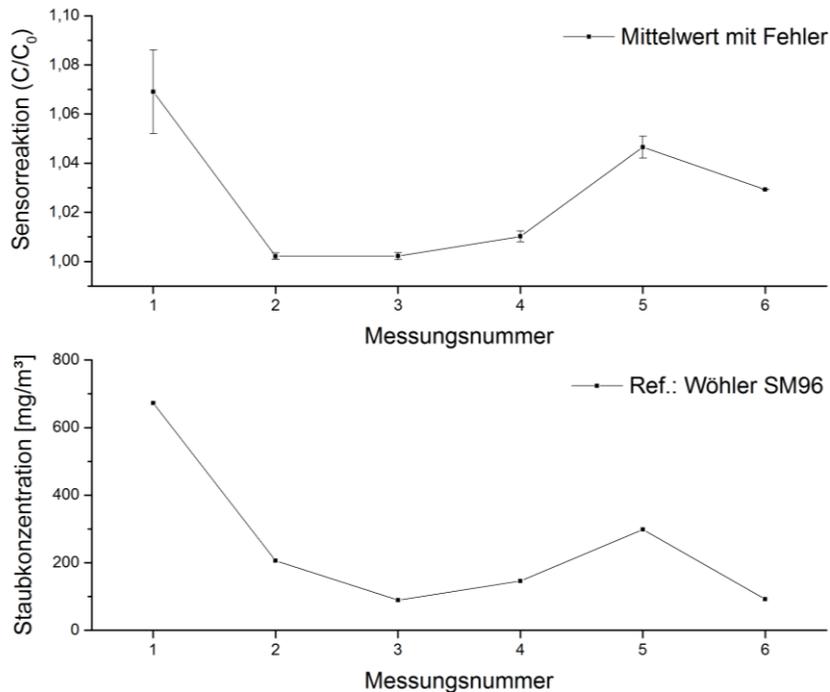


Abbildung 19: 3. Messreihe bei Fa. Strohal mit firmeneigenem Prototyp: Vergleich der Kapazitätsänderung zweier gleichartiger Sensoren (angegeben als Mittelwert mit Fehlerbalken für die Abweichung) mit den Ergebnissen des Referenzgerätes Wöhler SM96.

4.9. Zweite Messreihe an der SFS

Während der 2. Messreihe an der SFS in Dülmen wurden über einen Zeitraum von zwei Tagen acht Messungen an dem Kaminofen „Buderus Blueline“ sowie fünf Messungen am Holzvergaserkessel „Buderus Logano“ durchgeführt. Dabei kamen wiederum zwei unserer Sensoren gleichzeitig zum Einsatz. Die Referenzmessungen erfolgten wie in der 1. Messreihe an der SFS mit zwei auf unterschiedlichen Messprinzipien beruhenden Geräten (Wöhler SM500, Vereta Feinstaubmesskoffer). Die Referenzgeräte wurden nach Vorgaben der 1. BImSchV verwendet, woraus sich auch für unsere Sensoren eine Messzeit von 15 Minuten ergab. Unsere beiden gleichartigen Sensoren wurden direkt nebeneinander (siehe 3. Messreihe bei Fa. Strohal) mittig im Abgasstrom in „face-down“-Geometrie verwendet.

Bei den Messungen am Blueline-Kaminofen kamen verschiedene Brennstoffe zum Einsatz (siehe Tabelle 6). Am Logano wurde ausschließlich Buchenscheitholz eingesetzt.

Tabelle 6: Verwendete Brennstoffe bei der 2. Messreihe SFS, Anlage Blueline

| Messung | Brennstoff |
|---------|-----------------------------|
| 1+2 | HTC-Kohle aus HHS, gepresst |
| 3+4 | Buchenbriketts (proFagus) |
| 5+6 | Pini&Kay-Briketts (Buche) |
| 7+8 | Pini&Kay-Briketts (Fichte) |

Abbildung 20 zeigt die Ergebnisse der Messungen am Blueline Kaminofen. Die response der beiden kapazitiven Sensoren ist als Mittelwert angegeben, wobei die jeweilige Abweichung voneinander als Fehlerbalken dargestellt ist. Die Sensoren zeigen im Allgemeinen eine sehr kleine relative Abweichung. Sie liegt im Mittel der acht Messungen bei lediglich 6 % der

jeweiligen Signalstärke. Lediglich Messung #2 und #8 zeigen mit maximal 20 % eine etwas größere Streuung.

Es kann erneut eine gute Korrelation mit den Werten der Referenzgeräte erzielt werden. Abweichungen der beiden Referenzgeräte untereinander (Messung #5 bis #8) bei hohen Staubkonzentrationen sind in der unterschiedlichen oberen Grenze des Messbereichs beider Geräte begründet, welche bei dem Vereta Feinstaubmesskoffer offenbar niedriger liegt als beim Wöhler SM500.

In Messung #8 ist eine Überbewertung des Staubgehalts durch die kapazitiven Sensoren erkennbar. Da beide Sensoren jedoch den gleichen Trend im Vergleich zu Messung #7 zeigen, ist nicht von einem Fehler durch Transportschäden oder ähnliches auszugehen. Detailliertere Betrachtungen der zeitlichen Verläufe von Temperatur, Staub, CO und O₂ zeigen, dass trotz gleicher Beschickung der Anlage, die Messung #8 bereits weiter in der Ausbrandphase stattgefunden hat als die anderen Messungen. Dies hat wesentlichen Einfluss auf den Zug der Anlage und somit auf die Strömungsgeschwindigkeit der Abgase. Da die Ergebnisse der kapazitiven Sensoren in diesen Messreihen jedoch nicht strömungsbewertet und daher auf äquivalente Verbrennungsbedingungen für eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse angewiesen sind, ist darin eine mögliche Erklärung für die Abweichung von den Referenzwerten gegeben.

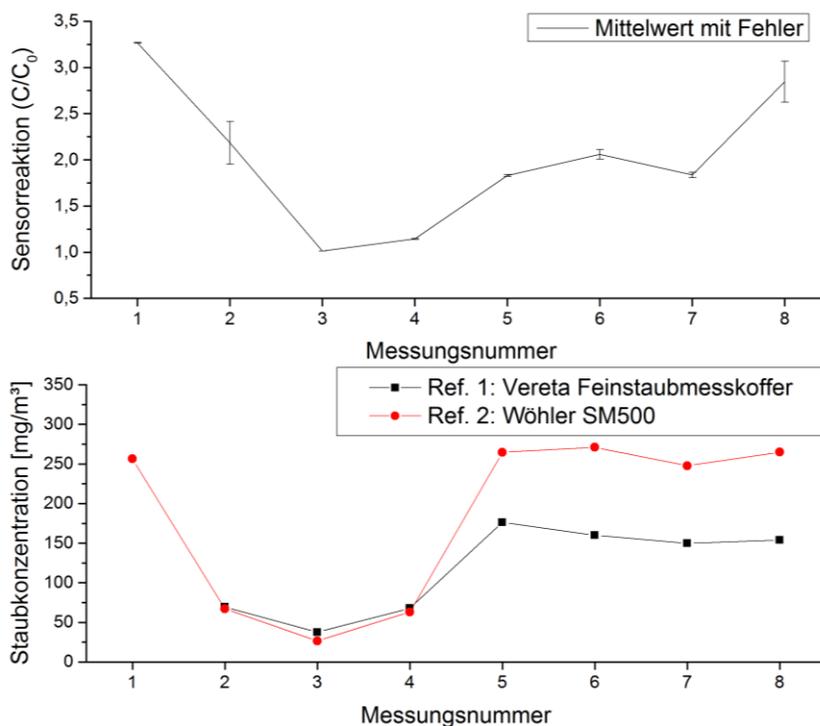


Abbildung 20: 2. Messreihe SFS, Anlage Blueline: Vergleich der Kapazitätsänderung zweier gleichartiger Sensoren (angegeben als Mittelwert mit Fehlerbalken für die Abweichung) mit den Ergebnissen der Referenzgeräte.

Wie bereits bei der 1. Messreihe an der SFS ist schon mit bloßem Auge ein eindeutiger optischer Unterschied der beladenen Sensoren aus den beiden verschiedenen Feuerungsanlagen zu erkennen. Während bei Blueline teils starke, schwarze Depositionen mindestens aber jedoch Verfärbungen der Sensoren sichtbar waren, sind am Logano bei keiner der Messungen Ablagerung sichtbar.

Abbildung 21 zeigt die Ergebnisse der Messungen am Logano Holzvergaser. Die Sensorreaktion liegt ca. 2 Größenordnungen niedriger als bei den Blueline-Messungen, was zwar gut mit dem optischen Eindruck übereinstimmt, nicht jedoch mit den Werten der Referenzgeräte, die eine ähnlich hohe Konzentration wie bei den Blueline-Messung #2 und #4 ermitteln. Dies bestätigt das Verhalten der vorangegangenen Messreihe an der SFS insofern, dass der Anteil des auf dem Sensor deponierten Staubes am insgesamt vorhandenen Staub anlagenspezifisch und von unterschiedlicher chemischer Natur (siehe auch S. 6 und [27]) ist.

Darüber hinaus kommt es bei der response zu Werten kleiner 1, also zu einer Verringerung der Kapazität. Da es für eine tatsächliche Abnahme der Kapazität keine Anhaltspunkte gibt, wird das Verhalten auf einen Offset-Fehler zurückgeführt, der im Messaufbau und den Umgebungsbedingungen begründet liegt. Eine statistische Auswertung wie bei der Blueline-Messung ist daher nicht möglich.

Die Unterschiede der tatsächlich vorhandenen Staubkonzentrationen sind über die 6 Messungen so gering, dass sie unterhalb der Genauigkeit der beiden Referenzgeräte liegt. Diese zeigen deutlich unterschiedliche Trends. In Messung #4 wurde mit dem Wöhler SM500 ein Wert von 23,4 mg/m³ ermittelt (außerhalb der dargestellten Skala), der leicht als Messfehler interpretiert werden könnte. Die Details der Messung (Temperatur-, O₂- und CO-Verlauf) lassen jedoch auf einen plausiblen Messpunkt schließen. Vor diesem Hintergrund lässt sich eine schwache Korrelation von Messung #3 bis #6 zwischen kapazitiven Sensoren und Wöhler SM500 erkennen.

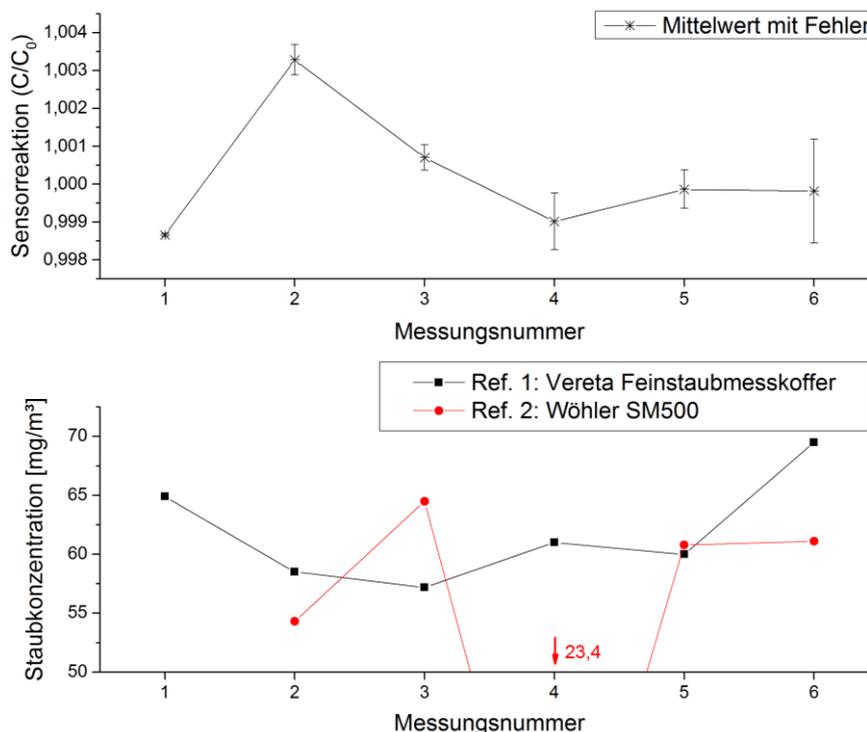


Abbildung 21: 2. Messreihe SFS, Anlage Logano: Vergleich der Kapazitätsänderung zweier gleichartiger Sensoren (angegeben als Mittelwert mit Fehlerbalken für die Abweichung) mit den Ergebnissen der Referenzgeräte.

4.10. Messung mit kompakter Elektronik (CAPDAC)

Gemäß dem Arbeitsplan wurde eine vereinfachte Messelektronik auf ihre Tauglichkeit zur Ermittlung der Kapazität hin untersucht. Hierzu wurde das Evaluation Board EVAL-AD7747EB von Analog Devices verwendet, das mit einer Messfrequenz von 16 kHz arbeitet, was der verwendeten Frequenz bei Aufbau a) entspricht. Der auf dem Board verbaute AD7747 24-Bit Capacitance-to-Digital-Converter (CAPDAC) hat mit maximal 17 pF einen ausreichend großen Messbereich. Eine Auflösung von 20 aF und eine Genauigkeit von 10 fF (laut Herstellerangaben) sollten theoretisch für die Messaufgabe geeignet sein.

In der Praxis zeigt sich, dass das Signal jedoch mit einem Rauschen belegt ist. Durch Verwendung einer aktiven Abschirmung und einer Verdrehung der Messkabel sowie durch die geeignete Auswahl der Messspannung kann das Rauschen auf ca. 0,03 % der Signalstärke verringert werden. Um die Messgenauigkeit weiter zu erhöhen, wird daher zur Analyse über 500 Messpunkte gemittelt und das Rauschen (RMS-noise) jeweils mitbestimmt.

Zur Messung wurde ein während einer der Messreihen mittelstark beladener Sensor (Nr. 11) in der Messkammer bei einem Fluss von 150 ml/min und 15 % r.F. vermessen. Danach wurde der Sensor mit 6,5 V (ca. 600 °C) für 5 min freigeheizt. Währenddessen ist das Verbrennen der Ablagerung durch eine deutliche Aufhellung des Sensors zu beobachten. Nach einer ausreichenden Abkühlphase wurde nun die Leerkapazität bestimmt. Tabelle 7 zeigt die Ergebnisse der Messung.

Tabelle 7: Ergebnisse der Messung mit dem Evaluation Board an Sensor Nr. 11 (aus 2. Messreihe bei Fa. Strohal).

| | Beladen (C) [pF] | Leer (C ₀) [pF] | C/C ₀ |
|------------------|---------------------|-----------------------------|------------------|
| Kapazität | 2,792867 | 2,769959 | 0,827% |
| RMS-noise | 0,000831 | 0,000854 | - |

Der ermittelte Wert stimmt ausreichend gut mit dem während der Messreihe mit dem Impedanzspektrometer gemessenen Wert von 1,02 % überein. Die relative Abweichung wird auf Veränderungen durch die zwischenzeitliche Lagerung zurückgeführt. Absolute Abweichungen bei den gemessenen Kapazitäten müssen nicht näher betrachtet werden, da sie durch den veränderten Aufbau und die veränderte Verkabelung verursacht werden und für die Anwendung keine Rolle spielen.

Die prinzipielle Möglichkeit zur Verwendung einer einfacheren Messelektronik wurde damit gezeigt. In der praktischen Umsetzung zu einem Online-Messverfahren besteht jedoch noch weiterer Forschungsbedarf bezüglich einer störungs- und rauscharmen Kontaktierung der Sensoren.

4.11. Anteile Organik verschiedener Abbrandversuche

Nach Auswertung der im Versuch verwendeten Hülsen zeigte sich eine hohe Varianz im prozentualen Anteil an Organik im aufgefangenen Staub. Diese Unterschiede sind insbesondere dadurch zu erklären, dass je Abbrand zwei Messungen durchgeführt wurden. Innerhalb eines Abbrandes ändern sich die Bedingungen in der Brennkammer, so dass die Bedingungen jeweils für die Messungen #2, #4 und #6 sowie für die Messungen #3 und #5 zumindest annähernd vergleichbar sind. Messung #1 wird in der Auswertung vernachlässigt,

da hier die entstandene Menge an Kondenswasser im Messgerät ungewöhnlich hoch war und einen Messfehler verursacht haben könnte. Tabelle 8 zeigt die ermittelten Werte.

Tabelle 8: Anteile an Organik im Staub verschiedener Abbrände.

| Hülse Nr. | Gesamtstaub aufgefangen / mg | Anteil Organik am Staub / % |
|-----------|------------------------------|-----------------------------|
| 1 | 19,6 | 0,51 |
| 2 | 10,3 | 8,74 |
| 3 | 7,8 | 26,92 |
| 4 | 42,2 | 7,11 |
| 5 | 6,0 | 53,33 |
| 6 | 50,2 | 9,56 |

Die hohen Unterschiede im Anteil der Organik, insbesondere in verschiedenen Abbrandphasen, sind in Übereinstimmung mit einschlägiger Literatur [27]. Sie stellen allerdings nur einen kleinen Ausschnitt aus möglichen, vorstellbaren Szenarien und Abbrandphasen dar, wie sie sich in der Literatur finden.

4.12. Zielerreichungsgrade der einzelne Arbeitspakete

Tabelle 9: Detailbetrachtung zur Durchführung der einzelnen Arbeitspakete des Projektes.

| Arbeitspaket | Beschreibung | Durchführung |
|--|---|---|
| Auswahl Feuerungsanlagen | Für das Projekt sollen Feuerungsanlagen verwendet werden, die dem Stand der Technik entsprechen und repräsentativ für den zeitgemäßen Anlagenbestand in Deutschland sind. | Zur Projektdurchführung wurden 3 Anlagen ausgewählt. Eine nähere Beschreibung der Anlagen ist unter Kapitel 3.2 zu finden. |
| Charakterisierung der Festbrennstoffe | Zur Gewährleistung der Repräsentativität der Brennstoffe und der Reproduzierbarkeit der Versuche von Seiten des Brennstoffs sollen übliche Brennstoffprüfungen durchgeführt werden. | Es wurden für die verwendeten Festbrennstoffe Prüfungen nach DIN durchgeführt. Die verwendeten Methoden finden sich unter Kapitel 3.6, die Ergebnisse unter Kapitel 4.1. |
| Impedanzuntersuchungen des Feinstaubes auf den Substraten | Das dielektrische Verhalten der Stäube auf dem Sensor soll bestimmt und eine geeignete Datenauswertung sowie Betriebsparameter ermittelt werden. | Es wurden umfassende Impedanzmessungen durchgeführt, eine kapazitive Datenberechnung ausgewählt (Kapitel 3.4) sowie mögliche Betriebsparameter für Messungen mit vereinfachter Elektronik ermittelt (Kapitel 4.10). |
| Verschlackung des Sensors, Freibrennen | Die Parameter zum Freibrennen des Sensors sollen ermittelt und eine möglicherweise zurückbleibende Verschlackung bestimmt werden. | Sensoren konnten erfolgreich thermisch regeneriert und die dazu nötigen Parameter ermittelt werden. Eine Verschlackung konnte nicht beobachtet werden (Kapitel 4.2 und 4.3). |

| | | |
|---|--|--|
| Oberflächenhaftung des Staubes | Falls die Oberflächenhaftung des Staubs nicht ausreicht, sollen modifizierte Oberflächen zu Verbesserung der Haftung untersucht werden. | Die Haftung an der unveränderten Oberfläche stellte sich als ausreichend heraus. Eine untersuchte Oberflächenmodifikation mit Gold erbrachte darüber hinaus keine Verbesserung der Sensoreigenschaften (Kapitel 4.4 - 4.7). |
| Messreihe | Die erste Messreihe soll an einem Scheitholzkessel und zusätzlich am Prototyp der Fa. Strohal durchgeführt werden. | Es wurden erste orientierende Messungen an einem Scheitholzkessel des Herstellers Buderus sowie am Prototyp der Fa. Strohal durchgeführt. Es konnte die Methode zur Integration des zu testenden Sensors bestimmt werden. Erste Messergebnisse sind unter Kapitel 4.2 zu finden. |
| Orientierende Messungen an Kaminöfen | Kaminöfen haben großen Anteil an in Deutschland emittiertem Staub. Die Art der Anlage beeinflusst den Abbrand und damit auch Qualität und Quantität der Staubemissionen. In einer zweiten Messreihe sollen daher an einem Kaminofen weitere Messungen mit dem neuen Sensorprinzip durchgeführt werden. | Es wurden verschiedene Messungen an einem Kaminofen des Herstellers Buderus durchgeführt. Die Ergebnisse der Messungen sind unter Kapitel 4.6 und 4.9 zu finden. |
| Orientierende Messungen an alternativen Brennstoffen | Da Qualität und Quantität auch von der Art des Brennstoffs abhängig sein könnten, sollen weitere Messreihen mit anderen Brennstoffen als Scheitholz durchgeführt werden. | An allen im Projekt verwendeten Anlagen wurden ergänzende Messungen mit weiteren Brennstoffen durchgeführt. Die verwendeten Brennstoffe sind unter Kapitel 3.1 zu finden, die Ergebnisse unter Kapitel 4.9. |
| Abschlussbericht | Die Ergebnisse des Projektes sollen vom Projektkonsortium in einem Abschlussbericht zusammengefasst werden. | Der Abschlussbericht wurde nach den Vorgaben der DBU erstellt und liegt vor. |

4.13. Öffentlichkeitsarbeit

- Präsentation auf der 17. ITG/GMA-Fachtagung „Sensoren und Messsysteme“, vom 3. bis 4. Juni 2014 in Nürnberg [³⁹]
- Veröffentlichung im Tagungsband „Sensoren und Messsysteme“, ITG Fachbericht Band 250, Nürnberg 2014 [³²]
- Posterpräsentation World Bioenergy 2014, Jönköping, Schweden [⁴⁰]
- Präsentation auf der DBFZ-Jahrestagung 2014, Leipzig [⁴¹]
- Veröffentlichung im Tagungsband der DBFZ-Jahrestagung 2014 [⁴²]
- Veröffentlichung im Journal of Sensors and Sensor Systems (eingereicht) [⁴³]

4.14. Ökologisch-technische Bewertung der Vorhabensergebnisse

Biogene Festbrennstoffe gewinnen im Zuge des Klimawandels und dem verstärkten Fokus auf die Nutzung von CO₂-neutralen Energieträgern bei häuslichen Heizungssystemen zunehmend an Bedeutung. Ihr Beitrag zur Schadstoffbelastung der Luft, vor allem durch Feinstaubemissionen, ist überproportional hoch. Damit die Verbrennung von fester Biomasse in Kleinf Feuerungsanlagen emissionsarm erfolgt, sind Brennraum, Brennstoffe und Nutzverhalten zu optimieren. Zunehmend wächst die Einsicht, dass neben der Nutzerschulung insbesondere intelligente Automatisierung einer Fehlbedienung vorbeugen und somit wichtige Werkzeuge zur Emissionsminderung darstellen.

Eine Voraussetzung für komplexe Regelungen ist die Elektrifizierung der Feuerungsanlagen, von der befürchtet wurde, dass sie insbesondere bei Einzelraumfeuerungsanlagen ein Marktzugangshemmnis sein könnte. Wie sich herausgestellt hat, sind solche Befürchtungen unbegründet, da es mittlerweile erste Kaminöfen mit einfachen elektronischen Temperatur- bzw. Lambda-Regelungen auf dem Markt gibt. Die Hersteller sind jedoch noch stark auf die Bequemlichkeit für den Nutzer ausgerichtet. Der Nutzen der Technologie für die Umwelt wird bei weitem noch nicht vollständig ausgeschöpft und muss weiter in den Fokus rücken.

Ein umfassender Ansatz bedarf jedoch außer Temperatur- und Sauerstoffmessung zwingend der Erfassung der kritischsten Emissionsgröße, weshalb ein Feinstaubsensor zur notwendigen Komponente des Systems wird. Dieser muss dazu kontinuierlich und direkt in der Feuerungsanlage arbeiten können. Eine solche Online-Messung war bisher nicht möglich und wurde daher Gegenstand des vorliegenden Forschungsprojekts. Da es bisher keine vergleichbaren Messverfahren gibt, war es notwendig unsere Sensoren mit etablierten Messgeräten aus einem anderen Anwendungssektor - der Schornsteinfeger-Messtechnik - zu vergleichen. Es ist jedoch festzustellen, dass diese für eine völlig andere Art der Anwendung ausgelegt sind, weshalb auch die Messprozedur auf die dort verwendete 15-Minuten-Messung angepasst werden musste.

Es ist während des Projekts gelungen alle Komponenten eines Funktionsmusters eines Feinstaubensors auf ihre Eignung hin zu untersuchen und zu optimieren. Die Messungen zeigen trotz der Einfachheit des Ansatzes erstaunlich gute Ergebnisse. Einzelne abweichende Messpunkte, liegen darin begründet, dass die verglichenen Messungen in erster Näherung als hinreichend gleichartig angenommen wurden und daher zum Beispiel keine Bewertung mittels Temperatur und vor allem der Stärke des Abgasstroms durchgeführt wurde. Wie sich in einer Diskussion der Ergebnisse mit den Entwicklern der Firma Wöhler herausstellte, ist die Betrachtung des Volumenstroms bei stark variierenden Verbrennungsbedingungen jedoch sinnvoll. Für eine anwendungsorientierte Weiterentwicklung ist es daher wichtig, zuerst eine Volumenstrombestimmung und Temperaturkompensation zu erarbeiten. Es ist davon auszugehen, dass eine entsprechende

Berücksichtigung die Verlässlichkeit sowie die Genauigkeit der Sensordaten weiter erhöht. Eine Übertragung der im gegenwärtigen Projekt zur Auswertung angewandten Labormesstechnik auf einen Mikrocontroller und damit eine kostengünstige Realisierung ist eine weitere Aufgabe und technisch möglich.

Durch die intensive Kommunikation der Projektinhalte und -ziele auf Fachtagungen konnte ein breites Publikum - inklusive der Sensor-Community - für die Problematik der Feinstaubemission aus Kleinfeuerungsanlagen sensibilisiert werden. In der Folge hat sich der Fachausschuss Hochtemperatur-Sensorik der Deutschen Gesellschaft für Materialkunde mit dem Thema befasst und strebt derzeit weitere Forschungstätigkeiten auf dem Gebiet an. Die dort anvisierte Methode mit piezoelektrischen Resonatoren erscheint ebenso vielversprechend. Welches Verfahren sich letztlich besser eignen wird, werden die zukünftigen Forschungsarbeiten zeigen.

Aus zahlreichen Untersuchungen in der Literatur [²¹⁻²⁷] ist bekannt, dass ein guter Ausbrand überwiegend zu mineralischem Feinstaub führt. Dementsprechend liegen bei Pellet- und Holzvergaserkesseln die Summengehalte an organischen Kohlenstoff (OC) und elementarem Kohlenstoff (EC) - ausgedrückt als OC + EC - im Volllastbetrieb unter 10 %. Hingegen steigen die OC- + EC-Gehalte auch bei bestimmungsgemäßigem Betrieb bei Kachel- und Kaminöfen stark an mit charakteristischen OC-+ EC-Werten im Bereich von 50 - 70 %; bei Holzbriketts findet man sogar OC- + EC-Werte über 80 % [²⁷]. Darauf aufbauend werden Temperaturverläufe in der Sensor-Freibrennphase des zwischen den Elektroden des Sensors abgelagerten Staubes in Korrelation mit der Staubzusammensetzung und Korngrößenverteilung die Aussagekraft der Ergebnisse erhöhen.

Parallel zur Feinstaub-Sensorik sollte außerdem der gesamtheitliche Regelungsansatz unter Einbeziehung zusätzlicher Messgrößen weiter verfolgt werden. Neben der Temperatur- und O₂-Messung ist hier vor allem die dauerhafte Messung der CO-Emission für eine umfassende Beurteilung der Verbrennung wichtig. Ein Forschungsprojekt zur Applikation entsprechender Halbleiter-Gassensoren sollte daher angestrebt werden.

5. Fazit

Das übergeordnete Ziel für die Entwicklung besteht darin, eine Regelung für Kleinfeuerungsanlagen, insbesondere auch Einzelraumfeuerungsanlagen, zu entwickeln, die über die Einstellung entsprechender Regelgrößen das Abbrandverhalten dahingehend verbessert, dass der Schadstoffausstoß (insbesondere Feinstaubemissionen) minimiert wird. Welche Brisanz das Thema besitzt, zeigt u.a. eine aktuelle DPA-Pressemeldung [44] in der die UBA-Präsidentin Maria Krautzberger mit dem Satz „Wir empfehlen Kamine grundsätzlich nicht zum Heizen“ zitiert wird.

Eine Voraussetzung für komplexe Regelungen ist die Elektrifizierung der Feuerungsanlagen. Dieser Ansatz bedarf jedoch außer der schon von einzelnen Herstellern bei hochpreislichen Kaminöfen angebotenen Temperatur- und Sauerstoffmessung zwingend der Erfassung der kritischsten Emissionsgröße, weshalb ein Feinstaubsensor zur notwendigen Komponente des Systems wird. Dieser muss dazu kontinuierlich und direkt in der Feuerungsanlage arbeiten können. Eine solche Online-Messung war bisher nicht möglich und wurde daher Gegenstand des vorliegenden Forschungsprojekts.

Da es bisher keine vergleichbaren Messverfahren gibt, war es notwendig unsere Sensoren mit etablierten Messgeräten aus einem anderen Anwendungssektor - der Schornsteinfeger-Messtechnik - zu vergleichen. Es ist jedoch festzustellen, dass diese für eine völlig andere Art der Anwendung ausgelegt sind, weshalb auch die Messprozedur auf die dort verwendete 15-Minuten-Messung angepasst werden musste.

In der vergleichenden Erstellung von Emissionsprofilen auf der Basis der zu entwickelnden Sensorik und handelsüblichen Messgeräten des Schornsteinfegerhandwerks, ist es während des Projekts gelungen alle Komponenten eines Funktionsmusters auf ihre Eignung hin zu untersuchen und zu optimieren. Die im Funktionsmuster noch nicht berücksichtigte Kompensation bezüglich variabler Temperatur, veränderlichem Druck bzw. unterschiedlicher Stärke des Abgasstromes während der verschiedenen Abbrandphasen einer Kleinfeuerungsanlage ist der Projektgemeinschaft bewusst. Sie wird in einem Folgeprojekt unter Integration von Erfahrungen und Lösungsansätzen der Entwickler von Schornsteinfeger-Emissionsmessgeräten sowie differenzierter Betrachtung der chemischen Natur der Feinstäube aus Holzvergaserkessel und Kaminöfen durchgeführt. Letztere macht sich in der unterschiedlichen Leistung beim Freibrennen der Sensorsubstrate bemerkbar. Daran anschließend wird die Kapazitätsmessung vom Labormaßstab auf eine kompakte Elektronik übertragen, um einen vollständigen Sensor-Prototyp kostengünstig zu realisieren.

Das Know-how auf Seiten der Sensorik würde bei einem Folgeprojekt durch die Arbeitsgruppe von Dr. Thorsten Wagner, Leiter der Nachwuchsgruppe NanoMatFutur, Universität Paderborn, sichergestellt.

Mit Herrn Prof. Dr.-Ing. Weclas von der Technischen Hochschule Nürnberg konnte das Projekt auf einem Treffen in Stuttgart am 30.04.2014 im Rahmen einer Fachtagung des Fraunhofer IBP diskutiert werden. Wir können Herrn Weclas nach zeitlicher Absprache Sensorsubstrate zur Verfügung stellen, die er vor Ort mit einer kapazitiven Messanordnung ausmessen kann. Die im Projekt verwendete ist ortgebunden.

Die Sensorsubstrate kann er nach eigenem Ermessen freiheizen und mit Stäuben eigener Herstellung (anorganischer / organischer Natur) beladen. Die bisherigen Messresultate stehen Herrn Weclas zur Verfügung.

6. Literatur

- ¹ BDEW Bundesverband für Energie und Wasserwirtschaft e.V.: *Bruttostromerzeugung nach Energieträgern*. AGEb, Berlin, 2014
- ² Bundesministerium für Wirtschaft und Energie: *Erneuerbare Energien im Jahre 2013*. BMWi, Berlin, 2014
- ³ PETERS, A., SCHULZ, H., KREYLING, W.G., Wichmann, H.-E.: *Staub und Staubinhaltsstoffe / Feine und ultrafeine Partikel*. Handbuch Umweltmedizin, Seiten 1-19, 14. erg. Lfg., 1998
- ⁴ KLIPPEL, N. und NUSSBAUMER, T.: *Feinstaubbildung in Holzfeuerungen und Gesundheitsrelevanz von Holzstaub im Vergleich zu Dieselruß*. In: Thomas Nussbaumer (Hrsg.), Feinstaubminderung und Stromerzeugung im Rahmen der künftigen Energieversorgung. 9. Holzenergie-Symposium, ETH Zürich, Verenum, Zürich und Bundesamt für Energie Bern. Seiten 21-40, 2006
- ⁵ HARTMANN, I. und LENZ, V.: *Wissenschaftliche Einblicke zur Emissionsminderung bei Biomasse-Kleinfeuerungen*. In Michael Nelles (Hrsg.), Bioenergie. Vielseitig, sicher, wirtschaftlich, sauber? DBFZ, 2014
- ⁶ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: *Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen - 1. BImSchV)*. Berlin, 2010
- ⁷ Förderprogramm: *Energetische Biomassenutzung*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2009
- ⁸ HUEGLIN, C., GEHRIG, R., BALTENSBERGER, U., GYSEL, M., MONN, C. und VONMONT, H.: *Chemical characterisation of PM2.5, PM10 and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland*. Atmospheric Environment. Seiten 637-651, 39(4), 2005
- ⁹ HUEGLIN, C., GIANINI, M. und GEHRIG, R.: *Chemische Zusammensetzung und Quellen von Feinstaub Untersuchungen an ausgewählten NABEL-Standorten*. Schlussbericht, Empa, Abteilung Luftfremdstoffe und Umwelttechnik, Dübendorf, Schweiz, 2012
- ¹⁰ WIEST, W.: *Fortschritt durch Sturzbrand - Innovation und Markterfolg emissionsarmer Kaminöfen*. Präsentation auf dem 5. Fachkolloquium Feuerstätten/Abgasanlagen Verbrennungssysteme, Stuttgart, 30. April 2013
- ¹¹ OSER, M., NUSSBAUMER, T., MÜLLER, P., MOHR, M. und FIGI, R.: *Grundlagen der Aerosolbildung in Holzfeuerungen: Beeinflussungen der Partikelemissionen durch Primärmaßnahmen und Konzept für eine partikelarme automatische Holzfeuerung (Low-Particle-Feuerung)*. Bundesamt für Energie, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft, Bern, 2003
- ¹² BAUMBACH, G.: *Identifizierung von Holzfeuerungsabgasen in Wohngebieten*. Präsentation auf dem 5. Fachkolloquium Feuerstätten/Abgasanlagen Verbrennungssysteme, Stuttgart, 30. April 2013
- ¹³ Umweltbundesamt: *Hintergrundpapier Feinstaubbelastung in Deutschland*. Pressestelle UBA, Mai 2009
- ¹⁴ PETERS, A., HEINRICH, J. und WICHMANN, H.-E.: *Gesundheitliche Wirkungen von Feinstaub - Epidemiologie der Kurzeffekte*. Umweltmed Forsch Prax. Seiten 101-115, 7 (2), 2002
- ¹⁵ BELLMANN, B.: *Saubere Biomasseverbrennung in Zentralheizungsanlagen: Bestimmung der Partikelgrößen, Probenahme und physikochemisch-toxikologische Charakterisierung*. Fraunhofer-Institut für Toxikologie und Experimentelle Medizin (FHG), Schlussbericht Verbundprojekt, EraNet Bioenergy "Biomass-PM", FZK: 22011406, Hannover, 2008
- ¹⁶ WHO (Hrsg.): *Air Quality Guidelines. Global Update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. World Health Organization, Regional Office for Europe. Kopenhagen, 2006

-
- ¹⁷ NUSSBAUMER, T.; KLIPPEL, N. und OSER, M.: *Health relevance of aerosols from biomass combustion in comparison to Diesel soot indicated by the cytotoxicity on lung cells*. In: *Aerosols in Biomass Combustion, Series Thermal Biomass Utilization*, Graz University of Technology, Seiten 45-54, 6, 2005
- ¹⁸ UMEG: *Emissionsmessungen an Holzfeuerungen im Regelungsbereich der 1. BImSchV. Feldmessprogramm in Baden-Württemberg, Heizperiode 2002 / 2003*. UMEG Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg, Bericht Nr. 43-2 18/03. Karlsruhe 2003.
- ¹⁹ ENKE, D., BUTT, S., und HARTMANN, I.: *Emissionsarmer Kaminofen „DBU-NEKO“ Minderung der Schadstoffe durch katalytisch wirksame Baugruppen in einem neuartigen Kaminofen*. Schriftenreihe des Förderprogramms Energetische Biomassenutzung, Band 15, DBFZ, Leipzig, Seiten 10-29, 2014
- ²⁰ JUSCHKA, W, und STRUSCHKA, M.: *Entwicklung von Kleinf Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe unter Einsatz von Strömungssimulation, -visualisierung und Messungen*. In: *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft*. Seiten 253-260, 6, 2013
- ²¹ KELLER, R., NUSSBAUMER, T und SUTER, P: *Untersuchung der Luftstufung mit Reduktionskammer als Primärmaßnahme zur NO_x Minderung bei der Holzverbrennung*. VDI-Bericht Nr. 1090, Seiten 167-174, 1993
- ²² OSER, M. und NUSSBAUMER, T.: *Low-Partikel-Pellet-Feuerung für den Leistungsbereich von 100 - 500 kW*. Bundesamt für Energie Bern, 2004
- ²³ LAUNHARDT, T., HARTMANN, H., LINK, H. und SCHMID, V.: *Verbrennungsversuche mit naturbelassenen biogenen Festbrennstoffen in einer Kleinf Feuerungsanlage, Emissionen und Aschequalität*. Institut und bayerische Landesanstalt für Landtechnik der technischen Universität München-Weihenstephan, 2000
- ²⁴ ELLNER-SCHUBERTH, F., HARTMANN, H., TUROWSKI, P. und ROßMANN, P.: *Partikelemissionen aus Kleinf Feuerungsanlagen und Ansätze für Minderungsmaßnahmen*. Berichte aus dem Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, Bericht TFZ 22, 2010
- ²⁵ EICHENAUER, S. und STADLBAUER, E.: *Entwicklung eines biokohlehaltigen Regelbrennstoffes für Kleinf Feuerungsanlagen im häuslichen und gewerblichen Bereich*. Abschlussbericht, LOEWE-Projekt-Nr. 299/11-44, Technische Hochschule Mittelhessen, THM, 2013
- ²⁶ RAU, J.A.: *Composition and Size Distribution of Residential Wood Smoke Particles*. *J. Aerosol Science and Technology*. Seiten 181-192, 10, 1989
- ²⁷ LENZ, V., THRÄN, D., HARTMANN, H., TUROWSKI, P., ELLNER-SCHUBERTH, F. und GERTH, J.: *Bewertung und Minderung von Feinstaubemissionen aus häuslichen Holzfeuerungsanlagen*. Deutsche Biomasse Forschungs Zentrum, DBFZ Report Nr. 1, Leipzig, 2010
- ²⁸ VDI-Richtlinie 4206 Blatt 2: *Mindestanforderungen und Prüfpläne für Messgeräte zur Überwachung der Emissionen an Kleinf Feuerungsanlagen*. Düsseldorf, VDI 2011
- ²⁹ KOHL, D., KELLETER, J. und PETIG, H.: *Detection of Fires by Gas Sensors*. *Sensors Update*, 9, Seiten 161-223, 2001
- ³⁰ BENNER, N., EBERHEIM, A. und KOHL, D.: *Halbleiter-Gassensoren in der Rauchgasanalyse*, 11. ITG/GMA Fachtagung Sensoren und Messsysteme, Ludwigsburg, 2002
- ³¹ KLIPPEL, N. und NUSSBAUMER, T.: *Einfluss der Betriebsweise auf die Partikelemission von Holzöfen*. Bundesamt für Energie BFE, Zürich, 2007

-
- ³² WEIß, A., EICHENAUER, S., STADLBAUER, E.A., und KOHL, C.-D.: *Sensorik zur Schadstoffminderung in Holzfeuerungsanlagen*. ITG Fachbericht Band 250, Nürnberg 2014
- ³³ ENDRES, H.-E. und BOCK, K.: *Impedanzspektroskopie und multivariante Signalverarbeitung für planare chemische Sensoren*. Technische Mitteilungen 1/2 06, Essen, 2006
- ³⁴ Deutsches Institut für Normung e.V.: *Prüfung fester und flüssiger Brennstoffe; Bestimmung des Brennwertes mit dem Bombenkalorimeter und Berechnung des Heizwertes (DIN 51900-1)*. Berlin, Beuth-Verlag, 2000
- ³⁵ Deutsches Institut für Normung e.V.: *Prüfung fester Brennstoffe, Bestimmung des Aschegehaltes (DIN 51719)*. Berlin, Beuth-Verlag, 1997
- ³⁶ Deutsches Institut für Normung e.V.: *Prüfung fester Brennstoffe, Bestimmung des Gehaltes an Flüchtigen Bestandteilen (DIN 51720)*. Berlin, Beuth-Verlag, 2001
- ³⁷ Deutsches Institut für Normung e.V.: *Prüfung fester Brennstoffe, Bestimmung des Wassergehaltes und der Analysenfeuchtigkeit (DIN 51718)*. Berlin, Beuth-Verlag, 2001
- ³⁸ VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1: *Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung*. Düsseldorf, VDI 2006
- ³⁹ WEIß, A., KOHL, C.-D., EICHENAUER, S. und STADLBAUER, E.A.: *Sensorik zur Schadstoffminderung in Holzfeuerungsanlagen*. Präsentation auf der 17. ITG/GMA-Fachtagung Sensoren und Messsysteme, Nürnberg, 4. Juni 2014
- ⁴⁰ EICHENAUER, S., WEIß, A.; BAUER, M.; JOST, N.; STADLBAUER, E.A. und KOHL, C.-D.: *Sensor Technology for Reduction of Dust Emissions from Biomass Heating Systems*. Posterpräsentation World Bioenergy 2014, Jönköping, Schweden, 2014
- ⁴¹ WEIß, A.: *Sensorik zur Schadstoffminderung in Holzfeuerungsanlagen*. Präsentation auf der DBFZ-Jahrestagung 2014, Leipzig, 02. Oktober 2014
- ⁴² WEIß, A., EICHENAUER, S., KOHL, C.-D., und STADLBAUER, E.A.: *Sensorik zur Schadstoffminderung in Holzfeuerungsanlagen*. In Michael Nelles (Hrsg.), *Bioenergie. Vielseitig, sicher, wirtschaftlich, sauber?* DBFZ, 2014
- ⁴³ WEIß, A., BAUER, M., EICHENAUER, S., STADLBAUER, E.A., und KOHL, C.-D.: *Sensor Systems for the Reduction of Particulate Matter in Wood Driven Heating Systems*. *Journal of Sensors and Sensor Systems*, eingereicht
- ⁴⁴ Pressemeldung DPA: *Experten warnen: ‚Mit Kaminen nicht heizen‘*, Gießener Anzeiger, 20.07.2014