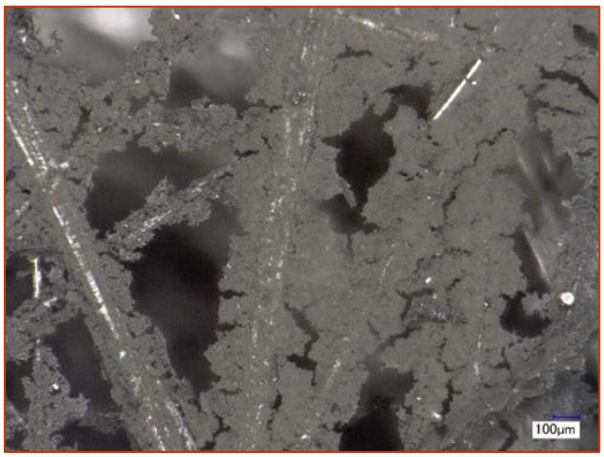
Abscheidung von Feinstaub aus Biomassekleinfeuerungen mit Tiefenfiltern

Phase 2: Entwicklung bis zur Dauerbetriebsfähigkeit



Schlussbericht für die

Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.

Erstellt durch die

RWTH Aachen
Lehr- und Forschungsgebiet Technologie der Energierohstoffe
Prof. Dr.-Ing. Peter Quicker

Gefördert durch:

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft

aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) als Projektträger des BMEL für das Förderprogramm Nachwachsende Rohstoffe unterstützt. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.

Förderprojekt

Verbundvorhaben: Abscheidung von Feinstaub
aus Biomassekleinfeuerungsanlagen mit Tiefenfiltern

Phase 2: Entwicklung bis zur Dauerbetriebsfähigkeit

Teilvorhaben 1: Theoretische Untersuchungen und Konzeptentwicklung

Teilvorhaben 2: Experimentelle Untersuchungen und Unterstützung der Entwicklungsarbeiten

Förderkennzeichen

Teilvorhaben 1: 22015213 bzw. 13NR152

Teilvorhaben 2: 22014814

Förderträger

Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR)

Hofplatz 1

18276 Gülzow

Projektlaufzeit

01.11.2014 – 30.04.2017

Projektleitung

Lehr- und Forschungsgebiet Technologie der Energierohstoffe (TEER)
Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen
Prof. Dr.-Ing. Peter Quicker

Wüllnerstraße 2
52062 Aachen

Tel: 0241/80-95705
Fax: 0241/80-92624
info@teer.rwth-aachen.de
www.teer.rwth-aachen.de

Partner

Oberland Mangold GmbH
Ansprechpartner: Dipl.-Ing. Christian Knab

In der Enz 1
82438 Eschenlohe

Tel: +49(0)8824 9298-0
Fax: +49(0)8824 9298-12
info@oberland-mangold.de
www.oberland-mangold.de

Durchführung

TEER:

Dipl.-Ing. Daniel Wohter

Prof. Dr.-Ing. Peter Quicker

Oberland Mangold:

Dipl.-Ing. Christian Knab

Dipl.-Ing. Martin Zwick

Danksagung:

Zentrales Element dieses Projektes waren die Praxistests in den Heizperioden 14/15, 15/16 und 16/17. Die Durchführung konnte nur mit tatkräftiger Unterstützung der Hausbesitzer und Betreiber der ERF-Anlagen durchgeführt werden. Für die Arbeiten und das uns entgegengebrachte Vertrauen in dieser Zeit möchten wir uns an dieser Stelle herzlich bedanken.

Für die technische und fachliche Unterstützung sowie für die Lieferung von Filtermaterialien bedanken wir uns bei der Fa. TROX GmbH und der Fa. Skantherm Wagner GmbH & Co. KG.

Wir möchten uns zudem beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft und der Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe für die finanzielle Unterstützung dieses Projekts bedanken. Ein besonderer Dank geht an Herrn Dr.-Ing. A. Stanev für die fachliche Begleitung des Projekts.

Für unterstützende Arbeiten bedanken wir uns abschließend bei:

Dipl.-Ing. Jakob Kellermann; Dipl.-Ing. Joachim Kleinschmidt;
Marc Fußwinkel, B.Sc.; Kai Schloegel, B.Sc.; Joanna Walker, B.Sc.;
Markus Lang, M.Sc., Johanna Scheffler, M. Sc.;
Wojciech Walica, M.Sc.; Oluwafemi Yusuph, M.Sc.; Oleg Panin, B. Sc.;
Sebastian Bischof, B.Sc.; Sebastian Theben, B.Sc.;
Anna Krause, B.Sc.

Aachen, im August 2017

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis 5

1 Zusammenfassung 7

2 Technisches Konzept des Systems 8

3 Projektziele und –aufgaben 12

4 Grundlagen 13

4.1 Partikuläre Emissionen aus Einzelraumfeuerungen 14

4.2 Minderung von Feinstaubemissionen aus Biomasse-befeuerten Kleinfeuerungen 18

4.2.1 Stand der Technik und Wissenschaft 18

4.2.2 Abscheidung von Feinstäuben mit Tiefenfiltern 19

5 Untersuchungen zum Filtermaterialverhalten 25

5.1 Vorgehen 25

5.2 Untersuchte Filtermaterialien 25

5.3 Praxistests 27

5.3.1 Praxisstandorte 28

5.3.2 Mess- und Versuchsmethodik an den Standorten 28

5.3.3 Randbedingungen / Charakterisierung der Standorte 31

5.4 Technikumsversuche 36

5.4.1 Methodik und Prüfstände 36

5.5 Ergebnisse der Materialuntersuchungen 38

5.5.1 Praxistests (HP 15/16) 38

5.5.2 Referenzuntersuchung Technikum 42

5.5.3 Vertiefende Untersuchungen zum Verlauf der Filterbeladung 42

5.5.4 Grundlagenuntersuchungen zum hochporösen Grobstaubfilter 48

5.5.5 Ableitung konstruktiver Veränderungen für den Filtereinsatz 53

5.5.6 Grobstaubfiltermaterial im Praxiseinsatz (HP 16/17) 54

5.6 Fazit der Materialuntersuchungen 56

6 Entwicklung und Implementierung einer Regelung 57

6.1 Ziel und Rahmenbedingungen 57

6.2 Vorgehen 58

6.3 Regelansätze 60

6.4 Fazit Regelungskonzept 65

7 Konstruktive Optimierung des Filtersystems 66

7.1 Durchgeführte Arbeiten und Ergebnisse 66

7.2 Fazit der konstruktiven Optimierung 71

8 Verwertung 72

9 Erkenntnisse von Dritten 73

10 Veröffentlichungen 74

Abbildungsverzeichnis 75

Tabellenverzeichnis 79

Literaturverzeichnis 80

Anhang A: Teilvorhaben 1: Theoretische Untersuchungen und Konzeptentwicklung, L.u.F. TEER 83

A.1 Durchgeführte Arbeiten 83

A.2 Erkenntnisse und Ergebnisse 84

Anhang B: Teilvorhaben 2: Experimentelle Untersuchungen und Unterstützung der Entwicklungsarbeiten, Fa. Oberland Mangold GmbH 90

B.1 Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens 90

B.2: Von der Oberland Mangold durchgeführte Arbeiten 91

B.3: Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens 2 92

B.4: Fazit 96

1 Zusammenfassung

Holzfeuerungen werden in den letzten Jahren aufgrund ihres erhöhten Feinstaubausstoßes in der öffentlichen Wahrnehmung zunehmend kritischer bewertet. Zwar zeigen aktuelle Zahlen des Umweltbundeamtes rückläufige Werte, für die lungengängige Partikelklasse PM 2,5 liegt der Anteil an den gesamten PM 2,5-Emissionen in Deutschland im Jahresdurchschnitt aber immer noch bei 17,4 % [1]. Während Kesselanlagen zunehmend durch die Schornsteinfeger überwacht werden, unterliegen die kleinen Einzelraumfeuerungen (ERF) nur einer Typprüfung ohne wiederkehrende Messungen im Praxisbetrieb. Doch insbesondere die kleinen Anlagen verantworten bis zu 80 % der Feinstaubemissionen aus Holzfeuerungen. Dabei stellen die ca. 12 Millionen [1] ERF-Anlagen nur etwa 8 % der Wärmeenergie bereit [2]. Hintergrund dieser Situation ist, dass neue Modelle den Grenzwert der 1. BImSchV von 40 $mg/m^3_{i.N., tr., 13\% O2}$ auf dem Prüfstand unter wenig praxisrelevanten Bedingungen erfüllen und damit ohne Minderungseinrichtung betrieben werden dürfen, in der Praxis den Grenzwert aber häufig deutlich überschreiten [3]. Realistische Prüfmethoden [4] zeigen etwa zwei- bis vierfach höhere Werte als die Typenprüfung. Als Ursache der erhöhten Emissionen sind die diskontinuierliche Beschickung sowie die kaum kontrollierten und regelungstechnisch nicht geführten Abbrände zu sehen. Dass es in der Praxis zu besonders hohen Anteilen an Ruß und kondensierbaren organischen Komponenten, z.B. Teeren, kommen kann, ist dem hohen Einfluss durch suboptimale oder sogar falsche Bedienung durch den Betreiber zuzuschreiben [5, 6]. Beide Partikeltypen sind toxikologisch kritisch zu sehen [6]. Umweltorganisationen wie die Deutsche Umwelthilfe fordern deshalb bereits lokale Feuerungsverbote [7]. Eine andere Lösung bieten effektive Minderungsmaßnahmen für neue Modelle sowie für Bestandsanlagen. Bisher sind aber nur wenige Modelle marktverfügbar.

Das Lehr und Forschungsgebiet Technologie der Energierohstoffe (TEER) an der RWTH Aachen hat in einer ersten Projektphase „Abscheidung von Feinstaub aus Biomassekleinfeuerungen mit Tiefenfiltern“ (Förderkennzeichen 22012810) zusammen mit der dezentec Ingenieurgesellschaft mbH eine sekundäre Staubminderungseinrichtung für Kleinfeuerungen entwickelt [8]. Als Zielgruppe wurden insbesondere die mit Scheitholz oder Pellets betriebenen Einzelraumfeuerungen im Leistungsbereich kleiner 10 kW ausgewählt. Das Abscheidesystem wurde als nachrüstbarer Kaminaufsatz konzipiert. Es nutzt die Mechanismen der Tiefenfiltration, um die partikulären Emissionen sicher im Inneren eines faserigen Mediums zu sequestrieren. Nach vollständiger Beladung wird der Filtereinsatz erneuert. Der Vorteil dieses filternden Verfahrens sind seine validierten hohen Abscheidegerade gegenüber festen und flüssigen Partikeln. Noch nicht nachgewiesen werden konnte die Langzeitstabilität des Systems und der Filtermaterialien unter den heterogenen Belastungen bei der Rauchgasreinigung an Einzelraumfeuerungen.

Die Aufgabe der zweiten Projektphase bestand darin, den Nachweis der Langzeitstabilität des Systems zu erbringen. Zusammen mit der Fa. Oberland Mangold GmbH sollte ein Entwicklungsstand erreicht

werden, der die Dauerbetriebsfähigkeit des Systems ermöglicht und einer industriellen Fertigung näherbringt.

Zentrales Element des Projektes stellte die Durchführung von Praxistests mit dem Abscheiderprototypen dar. Das Filtersystem wurde an insgesamt sieben unterschiedlichen Standorten mit Einzelraumfeuerungsanlagen (ERF-Analgen) installiert und bis zu drei Heizperioden betrieben. Anhand der Praxistest wurden eine Vielzahl unterschiedlicher kommerziell erhältlicher Filtermaterialien auf ihr Leistungsvermögen bei der Abscheidung von festen Rußpartikeln und flüssigen organischen Partikeln untersucht. Begleitet wurden die Feldtests von vertiefenden Grundlagenuntersuchungen zum Anlagerungsverhalten der Partikel an faserigen Filtermedien. An Hand der Praxistests wurden auch Regelansätze für das Filtersystem entwickelt und in eine robuste und kostengünstige, auf nur zwei Temperatursensoren basierende Reglung überführt.

Während ein geeigneter Regelansatz entwickelt wurde, konnte abschließend noch kein kommerziell erhältliches Filtermaterial gefunden werden, um für alle Partikelbelastungen eine ausreichende Standzeit zu garantieren. Ein möglicher nächster Schritt besteht darin, auf den Erkenntnissen über die Ablagerungsstrukturen der Partikel die Materialeigenschaften, insbesondere die Spaltweiten und Faserausrichtung fertigungsseitig zu beeinflussen, um die Aufnahmekapazität des Filtermediums deutlich zu erhöhen.

2 Technisches Konzept des Systems

Das Filtersystem besteht aus einem Gehäuse, welches auf der Mündung des Schornstein befestigt wird (vgl. Abbildung 1). Auf der Unterseite befindet sich der Gaseinlass, der gasdicht an der Mündung anschließt. In das Gehäuse wird eine Filterkassette eingebracht. Die Kassette setzt sich aus 4-5 Elementen zusammen, die mit Filtermaterial bestückt sind (Abbildung 2). Die Filterfläche beträgt ca. 1 m^2 (5 Elemente) bzw. 0,8 m^2 (4 Elemente).

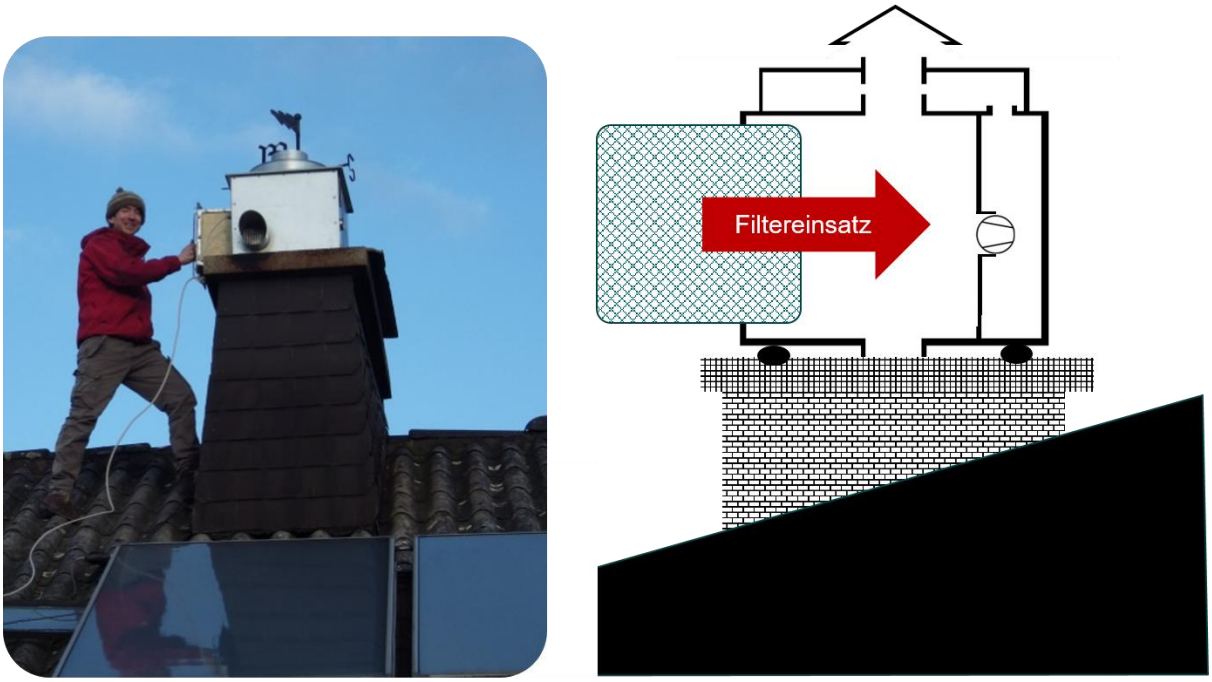


Abbildung 1: Filtersystem auf dem Schornstein eines Einfamilienhauses; Einschub des Filtereinsatzes.

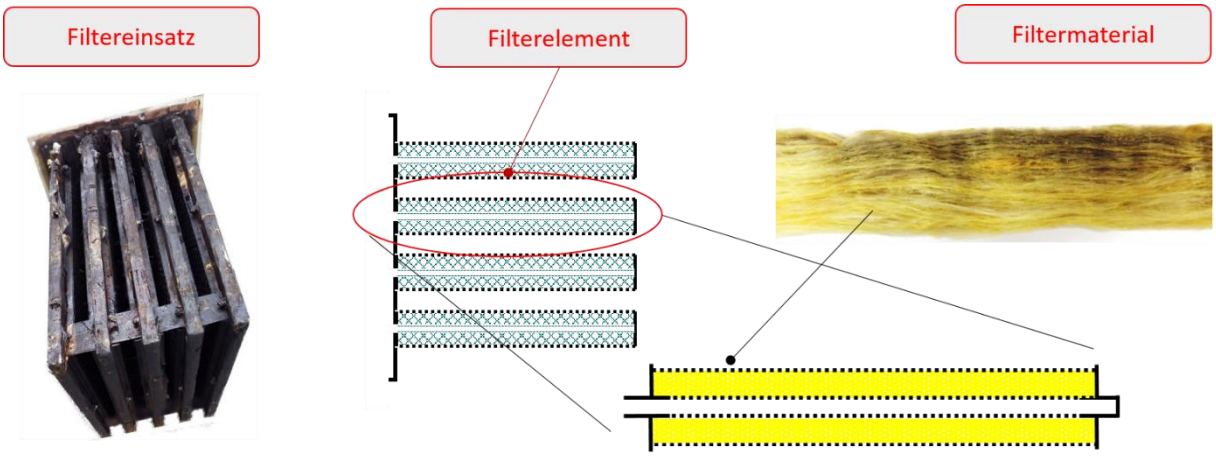


Abbildung 2: Aufbau Filtereinsatz mit 4-5 Filterelementen.

Im Filterbetrieb werden die Rauchgase aktiv durch den Filtereinsatz gesaugt (vgl.

Abbildung 3) . Hierzu verfügt das System ein kleines Gebläse (90-110 W_{el}), das bei einem Betriebsvolumenstrom von 50 m^3/h (100 °C) bis ca. 500 Pa Filterdruckverlust ausgleichen kann. Das gereinigte Rauchgas wird nach der Filtration in den Rezirkulationsbereich auf der Oberseite des Systems geleitet und von dort in die Umgebung abgeführt (Abbildung 4). Durch die beschriebene Ausführung wird eine Art Sperrluft realisiert, die den Innenraum gegenüber der Umgebung abschirmt. Durch den kassettenförmigen Aufbau des Filterelementes ist gewährleistet, dass der natürliche Rauchgasweg zu keinem

Zeitpunkt versperrt wird. Der Sicherheitsaspekt besaß bei der Entwicklung eine hohe Priorität. Die Rauchgase strömen durch die freien Spalte zwischen den Kassetten und gelangen in die Umgebung.

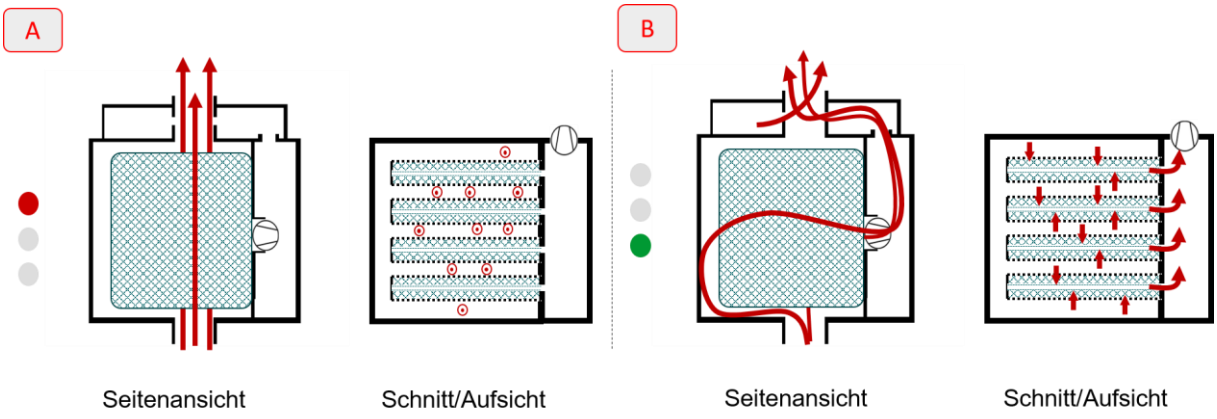


Abbildung 3: Funktionsweise des Filtersystems: A) Filtersystem außer Betrieb, die Rauchgase gelangen ohne erheblichen Widerstand in die Umgebung; B) Im Filterbetrieb werden die Rauchgase aktiv, mit Hilfe eines Gebläses durch den Filtereinsatz geleitet und gereinigt

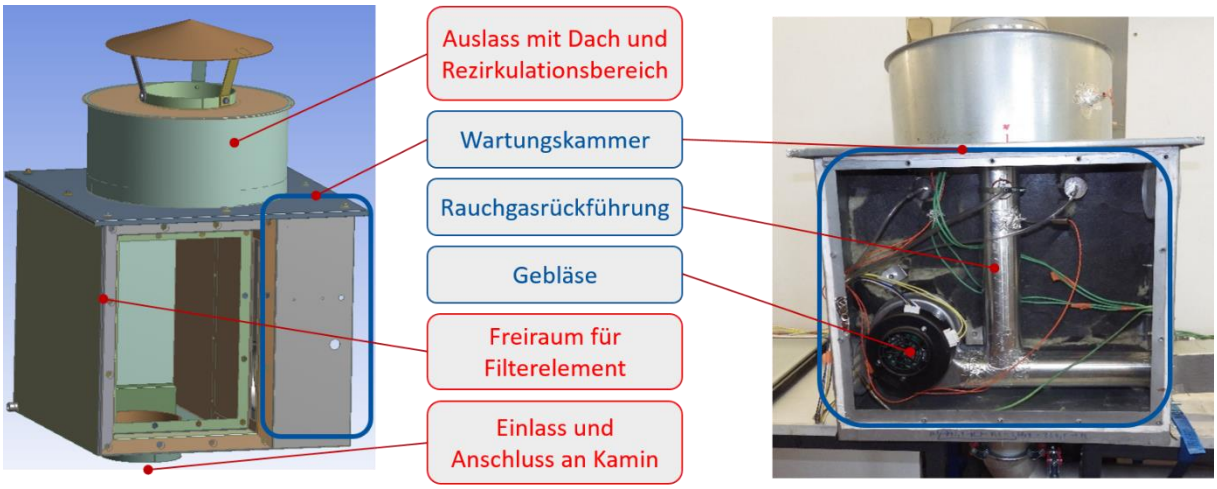


Abbildung 4: Aufbau des Filtersystems: CAD Ansicht mit Blick in das Filtergehäuse (links) und Seitenansicht auf die Wartungskammer mit Gebläse und Rauchgasrückführung zum Rezirkulationsbereich auf der Oberseite (die horizontale Leitung dient nur zu Messzwecken)

Filtermaterial

Als Tiefenfiltermaterial wurden in der ersten Entwicklungsphase Glaswollematten, also Materialien zur Dämmung und Isolation, genutzt. Die feinen Fasern (Abbildung 5) weisen Durchmesser von 4-10 µm auf und eignen sich damit für die von der Diffusion geprägten Abscheidung der Rauchgaspartikel aus ERF-Anlagen, die vorwiegend einen Größenbereich von 0,1-1 µm aufweisen (vgl. Kapitel 4.1).

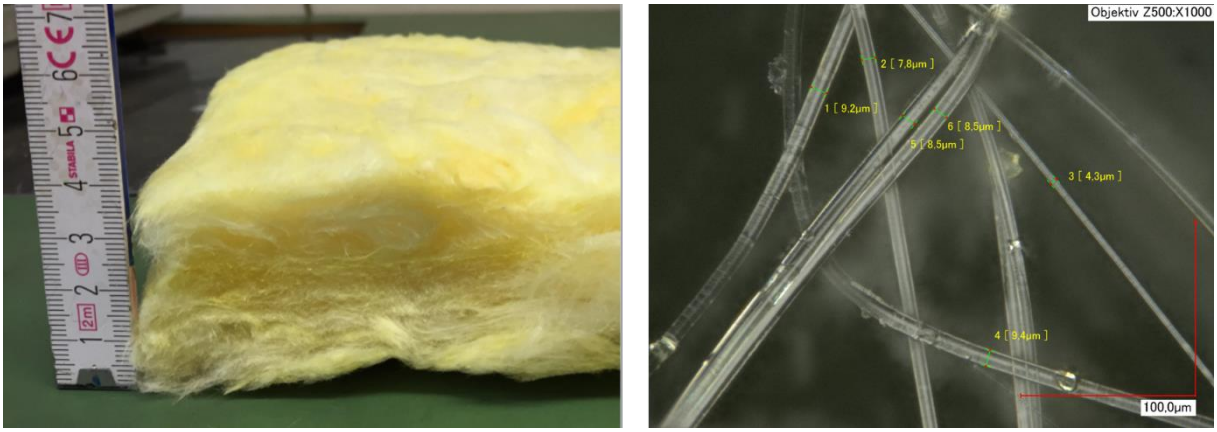


Abbildung 5: Filtermaterial des Prototypen aus Phase 1: Glaswollematten für die Isolation und Dämmung, mit Materialstärken von 30 -80 mm, Faserdurchmesser von 4-10 µm.

Die Untersuchungen der Phase 1 haben hohe Abscheideleistungen gegenüber festen und flüssigen Partikeln gezeigt. Abhängig von der Staubqualität konnten Abscheidegrade (Gesamtstaub, bei 160 °C Probenfilter-Nachbehandlung)[1] von mindestens 80 % im unbeladenen Zustand und bis 99 % im Verlauf der Reisezeit nachgewiesen werden. Von dem Potential auch die organischen, meist flüssig vorliegenden Partikeln sicher abzuscheiden, leitet sich die ursprüngliche Idee zum Einsatz der Dämmmaterialien ab. Eine weiterführende Analyse der Abscheidemechanismen für Partikel unterschiedlicher Konsistenz und chemischer Eigenschaft findet sich im Kapitel 4.1.

Fazit Prototyp Phase 1

Der hohen Abscheideleistung des Tiefenfilters steht seine endliche Reisezeit gegenüber. Die im Verlaufe der Einsatzzeit abgeschiedenen Partikel vermindern die Porosität des Materials und erhöhen die Energie (den Druckverlust), die das Gebläse benötigt, um die Rauchgase durch den Filtereinsatz zu leiten. In der Anfangsphase der Beladung bleibt der Druckverlust auf einem niedrigen Niveau. Die Höhe ist abhängig vom zu fördernden Rauchgasstrom und den Filtermaterialeigenschaften. Nach Einlagerung einer bestimmten Partikelmasse steigt der Druckverlust deutlich und steil, meist linear an. Der Verlauf ist qualitativ in Abbildung 6 dargestellt. Die Eigenschaften der abgeschiedenen Partikel haben großen Einfluss auf den realen Verlauf. Die Eigenschaften und ihre Auswirkung werden in Kapitel 4.2.2 näher betrachtet. Überschreitet der Druckverlust das Leistungsvermögen des Filtergebläses, muss der Filtereinsatz ausgetauscht werden. Der Aufbau des Filtereinsatzes basierte auf dem in der Klimatechnik gängigen Ansatz, das Abgas durch eine möglichst große Filterfläche zu leiten. So sollte die Filterflächenbelastung (FFB in [m/min]) und damit der Druckverlust geringgehalten und eine große Aufnahme-

[1] Die Probenfilter wurden in Anlehnung an die VDI 2066, Blatt 1 bei 160°C nachbehandelt, um eine Vergleichbarkeit für die Abscheidung der festen Partikel zu erhalten. Dadurch werden kondensierbare Komponenten nicht oder nur geringfügig erfasst [9].

kapazität an Partikeln gewährleistet werden. Bei einer Filterfläche von 1 m^2 ergeben sich für die Abgasmengen, die für Einzelraumfeuerungen erwartet werden, unter den Bedingungen an der Kaminmündung Filterflächenbelastungen von ca. 0,7-1,5 m/min.

Abbildung 6: Idealisierter Verlauf der Standzeit des Tiefenfilters; Bei Überschreiten des maximalen Druckverlustes wird der beladene Filtereinsatz gewechselt

3 Projektziele und –aufgaben

Das Ziel der zweiten Projektphase war die Weiterentwicklung des Tiefenfiltersystems auf Grundlage der Ergebnisse und Erfahrungen aus der ersten Projektphase (FKZ:22012810). Angestrebt war ein robustes und einfach nachrüstbares Abscheidesystem für den Dauerbetrieb. Eine zentrale Aufgabe stellte dabei die Entwicklung einer zuverlässigen Regelung dar. Die zu entwickelnde Regeleinheit musste auf einen variablen Volumenstrom reagieren können, durfte aber nicht zu komplex aufgebaut sein. Wenige robuste Sensoren sollten eine wirtschaftliche Fertigung erlauben.

Letztendlich ist der Erfolg des Tiefenfiltersystems in hohem Maße von der Standzeit der Filtermaterialien abhängig. Die Standzeit bestimmt die Wartungsintervalle für das System und damit die Wirtschaftlichkeit der Tiefenfilterlösung. Angestrebt ist, dass der Filtereinsatz maximal einmal pro Heizperiode gewechselt werden muss. Im Verhältnis zu den heterogenen, anspruchsvollen Randbedingungen, die bei der Rauchgasreinigung von Einzelraumfeuerungen anzutreffen sind, (vgl. Kapitel 4.1) konnte bisher nur wenig Erfahrung bezüglich des Betriebsverhalten der Materialien gesammelt werden. Ein Hauptaugenmerk lag demzufolge auf der Verifizierung der in der ersten Projektphase erzielten Filterleistung. In diesem Punkt sind die technischen Risiken der Entwicklung zu finden.

Auf dem Weg zur Dauerbetriebsfähigkeit ließen sich zusammenfassend die folgenden zentralen Entwicklungsaufgaben formulieren, die sich auf zwei Teilvorhaben verteilen:

- Vertiefende Untersuchungen zum Filtermaterialverhalten (L.u.F. TEER, Teilvorhaben 1)
- Konstruktive Optimierung des Filtersystems (L.u.F. TEER, Teilvorhaben 1)
    - Verbesserung des Betriebsverhaltens
    - Verbesserung der Filter- und Bauteilstabilität sowie der Wartungsmöglichkeiten
    - Optimierung der Systemintegration des Filters
    - Verbesserung der Filterhandhabung und Vorbereitung der vereinfachten Fertigung
    - Anpassung der Praxisfilter an die Rechts- und Marktgegebenheiten
- Entwicklung und Implementierung einer einfachen aber effektiven Abscheideregelung (Fa. OM, Teilvorhaben 2)

Die Optimierungen sollten auf Grundlage von Praxistests mit dem Prototypen erfolgen. Die Taktung des Projektes war durch die Praxistests in den Heizperioden zwischen November 2014 und April 2017 vorgegeben, in denen bis zu sieben Anlagen an Praxisstandorten unter realen Belastungen betrieben wurden. Dazwischen wurde das Filtermodell den Erfahrungen und Erkenntnissen aus den jeweiligen Heizperioden entsprechend angepasst (Abbildung 7).

Abbildung 7: Gliederung des Projektes (Zeitstrahl).

4 Grundlagen

Vor der Dokumentation der Entwicklungsarbeit selbst, wird einleitend kurz die Minderungsaufgabe skizziert. Es werden die Entstehung partikulärer Emissionen aus Einzelraumfeuerungen beschrieben und deren Eigenschaften im Hinblick auf das Abscheideverhalten erläutert. Der Stand der Technik und Wissenschaft von Partikelabscheidern für Einzelraumfeuerungen wird dargestellt und gegenüber der Tiefenfilterlösung abgegrenzt. Auf Basis der Kenntnisse über die Partikeleigenschaften werden die Mechanismen der Tiefenfiltration beschrieben und die Herausforderungen für die faserigen Filtermedien angedeutet.

4.1 Partikuläre Emissionen aus Einzelraumfeuerungen

Einzelraumfeuerungen sind für den überwiegenden Teil (ca. 80 %) der PM 2,5 Emissionen des Sektors Wärmeerzeugung aus festen Biomassebrennstoffen verantwortlich. Da viele der Feuerungen nur zu Behaglichkeitszwecken eingesetzt werden und die Bestandsanlagen meist einen geringen Wirkungsgrad aufweisen, tragen Sie dabei nur zu einem geringen Anteil zur Wärmebereitstellung (ca. 8 %) bei. [2]

Während die größeren Kesselanlagen nach und nach den strengeren Grenzwerten der novellierten 1. BImSchV gerecht werden, ist nur eine verschwindend kleine Anzahl an ERF mit einer Minderungseinrichtung ausgestattet. Ein Grund ist die wenig praxisnahe Typenprüfung, die auch einfachen Ofenmodellen eine Unterschreitung der 2. Stufe und damit Konzentrationen von kleiner 40 mg/m^3 bescheinigt[2]. In der Realität zeigt sich ein anderes Bild, welches auch im Zuge der Praxistests innerhalb dieses Projektes bestätigt werden konnte. Untersuchungen unterschiedlicher Arbeitsgruppen haben deutlich höhere Emissionswerte ermittelt. Ein Bericht des schweizerischen Bundesamtes für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation [3] zeigt die Bandbreite der Emissionen von unter 20 bis 5000 mg/m^3, bei Betrieb nach Herstellerangabe und bei Abweichungen zu den Vorgaben. Das vom Technologie Förderzentrum Bayern (TFZ) geleitete europäische Verbundprojekt „beReal“ [4] hat einen praxisnahen Prüfzyklus entwickelt, der ein realistischeres Bild der Emissionsbelastung von ERF zeichnen soll. Mit Berücksichtigung von Anzündphasen und vollständigen Abbränden ergeben sich Werte, die um den Faktor 2-4 über den Werten der Typenprüfung liegen.

Die Ursache für die hohen Emissionswerte von ERF liegt in der fehlenden Kontrollmöglichkeit des Verbrennungsprozesses. Beim Design steht oft ein ansprechendes Flammenbild im Vordergrund, weniger eine verfahrenstechnisch optimale und damit emissionsarme Verbrennung. Anlagenseitig dient oft lediglich ein Schieber zur Einstellung der Luftzuführung. Die Abstimmung von Brennstoff und Luft wird so erschwert, insbesondere beim typischen diskontinuierlichen Betrieb der Feuerungen mit vielen Anzündphasen im kalten Ofen. Gleichzeitig muss die Auflagemasse und Stückigkeit des Brennstoffs auf die Anlage abgestimmt werden. Letztendlich obliegt die Durchführung des Prozesses nur der Verantwortung des Betreibers. In diesem Projekt wurde deutlich, dass betreiberseitig viel Wert auf die Einhaltung der Holzfeuchte (erstes Merkmal der Brennstoffqualität) gelegt wurde, darüber hinaus aber oft das Verständnis für die Kontrolle des Verbrennungsprozesses und das Bewusstsein bezüglich der Folgen der emissionstechnisch kritischen Handlungen fehlte. Faktoren wie der meist nicht geregelte und witterungsabhängige Kaminzug nehmen weiteren Einfluss auf die Emissionen [10].

Entstehungsprozess und Eigenschaften der partikulären Emissionen

Die Feinstaubemissionen werden bisher in ihrer Gesamtheit als gravimetrischer Summenparameter für eine bestimmte Größenklasse (PM 10, 2,5 oder 1) gemessen und angegeben. Die Partikel, die sich

[2] Alle im Bericht angegebenen Feinstaubkonzentrationen beziehen sich auf den Referenzzustand i.N., tr. 13 % O_2

zur Konzentration einer bestimmten Partikelklasse zusammenfassen lassen, weisen je nach Herkunft aber sehr unterschiedliche physikalische und chemische Eigenschaften auf. Die Eigenschaften bestimmen zum einen die gesundheitliche Relevanz, zum anderen beeinflussen sie die Auswahl und Auslegung der einzusetzenden Minderungsverfahren. Es ist nicht ausreichend, die Gesamtmasse zu betrachten. Für die Abscheidung an faserigen Filtern sind besonders die folgenden Eigenschaften relevant:

- Konzentrations- und Mengenschwankungen
- Chemische Partikelzusammensetzung
- Partikelgrößenverteilung
- Haft-, Agglomerations- und Verklebungsneigungen
- Konsistenz (flüssig, fest)

Die Eigenschaften sind abhängig vom Partikelbildungsweg im Verbrennungsprozess, ein komplexer Vorgang der in [11] ausführlich beschrieben wird. Bei Kesseln und automatisch beschickten Einzelraumfeuerungen (Pelletofen) dominieren die anorganischen, nicht kohlenstoffhaltigen Partikel (meist Salze und Metalloxide) die partikulären Gesamtemissionen. Die Emissionswerte sind in diesen Anlagen vor allem durch den Anteil der Aerosolbildner (K, Cl, S, Na, Pl) im Brennstoff beeinflussbar. Die Partikel liegen im Größenbereich von 0,1 µm für Salze und 1 µm für Metalloxide [12]. In Teillastphasen erhöhen sich die Feinstaubemissionen durch die zum Teil unvollständig ablaufenden Verbrennungsprozesse und die verstärkte Bildung von Rußpartikeln.

Bei handbeschickten Einzelraumfeuerungen (klassische Scheitholz-Einzelraumfeuerungen) dominieren meist auch unter guten Abbrandbedingungen die kohlenstoffhaltigen Partikel die partikulären Gesamtemissionen. Nach [13, 2] machen kohlenstoffhaltige Partikel bis zu 90 Ma-% der Feinstaubmasse aus. Die kohlenstoffhaltigen Partikel gliedern sich in Ruß, auch elementarer Kohlenstoff (EC) oder carbon black (obwohl dieser Begriff eher für den industriell hergestellten Ruß verwendet wird, mit C-Anteil > 95 Ma% [14,15]) und die organischen Komponenten (COC), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und kondensierbare Kohlenwasserstoffe. Letztere werden auch als brown carbon zusammengefasst [16]. Wird der enge Korridor für einen optimalen Abbrand bei ERF-Anlagen verlassen, erhöht sich der Anteil an EC und COC erheblich [3].

Ruß und rußhaltige Partikel bilden sich vornehmlich in heißen Zonen bei lokal unterstöchiometrischen Luftverhältnissen. Hohe Temperaturen fördern die Synthese der flüchtigen, meist monozyklischen Aromaten zu polyzyklischen Armoaten (PAK). Unter weiterer Abspaltung von Wasserstoff bilden sich primäre Rußpartikel. Aufgrund des lokal mangelnden Sauerstoffangebots und nachfolgenden kalten Zonen (z.B. kalte Umlenkplatten beim Anfahrprozess) wird der Abbau der Komponenten verhindert. Als sekundäre Agglomerate können sie durch den Schornstein in die Umgebung gelangen [15, 11].

Messungen am L.u.F. TEER zeigen einen Anteil von knapp 90 Ma-% im Korngrößenbereich < 0,16 µm für die Partikelemissionen einer möglichst optimal betriebenen ERF-Anlage mit ca. 50-75 mg/m^3 Staub

(unter Bezug auf den Referenzzustand). Abbildung 8 verdeutlicht die Eigenschaften von Rußpartikeln durch eine REM-Aufnahme von Rußagglomeraten. Aus der Abbildung geht die verästelnde Anlagerung hervor. Nach der Anhaftung erster Partikel an einem Keim bilden sich wenige Nanometer starke Ketten aus aneinandergereihten Primärpartikeln, zum Teil mit seitlichen Verzweigungen (vgl. auch Abbildung 36).

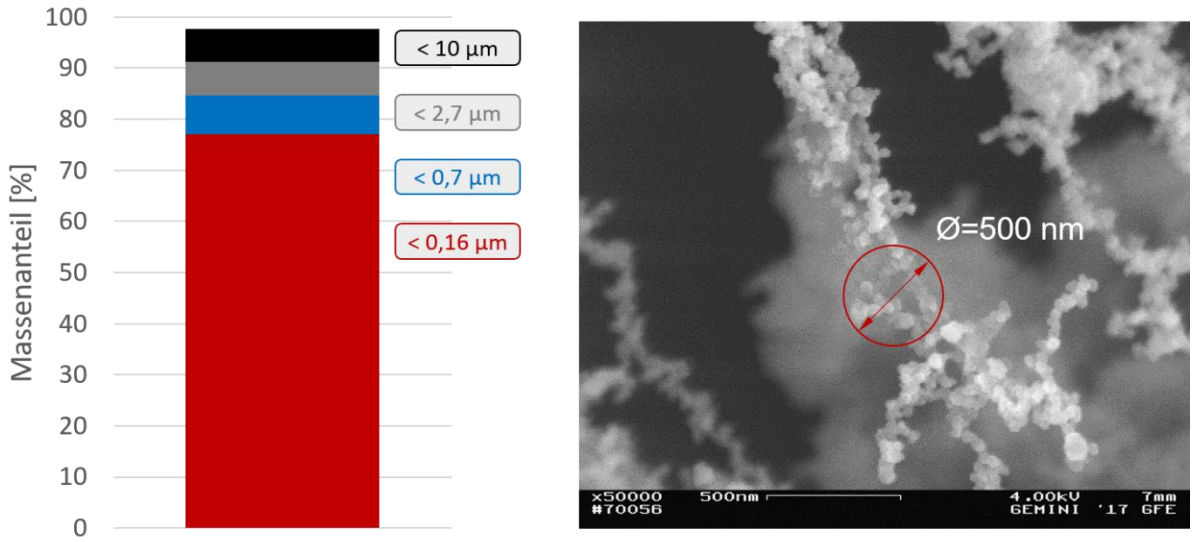
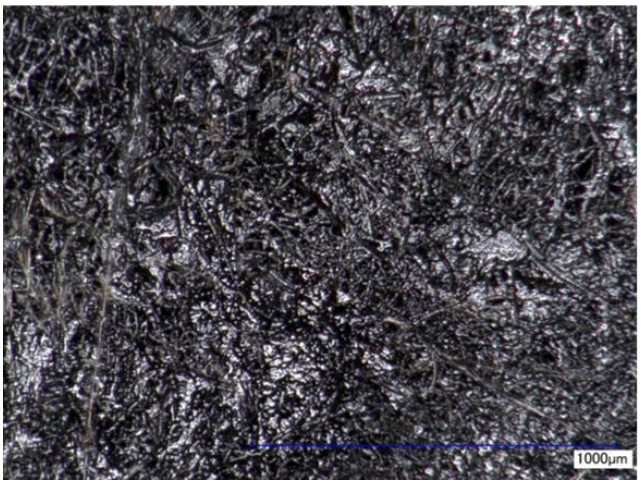


Abbildung 8: Eigenschaften von Partikeln aus einer Scheitholz-Einzelraumfeuerung: Korngrößenverteilung bei einer Gesamtkonzentration von 65 mg/m^3, bezogen auf den Referenzzustand (links). Kettenförmige Rußpartikelagglomerate aus Primärpartikeln mit Durchmessern kleiner 100 nm aus der gleichen Feuerung (rechts).

Neben Luftmangel führt eine erhöhte Luftzuführung schnell zu einer Zunahme von organischen Zersetzungsprodukten. Die entstandenen Kohlenwasserstoffe können durch zu kalte Bedingungen nicht weiter umgesetzt werden. Die organischen Komponenten sind leicht flüchtig und kondensieren bei niedrigen Temperaturen als feine flüssige Tröpfchen [6]. Diese Partikel bilden einen Teil des brown carbon. Der zweite Teil sind die Teere, mono- und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Die zähflüssigen Tröpfchen des brown carbon haben die Eigenschaft, dichtere Gewebe zu verkleben. TEM Aufnehmen zeigen Partikelgrößen von 100-500 nm (Abbildung 9).



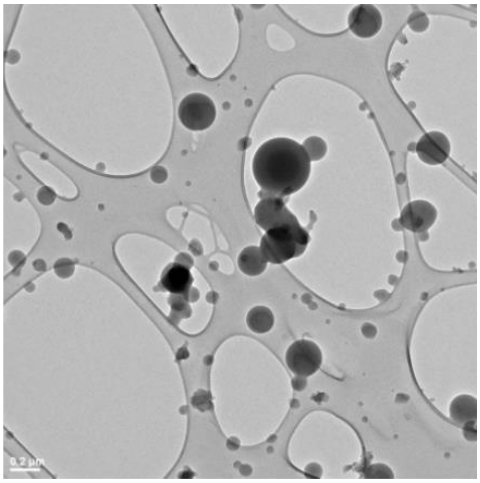


Abbildung 9: Eigenschaften und Wirkung von organischen Teerpartikeln (brown carbon): Verklebung eines faserigen Filters (links); Auflösung von Teertöpfchen im Größenbreich von 100-500 nm mit einem TEM-Mikroskop [6]

Da die Eigenschaften der Partikel hohen Einfluss auf deren Minderung haben, sind die für Einzelraumfeuerungen relevanten Partikeleigenschaften in Tabelle 1: Eigenschaften von Rußpartikeln und organischen Partikeln aus der Holzverbrennung in ERF-Anlagen zusammengefasst. Sie stellen die Abscheideaufgabe des Tiefenfiltersystems dar.

Tabelle 1: Eigenschaften von Rußpartikeln und organischen Partikeln aus der Holzverbrennung in ERF-Anlagen

Partikeltyp	Eigenschaften			Einflussgrößen auf die Entstehung
	Zusammensetzung	Partikelgröße	Konsistenz/Struktur	
Ruß (auch: black carbon, elementarer Kohlenstoff, EC)	• C/H-Molverhältnis: 6-8 [17] • -PAK Anlagerungen möglich	• Primäre Partikel 10-500 nm [14][15] • Agglomerate: 0,1- 1 µm	• Fest, rund • Agglomerate aus Primärpartikeln [15] • verästelnde Strukturen geringer Packungsdichte	• Kalte Stellen im Brennraum, • Sauerstoffmangel
Organische Partikel (auch: brown carbon, COC)	• C/H-Molverhältnis: 1-2 [17]	• Auskondensiert in Luft • 100-500 nm [6]	• Zähflüssig, klebrig, • runde Tröpfchen	• Brennraumüberladung • Luftüberschuss • Feuchter Brennstoff

4.2 Minderung von Feinstaubemissionen aus Biomasse-befeuerten Kleinfeuerungen

Zielgruppe der Entwicklung sind vor allem ERF-Anlagen und kleine Kessel. Wird die Partikelgröße der Staubemissionen aus den Anlagen berücksichtigt, lässt sich die Verfahrensauswahl für eine ausreichende Abscheideleistung auf elektrostatische Abscheider oder faserige, filternde Abscheider eingrenzen. Wäscher oder Zyklone weisen in dem relevanten Korngrößenbereich für feste Partikel eine zu geringe Abscheideleitung auf. Letztere können als Vorabscheider oder in Kombination mit einem elektrostatischen Prinzip eingesetzt werden. Der bei ERF-Anlagen vorkommende hohe Anteil an organischen Emissionen könnte durchaus durch eine Teilkondensation abgeschieden werden.

4.2.1 Stand der Technik und Wissenschaft

Mit der Novellierung der 1. BImSchV wurden Entwicklung und Forschung zur Feinstaubminderung aus Kleinfeuerungen verstärkt. Mittlerweile sind zahlreiche Produkte mit baurechtlicher Zulassung auf dem Markt. Der überwiegende Teil ist allerding für Kesselanlagen konzipiert. Für den kleineren Leistungsbereich (< 50 kW) werden elektrostatische Abscheider, z.B. von den Firmen Schräder, ÖkoSolve oder Kutzner+Weber, angeboten. Letztere bieten auch kombinierte Verfahren an (Zyklon + elektrostatischer Abscheider). Auch der Abscheider „Carola“ der KIT-Ausgründung „CCA - Carola Clean Air GmbH“ besitzt mittlerweile eine DIBt-Zulassung. Alle Anlagen haben – laut Herstellerangaben – hohe Effizienz und Dauerbeständigkeit nachgewiesen. Gewebefilter werden erst ab größeren Anlagenklassen angeboten. Eine Marktdurchdringung ist aufgrund des fehlenden Nachrüstzwangs[3] und der hohen Kosten der Nachrüstung allerdings noch nicht zu verzeichnen.

Für die eigentliche Zielgruppe dieses Entwicklungsprojektes, die Einzelraumfeuerungen, sind die Rahmenbedingungen deutlich schwieriger. Es findet keine wiederholende Emissionsbeurteilung im laufenden Praxisbetrieb statt. Dies führt dazu, dass solche Anlagen einfach weiterbetrieben werden können. Bisher sind nur Produkte zweier Anbieter, der Ökotube (Fa. Ökosolve) und der Airjekt 1 (Fa. Kutzner und Weber) auf dem Markt als Nachrüstlösung erhältlich. Außerdem werden von verschiedenen Firmen Einbauten aus Schaumkeramik oder Füllkörperschüttungen angeboten, die vor allem aus Sicherheitsgründen mit einem offenen Bypass in den Kaminofen eingebaut werden (z.B. Fa. Haag und Fraunhofer IBP).

Aus wissenschaftlicher Sicht sind vor allem die Produkte instationärer Verbrennungsphasen in Kesselanlagen interessant. Deren herausfordernde Eigenschaften können zu verminderten Abscheideleistungen führen. Rußpartikel neigen bei elektrostatischen Filtern aufgrund ihrer hohen elektrischen Leitfähigkeit dazu, mitunter agglomeriert, wieder in den Gasstrom eingetragen zu werden. Rücksprüheffekte

[3] Die aktuellen Zahlen der wiederkehrenden Schornsteinfegermessungen zeigen, dass ein Großteil der bisher kontrollierten Anlagen die Grenzwerte einhält.

an den Kollektorflächen durch organische Partikel können auf ähnliche Weise die Abscheidewirkung mindern [19]. Aktuelle Förderprojekte widmen sich den Fraktionsabscheidegraden von elektrostatischen Abscheidern, insbesondere im theoretisch kritischen Bereich von 0,5 µm (Projekt FRESBI, Fraunhofer UMSICHT und Partner), und den Betriebserfahrungen mit elektrostatischen Filtern in Kleinserien unter Praxisbedingungen (Projekt IntEleKt, der izes gGmbH und Partner; Verbund CAROLA). Im Bereich der Gewebefilter wird am Lehrstuhl für Partikelverfahrenstechnik an der Universität Paderborn ein Entwicklungsprojekt zur kombinierten Staub und Sauergasabscheidung verfolgt. Das IFK der Uni Stuttgart ist an der Entwicklung eines mechanisch abreinigbaren, kompakten Gewebefilters beteiligt. [20]

Einzelraumfeuerungen müssen auf ein breiteste Spektrum an Partikeleigenschaften reagieren. Bezüglich nachgeschalteter Abscheider sind wenige aktuelle Entwicklungsarbeiten zu verzeichnen. Die TU Wien (Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und technische Biowissenschaften) verfolgt den Ansatz eines regenerierbaren filternden Abscheiders auf Basis einer Pelletschüttung. Vielversprechend erscheint ein Ansatz des ITC am KIT. Der Ansatz beruht auf dem Einsatz längsangeströmter Fäden. Der Fadenabscheider soll sich selbst reinigen. Abschließend ist festzuhalten, dass für die Gruppe der Einzelraumfeuerungen, mit den kumuliert höchsten partikulären Emissionen, die wenigsten Lösungsanasätze vorhanden sind.

4.2.2 Abscheidung von Feinstäuben mit Tiefenfiltern

In diesem Vorhaben wurde die Idee eines speichernden faserigen Filters ohne aktive Abreinigung verfolgt. Damit sollen sowohl die organischen, vorwiegend flüssigen Partikel abgeschieden werden, als auch der Großteil der Rußpartikel sicher im Inneren der Faserschichten eines hochporösen Filtermediums eingelagert werden.

Tiefenfilter sind in der Raumlufttechnik ein standardisiertes Produkt. Auch in der Ölnebelabscheidung werden sie eingesetzt. Die Übertragung auf die Randbedingungen von Rauchgasen aus der Holzverbrennung (vorgestellt in Kapitel 4.1) stellt die Herausforderung des Projektes dar. Einführend werden die Mechanismen der Abscheidung und der Beladungsverlauf erläutert.

Auftreffen und Haftung

Die Abscheidung eines Partikels aus dem Gasstrom an den Fasern erfolgt in zwei Phasen. Zunächst findet der Transport hin zur Faseroberfläche statt. Danach ist das dauernde Anhaften des angelagerten Partikels am Filtermedium Voraussetzung für eine erfolgreiche Abscheidung. Für einen theoretischen Fall kann der Zusammenhang nach [21] formelmäßig zusammengefasst werden:

$$\varphi = \eta \cdot h \qquad (1)$$

φ : *Einzelfaser-Abscheidegrad*

η : *Auftreffgrad*

h : *Haftanteil*

Der erste Schritt des Transports zur Faseroberfläche ist durch vier Mechanismen geprägt. Der Transport erfolgt hauptsächlich in Abhängigkeit der Partikelgröße und der Gasgeschwindigkeit durch die Mechanismen der Diffusion, Trägheit und des Sperreffektes. Ihr Charakter ist in Abbildung 10 bildlich dargestellt. Elektrostatische Effekte sind für die Anwendung im Projekt nicht relevant.

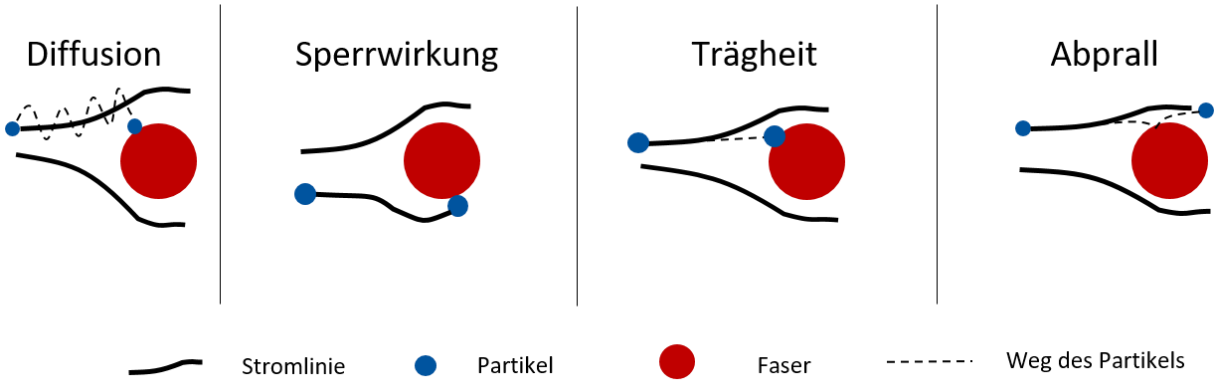


Abbildung 10: Auftreffmechanismen von Partikel auf die Fasern bei der Tiefenfiltration.

Diffusion beruht auf der Brownschen Molekularbewegung der Partikel. Diese führt zu einer beliebigen Bewegung der Partikel quer zur Strömungslinie des Gases. Durch die Bewegungen der Partikel um die Stromlinien erhöht sich die Wahrscheinlichkeit des Auftreffens auf die Faser (den Kollektor). Der Einfluss der Brownschen Bewegung ist vor allen bei kleinen Partikeln ($d_P < 0{,}5$ µm) und geringen Strömungsgeschwindigkeiten ($u < 0{,}1$ m/s) hoch und damit der Hauptmechanismus bei der Abscheidung von Partikeln aus ERF-Anlagen. Kann ein Partikel den Stromlinien des Gases bei der Umströmung der Faser nicht mehr folgen, geschieht die Ablenkung des Partikels zur Faseroberfläche durch den Trägheitseinfluss. Dieser ist vor allem bei großen Anströmgeschwindigkeiten und großen Partikeldurchmessern (3 µm < d_P < 5 µm) relevant. Für die Partikel aus ERF-Anlagen spielt als drittes Phänomen der Sperreffekt eine Rolle. Vor allem im Partikelgrößenbereich zwischen 0,5 und 1 µm kann der Sperreffekt einen größeren Einfluss auf die Abscheidung nehmen. Die Partikel folgen aufgrund ihrer Größe den Stromlinien. Ist der Abstand zwischen der Stromlinie des Partikels und der Faser kleiner als der halbe Partikel-durchmesser, so bleiben sie an der Faser haften. Der Einfluss der Effekte wird durch die dimensionslosen Kennzahlen Stokes-Zahl, der Peclet-Zahl und dem Sperreffektparamter R beschrieben. [21]

$$Pe = \frac{u \cdot d_F}{D_P} \quad (2)$$

u *Strömungsgeschwindigkeit*

d_F *Faserdurchmesser*

D_P *Diffusionskoeffizient in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser d_P*

$$R = \frac{d_P}{d_F} \quad (3)$$

d_P *Partikeldurchmesser*

d_F *Faserdurchmesser*

$$St = \frac{u \cdot {d_P}^2 \cdot \rho_P}{18 \cdot \mu \cdot d_F} \quad (4)$$

μ *dynamische Gasviskosität*

ρ_P *Partikeldichte*

An den Einflussgrößen in den Kennzahlen wird deutlich, dass die Abscheidung sowohl durch die Aerosoleigenschaften als auch materialseitig beeinflusst wird. Kleine Partikel und kleine Gasgeschwindigkeiten bedeuten kleine Pe-Zahlen und damit dominiert die Diffusion als Transportmechanismus.

Leistungsgrößen eines Tiefenfilters

Die Filtrationsleistung wird wesentlich durch zwei Größen charakterisiert. Der Abscheidegrad (A in [%]) beschreibt wieviel Prozent der Partikel (Masse oder Anzahl) im Medium eingelagert werden. In der englischsprachigen Literatur wird auch die „penetration“ (P) als komplementärer Wert (A = 1-P) verwendet. Er beschreibt, welcher Anteil der Partikelmasse durch den Filter gelangt. Der Druckverlust bei der Durchströmung eines Filtermedium ist die zweite relevante Größe. Durch die Ablagerung von Partikeln verändert sich die Struktur des Filtermaterials (Packungsdichte bzw. Porosität). Dadurch weisen beide Größen eine starke zeitliche Veränderung auf. Die Standzeit beschreibt das zeitliche Verhalten des Druckverlustes. Diese Einsatzzeit wird durch die gravimetrische Staubeinlagerung (m_{st} in [g]) bis zu einem Grenzdruckverlust bestimmt. Zu Beginn der Beladung bleibt der Druckverlust auf einem geringen Niveau, welches durch die Eigenschaften des Materials und die Strömungsbedingungen bestimmt wird. Die Partikel lagern sich innerhalb des Filtermaterials ab. Ab einer bestimmten Menge an eingela-

gerten Partikeln verschiebt sich die Abscheidung zur Oberfläche des Materials, in der englischen Fachsprache wird auch vom „transition point“ gesprochen (abhängig von der Bestimmungsmethode auch vom „clogging point“). Ab diesem Punkt setzt die Oberflächenfiltration ein und es ergibt sich ein starker, meist linear ansteigender Druckverlust (vgl. Abbildung 6) [22, 23].

Abbildung 11: Übergang von der Tiefenfiltration zur Oberflächenfiltration am Beispiel der Beaufschlagung von Glasfaserfiltern (Typ M5 nach DIN EN 779) mit Rauchgasen aus ERF-Anlagen. Qualitative Darstellung.

Ablagerungsstrukturen und Einfluss auf die Filterleistung

Es gibt in der Literatur zahlreiche Berechnungsansätze [21, 24] für die Leistung unbeladener Fasern. Entscheidend für das Entwicklungsprojekt war hingegen das Verhalten von beladenen Materialien. Im Zuge der Beladung werden die Staubpartikel in das Material eingelagert und verändern deren Eigenschaften. Die Partikel haften zunehmend an zuvor abgeschiedenen Partikeln, die als Kollektoren fungieren und bilden Strukturen an den Fasern. Je nach Form werden diese Strukturen als Dendriten bezeichnet. Durch die Strukturen werden die angesprochen Leistungsgrößen des Filtermediums mit der Zeit (der eingelagerten Masse) deutlich verändert. [25]

Kanaoka [26, 27] hat als einer der ersten die Strukturen in Abhängigkeit der verschiedenen Einflussparameter zusammengestellt. Dominiert die Diffusion bei kleinem Einfluss des Sperreffektes, lagern sich die Partikel in dichter Packung gleichmäßig um die Fasern. Herrscht eher der Mechanismus der Trägheit vor, bilden sich die Strukturen gegen die Strömungsrichtung aus. Nimmt der Sperreffekt einen hohen Einfluss, bilden sich verästelnde Strukturen mit sehr geringer Packungsdichte (vgl. Rußpartikelagglomerate, Abbildung 8).

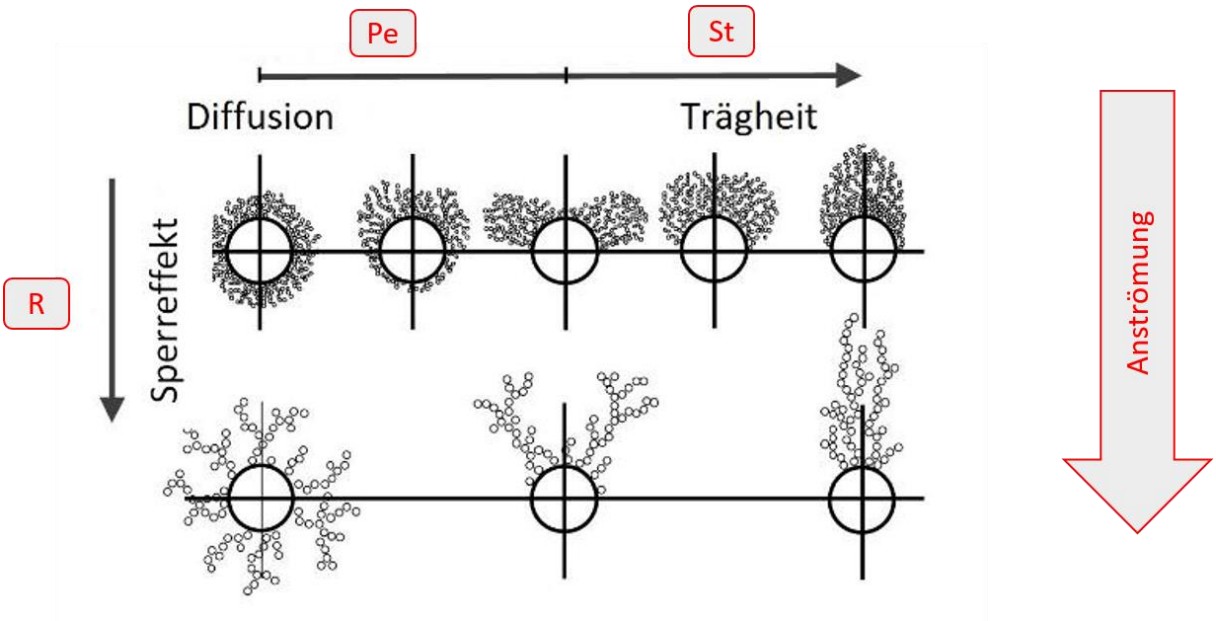


Abbildung 12: Ablagerungsstrukturen in Abhängigkeit der dimensionslosen Kennzahlen und der Transportmechanismen, nach [25, 27].

Auf Basis der Strukturen lässt sich in einem nächsten Schritt der Einfluss der Partikel- und Strömungsgrößen auf das zeitliche Verhalten von Tiefenfiltern erklären. Untersuchungen zeigen [28], dass sich die Standzeit des selben Filtermaterials bei gleichen Anströmgeschwindigkeiten deutlich verringern kann, wenn sich die Partikelgröße z.B. halbiert (linke Grafik, Abbildung 13). Analog nimmt die Standzeit bei gleicher Partikelgröße deutlich ab, wenn die Beladung mit höheren Geschwindigkeiten erfolgt (rechte Grafik, Abbildung 13). Der Erklärungsansatz auf Basis von Abbildung 12 ist, dass sich bei kleineren Partikeln und höheren Geschwindigkeiten Strukturen bilden, die sich eher in den Faserzwischenräume ausbilden. Dies beschleunigt die Oberflächenfiltration und hemmt die Tiefenwirkung der Materialien. Allerdings müssen alle Größen (vgl. Formel 2-4) berücksichtigt werden, um ein vollständiges Bild zu erhalten. Es ist festzuhalten, dass die Art der Einlagerung beim gleichen Material zu unterschiedlichen Standzeiten führen kann.

Abscheideverhalten von flüssige Partikeln (Tröpfchen)

Treten im Aerosol vermehrt flüssige Partikel auf, kann sich das Abscheideverhalten deutlich unterscheiden. Der Transport zur Faseroberfläche findet unter den oben beschriebenen Mechanismen statt, der zweite Schritt der Abscheidung aus dem Rauchgas, die Haftung verändert sich hingegen. Ist eine Faser mit einem Flüssigkeitsfilm benetzt, gleiten die Partikel eher über die Kontaktfläche, als an ihr zu haften. Die Abscheidewirkung kann deutlich geringer ausfallen. Zudem verändern Flüssigkeitsfilme die Partikelstrukturen, z.B. durch agglomerierende Effekte. Es kann zu einer Neuanordnung der Partikel kommen [29, 30]

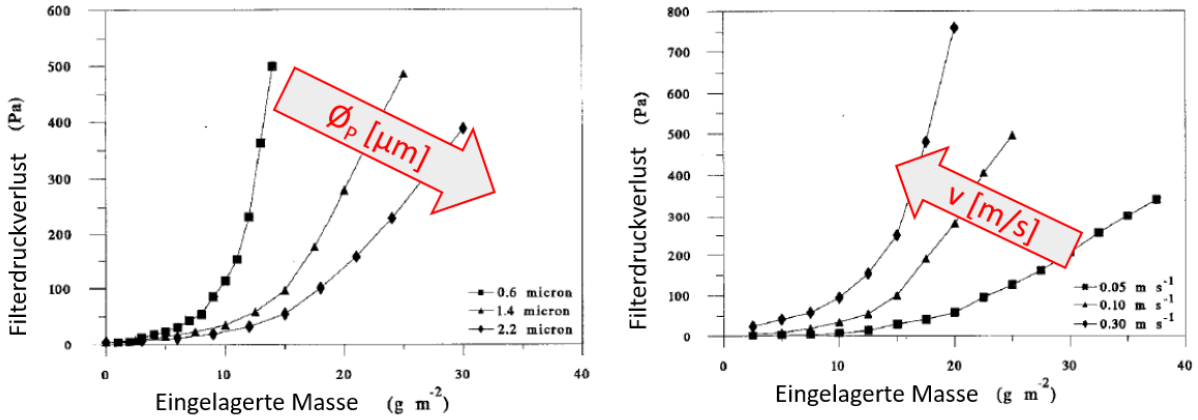


Abbildung 13: Standzeitverhalten eines Tiefenfilters in Abhängigkeit unterschiedlicher Partikelgrößen ($Ø_P$,links) und bei unterschiedlichen Anströmgeschwindigkeiten (v, rechts) [28].

Experimentelle Untersuchungen zum Einsatz von Tiefenfiltern an Biomassefeuerungen

Die große Herausforderung beim Einsatz von Tiefenfiltern zur Reinigung von Rauchgasen aus der Holzverbrennung ist das gleichzeitige Auftreten vieler unterschiedlicher Einflüsse. Die Gesamtstaubkonzentrationen und die Verhältnisse an EC und OC unterliegen hohen Schwankungen (vgl. Abschnitt 4.1). Dadurch unterscheidet sich die reale Beladung von den oft idealisierten theoretischen Bedingungen auf den Prüfständen mit monodispersen Aerosolen und gleichbleibenden Partikeleigenschaften. Erste Untersuchungen an realen Rauchgasen wurden am Sächsisches Textilforschungsinstitut e. V. durchgeführt [31]. Es wurden Nadelfilze in Taschenform an einem Biomassekessel getestet. Differenzierte Ergebnisse sind nicht veröffentlicht.

5 Untersuchungen zum Filtermaterialverhalten

Die vertiefenden Untersuchungen zum Verhalten der Filtermaterialien war Kern der Arbeiten an der RWTH Aachen. Den Schwerpunkt bildeten Untersuchungen zur Verlängerung der Standzeit unter den heterogenen Emissionsbelastungen an der Kaminmündung. Durch eine differenzierte Auswahl kommerziell verfügbaren mineralischen Materialien sollte ein an die jeweilige Filtrationsaufgabe angepasstes Tiefenfilter-Material oder eine Kombination mehrerer Materialien identifiziert werden. Die Grundlagenuntersuchungen fokussierten sich dabei auf die Untersuchung der Anwendbarkeit der Materialien auf die Rauchgasreinigung von Festbrennstoff-Kleinfeuerungen.

5.1 Vorgehen

In Kapitel 4.2.2 wurde die Theorie der Tiefenfiltration beschrieben. Es ist ersichtlich, dass die theoretischen Grundlagen nur ansatzweise das reale Verhalten der Materialien wiedergeben können. Das Beladungsverhalten unter Anströmung von Aerosolen mit einer Partikelgrößenverteilung und inhomogener chemischer Partikelzusammensetzung kann nur experimentell in einer Vielzahl an Versuchen charakterisiert werden. Das Leistungsverhalten desselben Materials kann unter anderen Randbedingungen deutlich abweichen.

Elementar bei der Materialauswahl ist das Verständnis, welchen Einfluss die unterschiedlichen Emissionsbestandteile auf den Beladungsverlauf haben, oder genauer, wie die Abscheidung für die unterschiedlichen Partikeltypen an den Fasern zeitlich abläuft. Dies wurde im Rahmen einer wissenschaftlichen Begleitforschung zu den Filtermaterialien untersucht. Auf Basis dieser Kenntnisse sollten dann gezielt an die Filtrationsaufgabe angepasste Materialeigenschaften ausgesucht und auch kombiniert werden.

Das Vorgehen bei den Materialuntersuchungen gliederte sich in zwei Stränge. Die Praxisanlagen wurden während der Heizperioden genutzt, um die reale Belastung der Materialien in der Praxis zu untersuchen. Zeitgleich sind zahlreiche Referenzversuche auf den Prüfständen des L.u.F. TEER unter kontrollierten Bedingungen durchgeführt worden.

5.2 Untersuchte Filtermaterialien

In der ersten Entwicklungsphase (Vorgängerprojekt) wurde Dämmmaterial aus Glaswolle (Isolationswerkstoff) als Filtermaterial verwendet. Die Materialien sind von Ihren Eigenschaften (Faserdurchmesser und Porosität) für die Abscheidung von Partikeln im Bereich PM 1 und kleiner geeignet, weisen aber nachteilige Eigenschaften auf. Dazu zählen ihre begrenzt variierbare Porosität, eine hohe Materialstärke (Dicke, vgl. Abbildung 5), eine glatte anströmseitige Oberfläche und uneinheitliche Verteilung der Eigenschaften über der Tiefe und Fläche des Materials. Insgesamt war der Spielraum für Materialvariationen stark begrenzt.

Im Projekt wurden die Dämmmaterialien frühzeitig durch Staubfilter nach dem Stand der Technik aus der Luftreinhaltung ersetzt. Die nach DIN EN 779 klassifizierten Filter basieren ebenfalls auf Glasfasern und sind kommerziell als Rollenware erhältlich. Sie sind für die Abscheidung qualitativ anderer Stäube ausgelegt. Vorteile bieten die genormte und reproduzierbare Klassifizierung, die dünnen Schichten und die strukturierten Oberflächen.

Für die angestrebte Anwendung zur Reinigung von Rauchgasen wurden zunächst drei standardisierte Filterkategorien der DIN EN 779 ausgewählt. Ein Feinstaubfilter der Kategorie F7, ein Mediumfilter der Kategorie M5 und ein Grobstaubfilter der Kategorie G3. HEPA-Filter wurden aufgrund der extrem niedrigen Porosität nicht berücksichtigt. Die hohen mittleren Anfangsabscheidegrade der Fein- und Mediumklassen sind für die angestrebte Anwendung ausreichend. Abbildung 14 stellt die Eigenschaften des F7 und des M5 Filters bildlich da.

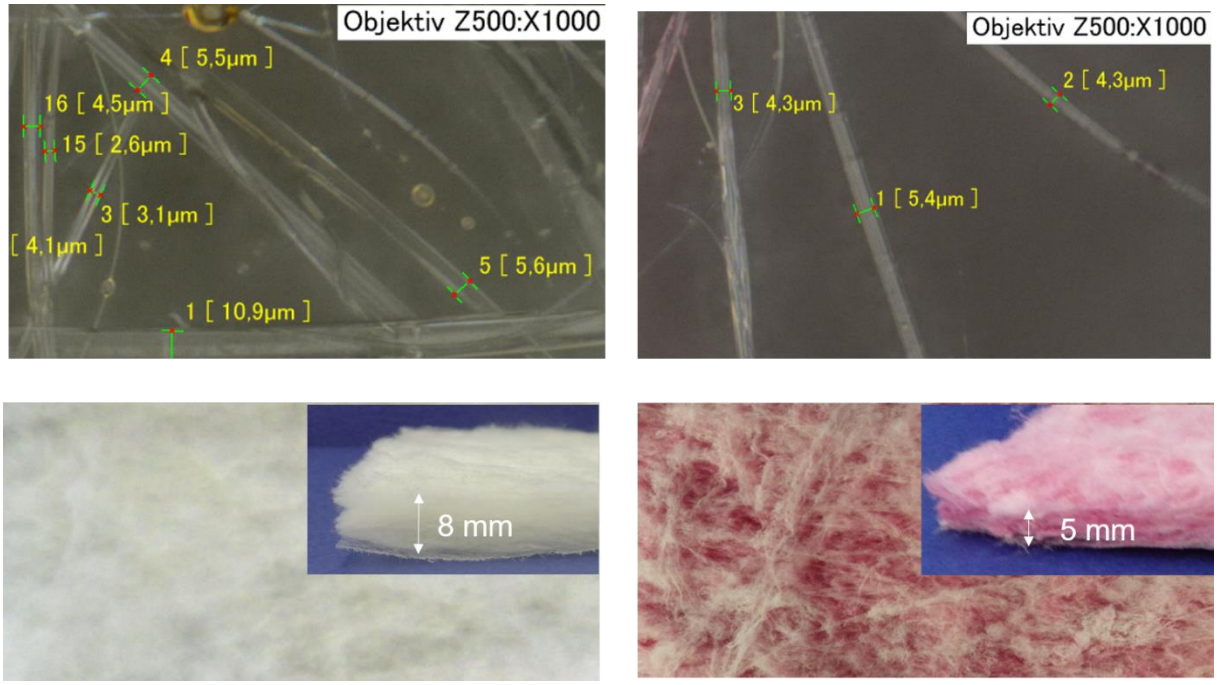


Abbildung 14: Filtermaterialklassen M5 (links) und F7 (rechts) aus der Raumlufttechnik.

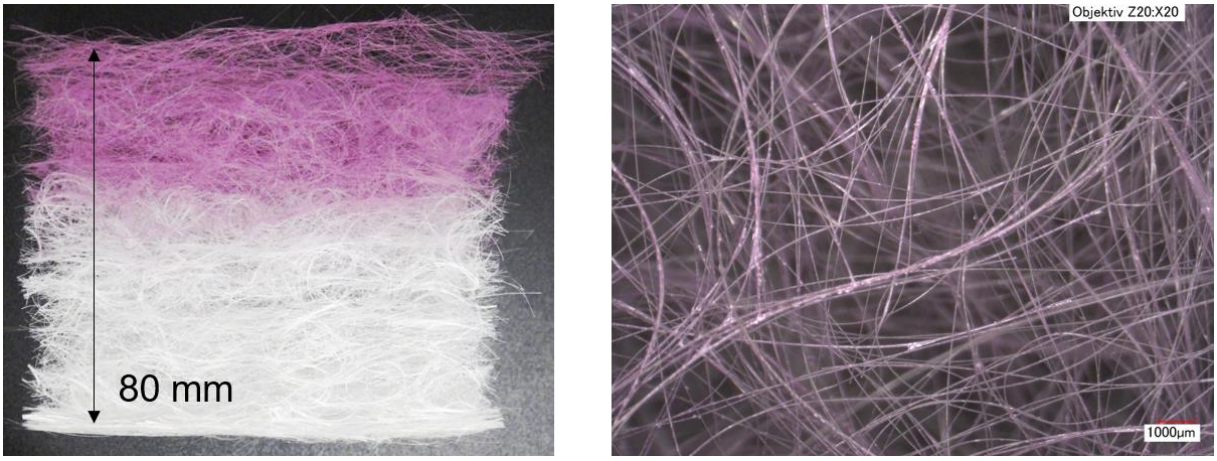


Abbildung 15: Optische Aufnahmen des Filtermaterials G3: Makroskopische Seitenansicht (links) und Mikroskop-Aufnahme der anströmseitigen Faserschicht (rechts).

Das Filtermaterial der Klasse G3 ist ein Grobstaubfilter, der zunächst als Vorfilter für Flugasche und größere Partikel in einer gestuften Filter-Variante eingesetzt werden sollte. Nach Klassifizierung besitzt er einen mittleren Abscheidegrad von 86 % gegenüber einem Prüfaerosol aus Grobstaub. Aus Abbildung 15 gehen die hohe Porosität und die großen Faserabstände hervor. Aufgrund der Materialbeschaffenheit wurde nur eine geringe Abscheidewirkung gegenüber Feinstaubpartikeln (PM 2,5, PM 1) erwartet. Im Verlaufe des Projektes wurde dann eine erhöhte Abscheideleistung gegenüber Feinstaubfraktionen sogar im ultrafeinen Bereich (0,1 µm) mit Verlauf der Beladung festgestellt.

Tabelle 2: Eigenschaften der im Projekt eingesetzten Filtermaterialien.

Eigenschaft	F7	M5	G3
Mittlerer Abscheidegrad nach DIN EN 779 [%]	98	97	86 (Grobstaub-Prüfaerosol)
Filterstärke [mm]	5	8	80
Faserdurchmesser Ø (gemessen) [µm]	2-4	3-6	20-50
Dichte [kg/m³] *	17	13	4

* Experimentell ermittelt (Wägung eines definierten Volumens)

5.3 Praxistests

Insgesamt umfassten die Praxistests drei Heizperioden (HP), HP 14/15, HP 15/16, HP 16/17. Durch den späten Projektstart (November 2014) konnte die erste Heizperiode nur sehr eingeschränkt genutzt werden. Insgesamt wurden sieben Anlagen an sieben verschiedenen Feuerungen installiert.

Bei der Auswahl der Standorte wurden persönliche Kontakte genutzt. Voraussetzung war eine gute Zugänglichkeit zum Dach, die Möglichkeit Werktags Messungen und Wartungsarbeiten durchführen zu können und die Bereitschaft das eigene Betriebsverhalten der Feuerung zu dokumentieren. Aus

sicherheitstechnischen Gründen, wurde die Installation immer mit dem zuständigen Schornsteinfeger/in abgesprochen.

Die Praxisstandorte trugen neben der Filtermaterialentwicklung zur Validierung von Regelungsstrategien/Regelungsmöglichkeiten bei. Die Stabilität der Filterbauteile, z.B. Rauchgasventilator oder Sensoren wurden ebenso evaluiert wie Witterungseinflüsse und die Handhabung des Systems im Wartungsfall (vgl. Kapitel 7).

5.3.1 Praxisstandorte

Bei den Feuerungen an den sieben Standorte handelte es sich ausnahmslos um Einzelraumfeuerungen unterschiedlichen Baujahres (Abbildung 16). Fünf Feuerungen wurden mit Scheitholz im weitesten Sinne betrieben (vgl. Abbildung 20). Zwei der Anlagen waren Pelletöfen. Die Leistungsklasse erstreckte sich von 5-9 kW, wobei für die älteren Modelle (Standort 3 und 4) kein Typenschild und damit keine Leistungsangabe verfügbar war. Die Leistung wurde nach dem Auflageverhalten zu 6 und 10 kW abgeschätzt. Vier der Anlagen wurden über den Baumarkt bezogen, drei über den Fachhändler. Über den Erwerb der ältesten Anlage war nichts bekannt. Es handelt sich bei den Praxisstandorten sicher nicht um eine repräsentative Auswahl, dennoch konnte eine Vielzahl unterschiedlicher Erfahrungen gemacht werden. Dies trifft auch auf die Betriebsweise zu.

Abbildung 16: Ofenmodelle und Feuerungsleistung an den Praxisstandorten HP 15/16 und HP 16/17.

5.3.2 Mess- und Versuchsmethodik an den Standorten

Für die Bewertung der Filterleistung wurde jeder Standort ausführlich dokumentiert. Es wurde nicht in das Betreiberverhalten eingegriffen, um eine authentische Filterbelastung aus der Praxis zu erhalten. Dokumentiert wurden folgende Größen:

- Randbedingungen für den Filter
    - Die Qualität des Brennstoffes durch Analysen (Typ, Stückigkeit, Elementaranalyse)
    - Betreiberverhalten/Auflageverhalten (Auflagefrequenz über Temperatursensoren an der Mündung)
    - Aerosoleigenschaften an der Kaminmündung (Feinstaub-Messungen, Abgasanalyse)
- Überwachung der Filterleistung (Abbildung 4)
    - Aufnahme des Druckverlustes über dem Filtereinsatz (kontinuierlich)
    - Abscheideleistung (Messung der Staubkonzentration im Reingas)
    - optische Bewertung (REM/ optische Mikroskop) der beladenen Filtermaterialien (diskontinuierlich)

In Abbildung 17 ist das Filtergehäuse mit der Messtechnik für die Aufnahme von Differenzdruck, Temperatur und die Steuereinheit dargestellt. Zudem vermittelt die Abbildung einen Eindruck von den Messarbeiten an den Praxisstandorten.

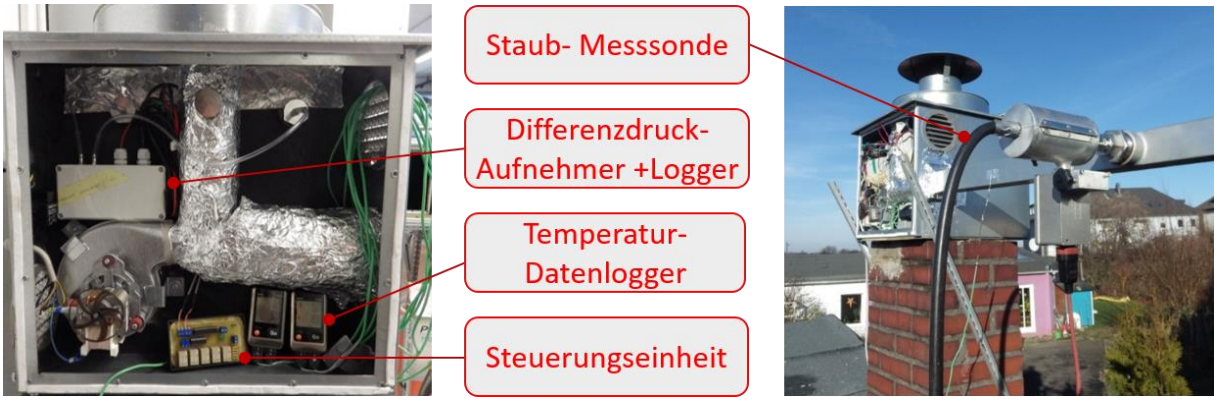


Abbildung 17: Messtechnik in der Wartungskammer (links) und Reingasmessung an der Praxisanlage (rechts).

Um eine erste Einschätzung der Emissionen, insbesondere der Feinstaubbelastung, zu erhalten, wurden Rohgasmessungen an der Kaminmündung der meisten Standorte durchgeführt. Der Großteil der Messungen erfolgte gravimetrisch in Anlehnung an die VDI 2066. Da die Durchführung einer solchen Messung auf dem Dach eines Hauses mit erheblichem Aufwand verbunden ist, wurde auch ein kompaktes Schornsteinfegermessgerät (Wöhler SM500) eingesetzt. Obwohl das Gerät keine Zulassung für den Außeneinsatz besitz, konnten die Messungen bei guter Witterung problemlos durchgeführt werden.

Der Vorteil des mobilen Messgerätes ist seine schmale Sonde, die über eine kleine Bohrung in das abgasführende Rohr eingebracht werden kann. Für die Messung in Anlehnung an VDI 2066 musste eine Messstrecke mit Messöffnung für die Einbringung der Messsonde mitgebracht und installiert wer-

den. Zu diesem Zweck wurde eine entsprechende Messvorrichtung gebaut, die anstelle des Filtereinsatzes in das Gehäuse eingebracht werden kann. Abbildung 18 zeigt den Aufbau schematisch und gibt einen Eindruck vom Messeinsatz auf dem Dach am Standort 3. Am Standort 7 konnte ein Filtersystem mit Rohgasmesstrecke aufgebaut werden (Abbildung 19). Auf dem Flachdach waren die Arbeiten bequem durchzuführen.

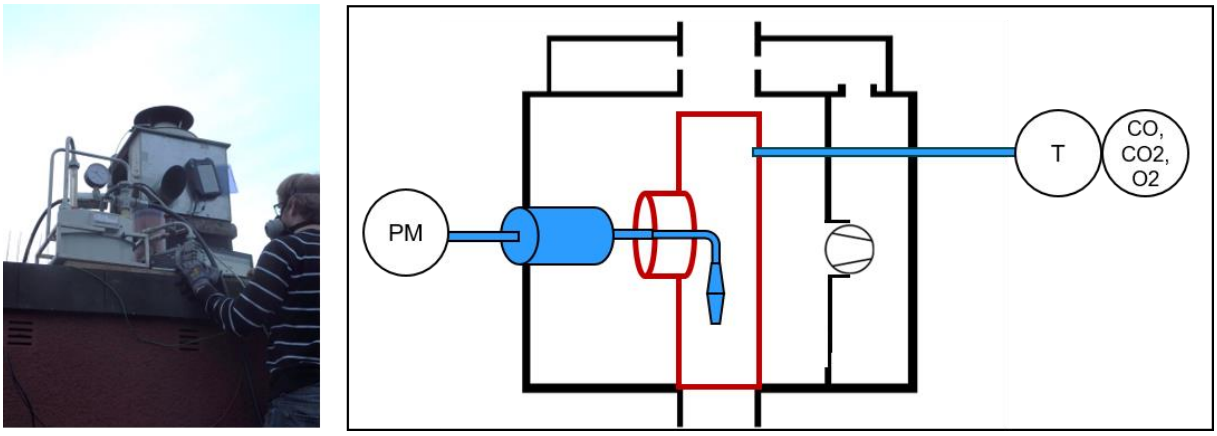


Abbildung 18: Feinstaubmessung an der Kaminmündung in Anlehnung an die VDI 2066: Rohgasmessung mit Messvorrichtung im leeren Filtergehäuse.

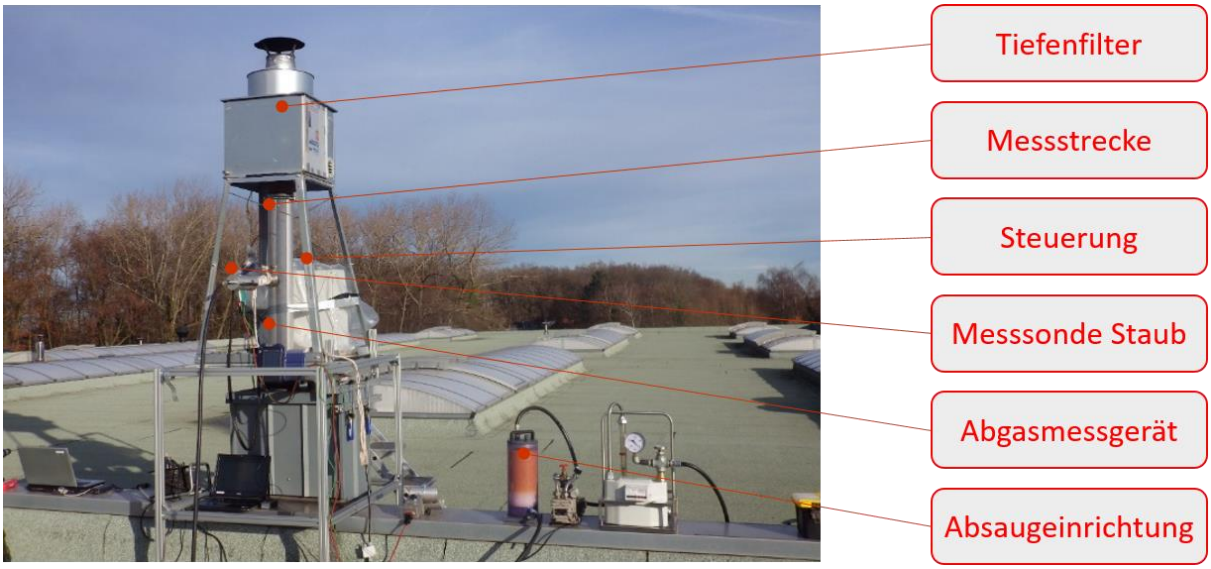


Abbildung 19: Praxisstandort mit Rohgasmesstrecke vor dem Tiefenfilter: Aufbau der Messeinrichtung für eine Rohgasmessung.

Die Messsituation an den übrigen Standorten impliziert einige Unsicherheiten, wie z.B. eine verkürzte Einlaufstrecke und kleine Kanalgeschwindigkeiten auf Grund eines großen Durchmessers (150 mm). Ein hochpräzises Manometer mit einer Auflösung von 0,1 Pa wurde verwendet, um die geringen Strömungsgeschwindigkeiten zu erfassen. Da die Partikel zu großen Anteilen im Bereich von deutlich kleiner 1 µm zu erwarten sind, ist der Einfluss einer Abweichung zur Isokinetik als gering einzuschätzen

[32]. Die Messungen wurden frühestens nach der zweiten Holzauflage durchgeführt. Die ersten Abbrände dienten als Referenz, um die Strömungsgeschwindigkeit und die Abgasfeuchte zu bestimmen. Die Größen wurden für die nachfolgenden Messungen als unverändert angenommen. Die Brennstoffauflage und die Lufteinstellungen wurden dazu während aller weiteren Abbränden konstant zum Referenzabbrand gehalten und entsprachen dem typischen Bedienverhalten der jeweiligen Standorte.

Bei der Probennahme (nach VDI 2066) wurde der Probenfilter nach der Messung bei 160 °C behandelt, um die Konsistenz in der Methodik über beide Projekte beizubehalten. Wurde bei einer Temperatur unter 160 °C gemessen, sind die Probenfilter vorher zusätzlich auf dem Niveau der Messstelle behandelt worden, um den Anteil der auskondensierten organischen Partikel abzuschätzen.

5.3.3 Randbedingungen / Charakterisierung der Standorte

Brennstoffeigenschaften

Es wurde eine breite Auswahl an Brennstarten angetroffen. Neben dem klassischen, selbstgeschlagenen oder gelieferten Scheitholz wurden an einem Standort Presslinge aus Hobelresten und kurzzeitig auch Reste von Bodendielen verbrannt. Auffällig war, dass die meisten Betreiber einen hinsichtlich Wasser- und Aschegehalt qualitativ guten Brennstoff verwendeten (Abbildung 20). Auch Cl, S und N-Werte lagen im erwarteten Bereich von Holzbrennstoffen. Von dieser Seite aus war kein verschlechternder Beitrag zu den Emissionen zu erwarten. Ausnahme bildet der Einsatz von Bodendielen der letzten Hausrenovierung.

Abbildung 20: Beispiele für die Brennstoffe, die an den sieben Standorte angetroffen wurden: Gartenschnitt (Derb und Astholz), Spanplatten, Qualitätspellets, selbsthergestellte Presslinge aus Hobelspänen, Qualitätsscheitholz vom Holzlieferanten aus der Region.

An der Schnittstelle von Brennstoff und Auflageverhalten wurde beobachtet, dass die meisten Betreiber große Scheiten verwendeten. Auflagen von Scheiten mit deutlich über 1 kg Masse wurden beobachtet. Die Brennraumbefüllung (Beladung) wurde teilweise nicht fachgerecht durchgeführt. Ein Extrembeispiel ist in Abbildung 21 gezeigt. Große Scheite, eine Überladung und eine falsche Luftregulierung kamen zusammen und führten erwartungsgemäß zu einer ungünstigen Verbrennung mit erhöhten PAK-Emissionen (vgl. auch Abbildung 35 bis Abbildung 37). An dieser Stelle ist auf ein Informationsdefizit hinzuweisen. Kaum ein Betreiber verfügte über das entsprechende Wissen, um sein Auflageverhalten möglichst emissionsarm durchzuführen.

Abbildung 21: Auflageverhalten an den Standorten: Brennraumüberladung (links); Doppelscheite mit ca. 2 kg und 35 cm Länge (Mitte); kleine, brennraumangepasste, definierte Scheite mit je 0,5 kg und 25 cm Länge (rechts)

Betriebsverhalten

Die Dokumentation der Temperatur an der Kaminmündung gibt Aufschluss über das Auflage- und Betreiberverhalten. Jede Holzauflage ist durch einen entsprechenden Temperaturpeak zu identifizieren. So konnte die Anzahl an Abbränden innerhalb eines Filter-Beladungszyklus erfasst werden. Am Beispiel des Standortes 2, kann auf Grundlage der Temperaturaufzeichnungen exemplarisch auf das Nutzerverhalten geschlossen werden. Erkennbar ist, dass an diesem Standort der Ofen zu Heizzwecken genutzt wurde. Zwei bis drei Abbrandzyklen pro Tag mit jeweils zwei bis drei Auflagen pro Zyklus sind erkennbar. Standort 1, 4 und 5 wiesen ein ähnliches Profil auf. Der Standort 3 kann als Gelegenheitsnutzer zu Behaglichkeitszwecken eingestuft werden. Die Standortorte 6 und 7 wurden mit einem vorgegebenen Beladungsprofil betrieben.

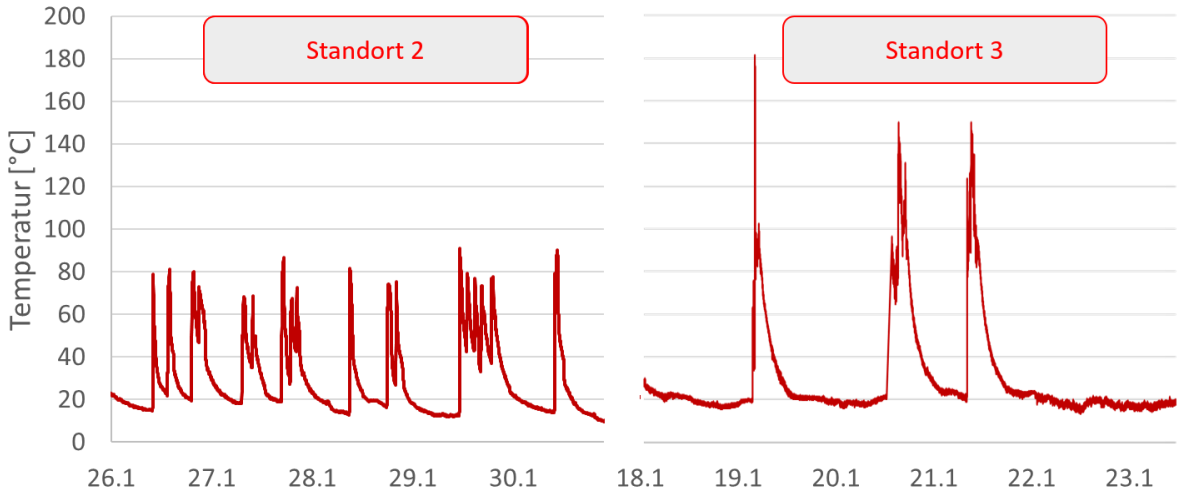


Abbildung 22: Aufzeichnung der Rohgastemperaturen an der Schornsteinmündung jeweils für einen Zeitraum von einer Woche: Profil einer ERF-Anlage zu Heizzwecken (links) am Standort 2 und Profil einer ERF-Anlage zu Behaglichkeitszwecken am Standort 3 (rechts).

Aerosoleigenschaften / Abgaszusammensetzung

Je nach Feuerungsgröße, Betreiberverhalten und Kamintyp zeigten die Temperaturen an der Schornsteinmündung ein breites Spektrum. Während bei dem Standort mit der kleinsten Feuerungsleistung (5 kW, Standort 2) die Rohgastemperaturen vor dem Filter zu jedem Zeitpunkt unter 100 °C, und im Mittel bei 50 °C lagen, wurden an den anderen Standort deutlich höhere bis 220 °C registriert (vgl. Abbildung 22).

Die Messung der gasförmigen Rauchgaskomponenten O_2 und CO gab neben der Temperatur einen weiteren Hinweis auf die Qualität des Abbrandes und die Emissionsbelastung an der Mündung. Auffällig waren die hohen Sauerstoffwerte an mehreren Standorten. Standort 3 und 4 wurden zeitweilig so betrieben, dass kein charakteristischer Abbrandverlauf mit ausgeprägtem O_2-Minimum und U-Profil der CO-Emissionen erkennbar war. Stattdessen wiesen die Standorte konstant hohe CO-Werte (>5000 $mg/m^3_{i.N.}$) und erhöhte O_2-Werte von weit über 15 Vol-% im Minimum und 18 -19 Vol-% im Mittel über den verbleibenden Abbrand auf. Abbildung 23 stellt zwei unterschiedliche Verläufe gegenüber. Die Werte am Standort 3 (rechts) deuten auf eine kalte Verbrennung durch hohe Kaminzüge oder nicht optimal gedichtete Öfen hin. Der Kaminzug konnte nur an drei Standorten messtechnisch ermittelt werden.

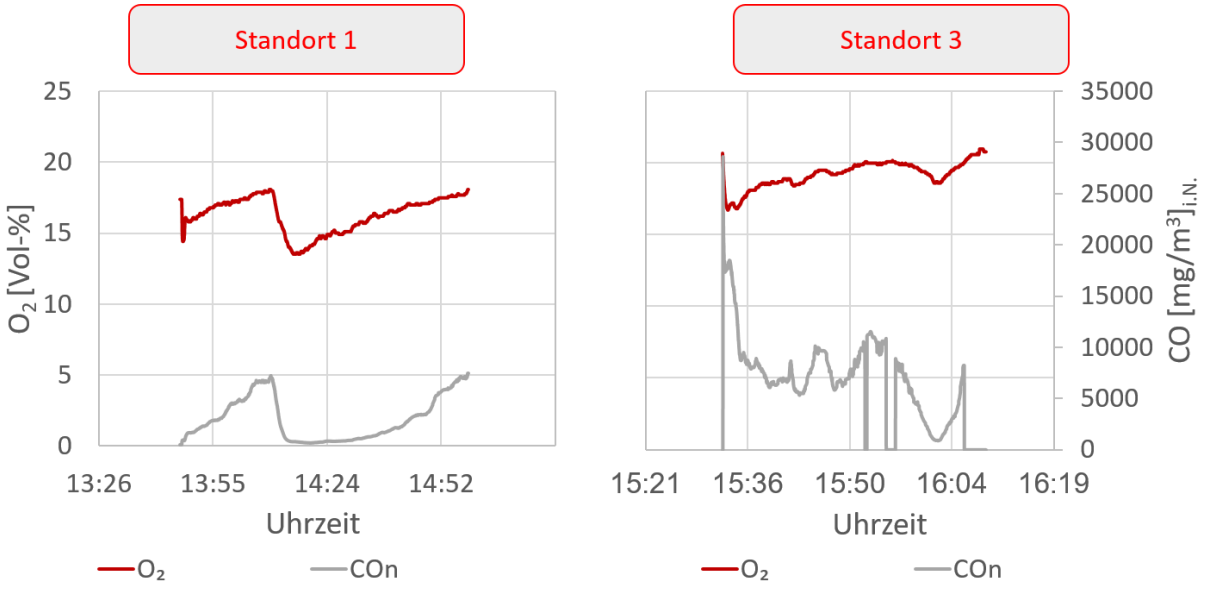


Abbildung 23: Abgasanalyse eines Referenzabbrandes an zwei unterschiedlichen Standorten: ausgeprägter Abbrandverlauf mit erwartetem Verlauf von O_2, und CO (links); Ungünstig verlaufender Abbrand mit konstant hohen und schwankenden CO- und O_2-Werten.

Die Feinstaubmessungen an der Kaminmündung geben lediglich die Größenordnung für die Emissionsbelastung wieder. Besonders die hohen Referenzsauerstoffwerte an den Standorten 3 und 4 führen zu hohen Unsicherheiten. In Abbildung 24 ist die Gesamtmasse an Partikeln berücksichtigt, die bei der Mündungstemperatur auskondensiert vorlagen. Wie auf Basis der Abgaswerte zu erwarten war, zeigen die Standorte 3 und 4 eine erhöhte Partikelbelastung.

Pro Standort konnten wegen des hohen Aufwandes und der Wetterabhängigkeit maximal 4, meistens nur 2 Messungen durchgeführt werden. Die Ergebnisse mit der höchsten Sicherheit und der besten Reproduzierbarkeit konnte am Standort 7 erzielt werden. Zurückzuführen ist dieser Sachverhalt auf die dort fest installierte Messstrecke vor dem Filter.

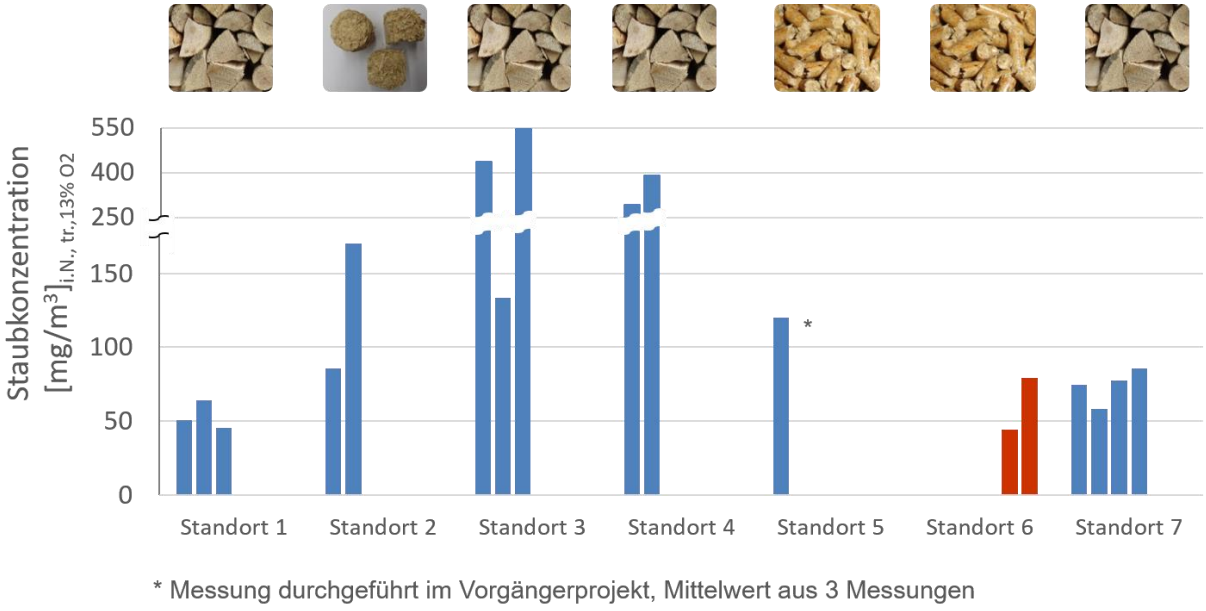


Abbildung 24: Ergebnisse der Feinstaubmessungen an der Kaminmündung in Anlehnung an die VDI 2066 (blau) und mit dem Messgerät Wöhler SM 500 (rot).

Abschließende Beurteilung der Standortbedingungen

Die an den Standorten aufgenommenen Größen geben einen ersten Eindruck von den zu erwarteten Bedingungen an den Kaminmündungen der Praxisstandorte. Ungünstige Brennstoffstückigkeit, starke Kaminzüge und schlechte Dichtigkeit der Feuerung verursachten an einigen Standorten Abbrände mit erhöhtem Aufkommen an organischen Partikeln (brown carbon, vgl. Kapitel 4.1). In Abbildung 25 (links) sind die hohen Teerfrachten anhand der bräunlich-schwarzen Ablagerung in einem Filtergehäuse nach zwei Monaten Filterbetrieb zu erkennen. Die in diesem Projekt begleiteten Pelletöfen zeigten hohe Emissionen an Grobstaub, zum Teil aus mitgerissenem Brennstoff. Die Beprobung des abgelagerten Staubes von Standort 5 ergab sogar einen Restheizwert von 5 - 8 MJ/kg (wf). Tabelle 3 fasst die Randbedingungen an den Standorten zusammen.

Abbildung 25: Ablagerungen innerhalb des Filtergehäuses: Teerablagerungen einer mit Scheitholz betriebenen ERF (links); Grobstaub und Flugasche (Mitte) unvollständig ausgebrannte Späne (rechts) von zwei Pelletöfen.

Tabelle 3: Übersicht der Praxisstandorte: Feuerungstyp und Größe, Nutzertyp und Brennstoffeigenschaften

Standort	Feuerung, Leistung [kW]	Brennstoff	Heizperiode	Nutzertyp	Kommentar
1	ERF, 7 kW	Pressling aus Spänen, Scheitholz (25 cm)	15/16/17	Heizen	Kurzer Kamin
2	ERF, 5 kW	Pressling aus Spänen, Scheitholz (25 cm)	15/16/17	Heizen	Kurzer Kamin, eckig gemauert
3	ERF, ca. 6 kW	Scheitholz, große Scheite (1-2 kg)	15/16/17	Behaglich-keit	Zug: 30-40 Pa; Leistung auf 6-8 kW geschätzt
4	ERF, ca. 10 kW	Scheitholz, große Scheite, Stumpfe, Kronenschnitt, Bretter	15/16/17	Heizen	Leistung auf Basis des Brennraumes auf ca. 8-10 kW geschätzt
5	ERF, 6 kW	Premiumpellets	14/15	Heizen	Extrem schlechtes Feue-rungsverhalten, Abbau des Filters nach HP14/15
6	ERF, 9 kW	Premiumpellets	14/15/16/17	Vorgabe Profil	
7	ERF, 5 kW	Scheitholz, definierte Scheite	16/17	Vorgabe Profil	Zug: 20-30 Pa

5.4 Technikumsversuche

5.4.1 Methodik und Prüfstände

Neben den Praxisstandorten wurden im Technikum des L.u.F. TEER zwei Prüfstände betrieben. Prüfstand 1 (Materialprüfstand) diente explizit den Materialuntersuchungen (Abbildung 26). Er bietet die Möglichkeit verschiedene Filtermaterialien unter definierten Anströmsituationen zu testen. Als Feuerung für die Filtertests wurden eine Hackschnitzelfeuerung oder eine Pelletfeuerung verwendet. Über einen Bypass wurden die Rauchgase über die Filterproben mit einer Fläche von 0,2 m^2 gleitet.

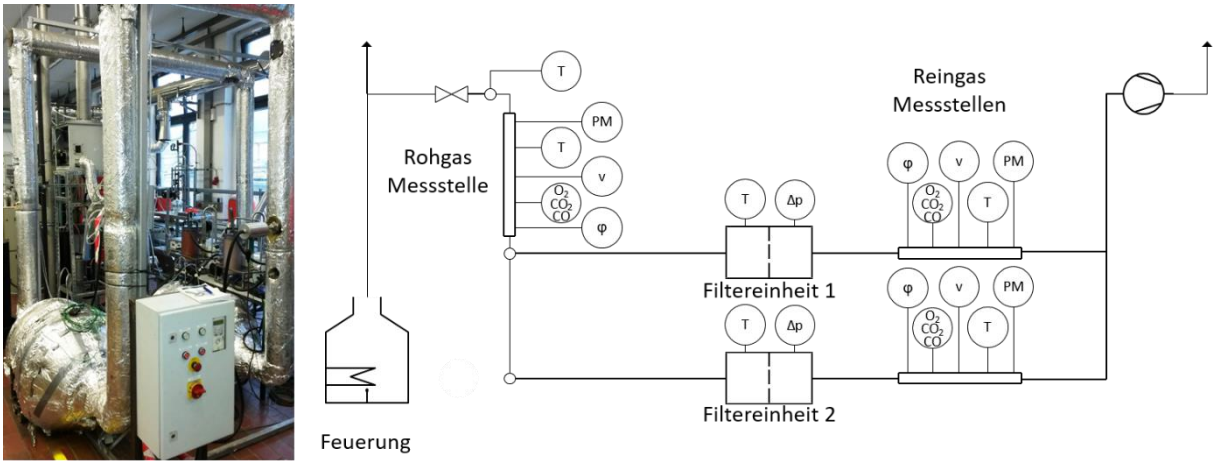


Abbildung 26: Prüfstand für die Untersuchung von Filtermaterialien unter definierten Anströmbedingungen.

Prüfstand 2 (Abbildung 27) ermöglicht die Übertragung der Materialuntersuchungen auf die tatsächliche Einbausituation der Filtermedien im Filtereinsatz. Der Sytemprüfstand besteht aus einer Einzelraumfeuerung, dem Filtersystem und einer Verrohrung mit entsprechenden Messtrecken für die Messung der Rauchgaseigenschaften vor und hinter dem Filtersystem. Die verwendete Feuerung ist baugleich zum Praxisstandort 7. So war ein direkter Vergleich der Standzeitergebnisse unter Prüfstands- und Praxisbedingungen möglich. Als Brennstoff wurde in allen Versuchen Lärchenholz mit Rinde eingesetzt. Die Brennraumbeladung betrug ca. 1,5 kg, aufgeteilt auf drei Scheite. Der Wassergehalt betrug zwischen 12 und 15 %.

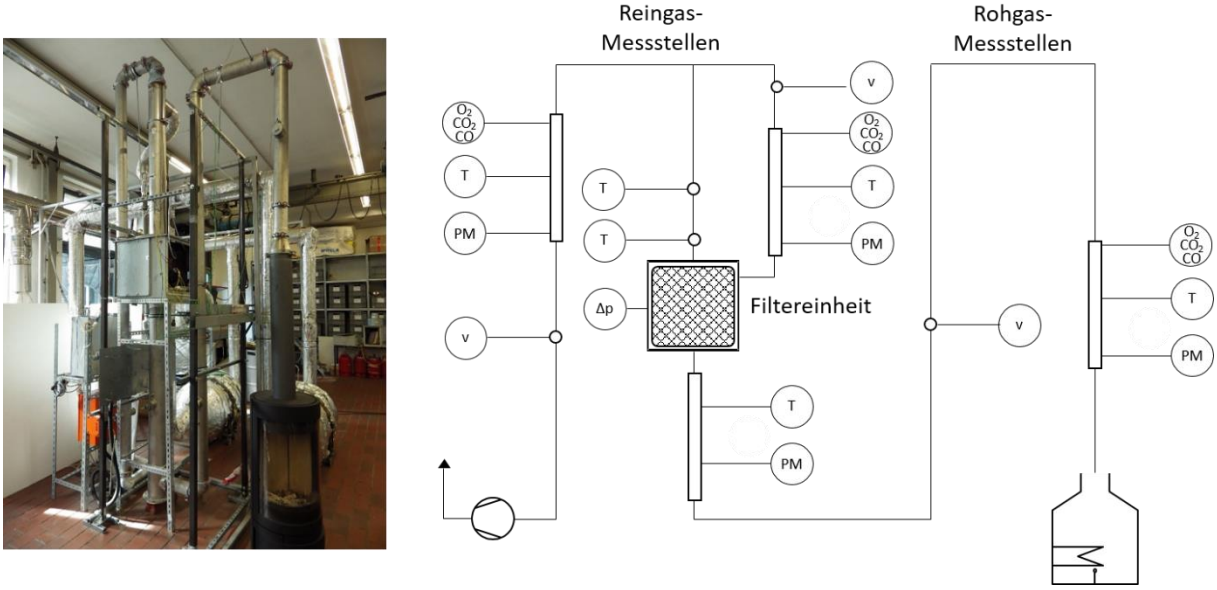


Abbildung 27: Filtersystem-Prüfstand mit Einzelraumfeuerung: Feuerung, Messtrecken im Roh- und Reingas, Filterprotyp, Steuerungseinheit und automatisierte Datenerfassung.

Die verwendete Messtechnik für die Bestimmung der Aerosoleigenschaften während der Technikumsuntersuchungen ist in Tabelle 4 aufgelistet. Für die Bestimmung der Abscheideleistung wurden ausschließlich gravimetrische Parallelmessungen (in Anlehnung an VDI 2066) vor und hinter dem jeweiligen Filtermaterial durchgeführt. Mobile Staubmessgeräte und optische Methoden wurden zur Filterüberwachung oder Abschätzung der Randbedingungen eingesetzt.

Tabelle 4: Übersicht der Verwendeten Messtechnik an den Prüfständen am L.u.F. TEER

Messgrößen	Messmethode	Messgerät	Messungen/Funktion
	Gravimetrisch, in Anlehnung an VDI 2066, Ausheizen Probenfilter bei 160 °C	Paul Gothe	Parallele Diskontinuierliche Bestimmung der Abscheidegrade
	Mobiles Gerät, nach VDI 4206	Wöhler SM 500	Kontrollwerte/Abschätzung
	Optisch, Streulicht	SICK FW102	Kontrollwerte/Abschätzung
Partikelgrößenverteilung	Gravimetrisch, in Anlehnung an VDI 2066	Kálmán OH-610-C 9-Stufen Kaskaden-Impaktor	Randbedingungen der Filterbeladung
Rauchgaszusammensetzung	Elektro-chemisch, infrarot (FTIR)	Wöhler A550L, SICK MSC100	Referenzsauerstoff CO-Werte
Feuchte	infrarot (FTIR)	SICK MSC100	Referenzzustand
Partikelzusammensetzung	Elementar- und Immediatanalyse		Abschätzung der Anteile an Ruß und Organik

5.5 Ergebnisse der Materialuntersuchungen

5.5.1 Praxistests (HP 15/16)

In der ersten vollständig absolvierten Heizperiode (HP 15/16) wurden fünf Anlagen mit einem Filtereinsatz der 2. Generation betrieben. Der Filtereinsatz wurde aus vier bis fünf Filterelementen zusammengesetzt. Die Elemente waren mit einer Reihenschaltung aus zwei bis drei dünnen Filterschichten bestückt. Anströmseitig wurde eine Schicht M5-Material eingesetzt, als zweite Schicht wurde ein F7-Material verwendet. Abbildung 28 verdeutlicht den Aufbau des Filtereinsatzes.

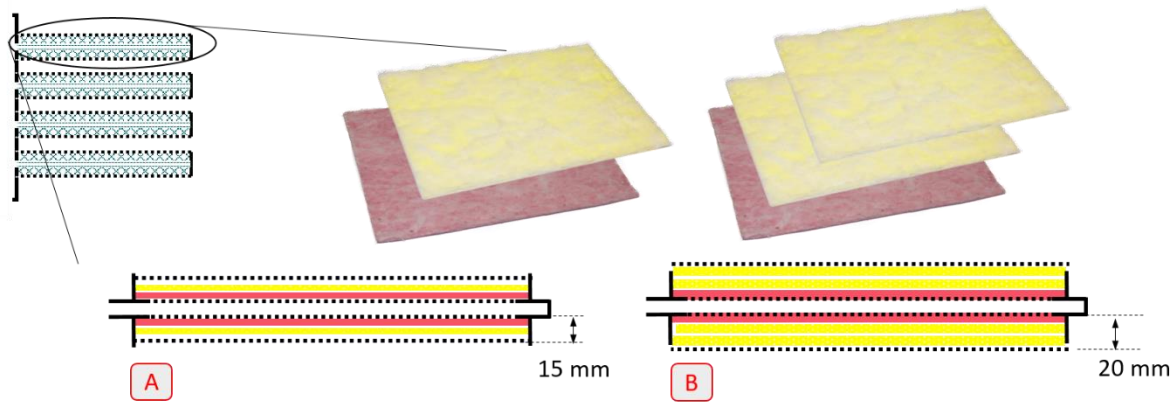


Abbildung 28: Aufbau des Filtereinsatzes der 2. Generation: A) Reihenschaltung zweier dünnschichtiger Filtermaterialien, M5 außen, F7 innen; B) Element mit zusätzlicher Schicht M5 Filtermaterial.

Mit Ausnahme eines Standortes wurde der Filter bis zum Erreichen des maximalen Druckverlustes beladen und dann ausgewechselt. Abbildung 29 bis Abbildung 31 zeigen exemplarisch für drei Standorte die Verläufe des Filterdruckverlustes über der Reisezeit. Die Feuerungszyklen sind an den Temperaturpeaks (Kaminmündung vor Filter) gut zu erkennen. Eine genauere Auflösung des Temperaturprofils gibt Aufschluss über die Anzahl der Abbrände pro Zyklus (vgl. Abbildung 22). Während Standort 2 einen Beladungszeitraum von ca. 3 Monaten umfasst, ist für den Standort 4 nur knapp ein Monat erzielt worden. Am Standort 2 wurden 2-3 Heizzyklen pro Tag registriert. Innerhalb eines Heizzyklus fanden meistens 3-4 Abbrände von je 30 Minuten Dauer statt. Am Standort 4 wurde oft nur einmal am Tag gefeuert und nach dem Anfeuern meist nur einmal nachgelegt, dafür betrug die Abbranddauer weit über eine Stunde. Grund ist die hohe Brennraumbeladung (vgl. Abbildung 21).

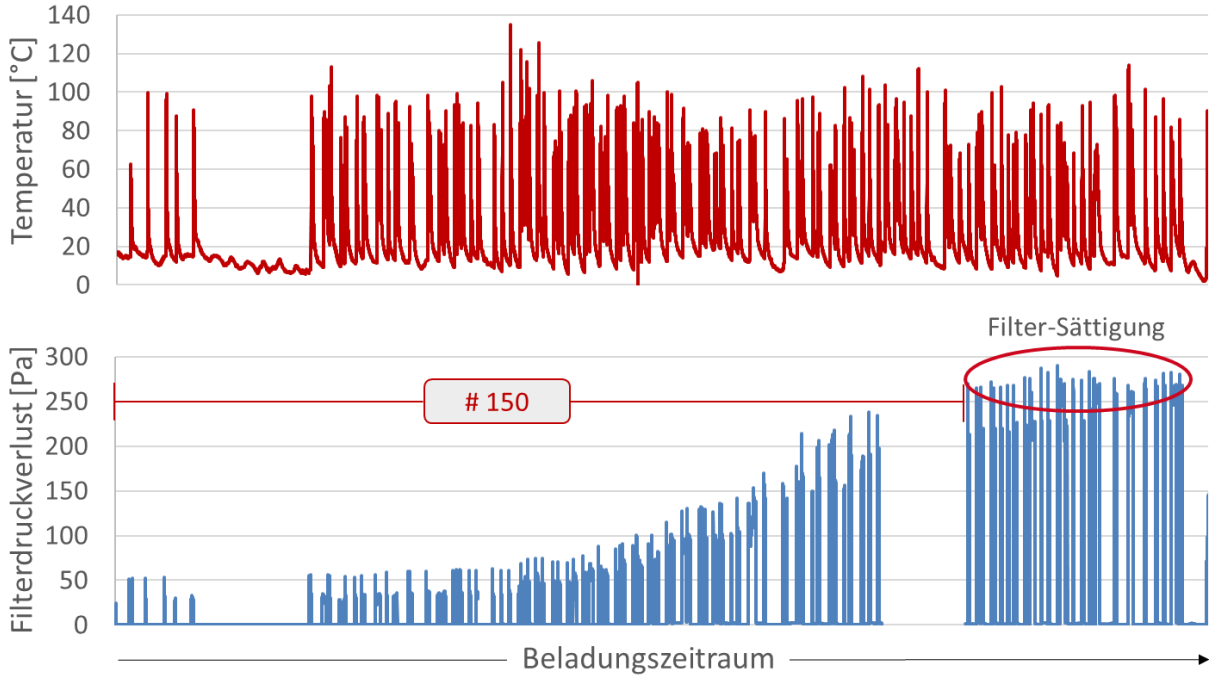


Abbildung 29: Standzeitverlauf am Standort 2 mit Filtereinsatz der 2. Generation, Typ A: Verlauf der Mündungstemperatur mit ausgeprägten Peaks für die Feuerungszyklen (oben) und Verlauf des Druckverlustes über dem Filter (unten). Bis zum maximalen Druckerlust von ca. 250 Pa wurden ungefähr 150 Abbrände gefiltert.

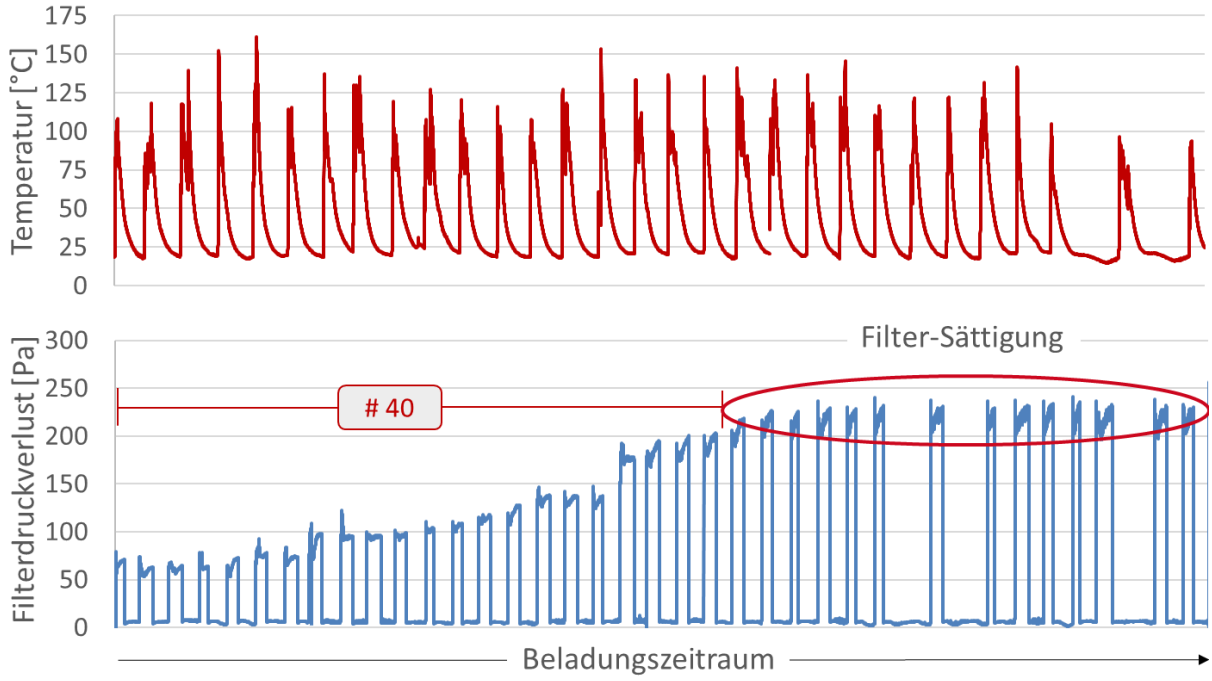


Abbildung 30: Standzeitverlauf am Standort 4 (ERF Scheitholz) mit Filtereinsatz der 2. Generation, Typ A: Verlauf der Mündungstemperatur mit ausgeprägten Peaks für die Feuerungszyklen (oben) und Verlauf des Druckverlustes über dem Filter (unten). Bis zum maximalen Druckverlust wurden ca. 40 Abbrände gefiltert.

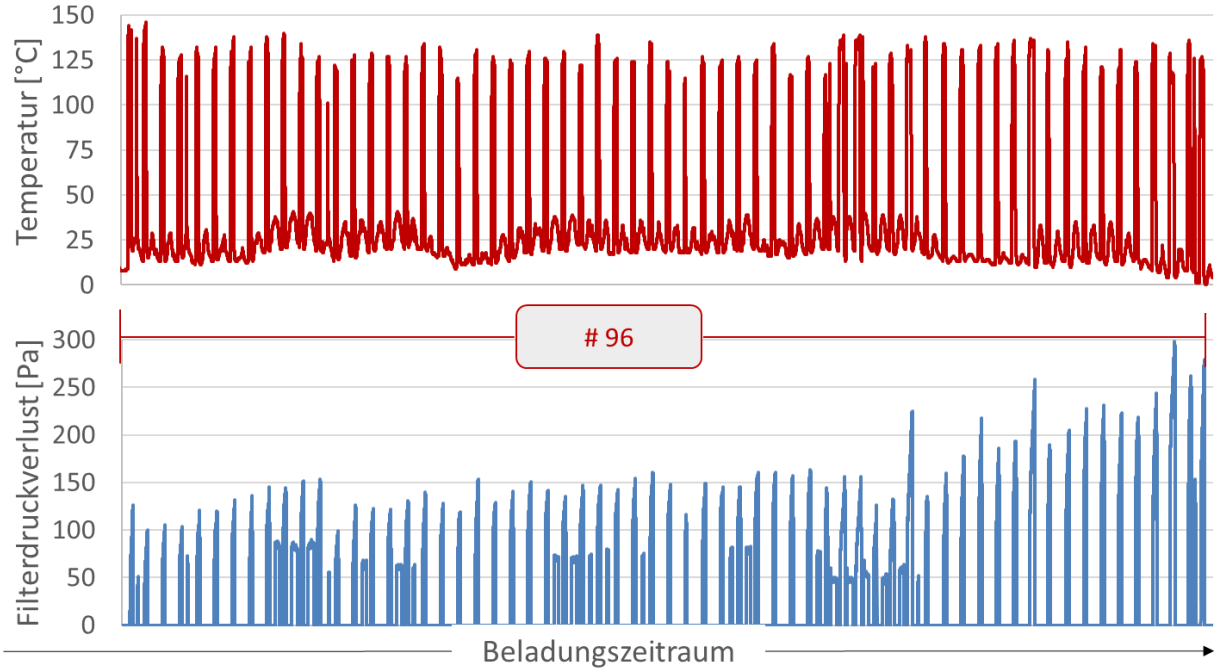


Abbildung 31: Standzeitverlauf am Standort 6 (Pelletfeuerung) mit Filtereinsatz der 2. Generation, Typ A: Temperatur vor Filter (oben) und Druckverlust über dem Filter (unten); Es wurden 96 Heizzyklen von ca. 2-3 Stunden erfolgreich gefiltert.

Die Ergebnisse zeigen eine große Bandbreite in der Standzeit. Mit ungefähr 150 erfolgreich gefilterten Abbränden konnte an einem Standort ein vielversprechendes Ergebnis erzielt werden, während ein anderer Standort nur etwa 40 gefilterte Abbrände bis zum Erreichen des Grenzdruckverlustes aufwies. Die Standzeit ist jedoch nicht allein anhand der Zahl der Abbrände zu messen. Die Feuerungsleistung, und die Höhe der Emissionen sind ebenso zu berücksichtigen. Eine höhere Vergleichbarkeit bietet daher die vom Filtereinsatz während der Beladung aufgenommene Gesamtmasse an festen und flüssigen Partikeln. Bei dieser Bewertungsgröße, der Aufnahmekapazität, konnte der Filtertyp der 2.Generation in der HP 15/16 Werte zwischen 250 g und 500 g erzielen.

Die Ergebnisse zur Filterstandzeit (Reisezeit) sind in Tabelle 5 zusammengefasst. Die eingelagerte Feinstaubmasse wurde aus Ein- und Rückwaage der Filtermaterialien mit entsprechender Konditionierung ermittelt. Sie setzt sich aus unterschiedlichen Feinstaubkomponenten zusammen. Die am Standort durchgesetzte Brennstoffenergie wurde aus der Anzahl an Abbränden und einem Auflageprotokoll der Betreiber ermittelt. Der Heizwert wurde für alle Brennstoffe analysiert (vgl. Abbildung 20).

Tabelle 5: Messergebnisse für die Heizperiode 15/16 mit Filtereinsatz der 2. Generation: Im Filtermaterial abgeschiedene Staubmassen, Anzahl der gefilterten Abbrände und die dabei umgesetzte Brennstoffenergien.

Standzeit/Reisezeit	Minimum	Maximum
Abgeschiedene Feinstaubmasse (feste Partikel + Teere) [g]	250	500
Anzahl gefilterte Abbrände (ERF) [-] Oder Feuerungszyklen á 3 h (Pelletofen)	40	150
Durchsatz an Brennstoffenergie am jeweiligen Standort [GJ]	1,5	4,5

Der Verlauf des Druckverlustes am Standort 6 (Pelletofen) ist hervorzuheben und soll an dieser Stelle genauer betrachtet werden. Eine detailliertere Auflösung (Abbildung 32) des Druckverlustes zweier Beladungszyklen zeigt, dass der Druckverlust zu Anfang des zweiten Abbrands etwa genauso hoch ist, wie zu Beginn von Abbrand 1, obwohl an dessen Ende ein fast doppelt so hohe Druckverlustwert gemessen wurde. Innerhalb der einzelnen Beladungszyklen ist ein meist linearer Anstieg des Druckes zu beobachten. Dies deutet auf eine Oberflächenfitration nach dem Ausbilden eines Filterkuchens hin. Wie Abbildung 31 zu entnehmen ist, lässt sich das beschriebene Verhalten über 2/3 der gefilterten Abbrände hinweg beobachten, bis ein Anstieg des Endniveaus zu beobachten ist.

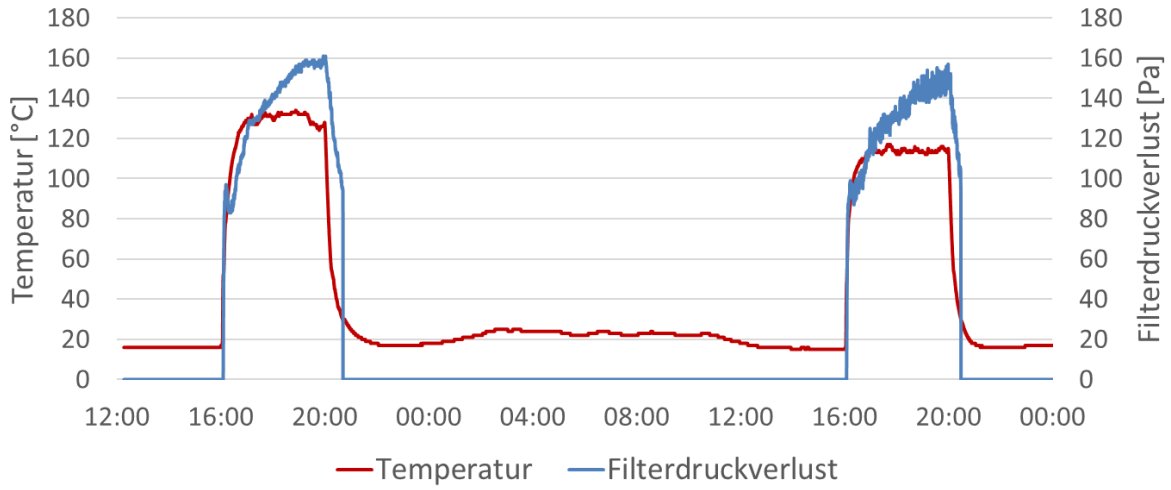


Abbildung 32: Verlauf des Druckverlustes (blau) während der Beladung bei zwei aufeinanderfolgenden Heizzyklen von 2 h am Standort 6 (Pelletofen), etwa bei Erreichen der halben Standzeit.

5.5.2 Referenzuntersuchung Technikum

Für den in der Heizperiode eingesetzten Filtereinsatz der 2. Generation wurde unter kontrollierten Bedingungen die Standzeit auf dem Systemprüfstand (vgl. Kapitel 5.4.1) ermittelt. Bei einer durchschnittlichen Rohgas-Staubkonzentration von 65 $mg/m^3_{i.N.,tr.,\ 13\ \%\ O2}$ wurden knapp 25 Abbrände durchgeführt bis der Grenzdruckverlust, in diesem Fall 250 Pa, erreicht wurde (Abbildung 33).

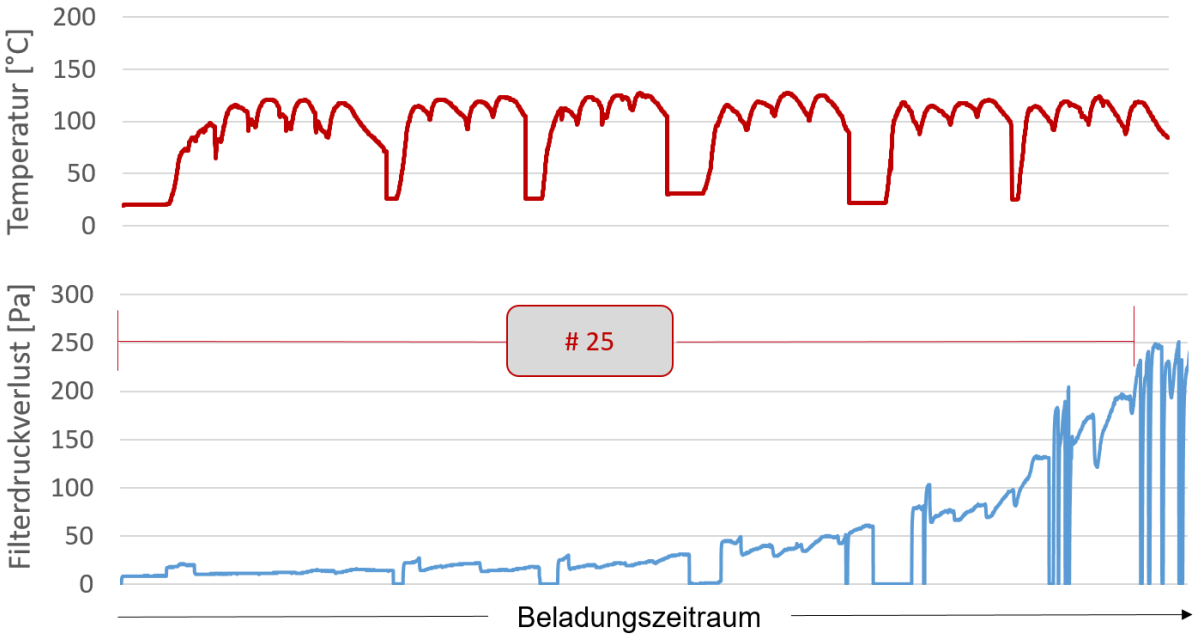


Abbildung 33: Referenz-Standzeitversuch des Filtereinsatzes der 2. Generation auf dem Prüfstand am L.u.F. TEER.

Bis zu Erreichen des Grenzdruckes wurden etwa 35 g Staub eingelagert. Dieser Wert beträgt nur wenig mehr als 10% des schlechtesten Ergebnisses der Praxistests. Die Ursachen und Zusammenhänge, die zu der deutlich verkürzten Standzeit führten, werden im nachfolgenden Kapitel betrachtet (Kapitel 5.5.3).

5.5.3 Vertiefende Untersuchungen zum Verlauf der Filterbeladung

In Kapitel 5.5.1 und 5.5.2 wurden für einen baugleichen Filtereinsatz, der mit dem gleichen Filtermaterial ausgestattet wurde, drei sehr unterschiedliche Standzeitverläufe diskutiert. Die Ergebnisse verdeutlichen die Herausforderungen bei der Rauchgasreinigung von Einzelraumfeuerungen. Um die Unterschiede im Beladungsverlauf zu ergründen, wurden die Filtermaterialien aus den Versuchen sowohl einer optischen Auswertung, als auch einer chemischen Analyse, zur Ermittlung der Anteile an Organik, Ruß und Inertem der eingelagerten Stäube, zugeführt.

Die Filteroberfläche zeigte nach der Beladung am Standort des Pelletofens (1) eine Schicht mit zum Teil flächigen, losen Partikelagglomeraten. Die Oberfläche wies noch oder wieder offene Räume auf, während die Beladung mit deutlich rußhaltigen Partikeln (2) eine homogene, nahezu geschlossene Oberfläche auf dem Filter ausbildete. Teerhaltige Bedingungen (3,4) führen ebenfalls zu Verklumpungen der Partikel, aber auch zur partiellen Versiegelung der Oberfläche (Abbildung 34).

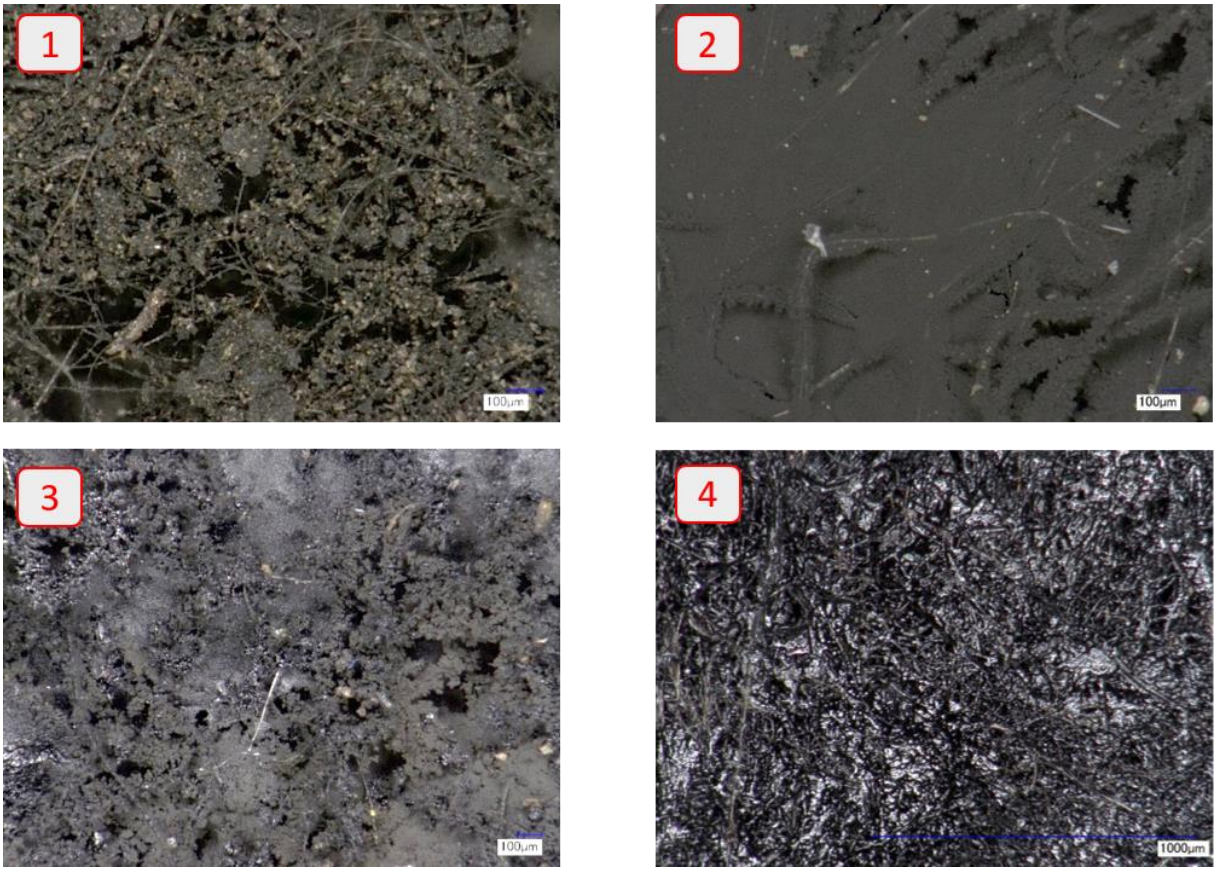


Abbildung 34: Oberflächenablagerungen auf den Filtermaterialien der 2. Generation in der HP 15/16: Agglomeratbildung durch Beladung mit eher anorganischen Partikeln aus einem Pelletofen (1); Bildung einer homogenen Partikelschicht durch vorwiegend aus Ruß bestehenden Partikelfrachten (2); Beladung mit Teeren und Rußpartikeln zu etwa gleichen Anteilen (3); vorwiegend teeriger Belag mit wenigen festen Partikeln (4).

Bei der Analyse der Staubeigenschaften wurde auf die am L.u.F. TEER zur Verfügung stehenden Methoden zurückgegriffen. Für die Abschätzung der organischen Bestandteile wurde die Probe unter inerter Atmosphäre bei 900 °C behandelt, für die Bestimmung des inerten Restes unter oxidativer Atmosphäre bei 500 bzw. 815 °C. Die Differenz zwischen den flüchtigen Bestandteilen und dem inertem Rest wird als Ruß bzw. elementarer Kohlenstoff angenommen. Abbildung 35 stellt die unterschiedliche Staubzusammensetzung für die Standorte 2 und 6 der Referenzuntersuchung auf dem Prüfstand gegenüber. Wie schon auf Basis der Filteroberflächen zu vermuten war, zeigen die Ergebnisse der chemischen Analyse deutliche Unterschiede in der Beschaffenheit der Filterstäube. Die Partikel aus dem Pelletofen weisen einen überwiegenden Anteil aus inertem Bestandteilen auf, während bei den beiden anderen Filterproben dieser Anteil am geringsten ausfällt. Beim Praxisstandort 2, wie auch bei den

Standorten 1, 3 und 4 dominieren die organischen Anteile. Die partikulären Emissionen der Einzelraumfeuerung des Prüfstandes bestehen vorwiegend aus Ruß.

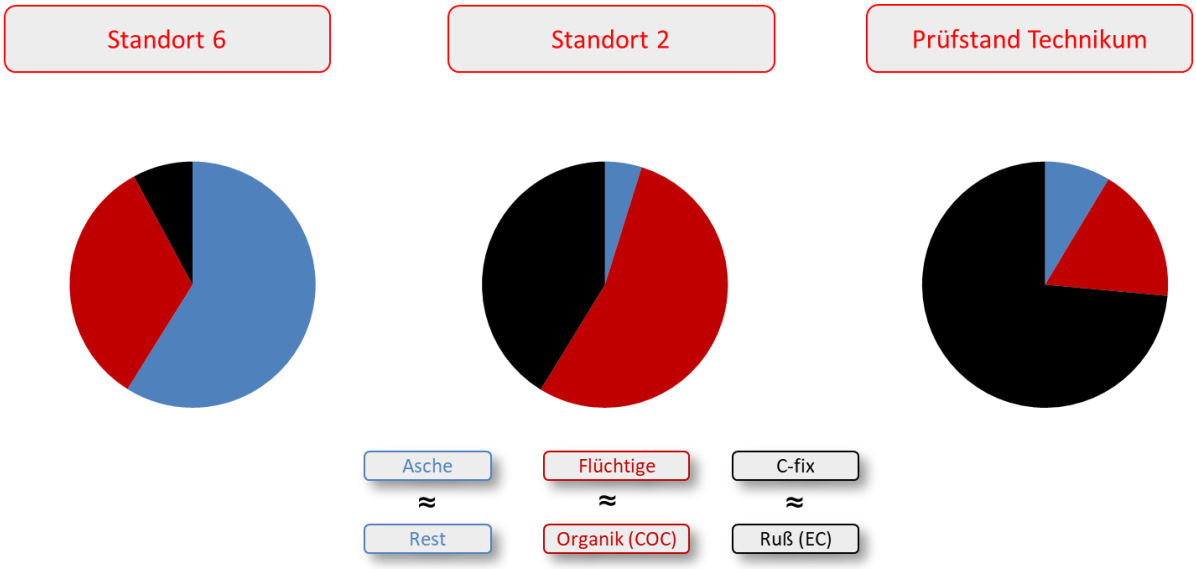


Abbildung 35: Chemische Beschaffenheit der im Filtermaterial eingelagerten Feinstäube.

Mit der Kenntnis über die chemische Beschaffenheit der Partikel sind die Abscheidemechanismen an den Fasern mit optischen Mikroskopen und dem Rasterelektronenmikroskop (REM) genauer untersucht worden (vgl. Abbildung 36). Es zeigt sich, dass ein erhöhter organischer Anteil zu einer Abscheidung mit mantelförmigen Ablagerungen um die Fasern herum erfolgt. Mit zunehmender Beladung vergrößert sich dadurch der ursprüngliche Faserdurchmesser. Wird zusätzlich die Tiefe der Einlagerung betrachtet, ist festzustellen, dass sich die vorwiegend organischen Partikel über die gesamte Filtertiefe (-stärke) gleichmäßig abgelagert haben. Zu erkennen ist diese gleichmäßige Einlagerung in der dunklen Färbung aller drei hintereinander geschalteter Filterschichten (Abbildung 36).

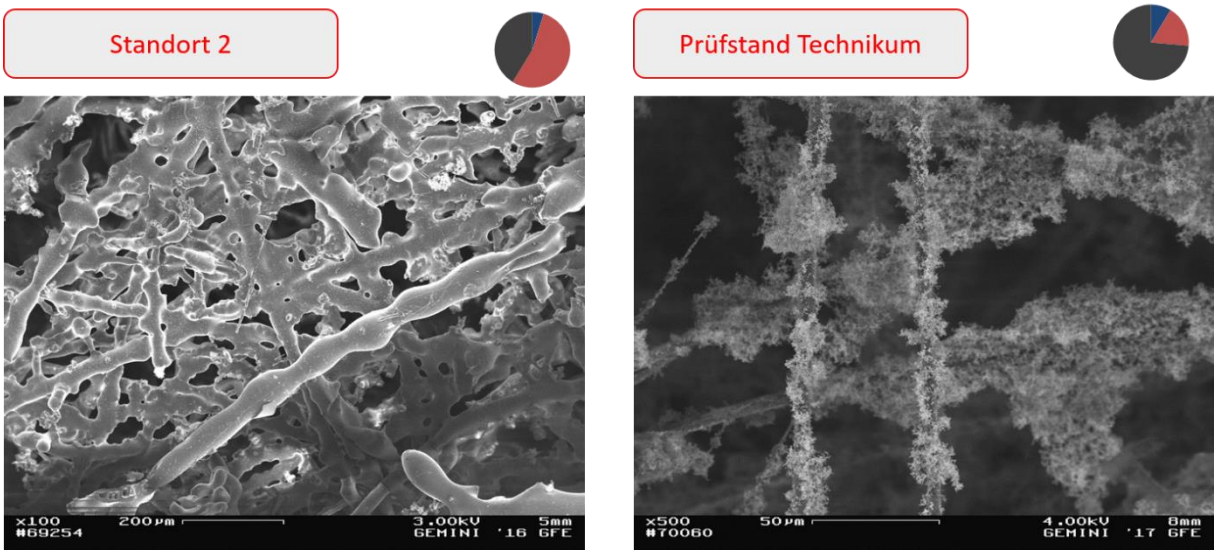


Abbildung 36:Partikelanlagerungsverhalten an den Fasern in Abhängigkeit der Partikeleigenschaften: Mantelförmige Anlagerungen durch vorwiegend flüssige, organische Partikel (links); Verästelnde und verzweigende Anlagerung rund um die Fasern durch feste, rußhaltig Partikel (rechts).

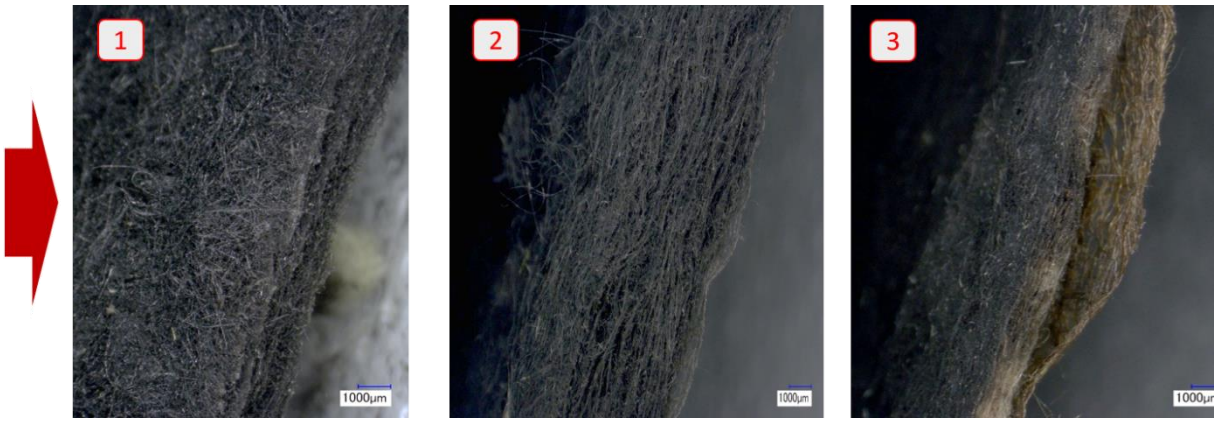


Abbildung 37: Hohe Durchdringung der Filterschichten (Schicht 1 bis 3) durch organische Aerosolbestandteile am Standort 2 und 3.

Im Gegensatz dazu verhält sich die Abscheidung von überwiegend rußhaltigen Partikeln anders. Die meist ultrafeinen Partikel bilden verästelte und verzweigte Strukturen auf den Fasern. Diese Strukturen weisen zu Beginn der Beladung eine geringe Packungsdichte auf. Durch die verästelnde Struktur erhöhen sich die Anlagerungsmöglichkeiten für die nachfolgenden Partikel. Die Gefahr einer zügigen Oberflächenversiegelung bei zu dichten Faserpackungen ist groß. Dies verdeutlicht Abbildung 38. Zu erkennen ist, dass bei den Filtereinsätzen der 2. Generation ohne Vorabscheider die Haupteinlagerung in der 1. Schicht erfolgte. Die dunkle Färbung der ersten Schicht steht der an vielen Stellen noch gelblichen Färbung unbeladener Fasern der nachgeschalteten Schicht gegenüber. Eine Bilanzierung der Filter ergab, dass sich bis zum Standzeitende des in Abbildung 33 dargestellten Versuchs etwa 85-95% der Partikel innerhalb der ersten Schicht eingelagert haben.

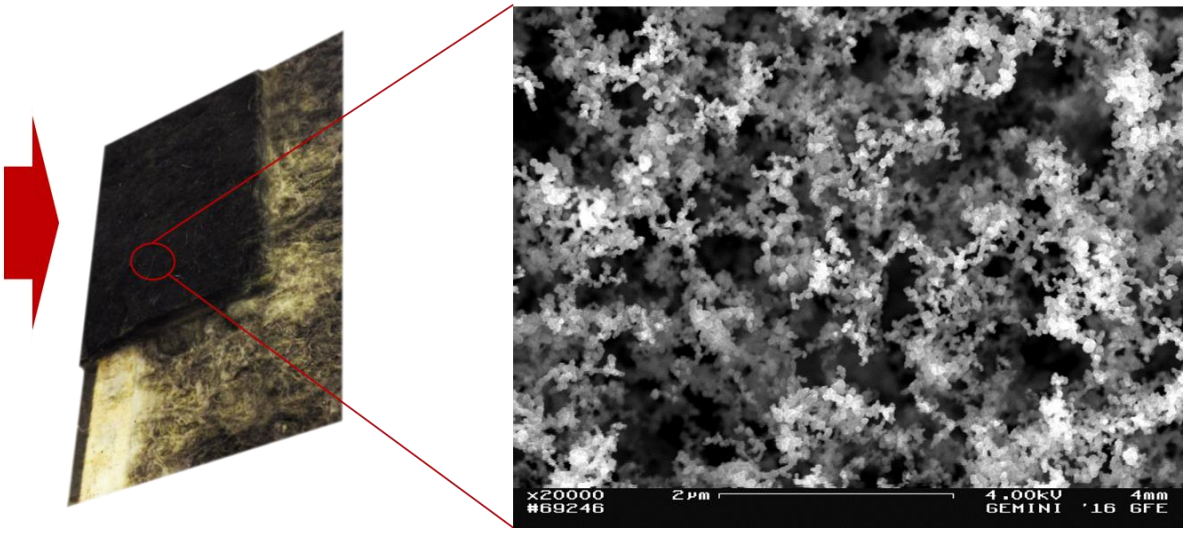


Abbildung 38: Oberflächige Abscheidung rußhaltiger Partikel innerhalb von wenigen Millimetern Filtertiefe (links); REM Aufnahme eines Oberflächenausschnitts, der den Aufbau einer gleichmäßigen Schicht aus Partikeln mit homogener Partikelgröße zeigt.

Die erzielten Abscheideleistungen spiegeln die Beobachtungen aus Abbildung 37 und Abbildung 38 wieder. Unter Technikumsbedingungen wurden nach wenigen Abbränden bereits hohe Abscheidegrade erzielt. An den Praxisstandorten 2 und 3, bei denen die organischen Anteile dominierten, wurde eine zum Teil deutlich geringere Abscheideleistung festgestellt. Auf dem Prüfstand konnten Abscheidegrade über 90 % nachgewiesen werden, in der Praxis lagen die Werte nach ähnlicher Betriebszeit am Standort 2 unter 80 % und knapp über 70 %. Dies kann durch die schlechtere Haftung von Partikeln auf benetzten Fasern erklärt werden (vgl. Theorie, Abschnitt 4.2.2). Bei besonders hohen Rohgasfrachten wurde der Grenzwert mit dem verwendeten Filteraufbau auch einmal überschritten. Um die Abscheidung für diesen Fall zu erhöhen, muss die Filterstärke (Materialdicke) erhöht werden. Methodisch ist anzumerken, dass die Abscheidegrade für Roh- und Reingas an den Praxisstandorten nicht in Parallelmessungen sondern zeitlich versetzt aufgenommen wurden. Der jeweilige Rohgaswert entspricht dem Mittelwert zweier Messungen. Die Probenfilter wurde bei der jeweiligen Kanaltemperatur ausgeheizt.

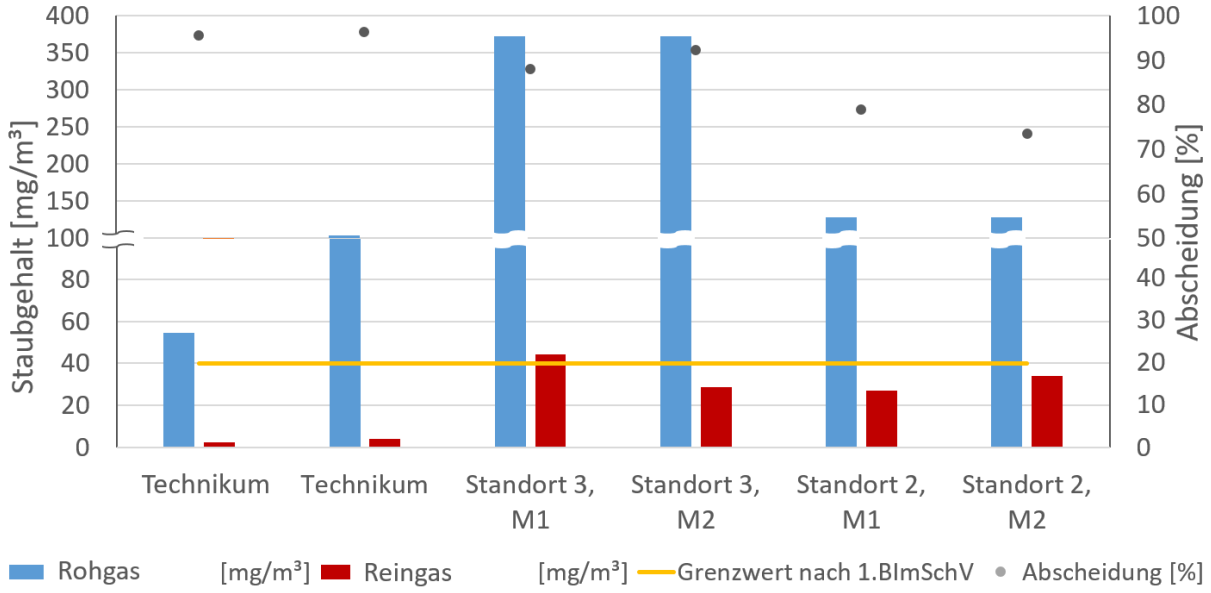


Abbildung 39: Abscheidegrade für den Filtereinsatze der 2. Generation: Hohe Abscheidung unter Prüfstandbedingungen (links), etwas niedrigere Abscheidegrade für die Praxismessungen. Für die Praxismessung wurden Roh- und Reingas zeitlich versetzt gemessen und nicht direkt parallel. Der Rohgaswert ist ein Mittelwert aus zwei Messungen.

Die Abscheideergebnisse und die Qualität der Emissionen sind optisch gut an den Färbungen der Probennahmefilter zu erkennen (Abbildung 40). Die Proben der Reingasmessung auf dem Prüfstand sind nur wenig, leicht mit einem grau-schwarzen Rückstand beladen. Die Filter der Praxismessungen zeigen auch im Reingas eine stärkere Färbung. Die bräunliche Färbung deutet auf die hohen organischen Anteile hin.

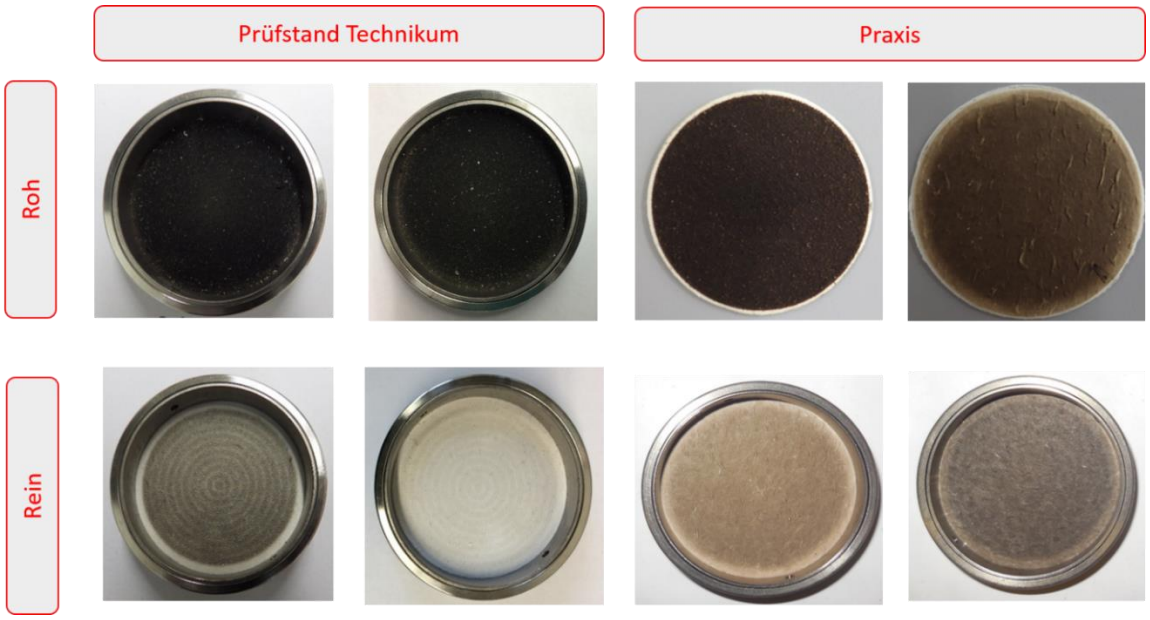


Abbildung 40: Probenahmefilter der gravimetrischen Staubmessung in Roh- und Reingas auf dem Technikumsprüfstand (links) und aus den Praxisstandorten (rechts)

Zwischenfazit

Aus den oben dargestellten Untersuchungen der Partikelabscheidemechanismen unter verschiedenen Partikeleigenschaften lassen sich für die Entwicklung des Tiefenfilters folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- Eine hohe Filterstandzeit bei der Abscheidung von rußhaltigen Partikeln kann nur über hochporöse Materialien mit ausreichend Faserabstand (Spaltweite, Siebgröße) erzielt werden. Für die Integration hochporöser Materialien ist ein höheres Filtervolumen nötig, sodass die Geometrie des Filtereinsatzes weiter verändert werden muss.
- Organische Partikel, die, wie auch die Praxistests zeigen, einen großen Anteil der partikulären Emissionen bei älteren Bestandsanlagen ausmachen können, benötigen eher dichtere Materialien mit einer höheren, noch zu definierenden Filterdicke. Dies hängt damit zusammen, dass Teere nicht zwangsläufig bei ihrem theoretischen Taupunkt auskondensieren, sondern die heterogene Keimbildung an den Fasern eine große Rolle spielen kann. Zudem haften flüssige Partikel auf bereits benetzten Fasern schlechter und weisen dadurch niedrigere Abscheidegrade auf [30].
- Der Selbstreinigungseffekt der Filteroberfläche zwischen zwei Betriebsphasen, der bei einer Pelletfeuerung beobachtet wurde (vgl. Abbildung 32) konnte bisher nicht vertiefend untersucht werden. Hierzu müssten z.B. das Agglomerationsverhalten, die Korngrößenverteilung und weitere chemische Eigenschaften untersucht werden. Diese Untersuchungen sollen auch nach Projektabschluss weiterverfolgt werden.
- Ein funktionaler Tiefenfilter wird nach heutiger Sicht aus einer Kombination mehrere Filterschichten mit unterschiedlichen Materialeigenschaften zusammengesetzt werden müssen. Hier liegt nach wie vor ein großer Vorteil von Glasfaserfiltern. Textiltechnisch kann die gesamte benötigte Bandbreite an Faserdurchmessern und Porositäten hergestellt und flexibel variiert werden.

5.5.4 Grundlagenuntersuchungen zum hochporösen Grobstaubfilter

Die bisherigen Untersuchungen haben aufgezeigt, dass Rußpartikel zu den größten Herausforderungen in Bezug auf die Standzeit der Tiefenfilterlösung zählt. Die von der Diffusion und dem Sperreffekt dominierte Abscheidung bildet hochporöse Packungsdichten an den Fasern und sorgt für eine starke Verästelung in den Faserzwischenräumen (vgl. Abbildung 12 unten links, Kapitel 4.2.2). Als Folge davon verschließen sich die Faserzwischenräume auf der Filteroberfläche und der Druckverlust über dem Filter steigt steil an.

Einen Lösungsansatz stellt der Einsatz eines hochporösen Materials mit ausreichenden Faserabständen dar. Ein solches Material könnte als Vorabscheider eingesetzt werden. Durch die Einlagerung von Partikeln und die sich ausbildenden Verästelungen ist zudem zu erwarten, dass sich eine zeitversetzte Abscheidung entwickelt. Der zweite Schwerpunkt des Teilvorhaben 1 lag dementsprechend auf den experimentellen Untersuchungen zum G3-Materials im Technikum des L.u.F. TEER. Ziel war es, die

Leistungsfähigkeit des Materials in der Rauchgasreinigung von Biomasse-Feststofffeuerungen zu definieren. Durch gezielte Verdichtung des Materials wurden unterschiedliche Porositäten des gleichen Ausgangsmaterials realisiert.

Zielgrößen der Versuchsreihen waren zum einen die Abscheideleistung und deren Verlauf in Abhängigkeit der eingelagerte Feinstaubmasse und zum anderen die Standzeit, definiert als Entwicklung des Druckverlustes, ebenfalls in Abhängigkeit der im Filter eingelagerten Feinstaubmasse. Für die ersten Versuchsreihen wurde ein Pelletkessel verwendet, der gezielt in einem schlechten Abgaszustand gefahren wurde, um eine vorwiegend Ruß-emittierende ERF zu simulieren. Die durchschnittlichen Abgaszusammensetzungen und die Filterkenngrößen sind in Tabelle 6 festgehalten.

Tabelle 6:Randbedingungen bei den experimentellen Grundlagenuntersuchungen des G3-Filtermaterials am Materialprüfstand, Bezugszustand: i.N., tr., 13% O_2.

Randbedingung/Prozessgröße	Einheit	Wert
Mittlere Rohgas-Staubkonzentration: c_{roh}	mg/m^3	100-150
CO-Anteil im Rohgas	ppm	3000 - 8000
Partikelgrößenverteilung (gravimetrisch)		
< 1 µm	Ma-%	85
< 0,15 µm	Ma-%	70
Partikelbeschaffenheit	-	vorwiegend kohlenstoffbasiert*
Filterflächenbelastung (FFB)	m/min	2,5
Dauer eines Beladungszyklus	h	5-7

*basiert auf einer Analyse der Filterstäube (vgl. Kapitel 5.5.3)

Die ersten Versuche zeigten eine Steigerung der Abscheidung im Verlauf der Beladung. Für alle untersuchten Filtervariationen (unabhängig von der Materialdichte und Porosität) konnte als Trend ein linearer Anstieg in Abhängigkeit der auftreffenden Partikelmasse (Staubfracht) nachgewiesen werden. Abbildung 41 zeigt exemplarisch für eine Materialvariation die Entwicklung der Abscheideleistung.

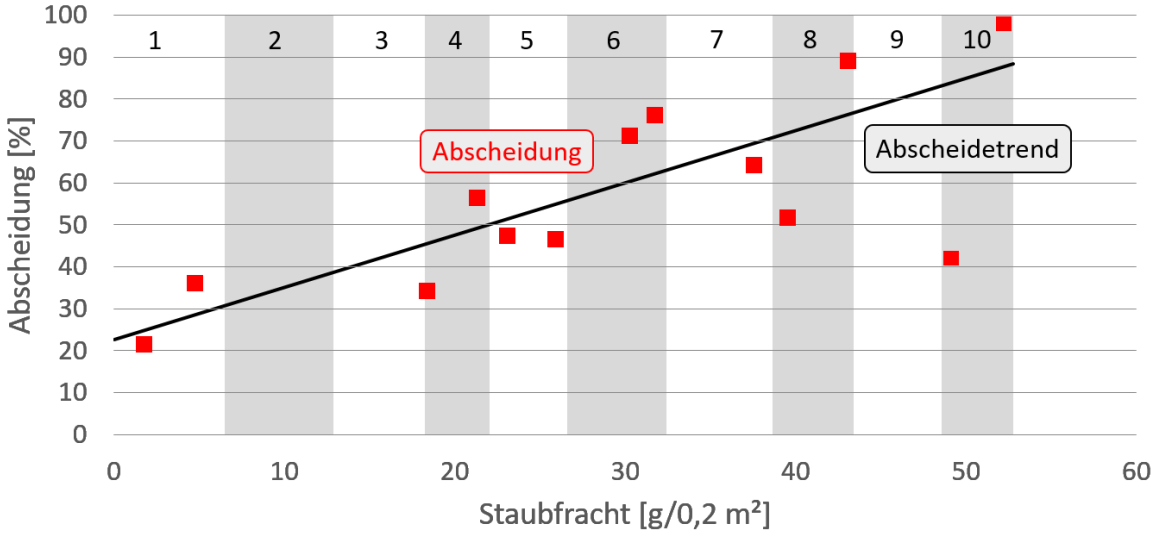


Abbildung 41: Exemplarischer Verlauf des Abscheidegrads in Abhängigkeit der im Verlauf der Beladung auf das Filtermedium aufgetroffenen Staubmasse [g/0,2 m²] für 10 Beladungszyklen (grau-weiß).

Der Anstieg der Abscheidung ist mit der kontinuierlichen Einlagerung von Partikeln zu erklären. Die ersten abgeschiedenen Partikel lagern sich an den Fasern selbst an. Die nachfolgenden Partikel haften mehr und mehr an den zuvor abgeschiedenen Partikeln statt an den Fasern. Die Partikel-Partikel-Abscheidung durch die diffusiven Mechanismen dominiert mit Verlauf der Beladung. Es bilden sich verästelte Strukturen (Dendriten), welche die Anlagerungsmöglichkeiten weiter steigern (Abbildung 42). Dadurch erreichen auch die hochporösen Filter, nach einer materialabhängigen Staubbeladung, eine Abscheidewirkung im feinen und ultrafeinen Partikelgrößenbereich.

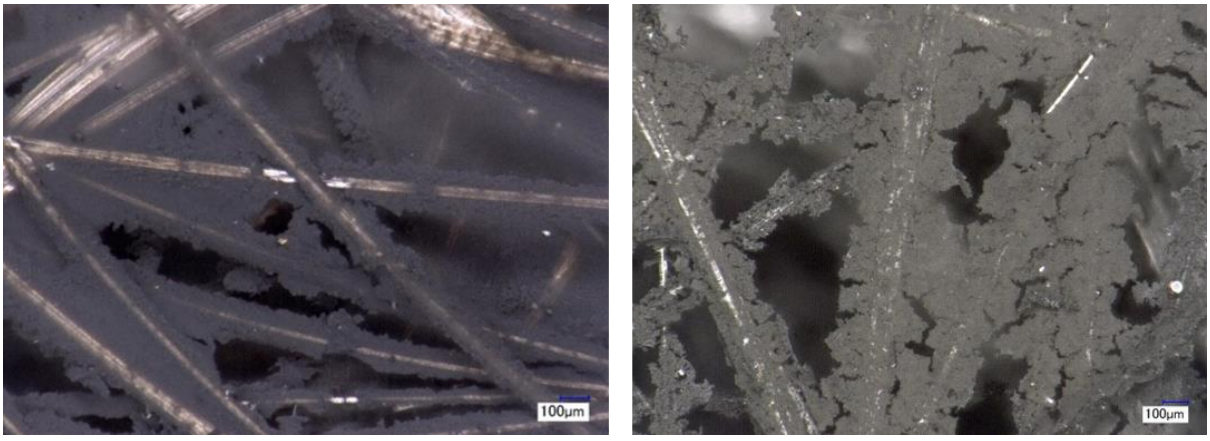


Abbildung 42: Partikelanhaftungen an den Fasern des G3-Filtermaterials: Ansetzende Brückenbildung zwischen den gegenüberliegenden Fasern und Verschließen der Faserzwischenräume (-Spalte).

Die zunehmende Partikeleinlagerung reduziert den frei durchströmbaren Raum zwischen den Faserschichten. Dadurch erhöht sich neben der Abscheideleistung gleichzeitig der Druckverlust über dem Filter. In den ersten Beladungszyklen (Zyklen 1-5, Abbildung 43) bleibt der Druckverlust konstant niedrig, obwohl die Abscheidung bereits auf 50 % gestiegen ist. Während der folgenden Beladung steigt

der Druckverlust innerhalb eines Beladungszyklus exponentiell an. Beim jeweils darauffolgenden Zyklus beginnt die Beladung jedes Mal wieder mit einem sehr niedrigen Startdruckverlust (Zyklen 6-10, Abbildung 42). Hier tritt ein ähnlicher Effekt auf, wie er beim Standort 6 zu beobachten war. Allerdings scheint es bei dem an dieser Stelle beschriebenen Effekt nicht zu einer passiven Abreinigung der Oberfläche zu kommen. Vielmehr ist zu vermuten, dass sich die an den Fasern angelagerten Partikel durch Feuchtigkeitseinfluss agglomerieren. Dieser Effekt ist bei [30] beschrieben. Tiefergehende Untersuchungen konnten innerhalb des Projektumfanges nicht realisiert werden.

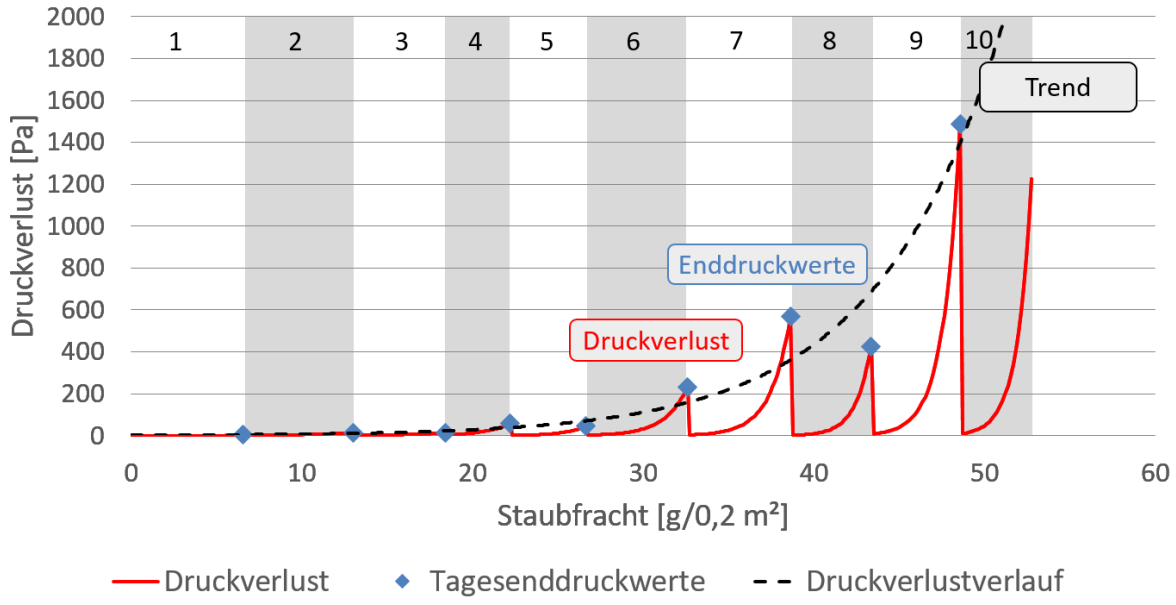


Abbildung 43: Verlauf des Druckverlustes [Pa] einer G3-Materialvariation in Abhängigkeit der auftreffenden Staubmasse [g/0,2 m²], für 10 Beladungszyklen (grau-weiß) mit je 5-7 Stunden Beladungsdauer.

Im nächsten Schritt wurde experimentell untersucht, wie sich die Veränderung von Filtermaterialdichte und -porosität auf das Abscheideverhalten auswirkt. Tabelle 7 listet drei unterschiedliche Variationen auf. Variiert wurde die Filtermaterialdicke durch Verdichten des gleichen Ausgangsmaterials. Dadurch erhöht sich die Dichte und die Porosität (ε) wird entsprechend verringert.

Tabelle 7:Eigenschaften der untersuchten Materialvariationen des G3-Grobstaubfilters.

Material-Eigenschaft	A	B	C
Dicke [mm]	8	10	20
Dichte [kg/m³]	67	43	29

Die ersten Ergebnisse der Untersuchungen zeigten, dass sich das Leistungsvermögen (Standzeit und Abscheideverhalten) mit der Variation der Porosität zielgerichtet beeinflussen lässt. Die Trendlinien

sind in Abbildung 44 dargestellt. Den Porositäten ($\varepsilon_A < \varepsilon_B < \varepsilon_C$) lässt sich eine entsprechende Abscheideleistung zuordnen. Je niedriger die Porosität gewählt wird, desto höher ist Startabscheidung und desto steiler verläuft die lineare Trendlinie.

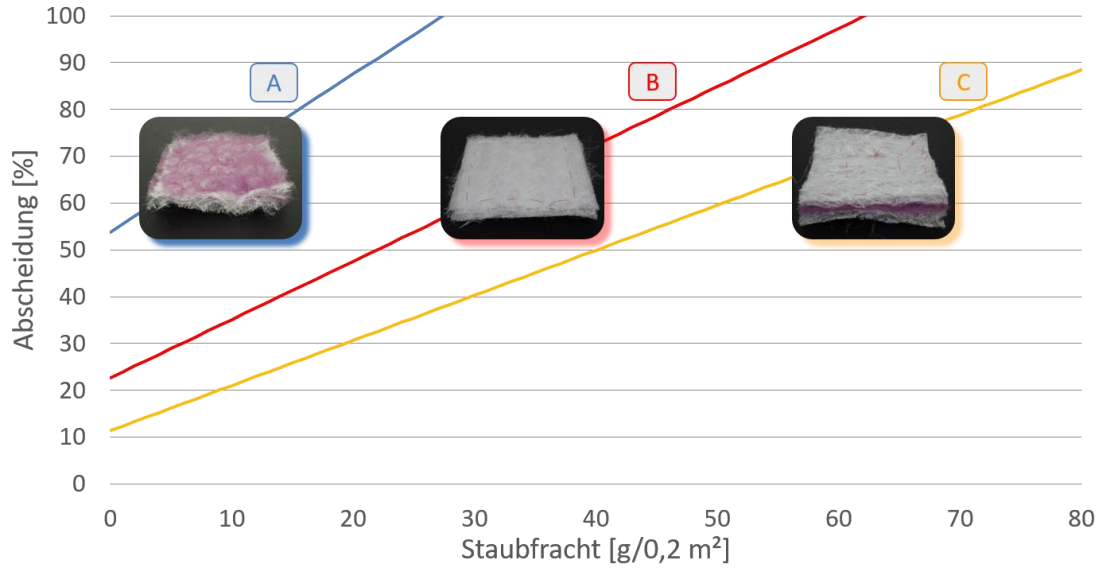


Abbildung 44: Abscheideverhalten der Materialvariationen A-C; Entwicklung der gravimetrischen Abscheidung als Trendlinie der Einzelmessungen über den Beladungsverlauf hinweg.

Analog dazu verhält sich die Standzeit der Materialien. Während die Materialvariation mit der größten Porosität die höchste Standzeit aufweist, wurde für den Typ A (kleinste Porosität) der schnellste Druckverlustanstieg ermittelt. Für alle Typen wird ein exponentieller Verlauf mit steilem linearen Anstieg gegen Ende der Beladung beobachtet (Abbildung 45).

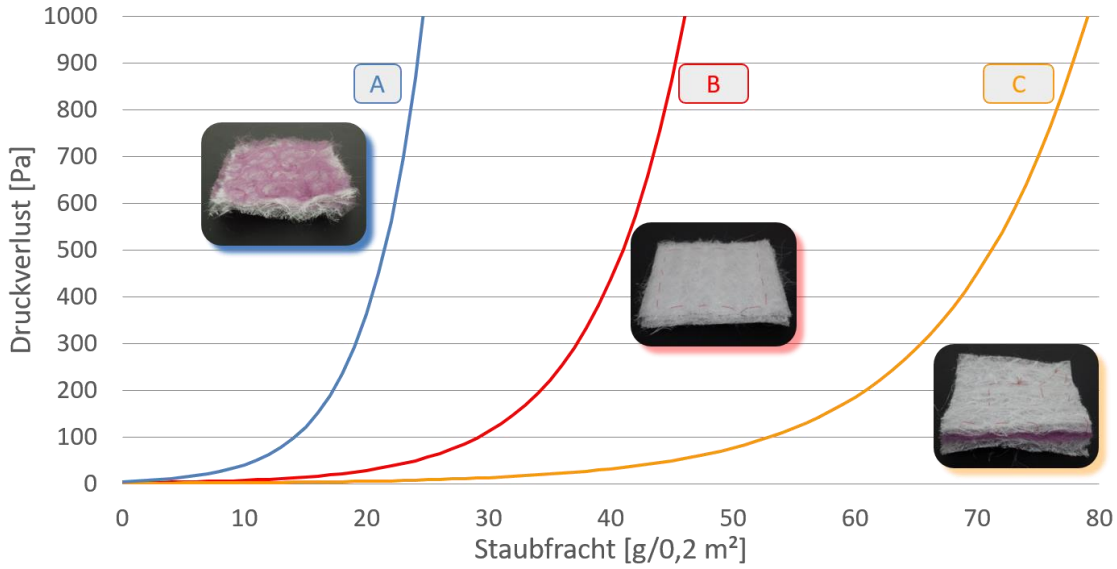


Abbildung 45: Standzeitverhalten der Materialvariationen A-C; Druckverlust als Trendlinie der Enddruckverluste der einzelnen Beladungszyklen.

Eine wiederholte Reproduktion der Ergebnisse für jede Materialvariation steht noch aus. Bei den schwankenden Randbedingungen der Biomasseverbrennung, besonders der ERF-Anlagen, sind eine hohe Anzahl an Versuchsreihen notwendig, um eine stochastische Sicherheit zu erlangen.

5.5.5 Ableitung konstruktiver Veränderungen für den Filtereinsatz

Die Ergebnisse der oben vorgestellten Versuchsreihen legen den Ansatz einer Reihenschaltung hochporöser Filter unterschiedlicher Materialeigenschaften nahe. Auf diese Weise kann ein Porositätsgradient über eine große Materialtiefe erzielt werden. Das Material mit der höchsten Porosität wir anströmseitig positioniert. Nachgeschaltet werden Materialien kleinerer Porosität. Grundgedanke ist, dass die hinten gelegenen Schichten zunächst die Hauptabscheideaufgabe übernehmen. Wobei die anströmseitig angeordneten Schichten sowohl entlastend wirken, als auch im Verlauf der Beladung ihre Abscheidewirkung linear mit der Partikeleinlagerung steigern und zeitlich versetzt die Hauptabscheidelast tragen. Ziel ist es, den Druckverlust gleichmäßig auf alle Schichten zu verteilen und den charakteristischen Druckanstieg abzuschwächen. Dieser Ansatz verlangt nach einem deutlich größeren Filtervolumen, statt einer hohen Filterfläche, deren Oberfläche sich innerhalb kurzer Beladung zusetzt.

Als Konsequenz dieses Ansatzes ergab sich eine konstruktive Anpassung des Filtereinsatzes für die Praxisfilteranlagen. Da durch eine Reihenschaltung eine erhöhte Materialstärke benötigt wird, war die Anzahl an Elementen zugunsten der Elementhöhe zu reduzieren. Diese Änderungen wurden mit dem Filtereinsatz der 3. Generation mit nur noch zwei Elementen umgesetzt (Abbildung 46).

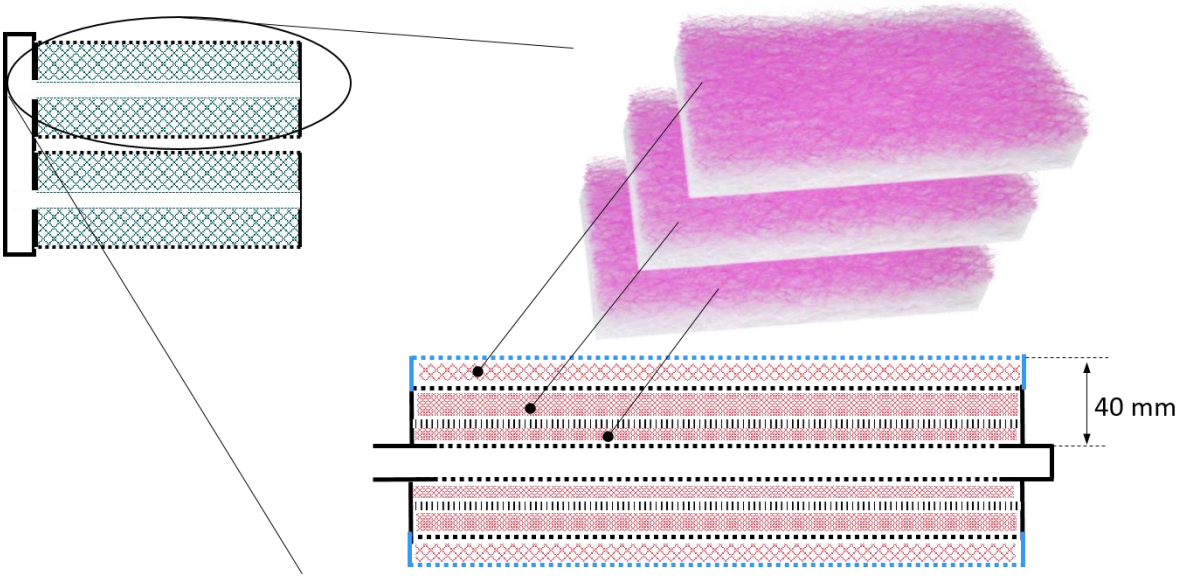


Abbildung 46: Aufbau des Filtereinsatzes der 3. Generation: Filter mit reduzierter Anzahl an Einzelelementen und erhöhtem Filtervolumen pro Element. Anordnung mehrerer Schichten an G3 Filtermaterial hintereinander.

Durch die reduzierte Anströmfläche erhöht sich die mittlere Anströmgeschwindigkeit. Bei nur zwei Elementen stehen 2/5 bzw. 1/2 der ursprünglichen Filterfläche zur Verfügung. Für eine ERF ergeben sich dann im Betrieb statt 0,7-1,5 m/min etwa 1,4-3 m/min. Gleichzeitig steigt auch die Partikelbelastung pro Fläche. Diese Änderung der Randbedingungen wurde bei den Grundlagenversuchen bereits berücksichtigt.

5.5.6 Grobstaubfiltermaterial im Praxiseinsatz (HP 16/17)

Der Filtereinsatz der 3. Generation wurde bereits in der HP 16/17 an den Praxisanlagen und auf dem System-Prüfstand am L.u.F. TEER erprobt. Die Materialkombination und Anordnung der einzelnen Schichten wurde auf Basis der ersten Grundlagenergebnisse getroffen.

Es zeigte sich, dass die Abstimmung der einzelnen Schichten noch nicht zielführend war. Als Beispiel dient eine Versuchsreihe zum Standzeitverhalten auf dem System-Prüfstand. Untersucht wurde ein Filtereinsatz der 3. Generation, bei dem fünf Schichten des hochporösen Filtermaterials in Reihe geschaltet wurden. Zunächst bleibt der Druckverlust während der ersten Beladungszyklen auf einem niedrigen, nur leicht steigenden Niveau von 20-40 Pa. Im weiteren Verlauf kam es dann zu einem raschen Anstieg innerhalb eines Beladungszyklus. Der steile Druckanstieg deutet auf ein Verschließen der Freiräume zwischen den Fasern in einer Filterschicht hin. Nach ca. 35 Brennstoffauflagen war der Grenzdruckverlust erreicht. Auch ein leistungsstärkerer Ventilator würde die Standzeit an diesem Punkt nur unwesentlich erhöhen. Im Gegensatz zu den Voruntersuchungen ist keine ausgeprägte Druckverlustdifferenz zwischen dem Start eines Zyklus und dem Ende des vorherigen Zyklus zu erkennen.

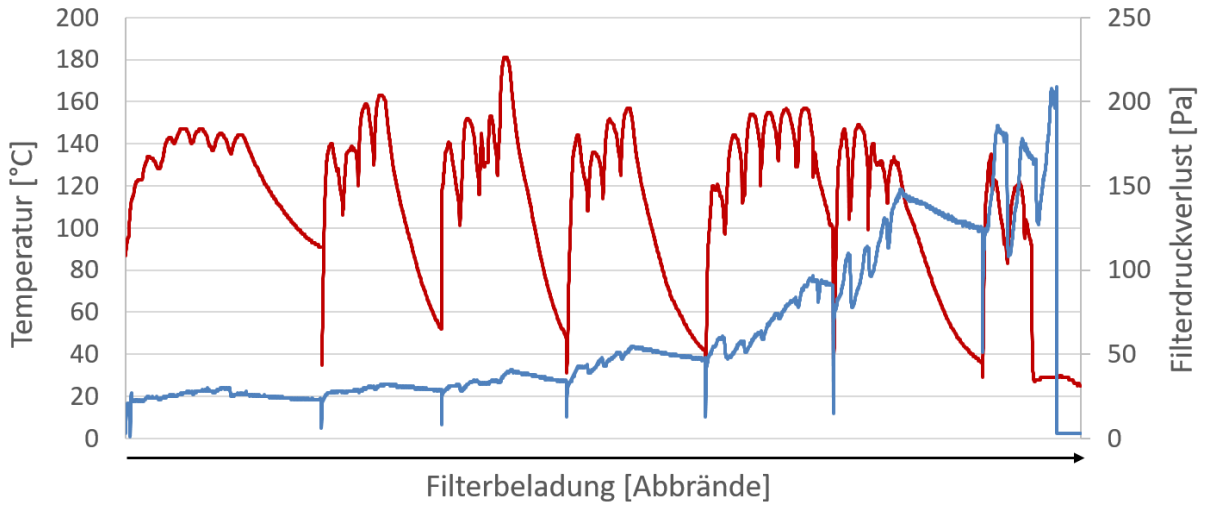


Abbildung 47: Standzeitverhalten eines Filtereinsatzes der 3. Generation mit 5 Schichten hochporösen Filtermaterials (G3-Material) auf dem Prüfstand am L.u.F. TEER: Verlauf des Druckverlustes (blau), Temperatur vor Filter (rot).

Bei der optischen Bewertung der einzelnen Filterschichten (vgl. Abbildung 48) bestätigt sich die Vermutung, dass sich die Freiräume zwischen den Fasern an der Oberfläche verschlossen haben und die

Tiefenfiltration in eine Oberflächenfiltration übergegangen ist. Die hinteren Filterschichten weisen augenscheinlich eine deutlich geringere Beladung auf. Abbildung 49 stellt die Beladung der Schichten eins und drei gegenüber (jeweils die Frontschicht). Es kann abgeleitet werden, dass das hohe Filtervolumen nicht genutzt wurde.

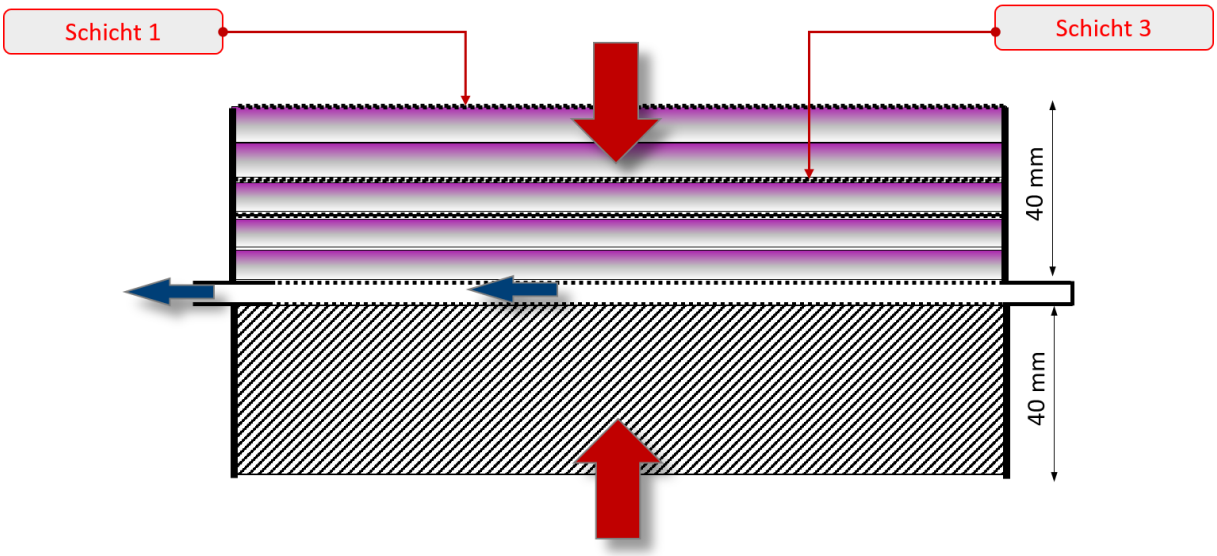


Abbildung 48: Detaillierter Aufbau eines Filterelementes der dritten Generation: Reihenschaltung von fünf Schichten eines hochporösen Filtermaterials der Klasse G3.

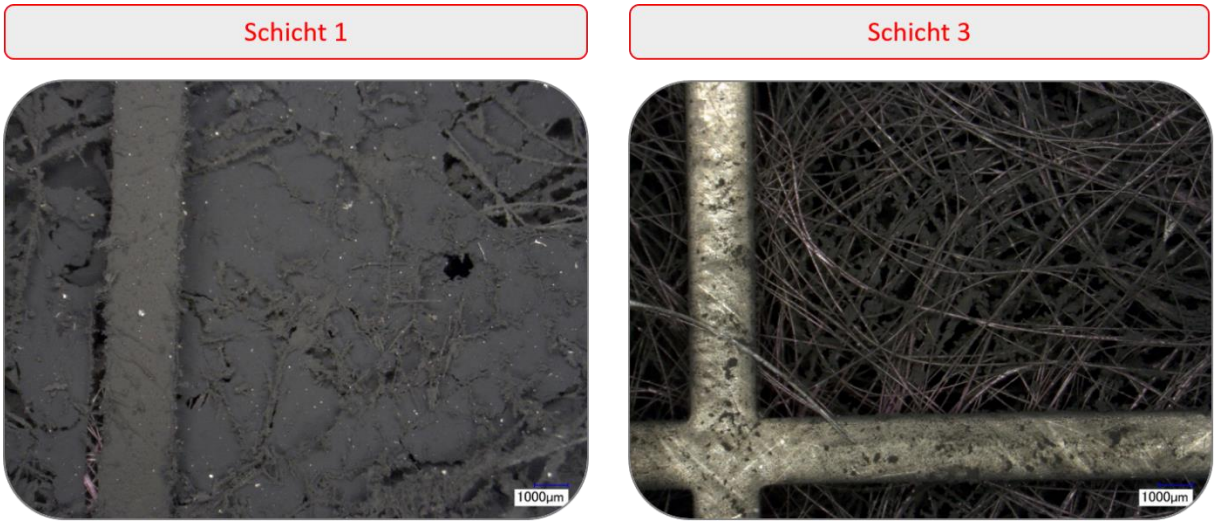


Abbildung 49: Optische Auswertung der Filterbeladung nach dem Standzeitende: Hohe Beladung und Versiegelung der anströmseitig gelegenen, ersten Schicht (links) und freigelegte, nur ansatzweise beladene Fasern der dritten Filterschicht-Oberseite (rechts).

5.6 Fazit der Materialuntersuchungen

Der Tiefenfilter besitzt gegenüber anderen Minderungsverfahren den Vorteil, hohe Abscheidegrade für unterschiedliche Partikeltypen zu erzielen. Die Unterschiede in den Eigenschaften induzieren auf der anderen Seite beim Einsatz des gleichen Filtermaterial eine große Ergebnisbandbreite in der Standzeit. Damit ist die differenzierte Auswahl der Materialeigenschaften der Schlüssel für die Tiefenfilterlösung.

Die in diesem Vorhaben vorgestellten Materialien zeigen bei Rauchgasen, in denen flüssige, organische Partikel dominieren, eine akzeptable Standzeit. Dies kann den mantelförmigen Anlagerungsstrukturen der flüssigen Partikel um die Fasern zugeschrieben werden. Die eher flüssigen Partikel agglomerieren und neigen weniger dazu, die Zwischenräume der Fasern zu verschließen, als Rußpartikel. Hatten die Partikel aus dem Pelletofen vorwiegend anorganische Beschaffenheit, konnte ebenfalls eine hohe Standzeit erreicht werden. Diesem Ergebnis lag eine vermeintliche Selbstabreinigung der Filteroberfläche zugrunde, die über fast 100 Beladungszyklen beobachtet wurde. Die Mechanismen konnten noch nicht genauer ergründet werden, bieten aber Potential für eine Optimierung de Tiefenfilterlösung.

Im Verlaufe des Vorhabens kristallisierte sich heraus, dass die Abscheidung von Rußpartikeln die größte Herausforderung bezüglich der Filterstandzeit darstellt. Die Abscheidung dieser Komponenten wird jedoch als maßgebend erachtet, da Rußpartikel den Hauptbestandteil der Emissionen von Einzelraumfeuerung nach dem Stand der Technik ausmachen (vgl. Abbildung 35). Durch stark verästelte Ablagerungen an den Filterfasern stellt sich rasch eine Oberflächenfiltration ein, die Beladung der Materialtiefe (Porenraum) wird verhindert. Hochporöse kommerziell erhältliche und klassifizierte Materialien wurden untersucht, um die Standzeit zu erhöhen.

Die vorgestellten Ergebnisse machen deutlich, dass sich kommerziell erhältliche Filtermaterialien, auch hochporöse, nur beschränkt für die angestrebte Filtrationsaufgabe einsetzen lassen, da sie für andere Partikeleigenschaften ausgelegt wurden. Die Materialien sind durch ihre vorgegebenen Spaltbreiten (Abstand der Fasern in einer Ebene) limitiert. Um die hohe Abscheideleistung eines Tiefenfilters zu nutzen, ist daher ein weiterer Schritt zu gehen. Er besteht darin, gezielt Materialeigenschaften, wie die Faserdurchmesser, ihre Ausrichtung und die Spaltweite, produktionsseitig zu beeinflussen und auf das Wachstum der Rußpartikelablagerungen auszulegen (vgl. Abbildung 42).

6 Entwicklung und Implementierung einer Regelung

Neben den vertiefenden Grundlagenuntersuchungen zur Verbesserung der Filtrationsleistung, stellt die Entwicklung einer Regelung die zweite Kernaufgabe des Förderprojektes dar. Sie war Inhalt des Teilvorhabens 2: Experimentelle Untersuchungen und Unterstützung der Entwicklungsarbeiten, welches federführend von der Fa. Oberland Mangold GmbH (Fa. OM) bearbeitet wurde.

6.1 Ziel und Rahmenbedingungen

Für die Dauerbetriebsfähigkeit des Filtersystems war eine Regelung zu entwickeln, die während des Feuerungsbetriebes den gesamten an der Kaminmündung austretenden Rauchgasvolumenstrom durch den Filtereinsatz leitet und damit jederzeit eine vollständige Filtration gewährleistet. Primäres Ziel ist dabei, den mit der Filterbeladung zunehmenden Druckverlust über dem Filtereinsatz auszugleichen (vgl. Abbildung 6) und gegen Ende der Beladung den notwendigen Austausch zu kommunizieren. Auf lange Sicht wird die Leistung des Rauchgasgebläses stetig gesteigert werden, bis das Leistungslimit und damit die Standzeit des Filtereinsatzes erreicht ist. Gleichzeitig sind aber auch kurzfristige und plötzlich auftretende Schwankungen auszugleichen.

Die kurzfristigen Änderungen werden durch die unterschiedlichen Betriebszustände der ERF-Anlage hervorgerufen. Die Veränderungen der Luftzufuhr für die Anzündphasen im Vergleich zu den späteren, nachfolgenden Abbränden verlangt eine Anpassung des umzuleitenden Rauchgasvolumenstromes. Ebenso verursacht das diskoninuierliche Auflegen von Brennstoff Temperaturschwankungen, die sich in Dichte- und letztendlich in Volumenstromveränderung auswirken. Die größte Herausforderung stellen die unvorhersehbaren Benutzereingriffe dar, die meist auch für die hohen und schwankenden Emissionen (vgl. Kapitel 4.1) verantwortlich sind. Beschließt der Benutzer entgegen der Betriebsanweisung, das Flammenbild durch die Veränderung des Luftschiebers zu verändern, muss die Regelung sprunghaft auf den veränderten Rauchgasvolumenstrom reagieren. Ähnliches gilt, für eine höhere Brennraumbeladung. Zusammengefasst bedeutet die fehlende Regelung und schwer kontrollierbare Steuerung des Verbrennungsprozesses in einer Einzelraumfeuerung (Ausnahme bildet der Pelletofen) die größte Herausforderung für die Regelung des Filtersystems. Auf der anderen Seite muss das übergeordnete Ziel bei unterschiedlichen Standortsituationen erreicht werden. Von Standort zu Standort variieren die Feuerungs-Leistungsgröße und die Ableitungsbedingungen der Rauchgase. Es ergeben sich stark voneinander abweichende Volumenströme (vgl. Randbedingungen an den Praxisstandorten, Kapitel 5.3.3), auf die eine Regelung reagieren muss.

Für die Regeleinheit waren demzufolge geeignete Messgrößen auszumachen, mit deren Hilfe es möglich ist, das Verhältnis von ankommendem (Führungsgröße) und gefiltertem Volumenstrom (Regelgröße) zu bestimmen. In Abhängigkeit der Differenz, soll dann die Leistung des Gebläses (Stellgröße) entsprechend angepasst werden.

Für die Umsetzung der Regelung spielten mehrere Randbedingungen eine Rolle. Zum einen die räumliche Beschränkung im Filtergehäuse, zum anderen die Kosten der Regeleinheit für eine potentielle spätere Serienlösung. Angestrebt war, mit sehr wenigen und günstigen, aber langzeitstabilen Sensoren eine Überwachung des Filters sowie eine Leistungsanpassung des Lüfters bei unterschiedlichen Betriebspunkten zu realisieren.

6.2 Vorgehen

Für die Entwicklungsarbeit wurde von der Firma Oberland Mangold GmbH (Fa. OM) im ersten Schritt eine Steuerung aufgebaut, welche es erlaubt, alle erforderlichen Systemgrößen aufzuzeichnen und die Aktoren auch manuell zu verstellen (Abbildung 50). Es wurde auf eine Speicherprogrammierbare Steuerung (SPS) zurückgegriffen, die aufgrund der Modularität starke Vorteile gegenüber anderen Lösungen aufweist. Die Steuerung erlaubt, folgende Parameter zu messen und aufzuzeichnen:

- Druckverlust über dem Filterelement (0-500 Pa, analog über 4-20 mA Signal)
- Gebläse-Leistung und -Drehzahl (Wattmeter, Drehzahlsensor)
- 6 Temperaturen (Pt 100)
- Sauerstoffgehalt vor und nach dem Filter (Lambda-Sonde)
- Drucksensor als Reserve (0-500 Pa, analog über 4-20 mA Signal)

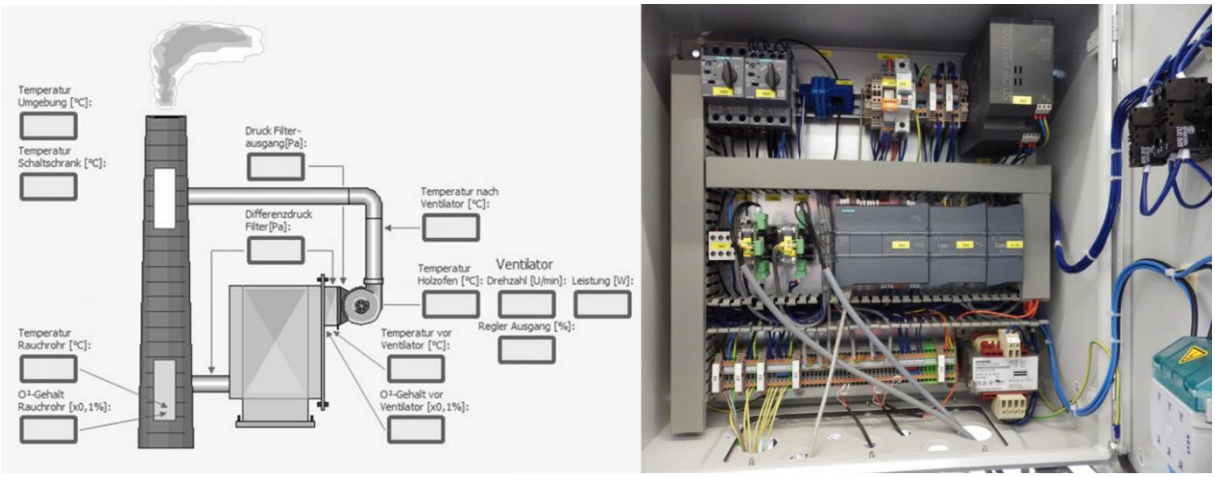


Abbildung 50: Benutzeroberfläche (links) und Innenansicht des Schaltschrankes (rechts) der SPS-Steuerung für die Entwicklungsarbeiten an der Filterregelung.

Zur Messdatenerfassung und Speicherung wird die SPS mit einem Rechner verbunden und die Daten über Ethernet lokal gespeichert. Damit lassen sich Beladungsprozeduren automatisieren und die entsprechenden Kennfelder, Filterbeladung vs. Saugleistung des Lüfters, erstellen.

Für die Entwicklungsarbeit wurde ein Prüfstand am Firmenstandort aufgebaut. Als ERF wurde auf einen automatisierten Pelletofen mit 9 kW zurückgegriffen. Nach einem 3 m langen isolierten Abgasrohr als Kaminersatz (Ø=150 mm) folgt das Filtersystem. Eine Plattform ermöglicht die Wartung des Systems und erlaubt die Durchführung von Reingasmessungen nach dem Filter (Abbildung 51). Um auch lange Feuerungsbetriebe zu simulieren, wurde das Tankvolumen für die Pellets durch eine aufgesetzte Edelstahlwanne auf 25 kg erhöht. Damit sind ca. 20 Betriebsstunden möglich. Es wird darauf hingewiesen, dass die Aufstellung im Freien aufgrund der kälteren Ansaugluft und Feuerungswände höhere Rohgasemissionen verursachen kann. Im Sinne der Filtermaterialentwicklung war dies durchaus gewollt.

Im Technikum des L.u.F. TEER wurde temporär ein zweiter Prüfstand aufgebaut, um das System mit definierten Volumenströmen zu beaufschlagen und ungefilterte Bypassströmungen zu detektieren. Durch den Einsatz eines Nebelfluids konnten Fehlströmungen optisch sichtbar gemacht werden.

Analog zu den Materialuntersuchungen wurden die Regelungsansätze zwischen den Heizperioden unter definierten Bedingungen auf den Prüfständen getestet, um sie anschließend an den Praxisstandorten unter realen Einflüssen zu erproben. Dazu wurden die Praxisfilter mit einer Vielzahl an Temperatursensoren ausgestattet, um Fehlströmungen zu detektieren (vgl. auch Abbildung 53).

Abbildung 51: Regelungsprüfstand der Fa. Oberland Mangold GmbH (entspricht Praxisstandort Nr. 6): Pelletofen (ERF) mit 9 kW Feuerungsleistung, 3 m Kaminrohr und Filtersystem am Ende der Abgasstrecke.

6.3 Regelansätze

Verworfene Ansätze

Im Verlaufe des Projektes wurden unterschiedliche Ansätze, basierend auf verschiedene Messgrößen verfolgt. Als geeignete Größen wurden Temperaturen, der statische Druck und der Sauerstoffgehalt in Betracht gezogen. Innerhalb der ersten Projektphase wurde bereits eine vereinfachte Steuerung auf Basis von 2 Temperatursensoren entwickelt. Der Ansatz bestand darin, die Rohgastemperatur (T1, Abbildung 52) mit der der Temperatur nach dem Ventilator, der Mischgastemperatur zu vergleichen (T2, Abbildung 52). Mischgas bezeichnet den aus Rohgas und rezirkuliertem gereinigten Rauchgas bestehenden Volumenstrom, der vom Gebläse gefördert wird. Durch stetiges Erhöhen der Gebläseleistung

sollte indirekt über die Abkühlung des Mischgases der Punkt einer einsetzenden Rezirkulation detektiert werden (blauer Pfeil in Abbildung 52). Bei einsetzender Rezirkulation kann davon ausgegangen werden, dass das gesamte Rohgas gefiltert wird.

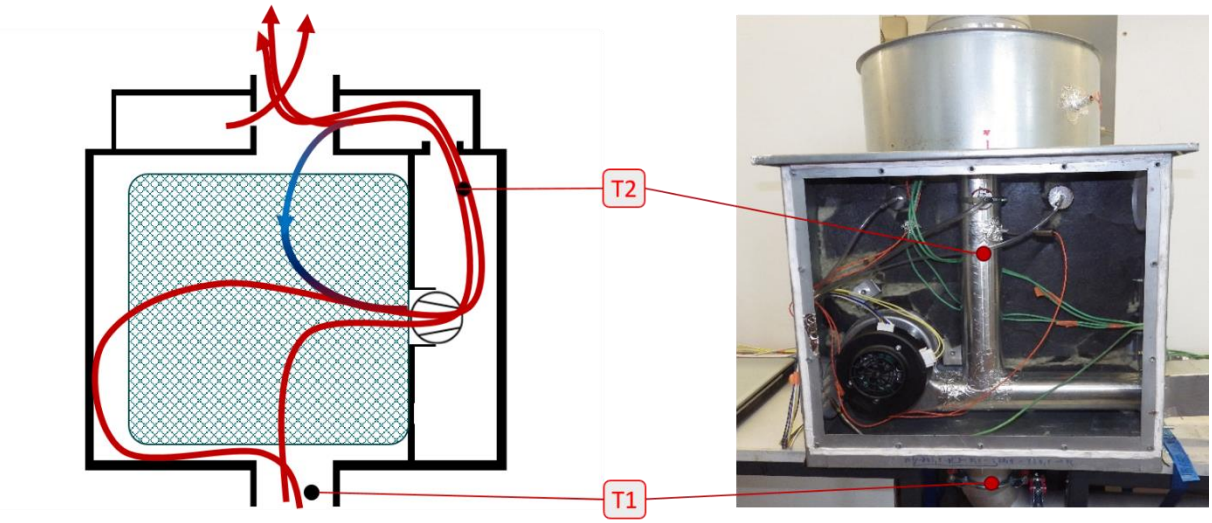


Abbildung 52: Erster temperaturbasierter Ansatz der Filterregelung: Vergleich von Rauchgaseintrittstemperatur mit der Mischgastemperatur (Rohgas + rezirkuliertes gereinigtes Rauchgas) nach dem Ventilator.

Da die Mischgastemperatur aber in erheblichen Maße von der Abkühlung an den Wänden des Filtergehäuses und damit der Außentemperatur abhängt, konnte keine zuverlässige Korrelation gefunden werden und der Ansatz wurde nicht weiterverfolgt.

Ein zweiter Ansatz bestand in der direkten Messung des abgesaugten Volumenstromes. Als Regelgröße sollte ein konstanter Volumenstrom dienen, der so gewählt würde, dass der maximal erwartete Rauchgasvolumenstrom sicher gefiltert wird. Dieser sollte einmalig für jeden Standort bestimmt werden. Die Messung des Volumenstromes wurde nach dem Wirkdruckprinzip durch den Einbau einer Strömungsblende zwischen Ventilatorausgang und Rezirkulationsbereich realisiert (vgl. Abbildung 53). Der Absolutdruck vor der Blende wurde als primäre Regelgröße für die Ansteuerung des Ventilators verwendet. Durch einen zweiten Differenzdrucksensor wurde der Filterdruckverlust aufgezeichnet.

Der druckbasierte Ansatz konnte den Filterdruckverlust erkennen und kompensieren. Für die Regelung der Gebläseleistung wurde die kontinuierliche, quantitative Messung dennoch als nicht geeignet eingestuft. Die kompakte Bauform des Filters und schwankende Volumenströme über den Abbrand ließen eine starre Volumenstrommessung als Regelansatz ausscheiden. Zusätzlich wird durch die Blende zur Volumenstrombestimmung ein erheblicher zusätzlicher Druckverlust verursacht.

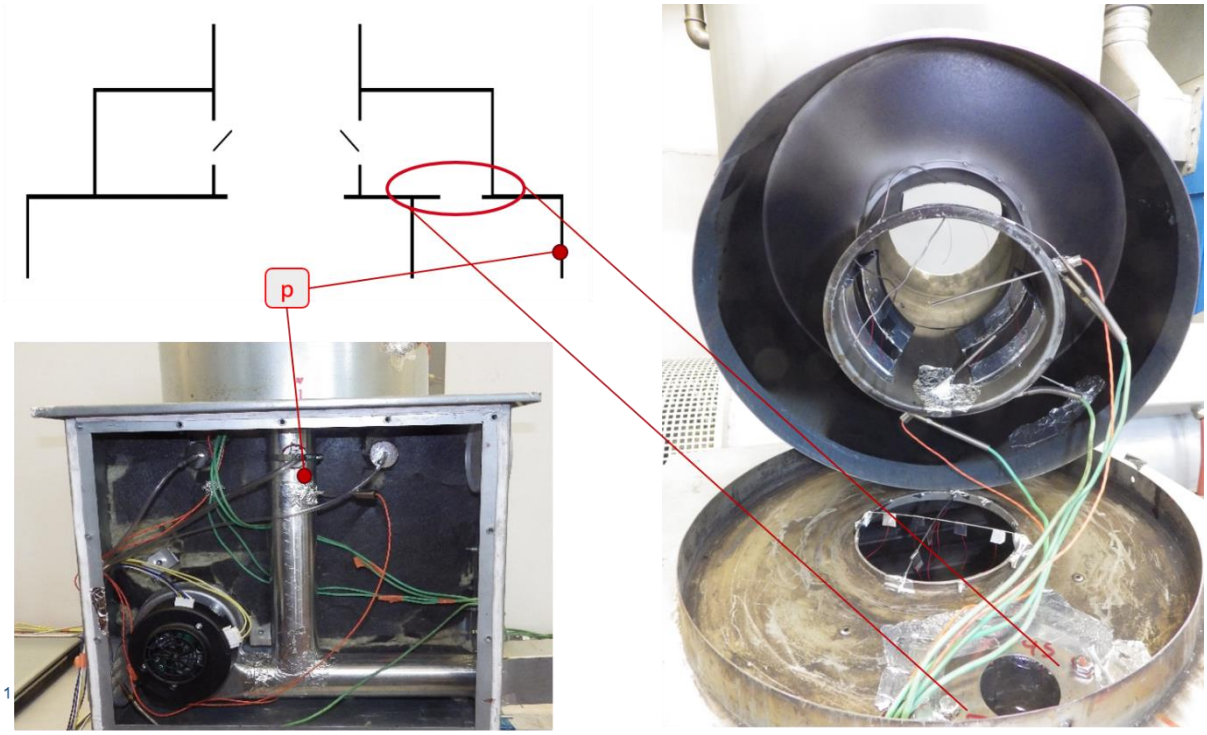


Abbildung 53: Druckbasierter Ansatz der Filterregelung: Einbau einer Strömungsblende am Eintritt des gereinigten Rauchgases in den Rezirkulationsbereich und Aufnahme des Gegendruckes vor der Blende als Regelgröße.

Zielführender finaler Ansatz

Als vielversprechen hat sich die Detektion der Volumenströme über Temperauren im Rezirkulationsbereich des Filtergehäuses herauskristallisiert. Der Ansatz verspricht, den zu filternden Volumenstrom dynamisch auf den tatsächlich an der Kaminmündung anliegenden Strom zu regeln. Die in Abschnitt 6.1 skizierten Anforderungen werden erfüllt.

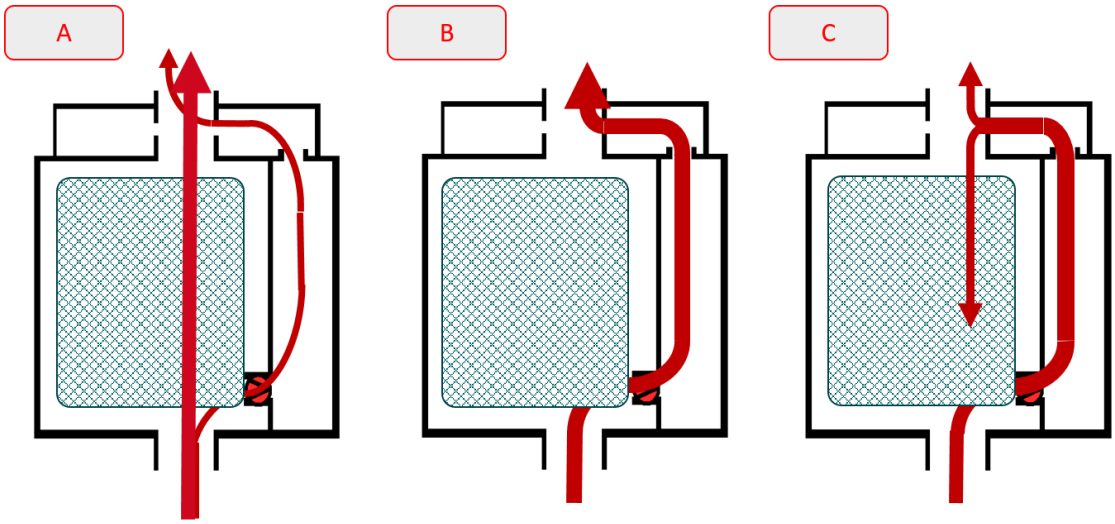


Abbildung 54: Zustände der Filterregelung: Zustand A: zu geringer Filterstrom; B: Filterstrom = Rauchgasstrom; C: Rezirkulation eines Teilstromes des gefilterten Rauchgasstroms.

Der Ansatz basiert darauf, zu jeder Zeit einen kleinen Anteil des gereinigten Rauchgases zu rezirkulieren. So ist sichergestellt, dass der Rauchgasstrom immer vollständig gereinigt wird (vgl. Fall C, Abbildung 54). Ein zu geringer abgesaugter Volumenstrom ist in Fall A dargestellt. Unter diesen Umständen würde ein Teil des Rauchgases ungefiltert in die Umgebung abgegeben.

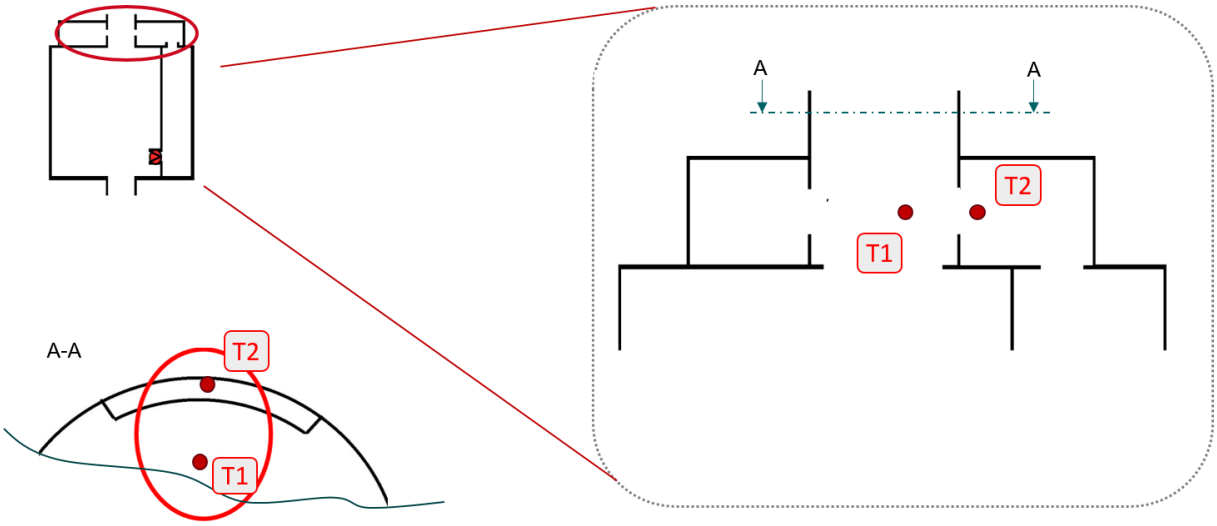


Abbildung 55: Positionierung der Temperatursensoren zur dynamischen Regelung des Filtervolumenstromes.

Wie in Abbildung 54 zu erkennen, treffen alle Rauchgasströme, ob erfolgreich durch den Filtereinsatz geleitet, oder ungefiltert an diesem vorbeiströmend, im Bereich der Rezirkulation zusammen. An diesem Punkt werden nach dem Ansatz zwei Sensoren eingebracht (T1 und T2 in Abbildung 55). Für den Fall A wird T1 >>T2 sein, da heißes Rauchgas ungefiltert an dem Filtereinsatz vorbeiströmt. Im Fall B und C verändert sich dies. Das gefilterte Rauchgas nimmt einen größeren Umweg und tritt dann deutlich abgekühlt in den Rezirkulationsbereich ein. Daher wird T1 = T2 oder im Falle einer starken Rezirkulation sogar T1 < T2 sein.

Der temperaturbasierte Regelansatz wurde zunächst unter idealisierten Bedingungen im Technikum erprobt. Auf einem Prüfstand wurden zur Verifizierung der Strömungssituation zum einen die Volumenströme der unterschiedlichen Abgaswege zeitgleich zu den Temperaturen gemessen, zum anderen kamen optische Verfahren (Nebelfluid, Fäden aus Garn) zum Einsatz um die Strömungsvorgänge sichtbar zu machen.

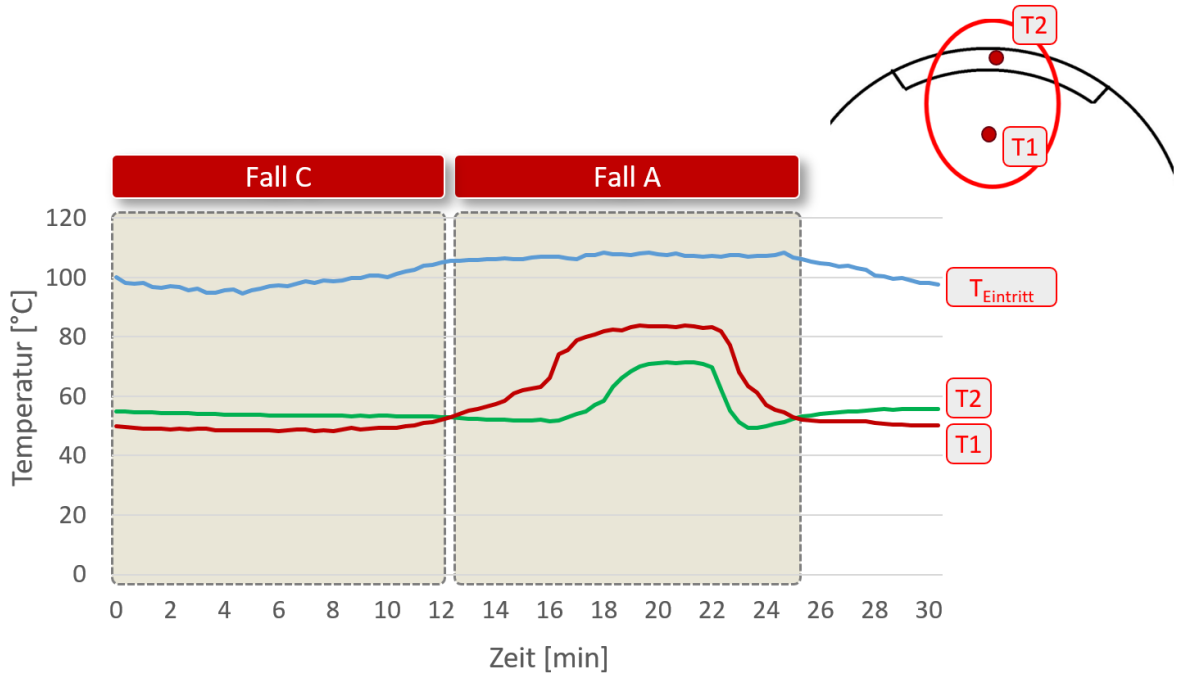


Abbildung 56: Verifizierung des temperaturbasierten Regelungsansatzes über eine Volumenstromdetektion: Im anvisierten Fall C (vgl. Abbildung 54) bleibt die Temperatur T1 unter der Temperatur des rezirkulierten Rauchgasstromes T2; Im Fall A (ein Teil des Abgases wird nicht durch den Filtereinsatz geleitet) überschreitet T1 die Temperatur an der Stelle T2

Die Ergebnisse sind positiv zu bewerten. In Abbildung 56 wird deutlich, wie sich die unterschiedlichen Fälle der Strömungsführung an Hand der Temperatursensoren unterscheiden lassen. Von Minute 8 bis 18 wurde die Leistung des Rauchgasventilators schrittweise gedrosselt. Ab Minute 12 wurde anhand der Temperaturumkehr an den Sensoren T1 und T2 ein ungefilterter Teilstrom erkannt. Die Messungen der jeweiligen Volumenströme bestätigten den Zeitpunkt der Umkehrung (Abbildung 57).

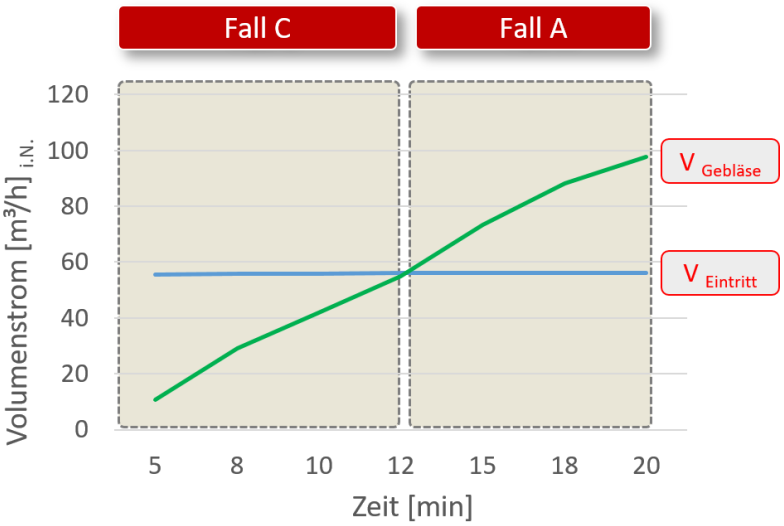


Abbildung 57: Verifizierung der Volumenstromdetektion durch die Messung der Volumenströme im Filter auf dem Prüfstand: Vorgabe eines konstanten Volumenstromes $V_{Eintritt}$ und Abgleich mit dem durch das Gebläse geförderten und gefilterten Volumenstromes $V_{Gebläse}$, bei der schrittweisen Erhöhung der Gebläseleistung.

Nächster Schritt war die Verifizierung unter realen Umgebungsbedingungen an den Praxisanlagen. Dieser Schritt wurde am Prüfstand der Fa. OM und an den Praxisanlagen in der HP 16/17 durchgeführt. Aus den Erfahrungen an den Praxisstandorten ist abzuleiten, dass der Reglungsansatz aufgrund der aktuellen Konstruktion des Rezirkulationsbereiches anfällig gegenüber Windböen reagiert. Starke Windböen, die über das Gehäuse streichen, können einen plötzlich auftretenden Sog bewirken und vereinzelt heiße Rauchgasschaden an dem Filtereinsatz vorbei, aus dem Gehäuseinnenraum ziehen, ohne dass sie gefiltert werden. Folge der Schwachstelle ist, dass die Regelung das Gebläse in einen instationären und alternierenden Betrieb versetzt, was die Stabilität gefährdet. Kritisch wird die Situation bei konstant hohen Windgeschwindigkeiten. Abhilfe wird durch eine konstruktive Veränderung des Auslasses erwartet. Diese kann aus einer numerischen Strömungssimulation abgeleitet werden und wurde zum Teil bereits durch eine bessere Verteilung der Sperrluftöffnungen umgesetzt (vgl. Kapitel 7, Abbildung 58).

6.4 Fazit Regelungskonzept

Es ist festzuhalten, dass innerhalb der Projektlaufzeit eine praktikable Lösung für die Regelung des Filtersystems gefunden wurde, die eine Dauerbetriebsfähigkeit des Filtersystems erlaubt. Die Detektion von ungefilterten Bypassströmungen durch den Abgleich von Temperatursensoren an unterschiedlichen Positionen im Rezirkulationsbereich erfüllt die im Abschnitt 6.1 genannten Randbedingungen, indem sie sich als platzsparend, kostengünstig und funktional erweist.

Die Lösung hat sich im Technikum bewährt, an den Praxisstandorten haben sich kleine Schwächen gezeigt. Die strömungsseitige Auslegung des Rezirkulationsbereiches muss noch verbessert werden, um die Regelung stabiler zu gestalten. Die im Projekt eingesetzten Temperatursensoren (Pt 100 oder Thermoelemente Typ K) haben ihre Betriebssicherheit und Stabilität über mindestens 3 Heizperioden hinweg bewiesen. Es konnte keine signifikante Drift durch Feststoffpartikel oder teerige Ablagerungen festgestellt werden. Allerdings muss der Rezirkulationsbereich des Filters konstruktiv verändert werden, um die Anfälligkeit gegenüber Windböen zu vermindern.

7 Konstruktive Optimierung des Filtersystems

Der in der ersten Projektphase entwickelte Abscheider stellte einen Prototyp dar, der mit kostenintensivem Zeitaufwand als Einzelstück gefertigt wurde. Der Prototyp erfüllte die Filterfunktionalität und wurde den Ansprüchen für die Praxistests gerecht. Die Erfahrungen aus dem Umgang mit dem System in der Praxis sollten in konstruktive Verbesserungen im Hinblick auf eine mögliche Serien-Anwendung überführt werden. Wie in Kapitel 3 bereits skizziert, standen folgende Aufgaben im Mittelpunkt:

- Verbesserung des Betriebsverhaltens
- Verbesserung der Filter- und Bauteilstabilität
- Optimierung der Systemintegration des Filters
- Verbesserung der Wartung und Vorbereitung der vereinfachten Fertigung
- Anpassung der Praxisfilter an die Rechts- und Marktgegebenheiten

Analog zur Regelungsentwicklung wurde die Wirtschaftlichkeit des Abscheidesystems bei den Entwicklungsarbeiten stets berücksichtigt.

7.1 Durchgeführte Arbeiten und Ergebnisse

Verbesserung des Betriebsverhaltens

In der Beschreibung der Regelungsentwicklung wurde bereits die Anfälligkeit des Filtersystems gegenüber Windböen angesprochen. Der Rezirkulationsbereich auf der Oberseite des Gehäuses wurde in der ersten Phase mit innenliegenden Leitblechen ausgelegt, die bei der Abführung der gereinigten Rauchgase für eine Sperrluft sorgen. Eine numerische Strömungssimulation, unterstützt von experimentellen Untersuchungen (Aufnahme eines Temperaturprofils über dem Querschnitt, Einsatz von Fäden zur Sichtbarmachung von Strömungen , vgl. Abbildung 53) hat aufgezeigt, dass die Anordnung der Strömungsleitbleche nicht optimal gewählt wurden. Aus Abbildung 58 geht die inhomogene Geschwindigkeitsverteilung hervor. Die roten Bereiche stehen für hohe lokale Geschwindigkeiten aus dem Filter, während die blauen Bereiche entgegengesetzt gerichtete Strömungen aus der Umgebung in das Gehäuse verdeutlichen. Die ungleichmäßige Sperrluftverteilung ist im umgekehrten Fall auch für die Anfälligkeit gegenüber der Sogwirkung von Windböen verantwortlich.

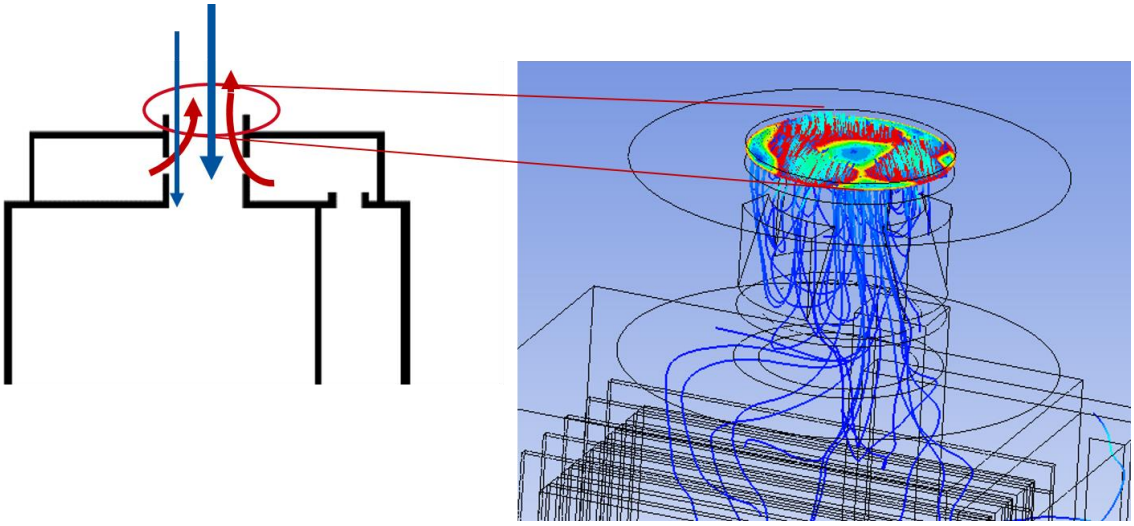


Abbildung 58: Inhomogene Strömungsverteilung im Querschnitt des Auslasses an der Oberseite des Filtersystems.

Zur Verbesserung des Sperrlufteffektes wurde die Anordnung und Form der Düsen und Umlenkbleche verändert. Es wurde eine Kombination aus nach oben gerichteten Umlenkblechen und räumlich versetzen Schlitzen gewählt, die eine deutliche homogener Verteilung des Gasstroms ermöglicht (Abbildung 59).

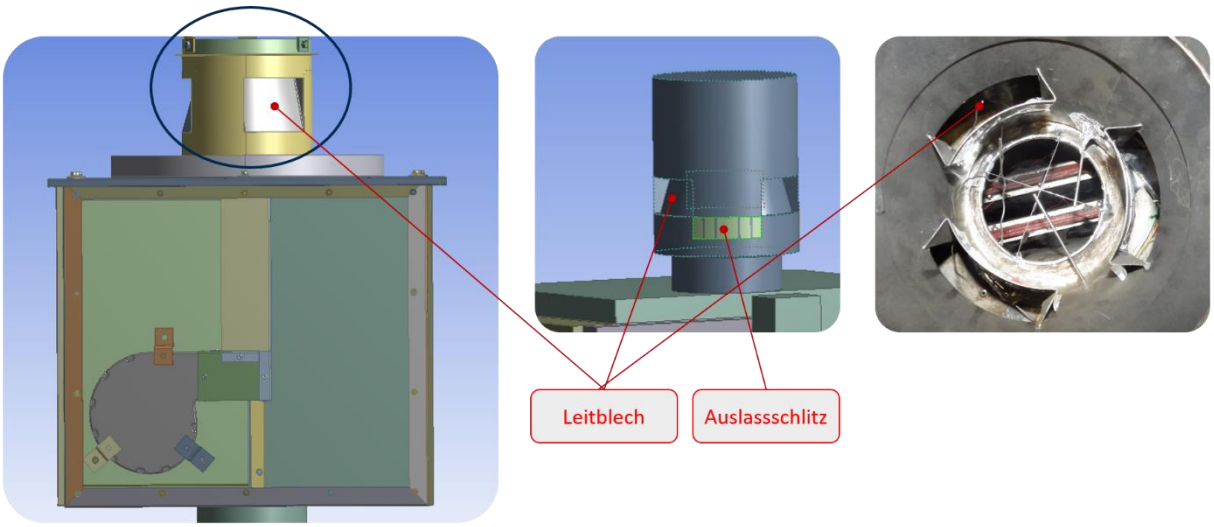


Abbildung 59: Konstruktive Optimierung des Rezirkulationsbereiches: Veränderung der Leitbleche zur Homogenisierung der Sperrluft: drei große und steil angestellte Leitbleche des ersten Prototypen (links); Aufteilung der Sperrluft auf drei Leitbleche und räumlich versetze Schlitze (Mitte, rechts). Verlängerung des Auslasses.

Verbesserung der Filter- und Bauteilstabilität

Nach Beendigung des Projektes sind fast alle Praxisanlage über zwei HP im Einsatz gewesen, zwei Anlage über drei Heizperioden. Starke Teerablagerungen bei den Scheitholz-ERF und von der Filteroberfläche abfallende Staubagglomerate beim Pelletofen haben den Filterinnenraum stark verschmutzt. Die Verunreinigungen in der Rohgaskammer haben aber keine Auswirkung auf die Filterfunktionalität

genommen. Es sollte lediglich ein System zum vereinfachten Austrag der sich am Boden des Filtergehäuses ansammelnden Partikel angedacht werden. Die eher sauren Teerlösungen verstärken die Korrosion an den Anlagen. Diese trat an Gewinden und Punkten auf, wo manuell Eingriffe, z.B. zur nachträglichen Einbringung von Sensoren, vorgenommen wurden. Eine spätere Lösung sollte möglichst ohne Gewinde auskommen und über stabile Dichtmaterialien verfügen.

Abbildung 60: Teerablagerungen an Wänden (links) und auf dem Boden des Filtergehäuses (Mitte), im Rezirkulationsbereich (rechts) nach einer Heizperiode Betrieb.

Die Teerablagerungen im Rezirkulationsbereich (rechts in der Abbildung 60) zeigen noch einmal auf, dass allein durch die Kondensation nach dem Filter noch erhebliche Mengen an organischen Partikeln abgeschieden werden können.

Bis auf eine Ausnahme kam es zu keinem gravierenden Ausfall der Sensorik oder des Ventilators. Letztere hat sich als äußerst robust gegen Teerablagerungen erwiesen. Einen Schwachpunkt stellt die Dichtung der Welle zwischen Motor und Laufrad dar. Es wurden erhebliche Leckageströmungen festgestellt.

Optimierung der Systemintegration des Filters

Die Tiefenfilterlösung ist als Kaminaufsatz konzipiert. Einen standardisierten Schornsteinaufbau gibt es in Deutschland nicht. Daher muss die Installation auch unabhängig von der Schornsteinausführung einfach durchführbar sein. Der Aufsatz des Filters stellt zudem einen Eingriff in das System, bestehend aus Feuerung und Abgasweg, dar. Es kommt zu Wechselwirkungen zwischen beiden. Bei einem solchen Eingriff in den Abgasweg spielen auch sicherheitsrelevanten Fragestellungen, die von Seiten der Schornsteinfeger an die Abscheiderlösung gestellt werden, eine wichtige Rolle. Diese Fragen konnten im Projekt erfolgreich geklärt werden.

Sicherheitstechnisch wurden mittlerweile über vier Heizperioden (unter Einbezug der ersten Projektphase) keine kritische Beeinflussung des Kaminzugs festgestellt. Durch den Ansatz der aktiven Absaugung und die parallele Anordnung der Filterelemente mit den freien Gassen, war die Durchströmung immer gewährleistet.

Die bauliche Einbindung der Filtergehäuse konnte an allen Standorten erfolgreich durchgeführt werden. Abbildung 61 vermittelt einen Eindruck der unterschiedlichen Einbausituationen.

Abbildung 61: Filteraufsatz an unterschiedlichen baulichen Situationen an den Praxisstandorten.

Zur Vorbereitung der Installation wurde zunächst eine Adapterplatte plan auf die Schornsteinmündung geschraubt (vgl. Abbildung 62). Im zweiten Schritt wurde das Filtergehäuse in die auf der Adapterplatte vorgesehenen Arretierungen geschoben und dort verschraubt. Verbessert werden muss die Dichtung zwischen Schornsteinmündung und Adapterplatte sowie Adapter-platte und Unterboden des Gehäuses. Die statischen Rahmenbedingungen wurden mit Hilfe eines Ingenieurbüros abgeklärt.

Abbildung 62: Schrittweise Installation des Feinstaubfilters auf der Schornsteinmündung: Anbringen und Abdichten einer Basisplatte (links) auf dem Kaminstein, Einsetzen des Filtergehäuses und des Filtereinsatzes (Mitte).

Die Fragestellung der Kaminreinigung wurde erfolgreich beantwortet. Am Standort 1 und 4 konnte der Schornstein ohne Behinderung gereinigt werden. Zur Reinigung vom Dach aus wird lediglich das Filterelement aus dem Gehäuse entnommen. Der Schornstein ist dann über das Gehäuse frei zugänglich (vgl. Abbildung 63).

Abbildung 63: Reinigung des Kamins über das Filtergehäuse: Freier Zugang nach dem Herausnehmen des Filtereinsatzes.

Die Untersuchungen zur Beeinflussung der Strömung im Schornstein durch das Filtergebläse ergaben, dass es zu einer Erhöhung des Kaminzuges kommen kann. Dies hat sowohl einen positiven, als auch negativen Effekt. Der Ventilator in der Filteranlage kann in der Anzündphase der ERF zur Unterstützung des Kaminzuges dienen. Besonders die beiden Betreiber an den Praxis-Standorten mit einstöckigen Gebäuden hoben diesen Effekt positiv hervor. Durch eine Funksteuerung konnte die temperaturbasierte Filterregelung gezielt überbrückt werden. Der Ventilator wurde vor dem Anzünden eingeschaltet und fungierte in der Anfahrphase als Zugunterstützung. Auf der anderen Seite wurde berichtet, dass ein zu langes Nachlaufen des Ventilators bei Grundglut, den Wärmeaustrag aus dem Ofen beschleunigt. Dieser Effekt muss durch entsprechend angepasste Regelungsalgorithmen verhindert werden.

Verbesserung Wartung sowie Vorbereitung der vereinfachten Fertigung

Im Verlaufe des Projektes wurden an den Filteranlagen eine Vielzahl an Filtereinsätzen ein und ausgebaut. Die Wartungsarbeiten wurden sowohl an Flach, als auch an Pult- oder Giebeldächern problemlos durchgeführt. Zum erleichterten Einbau des Filtereinsatzes wurde ein Schienensystem verwendet. Als kritisch und nicht realisierbar wurden die Schraubverbindungen in Bereichen mit Rauchgaskontakt ausgemacht. Große Mengen an kondensierten Teere haben in einigen Praxisanlagen die Gewindegänge zugesetzt. Der Austausch und die Dichtung des Filtereinsatzes wurden deutlich erschwert. Als Alternative wurden Klemmlösungen in Betracht gezogen. Wichtig ist, eine gleichmäßige Pressung zwischen Gehäuse und Filtereinsatz herzustellen. Diese garantiert die Dichtung zwischen Reingas- und Rohgaskammer. Kleinste Lücken verursachen hohe Leckagen und vermindern die Filtrationsleistung erheblich.

Anpassung der Praxisfilter an die Rechts- und Marktgegebenheiten

Nach wie vor sind viele Unsicherheiten in den Rechtsvorgaben zu finden. So ist die Umsetzung der DIN 33999 ungewiss und wird zurzeit noch erörtert. Die nationale bauaufsichtliche Zulassung durch das

DIBt ist von dem aktuellen Filtermodell aufgrund eines Brandtestes und einer geforderten Mindestwirksamkeit nach dem Brandfall schwer zu bestehen. Für die europäische Zulassung sind ebenfalls noch keine harmonisierten Normen speziell für die technische Bewertung von Staubabscheider vorhanden.

Die Autoren möchten an dieser Stelle erneut betonen, dass die Umsetzung einer wirksamen und sinnvollen Minderungstechnik nicht durch unspezifische baurechtliche Vorgaben behindert werden sollte. Dieser Standpunkt findet sowohl unter den Herstellern von Feuerungsstätten, als auch bei Herstellern und Entwicklern von sekundären Minderungseinrichtungen Zuspruch.

Die Positionierung des Filters auf dem Schornstein macht im Fall von Heizkesseln gegebenenfalls eine Emissionsmessung auf dem Dach, nach dem Filter erforderlich. Als Zielgruppe des Tiefenfilters sind jedoch Einzelraumfeuerungen anvisiert. Bei Einzelraumfeuerstätten besteht bisher keine Messpflicht. Hier muss der Filter dem Stand der Technik entsprechen, welcher in der VDI 3670 beschrieben wird. Eine Emissionsmessung im Feld ist also nicht erforderlich, somit stellt auch die oft ins Feld geführte Problematik der begrenzten Verfügbarkeit von zugelassenen Messgeräten für den Außenbetrieb keine Hürde für das Entwicklungsvorhaben dar.

7.2 Fazit der konstruktiven Optimierung

Die innerhalb der Projektlaufzeit absolvierten Praxistests haben eine Vielzahl an möglichen Optimierungsansätzen aufgezeigt. Da sich im Laufe des Projektes die vertiefenden Grundlagenuntersuchungen zum Filtermaterial als Schwerpunkt herauskristallisiert haben, wurden nicht alle konstruktiven Verbesserungsansätze weiterverfolgt. Die grundlegende Funktionalität des Systems ist davon nicht betroffen. Die Installation des Systems ist vergleichsweise einfach zu realisieren, die Sicherheit der Feuerstätte ist zu jedem Betriebszeitpunkt gewährleitet. Eine Lösung auf dem Kamin ist auch aus statischer Sicht kein Hindernis. Eine Berechnung der Statik unter verschiedenen Lasten (Wind, Schnee) wurde in Auftrag gegeben und ergab ein positives Ergebnis. Als Hürde in einer möglichen kommerziellen Umsetzung ist das Design der Filteranlage zu sehen. Eine Integration in die Schornsteinausführung ist zum Beispiel denkbar. Diese Überlegungen stehen aber am Ende der Optimierungskette.

8 Verwertung

Wirtschaftliche Erfolgsaussichten nach Projektende/ Nutzen für verschiedene Anwendergruppen

Nach wie vor existieren für ERF nur zwei nach dem elektrostatischen Prinzip arbeitende Systeme auf dem Markt, die durchaus eine hohe Abscheidung erreichen können. Die heterogene Emissionsbelastung der vielen Bestandanlagen in Deutschland stellt aber eine große Herausforderung dar. Besonders die Abscheidung von Produkten der unvollständigen Verbrennung ist anspruchsvoll. Beide Emissionsbestandteile stellen auch eine große Herausforderung für die Standzeit eines Faserfilters dar. Die sichere Abscheidung konnte hingegen bewiesen werden. Diese hohe Effizienz stellt ein Alleinstellungsmerkmal des Tiefenfilters unter den aktuell verfügbaren und sich in der Entwicklung Minderungseinrichtungen für ERF dar. Hervorzuheben ist besonders die hohe Abscheidung von Teerpartikeln. Diese sind nach der 1. BImSchV zwar nicht explizit zu überprüfen, besitzen toxikologisch aber eine hohe Relevanz. Durch die Position des Filters am kältesten Ende des Abgasweges wird der Kondensationspunkt der meisten Teere unterschritten, zusätzlich ist zu vermuten, dass ein bereits beladenes Filtermaterial die heterogene Tröpfchenbildung (Keimbildung an Störstellen) fördert und für eine verbesserte Abscheidung sorgt. Die aufgezeigten Limitierungen bezüglich der Standzeit lassen das Tiefenfiltersystem bisher nur für Gelegenheitsnutzer sinnvoll erscheinen.

Wissenschaftliche und technische Erfolgsaussichten nach Projektende

Innerhalb der Projektlaufzeit wurde an mehreren Standorten der Betrieb von Einzelraumfeuerungen unter realen Bedingungen über zwei Jahre hinweg begleitet. Auch wenn es sich um eine zufällige und nicht repräsentative Auswahl an Anlagen handelt, geben die gesammelten Daten einen aufschlussreichen Einblick in die Emissionsbelastung von ERF-Analgen. Die Daten gehen auf die im Filtermaterial abgefangenen partikulären Emissionen zurück. Während des Filterbetriebs wurden über einen langen Zeitraum hinweg die Rauchgase vollständig durch die Filtermatten geleitet und gereinigt. Zur Bewertung der Emissionsbelastung stehen also nicht nur wenige punktuell gemessene Werte zur Verfügung, sondern eine integrale über den gesamten Nutzungszeitraum aufsummierte Partikelfracht. Bei Bezug zur eingesetzten Brennstoffmenge kann so ein realer Emissionsfaktor bestimmt werden. Zusätzlich lässt sich durch eine Analyse der Filtermaterialien auch die chemische Beschaffenheit der im betrachteten Zeitraum abgeschiedenen partikulären Emissionen bestimmen. Mit wenigen methodischen Einschränkungen erlaubt diese Bewertungsmethode ein realistisches und unverfälschtes Urteil über die Betriebsweise einer ERF in der Praxis und hilft dabei, die Minderungsaufgabe besser an die Anforderungen anzupassen.

Aus den Grundlagenversuchen und den Praxistests konnten umfangreiche Kenntnisse über das Abscheideverhalten der unterschiedlichen Partikelfraktionen (Ruß, Teere) an faserigen Filtern abgeleitet werden (vgl. Anhang A: Teilvorhaben 1: Theoretische Untersuchungen und Konzeptentwicklung). Das

Anlagerungsverhalten und die Art und Höhe des Wachstums der Partikelstrukturen an den Fasern wurde untersucht und zunächst qualitativ festgehalten. Es ist festzuhalten, dass für die Abscheidung von Rußpartikeln die Spaltweite (durchschnittlicher Abstand zwischen den einzelnen Fasern in einer Ebene) die limitierende Größe für das Standzeitverhalten darstellt.

Wissenschaftliche und wirtschaftliche Anschlussfähigkeit

Bei den Grundlagenermittlungen wurden bisher genormte Standard-Materialien aus der Raumluftfiltration verwendet. Die Variation ihrer Eigenschaften ist nur begrenzt möglich. Die kommerziell erhältlichen Materialien sind also nur bedingt für die Rauchgasreinigung von ERF-Anlagen geeignet. Der nächste logische Schritt besteht darin, gezielt Materialeigenschaften, wie die Faserdurchmesser, ihre Faserausrichtung und die Spaltweite herstellerseitig zu beeinflussen. Die Materialdefinition sollte mit Abschluss dieses Projektvorhabens möglich sein. Im nächsten Schritt ist ein industrieller Partner aus der Textiltechnik einzubinden, der die Vorgaben fertigungstechnisch umsetzen kann. Gegebenenfalls ist in einem weiteren Schritt die Geometrie des Filtereinsatzes und des Gehäuses anzupassen, um der veränderten Anordnung der Filterschichten gerecht zu werden.

Sollte eine geeignete Materialkombination gefunden werden, sind die wirtschaftlichen Erfolgsaussichten hoch. Der Druck auf die Einzelraumfeuerungen, ihren erheblichen Anteil vor allem an PM 2,5 Emissionen in Deutschland zu reduzieren, ist in den letzten Jahren weiter gestiegen. Umweltverbände wie die Deutsche Umwelthilfe aber auch zahlreiche Medienvertreter tragen dazu bei, dass sich die Wahrnehmung von ERF-Anlagen in der Bevölkerung schrittweise ändert. Forderungen nach zumindest lokalen Feuerungsverboten werden lauter. Die Alternative ist eine sichere und kostengünstige Minderungseinrichtung.

9 Erkenntnisse von Dritten

Auf dem Gebiet der Feinstaub-Minderungseinrichtungen wurden im Projektzeitraum mehrere Entwicklungen von Dritten in der Fachpresse vorgestellt. Katalytische Füllkörper oder großporige Einsätze versprechen hohe Abscheidegrade. Aus den Prinzipien der mechanischen Filtration (vgl. Kapitel 4.2.2) und Erkenntnissen mit den in diesem Projekt behandelten Filtermedien ist abzuleiten, dass eine effiziente Abscheidung an Kontaktflächen (Fasern, Oberfläche von Füllkörpern) im Korngrößenbereich von 0,1 µm (Hauptanteil von ERF-Feuerungen) durch Diffusion erfolgt. Dazu ist eine hohe Kontakt- bzw. Niederschlagsfläche nötig. Den Partikeln müssen durch eine Tiefenstruktur, bestehend aus einer Vielzahl an Hindernissen (Fasern, Oberfläche von Füllkörpern) geleitet werden, um eine ausreichende Abscheidung zu erhalten. Dieser Prozess benötigt einen bestimmten Energieaufwand der sich im Druckverlust über dem Medium wiederspiegelt. Ist der Druckverlust so gering, dass er durch den üblichen Kaminzug (ca. 10-30 Pa) zu überwinden ist, kann davon ausgegangen werden, dass das Medium eine hohe Abscheidung nicht zulässt. Als einen sehr interessanten Ansatz wird eine Entwicklung des Instituts für technische Chemie des KIT angesehen. Ein sogenannter Fadenabscheider bietet den Partikeln

über eine langen Abscheideweg eine hohe Kontaktmöglichkeit an längs angeströmten Fasern. Durch eine relative Bewegung der Fäden zueinander soll eine Abreinigung der Ablagerungen induziert werden.

Von rechtlicher Seite ist die bauaufsichtliche Zulassung durch das DIBt zu nennen. Die derzeitigen unspezifischen Prüfanforderungen sind für das Tiefenfiltersystem ungeeignet. Zur Umsetzung erfolgsversprechender Abscheidelösungen sollte die aktuelle Vorschrift überdacht und gegebenenfalls an die jeweilige Anwendung angepasst werden.

10 Veröffentlichungen

Die bisherigen Ergebnisse wurden vorrangig durch Vorträge im Rahmen von Fachtagungen präsentiert. Darunter fallen zwei Vorträge beim 6. und 7. Fachgespräch „Feinstaubabscheidung in häuslichen Feuerungen“, ausgerichtet vom TFZ und DBFZ (2015 und 2016) und ein Vortrag innerhalb einer Veranstaltungsreihe der FNR auf der Messe EnergyDecentral (2016). Auf Einladung der DUH wurde das Tiefenfiltersystem im November 2016 in Berlin im Rahmen eines Fachgesprächs der DUH vorgestellt.

Zwei schriftliche Fachartikel sind geplant und zum Teil in Bearbeitung. Der erste Artikel widmet sich den Erkenntnissen bezüglich des Anlagerungsverhalten von festen und flüssigen, organischen Partikeln aus ERF Anlagen an Fasern, der zweite geht auf die die Ausarbeitung einer integralen Bewertungsmetode für das Emissionsverhalten von ERF-Anlagen in der Praxis ein.

Der hohe Anteil an Feinstaubemissionen aus Einzelraumfeuerungen (besonders im Bereich PM 2,5) wurde in den letzten Monaten verstärkt in den Medien thematisiert. Nicht selten werden auf unterschiedlichen Gründen die Sachverhalte überspitzt wiedergegeben. Mit dem primären Ziel der Sensibilisierung und Aufklärung für die Emissionen aus ERF hat sich das L.u.F. TEER an einem Beitrag der Fernsehsendung „W wie Wissen“ beteiligt. Im Rahmen der Sendung mit dem Titel „Dicke Luft“ wurde der Beitrag am 22.10.2016 in der ARD ausgestrahlt. Zum einen wurde der Ansatz der Tiefenfiltration als sekundäre Minderungsmaßnahme vorgestellt, zum anderen wurde auf die Notwendigkeit von sekundären Maßnahmen hingewiesen. Die deutlich sichtbare Staubeinlagerung in den Filtermaterialien konnte dies eindrucksvoll demonstrieren. Diese Möglichkeit der Reflektion ist auch den Betreibern der Praxisstandorte sehr positiv aufgefallen. Ein TV-Beitrag in der Lokalzeit Aachen des Westdeutschen Rundfunks wurde vor dem selben Hintergrund unterstützt. Der Beitrag wurde am 02.12.2014 im WDR ausgestrahlt.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Filtersystem auf dem Schornstein eines Einfamilienhauses; Einschub des Filtereinsatzes. 9
Abbildung 2: Aufbau Filtereinsatz mit 4 -5 Filterelementen. 9
Abbildung 3: Funktionsweise des Filtersystems: A) Filtersystem außer Betrieb, die Rauchgase gelangen ohne erheblichen Widerstand in die Umgebung; B) Im Filterbetrieb werden die Rauchgase aktiv, mit Hilfe eines Gebläses durch den Filtereinsatz geleitet und gereinigt 10
Abbildung 4: Aufbau des Filtersystems: CAD Ansicht mit Blick in das Filtergehäuse (links) und Seitenansicht auf die Wartungskammer mit Gebläse und Rauchgasrückführung zum Rezirkulationsbereich auf der Oberseite (die horizontale Leitung dient nur zu Messzwecken) 10
Abbildung 5: Filtermaterial des Prototypen aus Phase 1: Glaswollematten für die Isolation und Dämmung, mit Materialstärken von 30 -80 mm, Faserdurchmesser von 4 -10 µm. 11
Abbildung 6: Idealisierter Verlauf der Standzeit des Tiefenfilters; Bei Überschreiten des maximalen Druckverlustes wird der beladene Filtereinsatz gewechselt 12
Abbildung 7: Gliederung des Projektes (Zeitstrahl) 13
Abbildung 8: Eigenschaften von Partikeln aus einer Scheitholz-Einzelraumfeuerung: Korngrößenverteilung bei einer Gesamtkonzentration von 65 mg/m^3, bezogen auf den Referenzzustand (links). Kettenförmige Rußpartikelagglomerate aus Primärpartikeln mit Durchmessern kleiner 100 nm aus der gleichen Feuerung (rechts). 16
Abbildung 9: Eigenschaften und Wirkung von organischen Teerpartikeln (brown carbon): Verklebung eines faserigen Filters (links); Auflösung von Teertöpfchen im Größenbreich von 100-500 nm mit einem TEM-Mikroskop [6] 17
Abbildung 10: Auftreffmechanismen von Partikel auf die Fasern bei der Tiefenfiltration. 20
Abbildung 11: Übergang von der Tiefenfiltration zur Oberflächenfiltration am Beispiel der Beaufschlagung von Glasfaserfiltern (Typ M5 nach DIN EN 779) mit Rauchgasen aus ERF-Anlagen. Qualitative Darstellung. 22
Abbildung 12: Ablagerungsstrukturen in Abhängigkeit der dimensionslosen Kennzahlen und der Transportmechanismen, nach [25], [27]. 23
Abbildung 13: Standzeitverhalten eines Tiefenfilters in Abhängigkeit unterschiedlicher Partikelgrößen ($Ø_P$,links) und bei unterschiedlichen Anströmgeschwindigkeiten (v, rechts) [28]. 24
Abbildung 14: Filtermaterialklassen M5 (links) und F7 (rechts) aus der Raumlufttechnik. 26
Abbildung 15: Optische Aufnahmen des Filtermaterials G3: Makroskopische Seitenansicht (links) und Mikroskop-Aufnahme der anströmseitigen Faserschicht (rechts). 27
Abbildung 16: Ofenmodelle und Feuerungsleistung an den Praxisstandorten HP 15/16 und HP 16/17. 28
Abbildung 17: Messtechnik in der Wartungskammer (links) und Reingasmessung an der Praxisanlage (rechts). 29
Abbildung 18: Feinstaubmessung an der Kaminmündung in Anlehnung an die VDI 2066: Rohgasmessung mit Messvorrichtung im leeren Filtergehäuse. 30
Abbildung 19: Praxisstandort mit Rohgasmesstrecke vor dem Tiefenfilter: Aufbau der Messeinrichtung für eine Rohgasmessung. 30
Abbildung 20: Beispiele für die Brennstoffe, die an den sieben Standorte angetroffen wurden: Gartenschnitt (Derb und Astholz), Spanplatten, Qualitätspellets, selbsthergestellte Presslinge aus Hobelspänen, Qualitätsscheitholz vom Holzlieferanten aus der Region 31

Abbildung 21: Auflageverhalten an den Standorten: Brennraumüberladung (links); Doppelscheite mit ca. 2 kg und 35 cm Länge (Mitte); kleine, brennraumangepasste, definierte Scheite mit je 0,5 kg und 25 c Länge (rechts) 32
Abbildung 22: Aufzeichnung der Rohgastemperaturen an der Schornsteinmündung jeweils für einen Zeitraum von einer Woche: Profil einer ERF-Anlage zu Heizzwecken (links) am Standort 2 und Profil einer ERF-Anlage zu Behaglichkeitszwecken am Standort 3 (rechts). 32
Abbildung 23: Abgasanalyse eines Referenzabbrandes an zwei unterschiedlichen Standorten: ausgeprägter Abbrandverlauf mit erwartetem Verlauf von O_2, und CO (links); Ungünstig verlaufender Abbrand mit konstant hohen und schwankenden CO- und O_2-Werten. 33
Abbildung 24: Ergebnisse der Feinstaubmessungen an der Kaminmündung in Anlehnung an die VDI 2066 (blau) und mit dem Messgerät Wöhler SM 500 (rot) 34
Abbildung 25: Ablagerungen innerhalb des Filtergehäuses: Teerablagerungen einer mit Scheitholz betriebenen ERF (links); Grobstaub und Flugasche (Mitte) unvollständig ausgebrannte Späne (rechts) von zwei Pelletöfen. 35
Abbildung 26: Prüfstand für die Untersuchung von Filtermaterialien unter definierten Anströmbedingungen. 36
Abbildung 27: Filtersystem-Prüfstand mit Einzelraumfeuerung: Feuerung, Messtrecken im Roh- und Reingas, Filterprotyp, Steuerungseinheit und automatisierte Datenerfassung. 37
Abbildung 28: Aufbau des Filtereinsatzes der 2. Generation: A) Reihenschaltung zweier dünnschichtiger Filtermaterialien, M5 außen, F7 innen; B) Element mit zusätzlicher Schicht M5 Filtermaterial..... 38
Abbildung 29: Standzeitverlauf am Standort 2 mit Filtereinsatz der 2. Generation, Typ A: Verlauf der Mündungstemperatur mit ausgeprägten Peaks für die Feuerungszyklen (oben) und Verlauf des Druckverlustes über dem Filter (unten). Bis zum maximalen Druckerlust von ca. 250 Pa wurden ungefähr 150 Abbrände gefiltert. 39
Abbildung 30:Standzeitverlauf am Standort 4 (ERF Scheitholz) mit Filtereinsatz der 2. Generation, Typ A: Verlauf der Mündungstemperatur mit ausgeprägten Peaks für die Feuerungszyklen (oben) und Verlauf des Druckverlustes über dem Filter (unten). Bis zum maximalen Druckverlust wurden ca. 40 Abbrände gefiltert. 39
Abbildung 31: Standzeitverlauf am Standort 6 (Pelletfeuerung) mit Filtereinsatz der 2. Generation, Typ A: Temperatur vor Filter (oben) und Druckverlust über dem Filter (unten); Es wurden 96 Heizzyklen von ca. 2-3 Stunden erfolgreich gefiltert. 40
Abbildung 32: Verlauf des Druckverlustes (blau) während der Beladung bei zwei aufeinanderfolgenden Heizzyklen von 2 h am Standort 6 (Pelletofen), etwa bei Erreichen der halben Standzeit. 41
Abbildung 33: Referenz-Standzeitversuch des Filtereinsatzes der 2. Generation auf dem Prüfstand am L.u.F. TEER. 42
Abbildung 34: Oberflächenablagerungen auf den Filtermaterialien der 2. Generation in der HP 15/16: Agglomeratbildung durch Beladung mit eher anorganischen Partikeln aus einem Pelletofen (1); Bildung einer homogenen Partikelschicht durch vorwiegend aus Ruß bestehenden Partikelfrachten (2); Beladung mit Teeren und Rußpartikeln zu etwa gleichen Anteilen (3); vorwiegend teeriger Belag mit wenigen festen Partikeln (4). 43
Abbildung 35: Chemische Beschaffenheit der im Filtermaterial eingelagerten Feinstäube. 44

Abbildung 36:Partikelanlagerungsverhalten an den Fasern in Abhängigkeit der Partikeleigenschaften: Mantelförmige Anlagerungen durch vorwiegend flüssige, organische Partikel (links); Verästelnde und verzweigende Anlagerung rund um die Fasern durch feste, rußhaltig Partikel (rechts). 45
Abbildung 37: Hohe Durchdringung (Schicht 1 bis 3) der Filterschichten durch organische Aerosolbestandteile am Standort 2 und 3. 45
Abbildung 38: Oberflächige Abscheidung rußhaltiger Partikel innerhalb von wenigen Millimetern Filtertiefe (links); REM Aufnahme eines Oberflächenausschnitts, der den Aufbau einer gleichmäßigen Schicht aus Partikeln mit homogener Partikelgröße zeigt. 46
Abbildung 39: Abscheidegrade für den Filtereinsatze der 2. Generation: Hohe Abscheidung unter Prüfstandbedingungen (links), etwas niedrigere Abscheidegrade für die Praxismessungen. Für die Praxismessung wurden Roh- und Reingas zeitlich versetzt gemessen und nicht direkt parallel. Der Rohgaswert ist ein Mittelwert aus zwei Messungen. 47
Abbildung 40: Probenahmefilter der gravimetrischen Staubmessung in Roh- und Reingas auf dem Technikumsprüfstand (links) und aus den Praxisstandorten (rechts) 47
Abbildung 41: Exemplarischer Verlauf des Abscheidegrads in Abhängigkeit der im Verlauf der Beladung auf das Filtermedium aufgetroffenen Staubmasse [g/0,2 m^2] für 10 Beladungszyklen (grau-weiß). 50
Abbildung 42:Partikelanhaftungen an den Fasern des G3-Filtermaterials: Ansetzende Brückenbildung zwischen den gegenüberliegenden Fasern und Verschließen der Faserzwischenräume (-Spalte). 50
Abbildung 43: Verlauf des Druckverlustes [Pa] einer G3-Materialvariation in Abhängigkeit der auftreffenden Staubmasse [g/0,2 m^2], für 10 Beladungszyklen (grau-weiß) mit je 5-7 Stunden Beladungsdauer. 51
Abbildung 44:Abscheideverhalten der Materialvariationen A-C; Entwicklung der gravimetrischen Abscheidung als Trendlinie der Einzelmessungen über den Beladungsverlauf hinweg. 52
Abbildung 45: Standzeitverhalten der Materialvariationen A-C; Druckverlust als Trendlinie der Enddruckverluste der einzelnen Beladungszyklen. 52
Abbildung 46: Aufbau des Filtereinsatzes der 3. Generation: Filter mit reduzierter Anzahl an Einzelelementen und erhöhtem Filtervolumen pro Element. Anordnung mehrerer Schichten an G3 Filtermaterial hintereinander. 53
Abbildung 47: Standzeitverhalten eines Filtereinsatzes der 3. Generation mit 5 Schichten hochporösen Filtermaterials (G3-Material) auf dem Prüfstand am L.u.F. TEER: Verlauf des Druckverlustes (blau), Temperatur vor Filter (rot). 54
Abbildung 48: Detaillierter Aufbau eines Filterelementes der dritten Generation: Reihenschaltung von fünf Schichten eines hochporösen Filtermaterials der Klasse G3. 55
Abbildung 49: Optische Auswertung der Filterbeladung nach dem Standzeitende: Hohe Beladung und Versiegelung der anströmseitig gelegenen, ersten Schicht (links) und freigelegte, nur ansatzweise beladene Fasern der dritten Filterschicht-Oberseite (rechts). 55
Abbildung 50: Benutzeroberfläche (links) und Innenansicht des Schaltschrankes (rechts) der SPS-Steuerung für die Entwicklungsarbeiten an der Filterregelung. 58
Abbildung 51: Regelungsprüfstand der Fa. Oberland Mangold GmbH (entspricht Praxisstandort Nr. 6): Pelletofen (ERF) mit 9 kW Feuerungsleistung, 3 m Kaminrohr und Filtersystem am Ende der Abgasstrecke. 60
Abbildung 52: Erster temperaturbasierter Ansatz der Filterregelung: Vergleich von Rauchgaseintrittstemperatur mit der Mischgastemperatur (Rohgas + rezirkuliertes gereinigtes Rauchgas) nach dem Ventilator. 61

Abbildung 53: Druckbasierter Ansatz der Filterregelung: Einbau einer Strömungsblende am Eintritt des gereinigten Rauchgases in den Rezirkulationsbereich und Aufnahme des Gegendruckes vor der Blende als Regelgröße. 62
Abbildung 54: Zustände der Filterregelung: Zustand A: zu geringer Filterstrom; B: Filterstrom = Rauchgasstrom; C: Rezirkulation eines Teilstromes des gefilterten Rauchgasstroms. 62
Abbildung 55: Positionierung der Temperatursensoren zur dynamischen Regelung des Filtervolumenstromes. 63
Abbildung 56: Verifizierung des temperaturbasierten Regelungsansatzes über eine Volumenstromdetektion: Im anvisierten Fall C (vgl. Abbildung 54) bleibt die Temperatur T1 unter der Temperatur des rezirkulierten Rauchgasstromes T2; Im Fall A (ein Teil des Abgases wird nicht durch den Filtereinsatz geleitet) überschreitet T1 die Temperatur an der Stelle T2 64
Abbildung 57: Verifizierung der Volumenstromdetektion durch die Messung der Volumenströme im Filter auf dem Prüfstand: Vorgabe eines konstanten Volumenstromes $V_{Eintritt}$ und Abgleich mit dem durch das Gebläse geförderten und gefilterten Volumenstromes $V_{Gebläse}$, bei der schrittweisen Erhöhung der Gebläseleistung. 64
Abbildung 58: Inhomogene Strömungsverteilung im Querschnitt des Auslasses an der Oberseite des Filtersystems. 67
Abbildung 59: Konstruktive Optimierung des Rezirkulationsbereiches: Veränderung der Leitbleche zur Homogenisierung der Sperrluft: drei große und steil angestellte Leitbleche des ersten Prototypen (links); Aufteilung der Sperrluft auf drei Leitbleche und räumlich versetze Schlitze (Mitte, rechts). Verlängerung des Auslasses. 67
Abbildung 60: Teerabagerungen an Wänden (links) und auf dem Boden des Filtergehäuses (Mitte), im Rezirkulationsbereich (rechts) nach einer Heizperiode Betrieb. 68
Abbildung 61: Filteraufsatz an unterschiedlichen baulichen Situationen an den Praxisstandorten. 69
Abbildung 62: Schrittweise Installation des Feinstaubfilters auf der Schornsteinmündung: Anbringen und Abdichten einer Basisplatte (links) auf dem Kaminstein, Einsetzen des Filtergehäuses und des Filtereinsatzes (Mitte). 69
Abbildung 63: Reinigung des Kamins über das Filtergehäuse: Freier Zugang nach Herausnehmen des Filtereinsatzes. 70
Abbildung 64: Installation des Filtergehäuses an Standort 1(links), Filtersystem im Betrieb (rechts). 83
Abbildung 65. Wartungsarbeiten am Standort 7 im Winter 2016: Wechsel eines mit Ruß beladenen Filtereinsatses (links) und Installation eines frischen Einsatz (rechts). 84
Abbildung 66: Schematische Darstellung der unterschiedlichen Wege der Partikelabscheidung im Abscheidersystem. 85
Abbildung 67: Schematische Darstellung des Ablaufes zur Bestimmung der PAK-Anteile im Filtermedium. 86
Abbildung 68: Aufteilung der PAK auf die 16 EPA-Einzelkomponenten. 87
Abbildung 69: Vergleich der Anlagerungsstrukturen von Ruß-dominierten Partikeln (links) und zähflüssigen Partikeln organischer Beschaffenheit (rechts). 88
Abbildung 70: Anlagerungsstrukturen von eher anorganisch dominierten Partikeln aus einer Pelletfeuerung (ERF, 9 kW). 88
Abbildung 71: Strukturierte Filtermaterialien und Taschenfilter in den Versuchsreihen zum Standzeitverhalten am L.u.F. TEER. 89

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Eigenschaften von Rußpartikeln und organischen Partikeln aus der Holzverbrennung in ERF-Anlagen 17
Tabelle 2: Eigenschaften der im Projekt eingesetzten Filtermaterialien. 27
Tabelle 3: Übersicht der Praxisstandorte: Feuerungstyp und Größe, Nutzertyp und Brennstoffeigenschaften .. 35
Tabelle 4: Übersicht der Verwendeten Messtechnik an den Prüfständen am L.u.F. TEER 37
Tabelle 5: Messergebnisse für die Heizperiode 15/16 mit Filtereinsatz der 2. Generation: Im Filtermaterial abgeschiedene Staubmassen, Anzahl der gefilterten Abbrände und die dabei umgesetzte Brennstoffenergien. 41
Tabelle 6:Randbedingungen bei den experimentellen Grundlagenuntersuchungen des G3-Filtermaterials am Materialprüfstand, Bezugszustand: i.N., tr., 13% O_2. 49
Tabelle 7:Eigenschaften der untersuchten Materialvariationen des G3-Grobstaubfilters. 51

Literaturverzeichnis

[1] Ahrens, R. H.: Holzkessel und Kaminöfen in der Zwickmühle. In: VDI Nachrichten. 2017, Nr. 22

[2] Lenz, V. Abschätzung des Anteils zentraler Holzfeuerungsanlagen an den Staubemissionen in Deutschland. Kurzstudie. Leipzig, 2014

[3] Klippel, N.; Nussbaumer, T. Einfluss der Betriebsweise auf die Partikelemissionen von Holzöfen. Projektzusatz 1+2 zum Projekt Wirkung von Verbrennungspartikeln. Bern, 2007

[4] Wöhler, M.; Pelz, S. The firewood method. The " beReal" project. Graz, 2017

[5] Kistler, M.: Particulate matter and odor emission factors from small scale biomass combustion units. Dissertation. Wien, 2012

[6] Klippel, N.; Nussbaumer, T. Vergleich der Gesundheitsrelevanz von Holzfeuerungen und Dieselmotoren. Schlussbericht. Bern, 2007

[7] Nutzungsverbot für "Komfortkamine" in Stuttgart ist Kniefall vor der Ofenindustrie, 03.02.2017

[8] Quicker, P. Abscheidung von Feinstaub aus Biomassekleinfuerungen mit Tiefenfiltern. Schlussbericht. Aachen, 2013

[9] Lenz, V.: Feinstaubminderung im Betrieb von Scheitolzkaminöfen unter Berücksichtigung der toxikologischen Relevanz. DBFZ-Report Nr. 3. Hamburg, 2010

[10] Nussbaumer, T.; Doberer, A.; Klippel, N.; Bühler, R.; Vock, W.: INFLUENCE OF IGNITION AND OPERATION TYPE ON PARTICLE EMISSIONS FROM RESIDENTIAL WOOD COMBUSTION. (Reihe: 16th European Biomass Conference and ExhibitionRESIDENTIAL WOOD COMBUSTION. Valencia, Spanien, 2008

[11] Oser, M. Grundlagen der Aerosolbildung in Holzfeuerungen. Beeinflussung der Partikelemissionen durch Primärmassnahmen und Konzept für eine partikelarme automatische Holzfeuerung (Low-Particle-Feuerung) Projekt 26688, Vertrag 69121 Schlussbericht. [Bern]

[12] Lenz, V.: Warum zählen? Möglichkeiten und Herausforderungen. In: Nelles, M.; Hartmann, H.; Lenz, V. (Hrsg.): 7. Abscheider-Fachgespräch "Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen". Leipzig, 2016, S. 198–207

[13] Gaegauf, C. Elemental and Organic Carbon in Flue Gas Particles of Various Wood Combustion Systems. Langenbrück, 2005

[14] Orion Engineered Carbons. *What is carbon black?* Frankfurt, 2015

[15] Schmidt, H.: 129Xe-NMR-spektroskopische Untersuchungen an Carbon Black und Graphit. Dissertation. Duisburg, 2003

[16] Baumbach, G.; Geiger, J.; Hanisch, A.; Hoffmann, B.; Jacobi, S. Ruß in luftgetragenem Feinstaub. Statusreport. VDI. Düsseldorf, 2016

[17] Lauber, A.; Nussbaumer, T.: Charakterisierung der Partikelarten aus der Holzverbrennung und Eigenschaften in Elektroabscheidern. Hochschule Luzern - Technik & Architektur, Horw. In: Nussbaumer, T. (Hrsg.): 11. Holzenergie-Symposium. Potenzial und Technik zur Holzenergie-Nutzung, 2010, S. 113–130

[18] Mack, R.; Hartmann, H.: Wirkung eines katalytisch aktiven Schaumkeramikeinbaus in einem Kaminofen. In: Nelles, M.; Hartmann, H.; Lenz, V. (Hrsg.): 7. Abscheider-Fachgespräch "Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen". Leipzig, 2016, S. 185–196

[19] Lauber, A.; Nussbaumer, T.: Betriebsüberwachung von automatischen Holzfeuerungen mit Elektroabscheider. In: Nussbaumer, T. (Hrsg.): 13. Holzenergiesymposium. Entwicklungen für Wärme, Kraft und Fernwärme aus Holz. ETH: Verenum, 2014, S. 105–127

[20] Nelles, M.; Hartmann, H.; Lenz, V. (Hrsg.): 7. Abscheider-Fachgespräch "Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen". Leipzig, 2016

[21] Löffler, F.: Staubabscheiden. (Reihe: Lehrbuchreihe Chemieingenieurwesen/Verfahrenstechnik, 4). Stuttgart: Thieme, 1988 - ISBN: 9783137122012.

[22] Japuntich, D. A.; Stenhouse, J.; Liu, B.: Experimental results of solid monodisperse particle clogging of fibrous filters. In: Journal of Aerosol Science. 25. Jg., 1994, Nr. 2, S. 385–393

[23] Thomas, D.; Penicot, P.; Contal, P.; Leclerc, D.; Vendel, J.: Clogging of fibrous filters by solid aerosol particles Experimental and modelling study. In: Chemical Engineering Science. 56. Jg., 2001, Nr. 11, S. 3549–3561

[24] Davies, C. N.: Air filtration. London, New York: Academic Press, 1973 - ISBN: 0122056604.

[25] Schollmeier, S.: Beladungskinetik einzelner Filterfasern. Dissertation. Mannheim, 2008

[26] Kanaoka, C.; Emi, H.; Myojo, T.: Simulation of the growing process of a particle dendrite and evaluation of a single fiber collection efficiency with dust load. In: Journal of Aerosol Science. 11. Jg., 1980, Nr. 4, S. 377–389

[27] Kanaoka, C.: Performance of an air filter at dust-loaded condition. In: Spurny, K. R. (Hrsg.): Advances in aerosol filtration. Boca Raton, Lewis, 1998, S. 323–335

[28] Walsh, D. C.: Recent advances in the understanding of fibrous filter behaviour under solid particle load. In: Filtration & Separation. 33. Jg., 1996, Nr. 6, S. 501–506

[29] Walsh, D. C.; Stenhouse, J.; Scurrah, K. L.; Graef, A.: The effect of solid and liquid aerosol particle loading on fibrous filter material performance. In: Journal of Aerosol Science. 27. Jg., 1996, S617-S618

[30] Gac, J. M.; Jackiewicz, A.; Werner, Ł.; Jakubiak, S.: Consecutive filtration of solid particles and droplets in fibrous filters. In: Separation and Purification Technology. 170. Jg., 2016, S. 234–240

[31] Schmalz, E.; Rudolph, H. Hochleistungsfasern für technische Vliesstoffe. Werden sie den Anforderungen gerecht? Chemnitz, 2011

[32] Kather, A.; Woltersdorf, N. Feinstaubemissionen aus biomassebefeuerten Kleinfeuerungsanlagen. Hamburg, 2013

Anhang A: Teilvorhaben 1: Theoretische Untersuchungen und Konzeptentwicklung, L.u.F. TEER

A.1 Durchgeführte Arbeiten

Das Hauptziel des Teilvorhabens 1 bestand darin, die Leistungsfähigkeit des gesamten Abscheidesystems zu verbessern. Die Basis der Optimierungsarbeiten bildeten die Praxistests, bei denen insgesamt sieben Abscheiderprototypen an unterschiedlichen Standorten installiert und zum Teil drei Heizperioden betrieben wurden. Die Auswahl, Installation und der Betrieb der Anlagen stellte einen umfangreichen zeitlichen und messtechnischen Aufwand im Projekt dar. Unterstützt wurden die Arbeiten von der dezentec Ingenieurgesellschaft mbH und den sehr hilfsbereiten und interessierten Anlagenbesitzern. Die folgenden Bilder (Abbildung 64 und Abbildung 65) veranschaulichen die Arbeiten auf den Dächern der Praxisstandorte.

Abbildung 64: Installation des Filtergehäuses an Standort 1(links), Filtersystem im Betrieb (rechts).

Aus den Beobachtungen und Erkenntnissen der Praxistests wurden die Verbesserungen des Systems abgeleitet und zunächst an den Prüfständen im Technikum umgesetzt, bevor sie in der nächsten Heizperiode im Feld erprobt wurden. Die Arbeiten konzentrierten sich auf zwei Aufgaben. Die wissenschaftliche Begleitforschung zu den Filtermaterialien und die konstruktiven Optimierungen des Filtergehäuses, z.B. zur Verbesserung der Strömungsführung im Filtersystem.

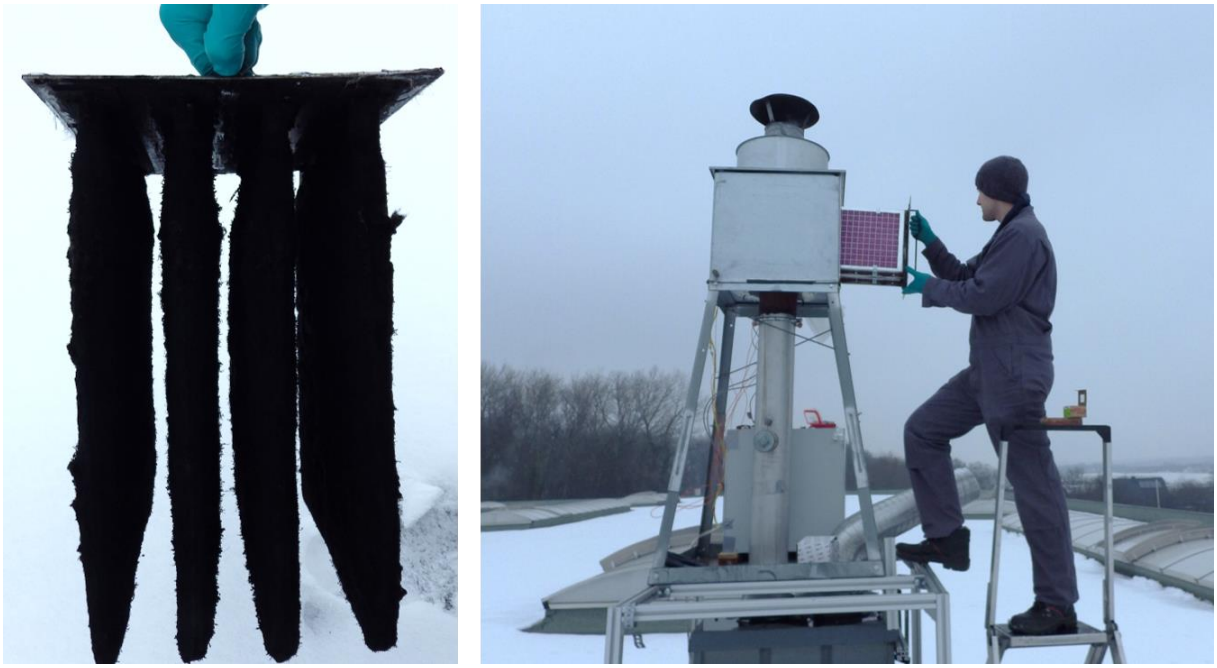


Abbildung 65: Wartungsarbeiten am Standort 7 im Winter 2016: Wechsel eines mit Ruß beladenen Filtereinsatses (links) und Installation eines frischen Einsatz (rechts).

A.2 Erkenntnisse und Ergebnisse

Ergebnisse aus den Praxistests – Abscheider als integrale Bewertung des Praxisbetriebs

In den Praxistest konnten wertvolle Erkenntnisse bezüglich der Herausforderungen für die Minderung von partikulären Emissionen aus Einzelraumfeuerungen gewonnen werden. Durch den Filtereinsatz an der Mündung war es möglich, die Emissionen über einen längeren Betriebszeitraum hinweg fast vollständig im System einzufangen. Die Rauchgase gelangen in das Filtergehäuse und werden dort umgelenkt und durch den Filtereinsatz geleitet. Grobe Feststoffpartikel und Tröpfchen werden durch die Umlenkung bereits im Gehäuse abgeschieden. Ebenso kondensieren flüssige Partikel aus der Gasphase an den kalten Außenwänden. Im Filtermedium wird dann der überwiegende Teil der festen und flüssigen Partikel eingelagert. Die Abscheideleistung variiert je nach Filtermaterial. Die Abscheidung der Teere ist in hohem Maße von der Temperatur abhängig und geschieht zum Teil auch nach dem Filtereinsatz im Rezirkulationsbereich (Abbildung 60). Ein gewisser Teil der Teere verlässt das System. Ein Abscheidegrad für die organischen Partikel konnte wegen des hohen Aufwandes noch nicht ermittelt werden. Der Abscheideprozess im Filtersystem ist in Abbildung 66 dargestellt.

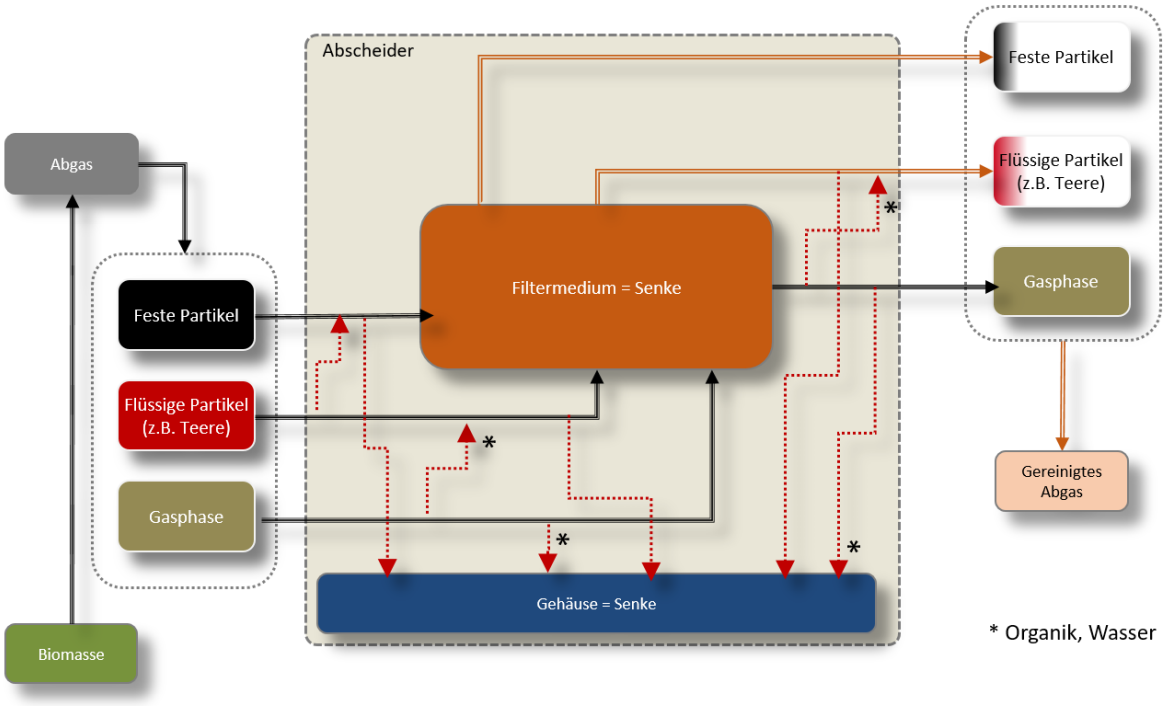


Abbildung 66: Schematische Darstellung der unterschiedlichen Wege der Partikelabscheidung im Abscheidersystem.

Nach dem Ende der Standzeit wurden die Filtereinsätze ausgebaut und einer ausführlichen Analyse zugeführt. Die Analyse diente der qualitativen und quantitativen Bewertung der potenziellen Emissionen an den Standorten. Folgende Größen wurden bestimmt:

- Eingelagerte Masse
- Anteile an Organik, Ruß und Anorganischen Bestandteilen
- PAK-Anteile (16 EPA PAK)

Die Eingelagerte Masse wurde durch Wägung der Filtermaterialien vor und nach der Beladung ermittelt, die Anteile an Organik und Ruß über eine Elementar- und Immediatanalyse näherungsweise bestimmt. Für die Analyse der PAK-Anteile wurden mehrere definierte Materialausschnitte gewählt, zerkleinert und einer nasschemischen Extraktion zugeführt. Die Extrakte wurden verdünnt und mittels eines GS-MS analysiert. Die Flüssigkeitskonzentrationen wurden auf die Gesamtmasse der Filterbeladung zurückgerechnet (Abbildung 67).

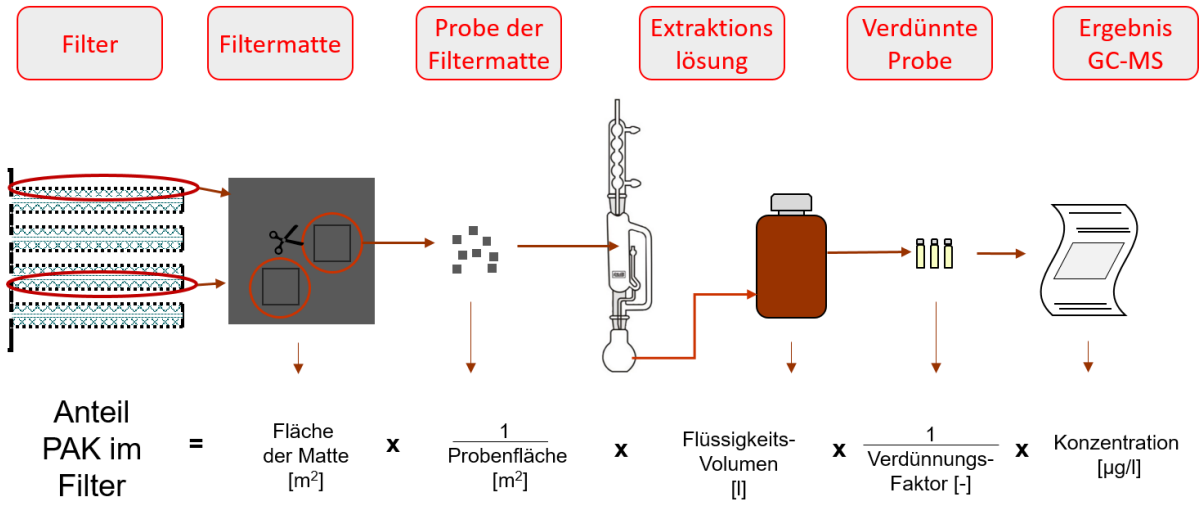


Abbildung 67: Schematische Darstellung des Ablaufes zur Bestimmung der PAK-Anteile im Filtermedium.

Für den Standort 3 ergab sich mit dieser Methode ein PAK-Anteil von ca. 0,4 % an der Gesamtmasse. Dabei handelt es sich nur um die 16 definierten EPA-PAK. Die gravimetrische Gesamtmasse, bestehend aus den Derivaten wird nach Erfahrungen am L.u.F. TEER deutlich größer ausfallen. Der berechnete Wert von 0,4 bewegt sich in der gleichen Größenordnung, wie sie in einer Studie des Instituts Verenum aus der Schweiz [3] für einen extrem schlechten Betrieb ermittelt wurde. Er liegt etwa eine Größenordnung über den durchschnittlichen Anteilen die aus der Arbeit von Lenz abgeleitet werden können [Lenz]. Die Anteile der einzelnen EPA-PAK finden sich für 2 Analysen qualitativ in Abbildung 68. Es fällt auf, dass die höherzyklischen PAK dominieren. Dies kann der Tatsache geschuldet sein, dass die kleineren Aromaten leichter flüchtig sind und nicht erfasst wurden, aber auch an den Verbrennungsbedingungen in der Feuerung liegen.

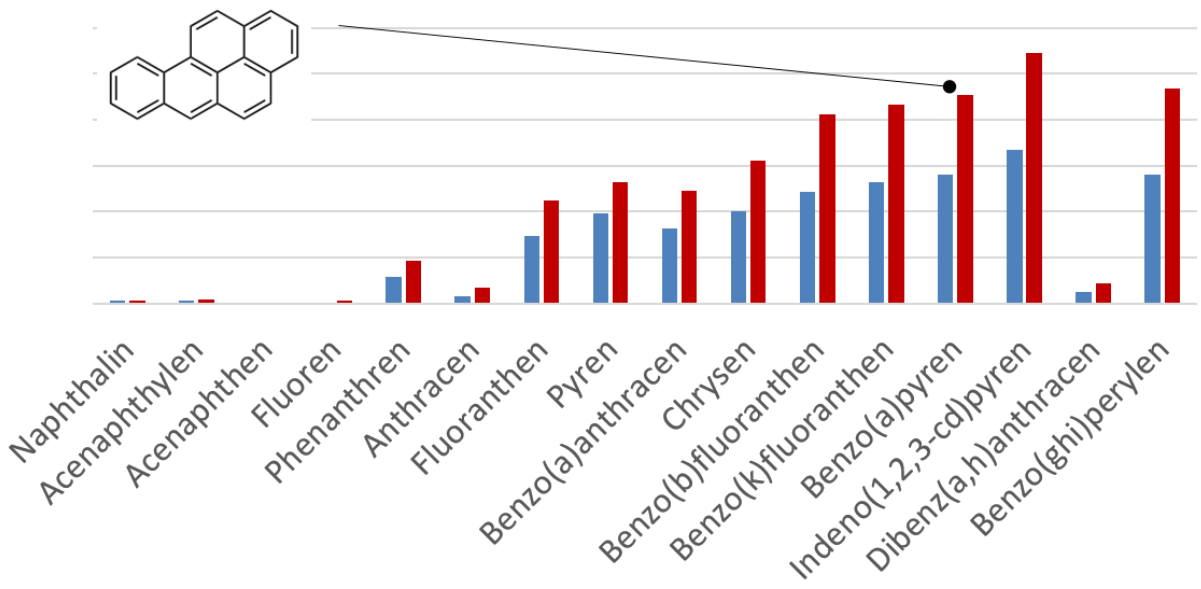


Abbildung 68: Qualitative Aufteilung der PAK-Anteile aus einer Filtermatte auf die 16 EPA-Einzelkomponenten.

Das Filtersystem bietet folglich die Möglichkeit einer integralen Bewertung der Emissionsbelastung am Standort. Im Vergleich zu den Teilvolumenströmen, die zu einer diskreten Zeitspanne beprobt werden, kann so das reale Betriebsverhalten am Standort bewertet werden. Die Methode muss weiter verfeinert und verifiziert werden. Bei den PAK-Anteilen handelt es sich um eine Abschätzung nach unten, da sich Teere auch im Gehäuse, vor und hinter dem Filtereinsatz, abscheiden können. Zudem ist die Abscheidung zum Teil von der Temperatur am Filtereinsatz abhängig.

Ablagerungsstrukturen von Partikeln aus ERF-Anlagen an Faserfiltern

Im Bericht wurde bereit die Bedeutung der Partikeleigenschaften auf die Art und Weise der Abscheidung bzw. auf die Anlagerungsstrukturen betont. Die oben vorgestellten Analysen der Filtermaterialien nach der Beladung wurden vorwiegend dazu genutzt, die Partikelstrukturen an den Fasern zu untersuchen. Im zweiten Schritt wurden die Materialeigenschaften auf die Ablagerungsstrukturen der Partikel angepasst. Die unterschiedlichen Anlagerungsstrukturen konnten mit Hilfe von REM-Aufnahmen sichtbar gemacht werden. Lagen vornehmlich Rußpartikel im Rauchgasaerosol vor, bildeten sich weit verästelnde Strukturen mit niedriger Packungsdichte um die Fasern herum. Die Hauptabscheidung erfolgte an den zuvor eingelagerten Partikeln und weniger an der Faser selbst. Bei hoher organischer Belastung lagerten sich die zähen Partikel in einem Mantel um die Fasern. In Abbildung 69 wurde ein etwa vierfacher Durchmesser (Faserdurchmesser von ca. 5 µm im nicht beladenen Zustand) gemessen. An Stellen von Faserüberschneidungen kam es zu flächigen Aufspannungen (rechts, Abbildung 69).

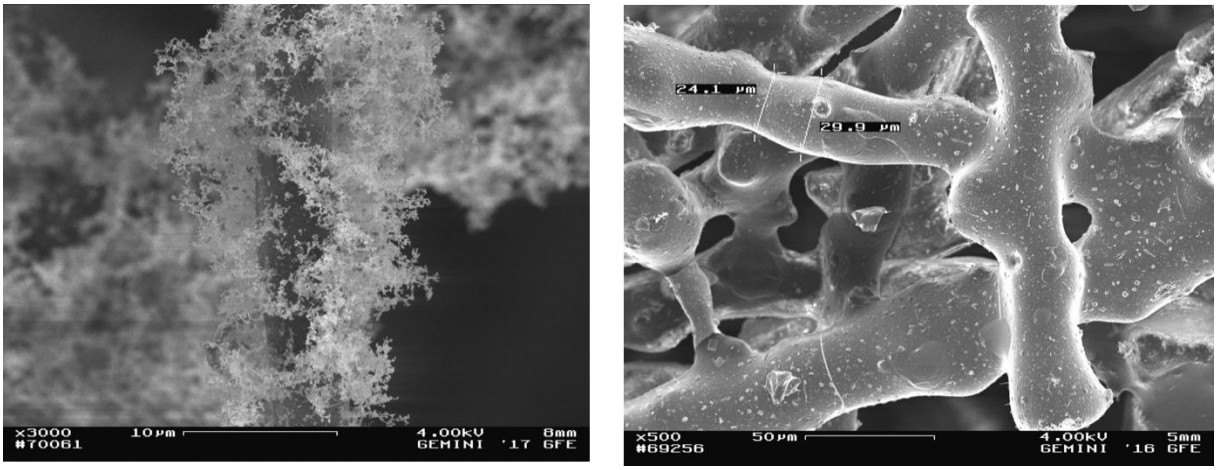


Abbildung 69: Vergleich der Anlagerungsstrukturen von Ruß-dominierten Partikeln (links) und zähflüssigen Partikeln organischer Beschaffenheit (rechts).

Im Bericht wurde in Abbildung 31 das bisher noch nicht zu erklärenden Phänomen der Selbstreinigung zwischen zwei Beladungsphasen vorgestellt. Dieses Phänomen erlaubte hohe Reisezeiten des Filters. Die Filtermaterialien dieses Filtereinsatzes (Standort 6, Pelletofen) wurden ebenfalls unter dem REM Mikroskop analysiert (Abbildung 70). Es sind, wie bei den rußhaltigen Aerosolen, eher verzweigte Ablagerungen zu detektieren, die aber eine höhere Packungsdichte aufweisen. Zum Teil verschmelzen die Partikel miteinander (rechts). Dies kann durchaus durch veränderliche Feuchtezustände bei der Beladung hervorgerufen werden, aber auch den eher anorganischen Partikeln zugeschrieben werden. Zudem scheint eine größere Korngrößenbreite an Primärpartikeln vorzuliegen.

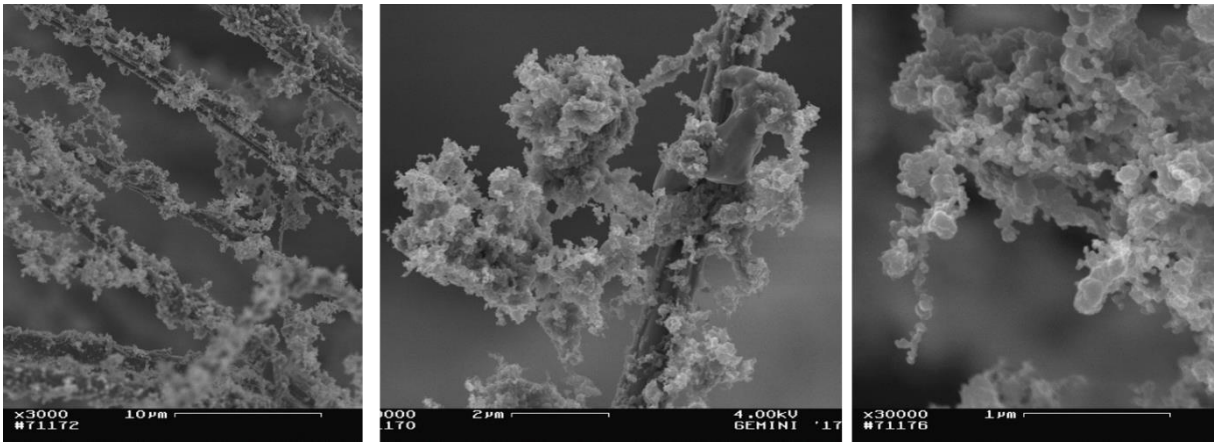


Abbildung 70: Anlagerungsstrukturen von eher anorganisch dominierten Partikeln aus einer Pelletfeuerung (ERF, 9 kW).

Aus den Untersuchungen wurde abgleitet, dass die Abscheidung von Rußpartikeln Materialien mit großer Spaltweite in einer Ebene benötigt. Um hohe Abscheidegrade zu erhalten, ist dann die Materialtiefe, bzw. das Volumen zu erhöhen. Um die organischen Bestandteile sicher zu filtern, sind die dichten M5-Filtermaterialien (vgl. Tabelle 2, Bericht) durchaus geeignet. Auch hier wird aber mindestens eine weitere Schichtstärke (5-10 mm) benötigt, um den Abscheideleistung zu steigern.

Untersuchungen von Filtermaterialstrukturen

Neben den Eigenschaften der Filtermaterialien selbst, wurde auch versucht die Aufnahmefähigkeit über veränderte räumliche Strukturen zu vergrößern. Dazu wurden dem L.u.F. TEER von der Fa. TROX GmbH verschiedene Filterstrukturen bereitgestellt und im Technikum getestet. Dazu zählen handelsübliche Taschenfilter aber auch Sonderanfertigungen, die z.B. über einen Drahtkäfig die Materialien in gewellte Strukturen bringen (Abbildung 71). Auch diese Versuchsreihen zeigen, dass der limitierende Faktor für die Standzeit der Faserabstand bzw. die Spaltweite zwischen einzelnen Fasern ist.

Abbildung 71: Strukturierte Filtermaterialien und Taschenfilter in den Versuchsreihen zum Standzeitverhalten am L.u.F. TEER.

Anhang B: Teilvorhaben 2: Experimentelle Untersuchungen und Unterstützung der Entwicklungsarbeiten, Fa. Oberland Mangold GmbH

B.1 Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens

Im Rahmen des Projektes „Abscheidung von Feinstaub aus Biomassekleinfeuerungen mit Tiefenfiltern“ (FKZ:22012810) wurde ein funktionsfähiger Staubfilter zur Reinigung der Rauchgase aus Kleinfeuerungsanlagen, unter Einhaltung der künftig geltenden Grenzwerte der 1. BImSchV, entwickelt. Im Rahmen zahlreicher Staubmessungen konnte demonstriert werden, dass mit einem tiefenfilterbasierten Staubabscheidesystem die ab 2015 gültigen Grenzwerte der 1. BImSchV eingehalten bzw. unterschritten werden können. Als besonders geeignetes Filtermaterial hat sich Glaswolle erwiesen.

Ziel des beantragten Projektes war, die Entwicklung des Staubabscheiders soweit voranzutreiben, dass nach Projektende Feldversuche mit Staubabscheidern durch einen industriellen Produzenten erfolgen können. Diese sollten dann die Basis für die anschließende Vermarktung des Produktes dienen.

Die Fa. Oberland Mangold GmbH hatte dabei die Aufgabe, eine robuste Steuerungseinheit zu entwickeln. Des Weiteren fiel die konstruktive Detailoptimierung zur Verbesserung des Betriebsverhaltens und der anschließende Nachweis der Dauerstandfestigkeit in den Aufgabenbereich von Oberland Mangold. Bei der Optimierung wurde ein besonderes Augenmerk auf die Bedürfnisse der Endkunden gelegt:

- Bedienfreundlichkeit
- Einfache Wartung
- Sicherheit
- Wirtschaftlichkeit
- Maßnahmen zur Senkung der Produktionskosten

Das Hauptziel des Teilvorhabens 2 bestand darin, die Steuerung des Abscheiders so zu gestalten, dass mit sehr wenigen und vor allem günstigen Sensoren eine Überwachung des Filters sowie eine Leistungsanpassung des Gebläses bei unterschiedlichen Betriebspunkten möglich war.

B.2 Von der Oberland Mangold durchgeführte Arbeiten

Für die Entwicklungsarbeit wurde ein Prüfstand am Firmenstandort aufgebaut. Als ERF-Anlage wurde auf einen automatisierten Pelletofen mit 9 kW zurückgegriffen. Nach einem 3 m langes isoliertes Abgasrohr als Kaminersatz (Ø=150 mm) folgt das Filtersystem. Eine Plattform ermöglicht die Wartung des Systems und erlaubt die Durchführung von Reingasmessungen nach dem Filter (Abbildung 72).

Abbildung 72:Prüfstand der Fa. Oberland Mangold zur Entwicklung von Regelstrategien für das Filtersystem.

Als Basiselement für die Entwicklung wurde auf eine Speicher Programmierbare Steuerung (SPS) zurückgegriffen, die aufgrund der Modularität starke Vorteile gegenüber andern Lösungen aufweist. Die Steuerung erlaubt, folgende Parameter bzw. Kenndaten zu messen und aufzuzeichnen (Abbildung 73):

- Druckverlust über dem Filterelement (0-500 Pa, analog über 4-20 mA Signal)
- Gebläseleistung und -drehzahl (Wattmeter, Drehzahlsensor)
- 6 Temperaturen (Pt 100)
- Sauerstoffgehalt vor und nach dem Filter (Lambda-Sonde)
- Drucksensor als Reserve (0-500 Pa, analog über 4-20 mA Signal)

Im Verlaufe des Projektes wurden unterschiedliche Ansätze, basierend auf verschiedene Messgrößen verfolgt. Als geeignete Größen wurden die Temperaturen an unterschiedlichen Positionen im Filtersystem, der Druckverlust über dem Filtereinsatz, der Wirkdruck über eine Blende und der Sauerstoff-

gehalt in Betracht gezogen. Innerhalb des Projektes wurde die SPS so erweitert, dass weitere Temperaturen am Ofen-Eingang sowie am Kamin-Ausgang erfasst, aufgezeichnet und anschließend ausgewertet werden konnten. Ziel war es, anhand der Temperaturkennlinien ein Profil zu erstellen, um im Anschluss eine temperaturbasierte Regelung zu entwickeln.

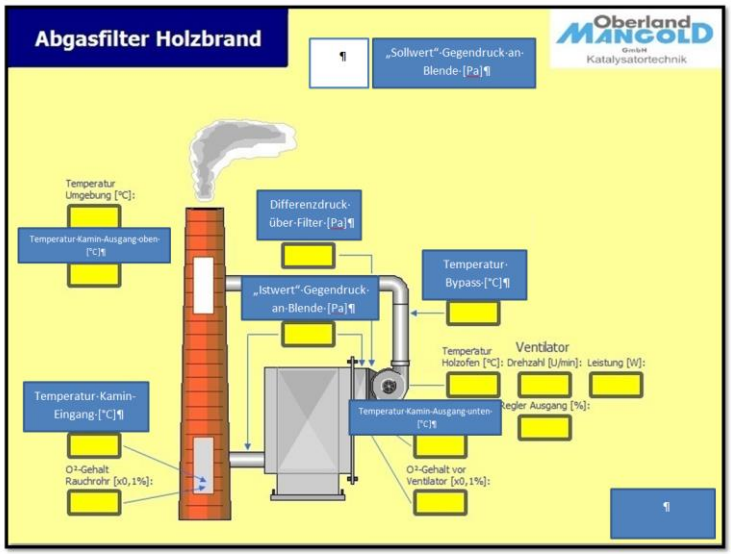


Abbildung 73: Webinterface für den ersten Regelungsansatz.

B.3 Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens 2

Im ersten Schritt wurde eine starre Regelung mit konstantem Volumenstrom verfolgt. Dazu musste die Drehzahl, bzw. die Leistung des Gebläses so geregelt werden, dass diese mit steigender Beladung und erhöhten Differenzdruck über dem Filter ebenfalls ansteigt. Im Zuge zahlreicher Versuche hat es sich als zielführend erwiesen, den Volumenstrom durch den Filter mit Hilfe einer Strömungsblende zu messen und zu regeln. Dazu wurde die Strömungsblende nach dem Gebläse und vor dem Rezirkulationsbereich im Gehäuse integriert und ein Absolutdrucksensor angeschlossen. Der Druck vor der Blende fungierte als Regelgröße. Nachteil dieses Ansatzes war, dass die Korrelation zwischen Druck vor der Blende und anvisiertem Filtervolumenstrom für die unterschiedlichen Anwendungsfälle jeweils experimentell ermittelt werden musste. Für eine konstant auf Nennlast laufende Pellet-ERF erwies sich der Ansatz als tauglich.

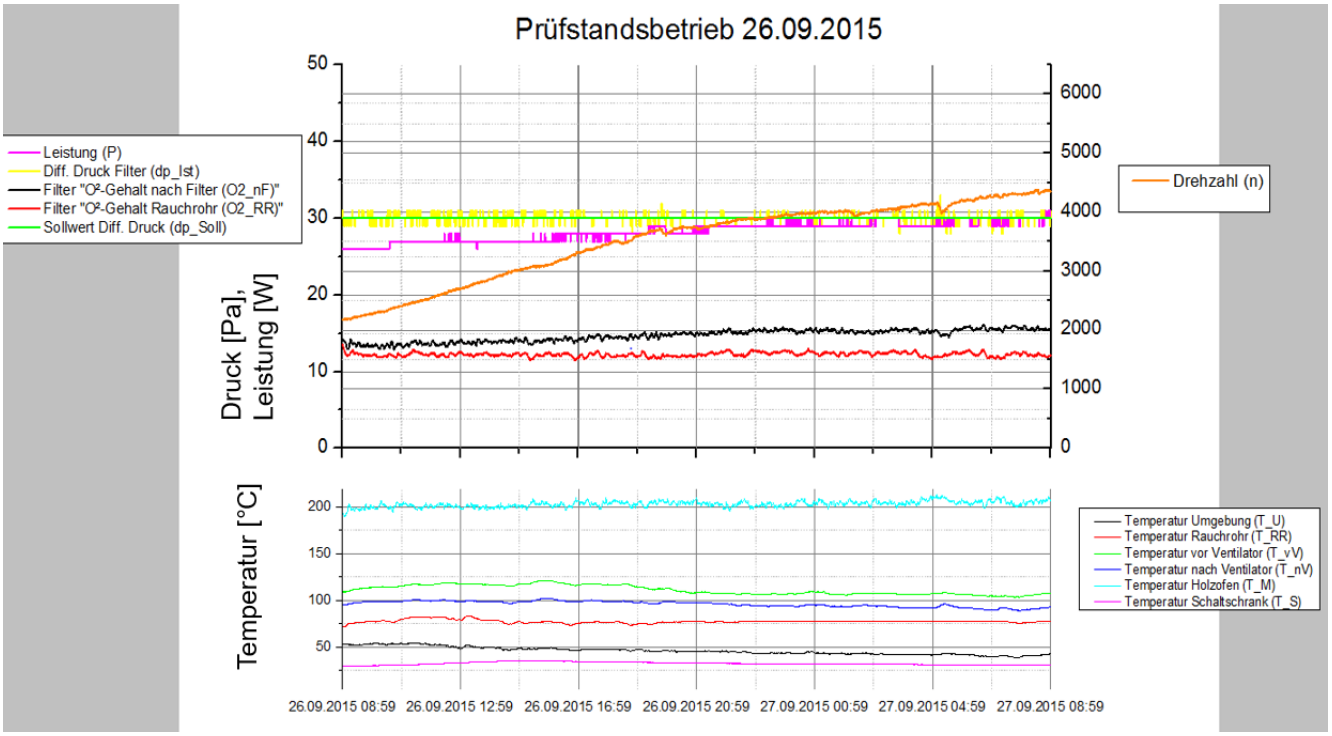


Abbildung 74: Beladung des Filters über 24 Stunden, Auszug aus der Aufzeichnung der Steuerung.

Wie in Abbildung 74 gut zu erkennen ist, steigt die Drehzahl und die Leistung des Gebläses bei eingeschaltetem Ofen (Temperatur vor Filter bei ca. 100-120 °C) und konstanter Feuerungsleistung über 24 Stunden stetig an. Dadurch kann auch bei ansteigender Filterbeladung der Volumenstrom über den Filter konstant gehalten werden. Diese Regelung funktioniert tadellos, allerdings können Veränderungen des an der Kaminmündung anliegenden Abgasvolumenstromes über diesen Ansatz nicht erkannt werden, so dass die eingestellte Gebläse-Leistung stets auf den maximalen Abgasdurchsatz bei 100% Feuerungsleistung adaptiert werden müsste. Dies hat zur Folge, dass das Gebläse im Teillastbetreib der Feuerungsstätte mit einem Leistungsüberschuss arbeitet, was wiederum zu einer erhöhten Leistungsaufnahme führt.

Nachdem der erste Ansatz zwar den Beladungsgrad des Filters erkennen und kompensieren konnte, aber keine Regelung auf dynamische Abgasvolumenströme zuließ, wurde die Steuerung in einem weiteren Entwicklungsschritt um eine zusätzliche Temperaturregelung erweitert. Dabei wird auf zwei Temperatursignale im Bereich des Rezirkulations-Stutzen zurückgegriffen. Die neue temperaturbasierte Regelung erfolgt über die Bewertung von zwei Temperaturen. Es kann mit dem Vergleich ihrer Temperaturniveaus zueinander eine Bewertung der Strömung im Filtergehäuse vorgenommen werden. Wenn das Gebläse aus ist, strömt das gesamte Abgas direkt an dem Filtereinsatz vorbei, so dass die Temperatur T1 sehr nahe an der Temperatur vor Filter (Eingang) liegt

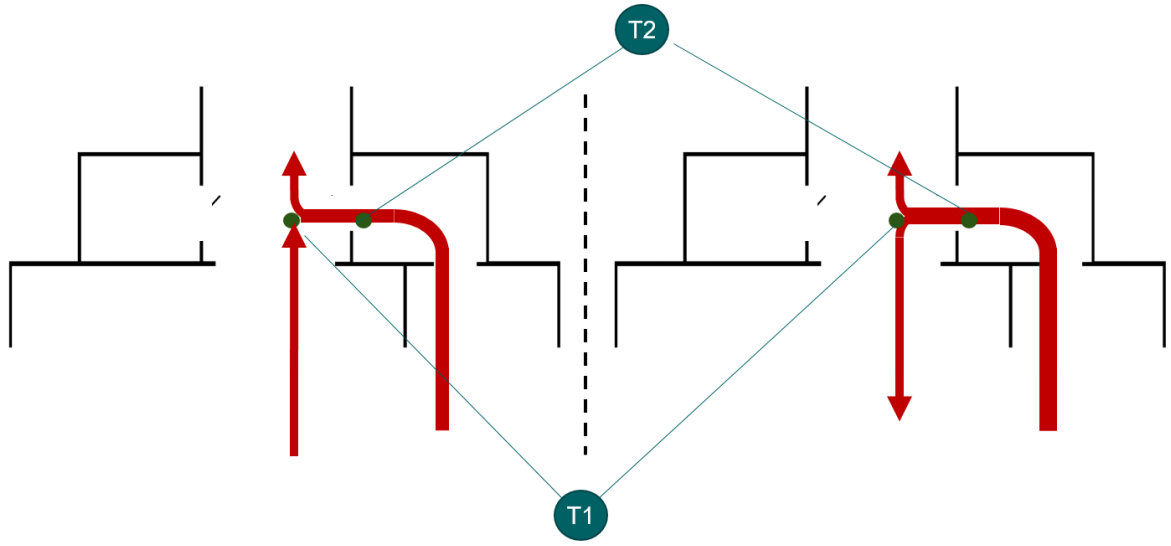


Abbildung 75: Schema des Rezirkulationsbereiches des Filtergehäuses mit den Temperaturfühlern 1 und 2: Absaugung eines zu geringen Teilvolumenstroms (links), Vollständige Filterung des gesamten Rauchgasstromes durch und Rezirkulation eines Teilstromes (rechts).

Wird nun die Gebläse-Leistung gesteigert, dann strömt mit zunehmender Leistung immer mehr Abgas durch den Filtereinsatz, so dass die Temperatur T1 stetig abnimmt (Abbildung 75, links). Übersteigt der durch das Gebläse geförderte Volumenstrom den Abgasvolumenstrom, welcher vom Ofen kommt, dann entsteht eine Rezirkulation, d.h. es wird bereits gefiltertes Abgas von oben her angesaugt (Abbildung 75, rechts). Dieser Zustand führt zu einer signifikanten Abkühlung der Temperatur T1. Somit kann nun als Regelgröße ein relatives Verhältnis von zu T1 zu T2 definiert werden. Wenn z.B. der gesamte Abgasstrom über den Filter geleitet werden soll, dann muss dafür gesorgt werden, dass das Gebläse immer einen minimalen Volumenstromüberschuss fördert. Die Gebläse-Leistung wird unabhängig vom Abgasvolumenstrom und der Filterbeladung solange erhöht bis T1 die Temperatur T2 um einen Faktor x unterschreitet (z.B. 10% unter T2).

Über diesen Ansatz könnte man aus Sicht der Fa. Oberland Mangold eine sehr kostengünstige Regelung realisieren, welche sowohl die Filterbeladung als auch das Abbrandverhalten (= Änderung des Abgasvolumenstromes) berücksichtigt. Es wären nur 2 Temperatursensoren erforderlich. Ein Differenzdrucksensor wäre ggfls. nur noch für die Überwachung der Filterbeladung bzw. für die Erkennung eines erforderlichen Filterwechsels notwendig. Allerdings sollte die Notwendigkeit eines Filterwechsels auch detektiert werden können, wenn die eingestellte Temperaturdifferenz bei max. Gebläse-Leistung nicht mehr erreicht wird.

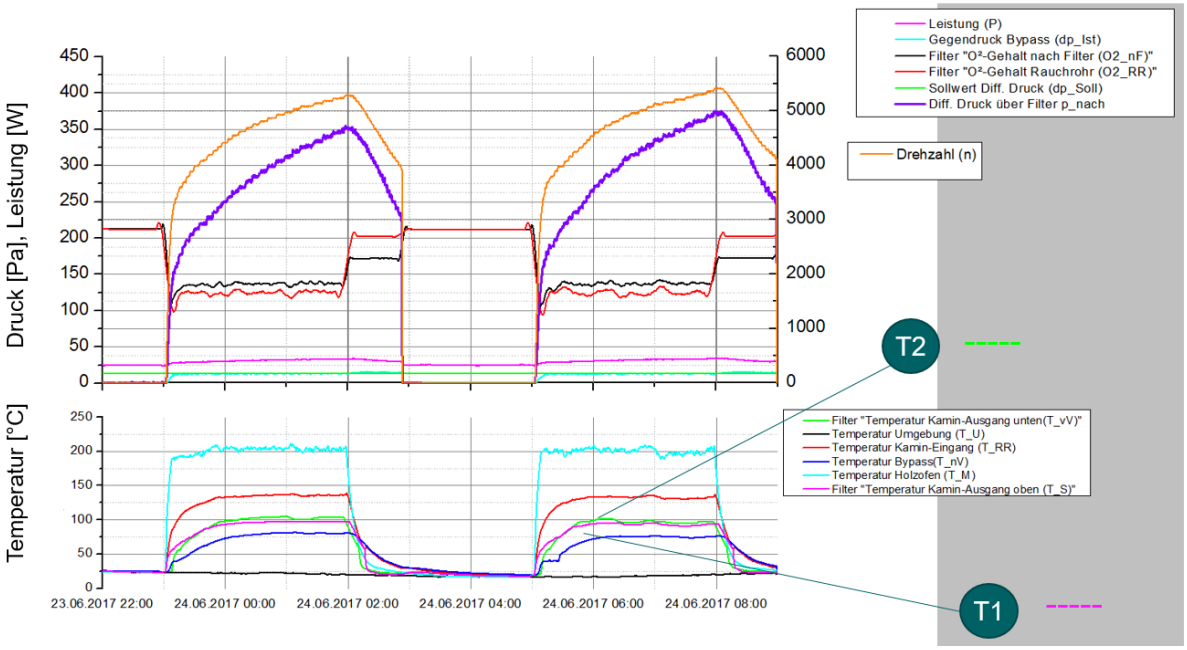


Abbildung 76: Exemplarische Darstellung: Differenztemperaturmessungen im Rezirkulationsbereich während 2 Abbränden.

Das oben dargestellte Diagramm zeigt die Auswertung der Messergebnisse eines Versuchstages mit zwei Feuerungszyklen von ca. 3 Stunden. Die Auswertung zeigt, dass die Temperatur T2 über weite Strecken größer ist als die Temperatur T1. Somit lässt sich eine temperaturgesteuerte Regelung basierend auf einem Temperatur-Differenzsignal darstellen. Die Gebläse-Leistung steigt mit zunehmender Beladung des Filters und hält somit das Gleichgewicht der beiden Temperaturen. Lediglich im Anfahrprozess kommt es zu dem Fall, dass T2<T1 ist und nicht der gesamte Rauchgasstrom gefiltert wird (vgl. Detailansicht, Abbildung 77). Diese Situation ist der langsamen Regelung des Gebläses geschuldet. Um die Fehlströmungen in den Anfangsphasen zu vermeiden, muss das Gebläse bei höheren Leistungen starten und darf nicht in kleinen Schritten vom Niveau 0 hochgeregelt werden.

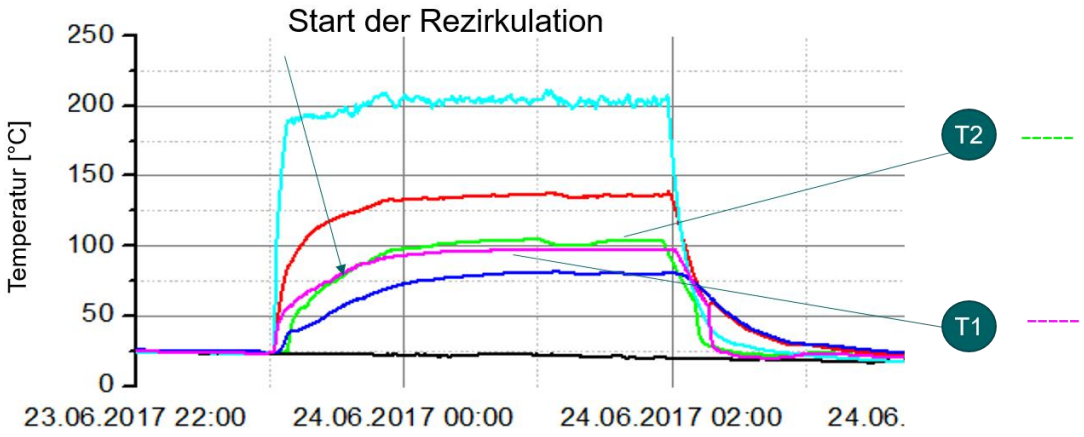


Abbildung 77: Detailansicht der Abbildung 76: Temperaturen im Rezirkulationsbereich

B.4 Fazit

Über den temperaturbasierten Regelansatz konnte eine für zukünftige, potentielle Serienanwendungen sehr kostengünstige Regelung realisiert werden, welche sowohl die Filterbeladung als auch das Abbrandverhalten einer mit Scheitholz betriebenen ERF berücksichtigt. Die dazu erforderliche Sensorik beschränkt sich auf zwei Temperatursensoren. Die Überwachung der Filterbeladung, die derzeit durch den bereits verbauten Differenzdrucksensor erfolgt, kann vermutlich in der zukünftigen Serienanwendung zur Reduktion der Kosten entfallen.