

Universität Stuttgart

**Abteilung
Reinhaltung der Luft**

Methodische Bewertung von Sekundärmaßnahmen für kleine Biomassefeuerungen



**Institut für Feuerungs- und
Kraftwerkstechnik (IFK)**

**Methodische Bewertung von Sekundärmaßnahmen
für kleine Biomassefeuerungen
(mit Messberichten zu den Teilprojekten I bis III
und Kurzbericht zu ergänzenden Messungen IV)**

**Dr.-Ing. Michael Struschka
Dipl.-Ing. Julia Goy
cand. M.Sc. verf Anne Gugelfuß**

Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik (IFK)
Universität Stuttgart
Pfaffenwaldring 23, 70569 Stuttgart
Tel.: +49 711 685 6 8275
ifk@ifk.uni-stuttgart.de
<http://www.ifk.uni-stuttgart.de>

Verbundprojekt im Auftrag des
Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg
(Kernerplatz 9, 70182 Stuttgart) und der
Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW)
(Griesbachstr. 1, 76185 Karlsruhe)

Mai 2017

Teilprojekt I:

Messungen an einem umgebauten Ofen - Untersuchung Linder-Katalysator. Messbericht der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Referat 64 – Labor für Luftmessungen und stofflichen Verbraucherschutz.

Teilprojekt II:

Untersuchung von unterschiedlichen katalytisch wirkenden Systemen. Messbericht der Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg. Verfasser: Marius Wöhler (M.Sc.) und Prof. Dr. Harald Thorwarth.

Teilprojekt III:

Untersuchung von Elektrofilter für Einbau auf Schornsteinmündung. Messbericht des Instituts für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik der Universität Stuttgart. Verfasser: Dr.-Ing. Michael Struschka, Julia Goy (Dipl.-Ing.) und Winfried Juschka (M.Sc.).

Inhalt

1	Einleitung.....	1
2	Stand der Technik	3
2.1	Gesetzliche Rahmenbedingungen.....	3
2.1.1	Feuerungsanlagen.....	3
2.1.2	Einzelraumfeuerungsanlagen.....	5
2.2	Techniken für Minderungsmaßnahmen	6
2.2.1	Elektrostatische Partikelabscheider	7
2.2.2	Abgaswäscher	8
2.2.3	Filternde Abscheider.....	9
2.2.4	Massenkraftabscheider	11
2.2.5	Katalytische Abgasreinigung	12
2.3	Minderungsmaßnahmen - Entwicklungen und Marktgeräte	13
2.3.1	Elektrostatische Staubabscheider	15
2.3.2	Filternde Staubabscheider.....	47
2.3.3	Katalytische Systeme zur Emissionsminderung.....	56
3	Bewertung von Staubabscheidern	86
3.1	Vorgehensweise im Bewertungsschema.....	87
4	Zusammenfassung	95
5	Quellenverzeichnis	100

Anhang I:

Messbericht der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg - Untersuchung Linder-Katalysator	109
---	------------

Anhang II:

Messbericht der Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg - Untersuchung von unterschiedlichen katalytisch wirkenden Systemen	142
---	------------

Anhang III:

Messbericht des Instituts für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik der Universität Stuttgart - Untersuchung von Elektrofilter für Einbau auf Schornsteinmündung	164
---	------------

Anhang IV:

Kurzbericht des Instituts für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik der Universität Stuttgart - Ergänzende Messungen mit Elektrofilter	213
---	------------

1 Einleitung

Biomassefeuerungen im Geltungsbereich der 1. BImSchV tragen, im Vergleich zu Öl- und Gasfeuerungen, immer noch überproportional zum Emissionsaufkommen an Stäuben (Partikel) und gasförmigen Produkten der unvollständigen Verbrennung (CO und VOC) bei, dies gilt in abgeschwächter Form auch für die Stickstoffoxidemissionen (NO_x). Allerdings konnte durch eine Weiterentwicklung der Verbrennungstechnik, durch bessere (sensorunterstützte) Regelkonzepte und die verstärkte Nutzung von Brennstoffen mit definierten und kontrollierten Qualitäten (z.B. Holzpellets) der Abstand zu den fossilen Energieträgern in den letzten Jahren, vor allem bei Biomasseheizkesseln, reduziert werden. Für die Emissionen an Stickstoffoxiden trifft dies nur eingeschränkt zu, da das Emissionsaufkommen bei diesen Feuerungen derzeit im Wesentlichen vom Stickstoffgehalt im Brennstoff abhängt und gezielte Minderungsmaßnahmen bisher nicht marktfähig entwickelt wurden. Auch bei Einzelraumfeuerungsanlagen, z.B. Kaminöfen oder Heizeinsätze für Kachelöfen oder Kamine, erfolgten in den letzten Jahren technische Weiterentwicklungen mit dem Ziel, das Emissionsverhalten dieser Geräte weiter zu verbessern. Aufgrund des Abbrandverhaltens der Geräte und des technisch meist einfachen Aufbaus ist das Entwicklungspotential bei Einzelraumfeuerungsanlagen geringer als im Heizkesselbereich und auch schwerer zu erschließen. Hinzu kommt, dass die Betreiber dieser Geräte deren Abbrand- und Emissionsverhalten wesentlich beeinflussen können, so dass sich die vergleichsweise niedrigen Emissionen der Typprüfung nicht durchgängig in der Praxis ergeben müssen.

Sowohl im Bereich der Heizkessel als auch bei Einzelraumfeuerungsanlagen muss im praktischen Betrieb aufgrund von z.B. Schwankungen in der Brennstoffqualität oder einer weniger guten Anpassung der Regeleinstellungen an die örtliche Situation und die hauptsächlich genutzten Brennstoffe mit höheren Emissionen an Staub und gasförmigen Produkten unvollständiger Verbrennung gegenüber den Prüfstandsbedingungen gerechnet werden. Mit der Novelle der 1. BImSchV im Jahr 2010 hat sich außerdem der Abstand zu den Grenzwerten verringert. Deshalb wurden verstärkt Maßnahmen zur Emissionsminderung entwickelt und diese werden auch z.T. am Markt angeboten. Dies sind beispielsweise der Feuerung nachgeschaltete kleine Elektrofilter und katalytisch wirkende Systeme. Katalytische Systeme mindern hauptsächlich gasförmige Produkte unvollständiger Verbrennung und können als Primärmaßnahme im oder am Ausgang des Feuerraumes integriert sein. Als Sekundärmaßnahme ist auch der Einbau dieser Systeme im Bereich des Abgasstutzens oder unmittelbar nach der Feuerung im Verbindungsrohr möglich. Bei katalytischen Systemen werden sowohl als Primär- als auch Sekundärmaßnahmen bewertet.

Die Bandbreite der am Markt erhältlichen und im fortgeschrittenen Entwicklungsstadium befindlichen Sekundärmaßnahmen reicht von sehr einfachen, kostengünstigen Modellen bis hin zu komplexeren teureren Geräten. Teilweise handelt es sich um Geräte mit z.B. Bauartzulassung, die bereits am Markt erhältlich sind und damit einen verfügbaren Stand der Technik beschreiben. Insgesamt zeichnet sich bei den Minderungsmaßnahmen, vor allem im Bereich der Einzelraumfeuerungsanlagen, ein Spannungsfeld zwischen Anforderungen an die Betriebssicherheit (sichere Vermeidung von Abgasaustritt in den Aufstellungsraum) und der geforderten hohen Wirksamkeit des Verfahrens (vollständige Durchströmung der Reinigungseinrichtung ohne Bypässe) ab. Dies gilt vor allem für Maßnahmen die einen höheren Druckverlust im Abgasweg verursachen können.

Für den Betreiber einer Feuerungsanlage sind die tatsächliche Leistungsfähigkeit eines Abscheiders im Praxiseinsatz und auch die grundsätzliche Eignung für die jeweilige Feuerungsart jedoch nur schwer einzuschätzen. Deshalb soll eine systematisch durchgeführte Bewertung von am Markt erhältlichen Geräten unter Berücksichtigung auch von Entwicklungsansätzen aus der Forschung erfolgen. Dies soll mit Fokus auf den Praxiseinsatz erfolgen.

Betrachtet werden soll der Anlagenbereich der kleinen Biomassefeuerungen, mit Hauptfokus auf eine Anlagengröße bis 50 kW Feuerungsleistung. Es sollen aber auch Sekundärmaßnahmen und interessante technische Ansätze für Anlagengrößen etwas darüber hinaus und ihr Einsatzpotenzial für den Bereich der Einzelraumfeuerungsanlagen betrachtet werden.

Um Erkenntnislücken für die Bewertung der Sekundärmaßnahmen zu schließen, sollen auch Untersuchungen an ausgewählten Minderungsmaßnahmen durchgeführt werden. So soll von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) ein Nachrüstsystem der Fa. Linder-Katalysatoren GmbH auf dessen Wirksamkeit hin untersucht werden. Das Nachrüstsystem besteht aus einer mit Platin beschichteten Schaumkeramik und kann durch einfaches, nachträgliches Umrüsten der im Holzofen vorhandenen Umlenplatte eingebaut werden. Die Untersuchungen hierzu sollen als vergleichende Messungen an einem Kaminofen im Auslieferungszustand und nach Einbau des Linder-Katalysators unter Teil- sowie Volllast durchgeführt werden.

Von der Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg (HFR) sollen Verbrennungsversuche mit einem Scheitholzofen und unterschiedlichen katalytisch wirkenden Systemen durchgeführt werden. So soll die Wirksamkeit einer Schaumkeramik der Fa. Hark GmbH & Co. KG, eine katalytisch beschichtete Schaumkeramik der Fa. Linder-Katalysatoren GmbH und ein Wabenkatalysator der Fa. Clariant International LTD in Form von integrierten Systemen auf ihr Emissionsreduktionspotential im praxisnahen Betrieb getestet werden.

Vom IFK soll das Betriebs- und Abscheideverhalten des Kleinelektrofilters OekoTube vom Hersteller OekoSolve AG untersucht werden, der laut Herstellerangaben für alle Holzfeuerungen mit einer Leistung bis 40 kW geeignet ist. Der Elektrofilter wird am Schornsteinende montiert und soll in Verbindung mit einem Kaminofen vom Typ Modena des Herstellers Hase Kaminofenbau GmbH eingesetzt werden. Bei den Untersuchungen sollen die Abbrandbedingungen und der Prüfablauf variiert werden.

Für die im Projekt durchgeführten Untersuchungen mit den ausgewählten Minderungsmaßnahmen soll eine möglichst weitgehende einheitliche Vorgehensweise abgestimmt werden, um eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu erhalten. Die ausführlichen Messberichte zu den untersuchten Minderungsmaßnahmen sind im Anhang enthalten.

2 Stand der Technik

Minderungsmaßnahmen für Staub und gasförmige Produkte unvollständiger Verbrennung können verschiedenste Techniken zugrunde liegen, welche im Folgenden nach ihrem Funktionsprinzip kurz beschrieben werden.

Um als Betreiber einer Feuerungsanlage eine geeignete Minderungsmaßnahme auszuwählen ist es sinnvoll, nicht nur die verschiedenen Techniken zu kennen, sondern auch grundlegende Kenntnisse über die rechtlichen Rahmenbedingungen zu besitzen. Zum einen wird seit dem Inkrafttreten der novellierten Ersten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen (1. BImSchV, 2010) zwischen Feuerungsanlagen im Allgemeinen und Einzelraumfeuerungsanlagen unterschieden. Zum anderen wurden in zwei Stufen Grenzwerte sowie Übergangsregelungen erlassen, die ggf. Auswirkungen auf die Auswahl einer Minderungsmaßnahme haben.

2.1 Gesetzliche Rahmenbedingungen

Die 1. BImSchV (2010) gibt die gesetzlichen Rahmenbedingungen für den Betrieb kleiner und mittlerer Feuerungsanlagen in Abhängigkeit des Brennstoffes, der Nennwärmeleistung der Anlage und des Errichtungsdatums vor. Darüber hinaus wird hierin festgelegt, welche Brennstoffe in diesen Anlagen verfeuert werden dürfen.

Bei Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe wird zwischen Feuerungsanlagen (Anlage, bei der durch Verfeuerung von Brennstoffen Wärme erzeugt wird; zur Feuerungsanlage gehören Feuerstätte und, soweit vorhanden, Einrichtungen zur Verbrennungsluftzuführung, Verbindungsstück und Abgaseinrichtung) und Einzelraumfeuerungsanlagen (Feuerungsanlage, die vorrangig zur Beheizung des Aufstellraumes verwendet wird, sowie Herde mit oder ohne indirekt beheizte Backvorrichtung) unterschieden, wobei teilweise länderspezifischen Auslegungen zu beachten sind.

Feuerungsanlagen und ihre Bestandteile sind Bauprodukte nach der Verordnung (EU) Nr. 305/2011 des Europäischen Parlamentes und des Rates (EU, 2011) (z.B. nach Anhang 4, Tabelle 1, Nr. 6 Schornsteine, Abgasleitungen und spezielle Produkte, sowie Nr. 27 Raumerwärmungsanlagen). Diese unterliegen der Marktüberwachung und dürfen nur in Verkehr gebracht werden, wenn sie die Anforderungen dieser Verordnung erfüllen.

Das Deutsche Institut für Bautechnik (DIBt) erteilt als deutsche Zulassungsstelle allgemeine bauaufsichtliche Zulassungen (abZ) für Bauprodukte und Bauarten und stellt Europäische Technische Bewertungen (ETA) für Bauprodukte und Bausätze aus.

2.1.1 Feuerungsanlagen

Grenzwerte für Feuerungsanlagen (hand- oder mechanisch beschickte Heizkessel), die ab dem 22.03.2010 bzw. 31.12.2014 errichtet wurden, sind in Tabelle 2.1 aufgelistet (Auszug aus 1. BImSchV (2010) für hier relevante Brennstoffe). Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe sind zur Überwachung der Einhaltung der Grenzwerte wiederkehrend alle zwei Jahre

messpflichtig. Die hierbei verwendeten Messeinrichtungen müssen eignungsgeprüft und durch die zuständigen Behörden bekanntgegeben sein.

Tabelle 2.1 Grenzwerte für Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe mit Nennwärmeleistung von ≥ 4 bis ≤ 500 kW für ausgewählte Brennstoffe (nach 1. BImSchV, 2010)

Errichtungsdatum	Brennstoff nach § 3, Absatz 1	Staub in g/m^3 *	CO in g/m^3 *
Stufe 1 ab 22.03.2010	Nummern 1 bis 3a (z.B. Stein- und Braunkohlen)	0,09	1,0
	Nummern 4 und 5 (z.B. naturbelassenes stückiges Holz)	0,10	1,0
	Nummern 5a (z.B. Holzpellets)	0,06	0,8
Stufe 2 nach 31.12.2014	Nummern 1 bis 5a (z.B. Stein- und Braunkohlen, naturbelassenes stückiges Holz und Holzpellets)	0,02	0,4

* bezogen auf 13 Vol.-% O_2

Für Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe, welche vor dem 22.03.2010 errichtet und in Betrieb genommen wurden, gelten Übergangsregelungen. Diese Feuerungsanlagen dürfen nur weiter betrieben werden, wenn sie zu einem festgelegten Zeitpunkt (in Abhängigkeit der Errichtung, siehe Tabelle 2.2) die Grenzwerte der 1. Stufe der 1. BImSchV nach Tabelle 2.1 einhalten können. Bis zu diesem Zeitpunkt müssen z.B. Feuerungsanlagen mit einer Nennwärmeleistung von > 15 bis ≤ 50 kW für die Brennstoffe 1 bis 5a (z.B. Stein- und Braunkohlen, naturbelassenes stückiges Holz und Holzpellets) beim Staub $0,15 \text{ g}/\text{m}^3$ und beim CO $4 \text{ g}/\text{m}^3$ einhalten. Allerdings gelten hier unterschiedliche Sauerstoffbezugsgehalte: für die Brennstoffe 1 bis 3a (z.B. Stein- und Braunkohlen) gilt ein Bezugssauerstoffgehalt von 8 Vol.-% und z.B. für die Brennstoffe 4 bis 5a ein Wert von 13 Vol.-%. Für Feuerungsanlagen, welche zwischen dem 22.03.2010 und dem 31.12.2014 errichtet wurden, gelten weiterhin die Grenzwerte der 1. Stufe.

Tabelle 2.2 Übergangsregelungen für Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe (nach 1. BImSchV, 2010)

Übergangsregelungen für Feuerungsanlagen	
Zeitpunkt der Errichtung	Einhaltung Grenzwerte Stufe 1
bis 31.12.1994	ab 01.01.2015
01.01.1995 bis 31.12.2004	ab 01.01.2019
01.01.2005 bis 21.03.2010	ab 01.01.2025

Dies ist insofern für den Betreiber wichtig, da im Falle vorgeschriebener wiederkehrender Überwachungsmessungen nur Staubabscheider eingesetzt werden können, für die es auch geeignete Messgeräte gibt (derzeit gibt es z.B. keine bekanntgegebenen Messgeräte für den Außeneinsatz an z.B. Staubabscheidern, die auf der Schornsteinmündung montiert sind).

2.1.2 Einzelraumfeuerungsanlagen

Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe, mit Ausnahme von Grundöfen und offenen Kaminen, welche ab dem 22. März 2010 errichtet wurden, dürfen nur betrieben werden, wenn für die Feuerstättenart eine Typprüfung vom Hersteller vorliegt die belegt, dass die Anforderungen an die Emissionsgrenzwerte und den Mindestwirkungsgrad nach Anlage 4 der 1. BImSchV (2010) eingehalten werden, siehe Tabelle 2.3. Der Nachweis zur Einhaltung der Emissionsanforderungen erfolgt im Rahmen der Typprüfung, eine generelle Messpflicht an installierten und betriebenen Einzelraumfeuerungsanlagen besteht nicht. Nur in bestimmten Fällen sind diese messpflichtig.

Tabelle 2.3 Grenzwerte für Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe (nach Anlage 4 der 1. BImSchV, 2010)

Feuerstättenart	Technische Regeln	Stufe 1: Errichtung ab dem 22. März 2010		Stufe 2: Errichtung nach dem 31. Dezember 2014		Errichtung ab dem 22. März 2010 Mindestwirkungs- grad [%]
		CO [g/m ³]	Staub [g/m ³]	CO [g/m ³]	Staub [g/m ³]	
Raumheizer mit Flachfeuerung	DIN EN 13240 (Ausgabe Oktober 2005) Zeitbrand	2,0	0,075	1,25	0,04	73
Raumheizer mit Füllfeuerung	DIN EN 13240 (Ausgabe Oktober 2005) Dauerbrand	2,5	0,075	1,25	0,04	70
Speichereinzel- feuerstätten	DIN EN 15250/A1 (Ausgabe Juni 2007)	2,0	0,075	1,25	0,04	75
Kamineinsätze (geschlossene Betriebsweise)	DIN EN 13229 (Ausgabe Oktober 2005)	2,0	0,075	1,25	0,04	75
Kachelofeneinsätze mit Flachfeuerung	DIN EN 13229/A1 (Ausgabe Oktober 2005)	2,0	0,075	1,25	0,04	80
Kachelofeneinsätze mit Füllfeuerung	DIN EN 13229/A1 (Ausgabe Oktober 2005)	2,5	0,075	1,25	0,04	80
Herde	DIN EN 12815 (Ausgabe September 2005)	3,0	0,075	1,50	0,04	70
Heizungsherde	DIN EN 12815 (Ausgabe September 2005)	3,5	0,075	1,50	0,04	75
Pelletöfen ohne Wassertasche	DIN EN 14785 (Ausgabe September 2006)	0,40	0,05	0,25	0,03	85
Pelletöfen mit Was- sertasche	DIN EN 14785 (Ausgabe September 2006)	0,40	0,03	0,25	0,02	90

Grundöfen (Wärmespeicheröfen aus mineralischen Speichermaterialien, die an Ort und Stelle handwerklich gesetzt werden), die nach dem 31. Dezember 2014 errichtet und betrieben werden, sind mit nachgeschalteten Einrichtungen zur Staubminderung nach dem Stand der Technik auszustatten, sofern nicht ein Nachweis zur Einhalten der Anforderungen nach Anlage 4 (entsprechend Kachelofeneinsätze mit Füllfeuerung) erfolgt. Dies kann durch Messungen im Rahmen einer Typprüfung bei vorgefertigten Bausätzen für Grundöfen oder am installierten Grundofen erfolgen. Die nachgeschalteten Einrichtungen zur Staubminderung

dürfen nur verwendet werden, wenn eine Bauartzulassung für die Einrichtung vorliegt oder eine zuständige Behörde die Eignung des Geräts festgestellt hat.

Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe, die vor dem 22. März 2010 errichtet und in Betrieb genommen wurden, dürfen nur weiter betrieben werden, wenn festgelegte Grenzwerte nicht überschritten oder diese mit einer Einrichtung zur Reduzierung der Staubemissionen nach dem Stand der Technik nachgerüstet werden. Ansonsten sind diese außer Betrieb zu nehmen. Der Zeitpunkt der Nachrüstung oder Außerbetriebnahme ist vom Herstellungsjahr der Anlage (Angabe auf Typenschild, siehe Tabelle 2.4) abhängig. Für Einzelraumfeuerungsanlagen mit Herstellungsjahren bis einschließlich 31.12.1974 oder wenn das Datum nicht mehr feststellbar ist, war dies der 31.12.2014. Anlagen mit Herstellungszeitraum 01.01.1975 bis 31.12.1984 sind bis 31.12.2017 nachzurüsten oder außer Betrieb zu nehmen.

Tabelle 2.4 Übergangsregelungen für Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe (nach 1. BImSchV, 2010)

Grenzwerte (Errichtung vor 22. März 2010)		Übergangsregelungen für Einzelraumfeuerungsanlagen	
Staub	0,15 g/m ³	bis 31.12.1974 oder Datum nicht mehr feststellbar	bis 31.12.2014
CO	4 g/m ³	01.01.1975 bis 31.12.1984	bis 31.12.2017
		01.01.1985 bis 31.12.1994	bis 31.12.2020
		01.01.1995 bis 21.03.2010	bis 31.12.2024

2.2 Techniken für Minderungsmaßnahmen

Zur Emissionsminderung bei Biomassefeuerungen sind sowohl primäre bzw. integrierte als auch nachgeschaltete sekundäre Minderungsmaßnahmen möglich.

Integrierte Maßnahmen, die auch als Primärmaßnahmen bezeichnet werden können, sind zum Beispiel feuerungstechnische Maßnahmen zur Optimierung der Verbrennungsbedingungen. Hierzu gehören beispielsweise eine Verbesserung der Mischungsbedingungen von Verbrennungsluft und brennbaren Gasen in Sekundärzonen oder eine gleichmäßige und kontrollierte Entgasung des Brennstoffes in der Primärzone. Bei einer gleichmäßigen Feuerungswärmeleistung und bei verbesserten Mischungsbedingungen können stabile Verbrennungsverhältnisse mit geringem Luftüberschuss und ausreichend langen Verweilzeiten der brennbaren Gase bei hohen Temperaturen erreicht werden, wodurch die Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung minimiert werden (siehe z.B. Struschka et al. (2013) und Juschka et al. (2015)). Dies betrifft sowohl die gasförmigen (CO und VOC) als auch die partikelförmigen Komponenten (kohlenstoffhaltige Partikel, z.B. Ruß und Teere).

Auch bei vollständiger Verbrennung kommt es zu verschiedenen Partikelbildungsmechanismen, welche in Abhängigkeit von den Verbrennungsbedingungen unterschiedlich stark zu den Gesamtstaubemissionen beitragen. Durch höhere Gasgeschwindigkeiten können sowohl Aschepartikel mitgerissen (Flugasche) als auch Ablagerungen abgelöst und freigesetzt

werden. Diese Partikel liegen meist im Größenbereich $\geq 10 \mu\text{m}$ und sind für die Gesamtstaubemissionen von eher untergeordneter Bedeutung, da sie meist schon durch eine entsprechende Abgasführung in der Feuerungsanlage abgeschieden werden können.

Des Weiteren können anorganischer Bestandteile über den Fest-Dampf-Partikel-Pfad im Glutbett (Temperatur $> 600 \text{ }^\circ\text{C}$) verdampfen und bilden, bei der Temperaturabnahme im Abgas, über Nukleation, Koagulation und heterogene Kondensation kleine Partikel. Bei den so entstandenen Partikeln handelt es sich um anorganische Salze im Größenbereich von 100 nm , und dabei hauptsächlich um Kaliumverbindungen, wie z.B. Kaliumsulfat (K_2SO_4) und Kaliumchlorid (KCl). Über den Fest-Partikel-Pfad gelangen schwerflüchtige anorganischen Komponenten der Biomasse als feste Komponenten ins Abgas und können dort durch Kondensation und Koagulation wachsen. Diese koagulierten Salze, meist Calciumverbindungen wie CaO, haben einen aerodynamischen Durchmesser im Bereich von $1 \mu\text{m}$ (Oser et al, 2003).

Neben feuerungstechnischen Maßnahmen zur Emissionsminderung für CO, VOC und Staub gibt es auch Entwicklungen zum Einsatz von Materialien mit katalytisch aktiver Beschichtung in Einzelraumfeuerungsanlagen. Diese werden z.B. als Feuerraumwände oder Durchströmungskörper am Feuerraumausgang eingesetzt und sollen hier vor allem die Oxidation von Kohlenmonoxid und gasförmigen organischen Verbindungen katalytisch unterstützen. In diesen Systemen kann u.U. auch eine gewisse Staubminderung durch mechanische Abscheidung von Partikeln in der Materialstruktur und durch Oxidation brennbarer Partikel erfolgen.

Darüber hinaus gibt es bei Einzelraumfeuerungsanlagen zur Staubabscheidung auch Entwicklungen zur Integration eines kleinen Elektrofilters zwischen Feuerraum und Abgasausgang der Feuerungsanlage, wobei der Elektrofilter auch als Wärmeübertrager fungiert.

Als nachgeschaltete Minderungsmaßnahmen (Sekundärmaßnahmen) zur Staubabscheidung wurden kleine elektrostatische Abscheider, filternde Abscheider, Fliehkraftabscheider und Abgaswäscher entwickelt, die z.T. auch auf dem Markt erhältlich sind. Des Weiteren wurden zur Minderung von oxidierbaren Abgasbestandteilen auch katalytische System entwickelt, die direkt am Ausgang der Einzelraumfeuerstätten eingebaut werden und z.T. auch auf dem Markt verfügbar sind. Die Funktionsprinzipien dieser Techniken werden im Folgenden in Grundzügen beschrieben.

2.2.1 Elektrostatische Partikelabscheider

Elektrostatische Partikelabscheider funktionieren auf der Basis elektrostatischer Anziehungskraft. Die Abtrennung der Partikel wird durch ihre Aufladung mittels eines starken elektrischen Feldes und ihrer anschließenden Abscheidung auf einer elektrisch leitenden Niederschlagsfläche erreicht. Das Funktionsprinzip eines Elektroabscheiders ist in Abbildung 2.1 dargestellt.

Diese einfach aufgebauten Elektrofilter bestehen in den Hauptkomponenten aus dem Hochspannungsgerät und einer Elektrode, die direkt in das Verbindungsstück oder den Schornstein eingebaut wird. Das nach der Elektrode liegende Abgasrohr stellt gleichzeitig die Abscheidefläche dar. Entsprechend z.B. dem Abgasvolumenstrom, dem Durchmesser des Abgasrohres und dessen Material (z.B. Edelstahl oder Keramik) wird von den Herstellern eine

gewisse Mindestlänge der Abscheidestrecke vorgegeben. Die Reinigung der Abscheideflächen soll bei diesen Systemen in periodischen Abständen erfolgen, meist durch den Schornsteinfeger. Wie oft gereinigt werden soll hängt von der Feuerungsanlage und der Anzahl der Betriebsstunden ab.

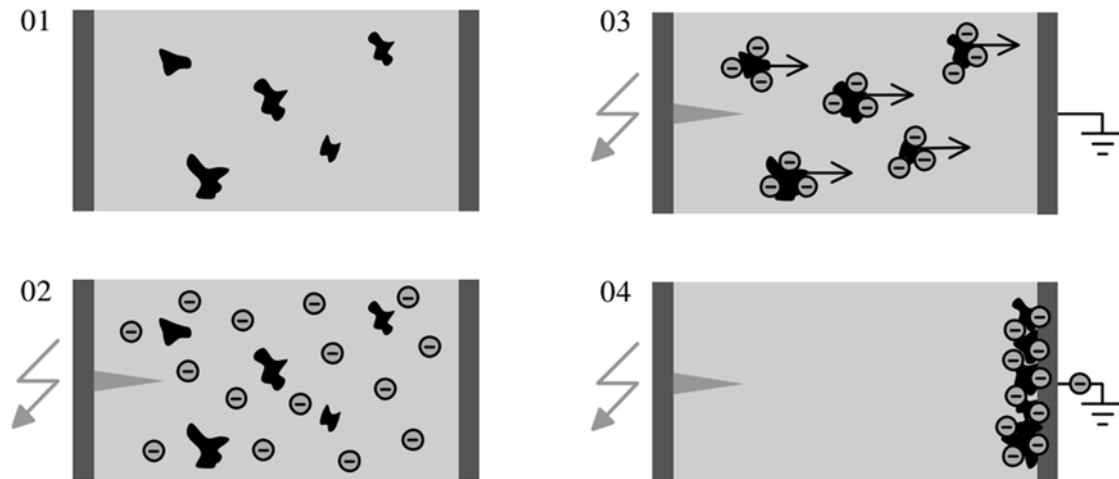


Abbildung 2.1 Funktionsprinzip elektrostatischer Filter zur Staubabscheidung (Endler, 2011)

Trotz unterschiedlicher Formen und Größen der Geräte von verschiedenen Herstellern sind wesentliche Grundzüge der Geräte und die Funktionsweisen ähnlich.

Neben einer Spülung des Elektrodenisolators mit Raumluft wird eine negative Spannung im Bereich von 15 000 bis etwas über 30 000 Volt (Hochspannung) angelegt. Die Hochspannungselektrode setzt Elektronen frei und erzeugt ein elektrisches Feld. Bei diesen Vorgängen entsteht im Wesentlichen Ladung anstatt Stromfluss, so dass der Abscheidungsprozess trotz Hochspannung mit geringer elektrischer Energie auskommt. Die Staubpartikel werden beim Passieren des elektrischen Feldes negativ geladen, wodurch sich die Flugbahn der Teilchen ändert und sie sich auf Grund der elektrostatischen Kräfte zur Wand der Abscheidestrecke bewegen und dort abgeschieden werden.

Aufwändiger aufgebaute Kleinelektrofilter für den Einsatz an Heizkesseln besitzen ein separates Gehäuse, in dem die Elektrode, die Abscheidestrecke und eine automatische Abreinigung integriert sind. Die Abreinigung kann hierbei trocken oder auch nass erfolgen.

Die Abscheideleistungen der Elektrofilter hängen u.a. vom Aufbau (Form und Geometrie der Elektroden und der Niederschlagsflächen), den Strömungsverhältnissen und Strömungsgeschwindigkeiten im Elektrofilter, der angelegten Elektrodenspannung und von den Partikeleigenschaften (z.B. Leitfähigkeit) und damit der Partikelzusammensetzung (Anteile von mineralischen Partikeln, Ruß, und Teeren) sowie der Partikelanzahlkonzentration ab.

2.2.2 Abgaswäscher

Der prinzipielle Aufbau von Abgaswäschern oder Nassabscheidern ist in Abbildung 2.2 dargestellt. Eine meist im Kreislauf geführte Waschflüssigkeit wird in Richtung der Schwerkraft

mit dem entgegenströmenden Abgasstrom in Kontakt gebracht. Dabei werden die Partikel an die Flüssigkeit gebunden und im Fall anorganischer Salze zum Teil gelöst. Auf Grund der Massenkräfte wird das Partikel-Flüssigkeitgemisch vom Abgasstrom abgetrennt und abgetrennt. Dieses Gemisch muss anschließend in nachfolgenden Verfahrensschritten nach geltenden rechtlichen Vorgaben aufbereitet und entsorgt werden (VDI 3670, 2016).

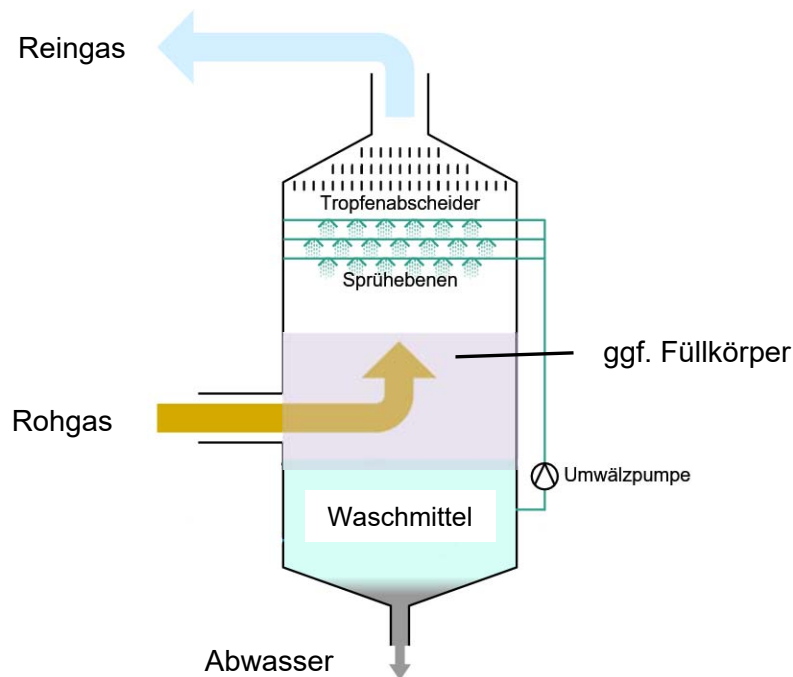


Abbildung 2.2 Schematische Darstellung eines Abgaswäschers

2.2.3 Filternde Abscheider

Die Basis filternder Abscheider stellen poröse Filtermedien dar, die Staubpartikel zurückhalten und für den Gasstrom durchlässig sind. Je nach Rohgaskonzentration, Staubeigenschaften, Gaseigenschaften und Abgastemperatur sind verschiedene Wirkungsweisen (Oberflächen- oder Tiefenfilter) und unterschiedliche Filtermedien (z.B. hitze- und korrosionsbeständige Metall- oder Textilgewebe, Fasern, Schüttungen oder Sinterkörper) einsetzbar.

Je nach Partikelgröße wirken bei filternden Abscheidern unterschiedliche Mechanismen. Der Abscheidemechanismus von Partikeln mit aerodynamischen Durchmessern von $> 1 \mu\text{m}$ beruht größtenteils auf dem Trägheitseffekt. Vor allem große Partikel (aerodynamische Durchmesser $\gg 1 \mu\text{m}$) folgen bei höheren Anströmgeschwindigkeiten auf Grund ihrer Trägheit nicht den Stromlinien des Gases um die Filterfasern und bleiben an der Filterfaser durch die dort auftretenden Haftkräfte hängen (Trägheitsabscheidung). Die Schwerkraftabscheidung kann bei sehr großen Partikeln (aerodynamische Durchmesser $\gg 10 \mu\text{m}$) und von oben nach unten durchströmten Filtern in nennenswertem Umfang auftreten.

Kleinere Partikel (aerodynamische Durchmesser $< 1 \mu\text{m}$) folgen zwar der Gasstromlinie um die Filterfaser. Das Gas strömt jedoch eng an der Filterfaser vorbei, so dass die Partikel mit dem Filtermaterial in Berührung kommen und dann haften bleiben, wenn der Abstand der

Stromlinie zur Faseroberfläche kleiner ist als der Partikelradius (Abscheidung durch Sperreffekt). Diffusionsbewegungen der Partikel, die durch Stöße zwischen Partikeln und Gasmolekülen verursacht werden (Brownsche Molekularbewegung), können dafür sorgen, dass diese mit der Faseroberfläche in Kontakt kommen, obwohl die Stromlinie fernab der Faser verläuft (Diffusionsabscheidung). Eine merkliche Abweichung von der ursprünglichen Partikelbahn erfolgt nur dann, wenn die Masse des Partikels sehr klein ist.

Elektrische Feldkräfte können die Abscheidung begünstigen, falls eine Ladungsdifferenz zwischen Partikel und Filterfaser vorliegt, siehe hierzu Abbildung 2.3. Geladene Filtermedien entladen sich jedoch mit zunehmender Partikelbelastung und in Kontakt mit Feuchtigkeit oder bei hohen Temperaturen, wodurch die Filtrationsleistung abnehmen kann.

Bei Oberflächenfiltern findet die Abscheidung der Partikel auf dem Filterkörper statt, wodurch sich ein Filterkuchen bildet, welcher zusätzlich eine filternde Funktion übernimmt. In Abhängigkeit des Filtermaterials, der Dicke und Struktur des Filterkuchens und der Filterflächenbelastung weisen Oberflächenfilter einen mehr oder weniger hohen Druckverlust auf.

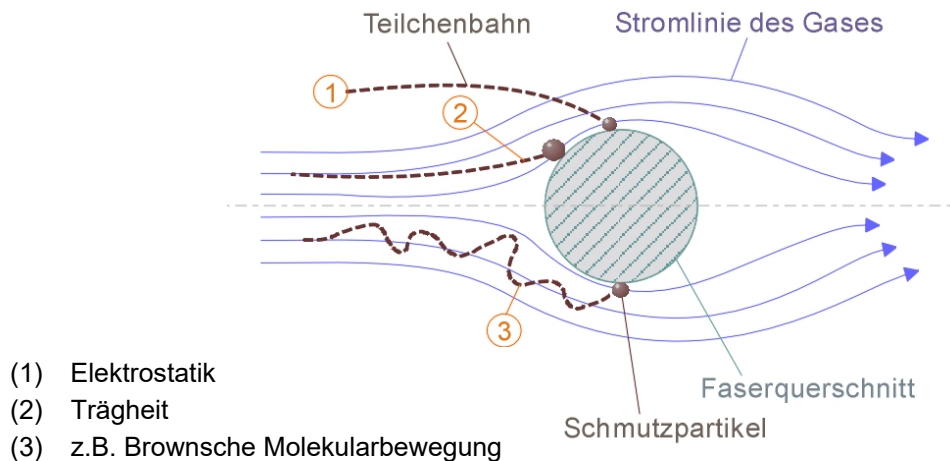


Abbildung 2.3 Funktionsprinzip filternder Abscheider (nach ILT,2017)

Die Höhe des Druckverlustes bestimmt den Stromverbrauch für das Filtergebläse und hat einen wesentlichen Einfluss auf die Lebenszykluskosten des Filters. Damit sich der Druckverlust während der Betriebszeit des Filters nicht kontinuierlich erhöht, müssen Oberflächenfilter periodisch abgereinigt werden. Hierbei wird ein Teil des Filterkuchens, z.B. durch einen Druckluftstoß, entfernt und fällt in einen Sammelbehälter. Die Abreinigung kann sowohl zeit- als auch druckgesteuert sein. Bisher werden Oberflächenfilter aufgrund des hohen apparativen Aufwandes erst ab Nennwärmeleistungen der Feuerungen von über 100 kW angeboten.

Bei Tiefenfiltern findet die Abscheidung dagegen im Innern des Filtermaterials statt. Eine Abreinigung findet hier nicht statt, das Filtermaterial wird so lange mit Staub belegt, bis der Druckverlust zu hoch wird. Der Verlauf des Druckverlustes über die Betriebszeit des Filtermaterials hängt u.a. von den Rohgaskonzentrationen und den Staubeigenschaften ab. Vor allem bei klebrigen Stäuben mit hohen Teeranteilen, die auch zu Glanzruß führen, kann u.U. ein schneller Anstieg des Druckverlustes erfolgen. Aufgrund des einfacheren Aufbaus von Tiefenfiltern wurden speziell für die Anwendung bei kleinen Biomassefeuerungen entsprechende Geräte für den unteren Leistungsbereich entwickelt.

Sowohl bei Oberflächen- als auch Tiefenfiltern besteht die Gefahr, dass bei einem übermäßigen Anstieg des Druckverlustes der Betrieb der Feuerungsanlage beeinträchtigt wird oder nicht mehr möglich ist. Um dies zu verhindern werden beispielsweise freie Mindestquerschnitte, Bypässe mit automatischer Regelung oder Kontrolleinrichtungen zur Erkennung einer erforderlichen Reinigung der Filterkörper eingesetzt. Darüber hinaus sind ggf. Maßnahmen bei einer möglichen Wasserdampf-Taupunktunterschreitung (z.B. Beheizung) oder beim möglichen Anfall von klebrigen Teeraerosolen (z.B. Filterkonditionierung durch Pre-coating) zu treffen.

2.2.4 Massenkraftabscheider

Fliehkraftabscheider oder (Multi-) Zyklone eignen sich aufgrund ihres Abscheideverhaltens von vor allem größeren Partikeln nicht dazu, die geringen Staubkonzentrationen der Stufe 2 der 1. BImSchV zu erreichen. Diese Geräte werden z.T. als Vorabscheider oder als Funkenfänger vor Gewebefiltern eingesetzt. Das Verfahren beruht auf der Massenkraftabscheidung und ist in Abbildung 2.4 dargestellt.

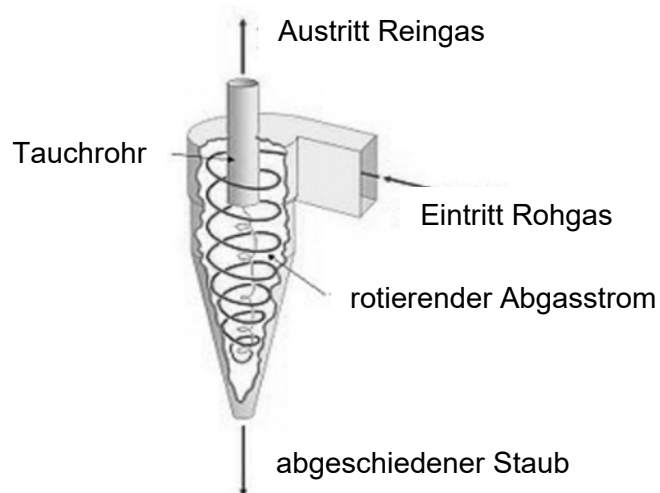


Abbildung 2.4 Funktionsprinzip eines Fliehkraftabscheiders (Piesche, 2016)

Das Abgas strömt tangential durch den Einlaufkanal in den zylindrischen Teil des Zyklons ein und bewegt sich in einer kreisförmigen Bahn nach unten. Durch die Verjüngung des anschließenden Kegels nimmt die Drehgeschwindigkeit des Abgasstromes stark zu. Mittels der im Zyklon auftretenden Fliehkkräfte werden die Partikel in Richtung Zyklonwand transportiert, scheiden sich dort ab oder werden an der Wand entlang in Richtung Kegelspitze transportiert. Der von Partikeln weitgehend gereinigte Gasstrom wird im Bereich der Kegelspitze umgelenkt und strömt nach oben in das Tauchrohr zum Reingasaustritt. Der abgeschiedene Staub wird am Ende des Konus gesammelt und meist mechanisch (z.B. mit Zellradschleusen) entfernt (siehe z.B. Piesche, 2016).

2.2.5 Katalytische Abgasreinigung

Zur Minderung gasförmiger Produkte unvollständiger Verbrennung bei Biomassefeuerungen können auch katalytisch wirkende Systeme (z.B. in Form von Wabenkatalysatoren oder als Schüttung oder Schaumkeramik) eingesetzt werden (Funktionsprinzip siehe Abbildung 2.5.). Diese Systeme können aus porösen Katalysatoren mit großer innerer Oberfläche oder auch aus nicht porösen Ganzmetallkatalysatoren bestehen. Hauptziel des Einsatzes ist die Minderung von Kohlenmonoxid und gasförmigen organischen Verbindungen (die auch Geruchsträger sein können) durch heterogene Katalyse, d.h. durch Oxidation dieser Verbindungen mit Sauerstoff zu Kohlenstoffdioxid und Wasser. Da sich in der Katalysatorstruktur auch Stäube ablagern können bzw. auch eine Oxidation von Ruß oder Teeren stattfinden könnte, ist ggf. auch eine geringe Minderung der Staubkonzentration möglich. Abgelagerte anorganische Stäube müssen regelmäßig, z.B. durch Auswaschen oder Abklopfen, entfernt werden.

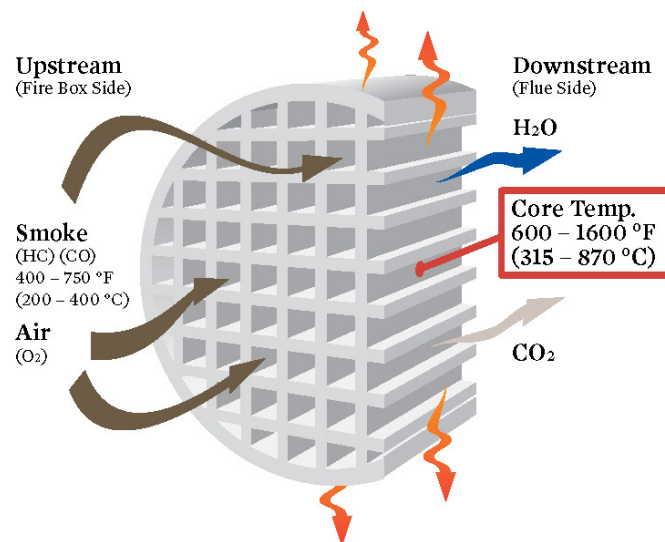


Abbildung 2.5 Funktionsprinzip eines Wabenkatalysators (Clariant, 2010)

Bei der heterogenen Katalyse laufen simultan physikalische und chemische Prozessschritte ab. Die typischen katalytischen Prozessschritte an einem porösen Katalysator lassen sich wie folgt charakterisieren (Bindig et al., 2011): konvektiver Stofftransport der Edukte im Gasraum als hydrodynamischer Prozess - Grenzschichtdiffusion der Edukte durch die hydrodynamische Grenzschicht an der äußeren Katalysatoroberfläche - Diffusion der Reaktionspartner im Inneren durch die Poren des Katalysatorkorns - Physisorption oder Chemisorption der Edukte an den aktiven Zentren des Katalysators - chemische Reaktion der Edukte zu Produkten an der Oberfläche (Oberflächenreaktion) - Desorption der Reaktionsprodukte von den aktiven Zentren - Porendiffusion der Produkte - Grenzschichtdiffusion der Produkte und letztlich konvektiver Stofftransport der Produkte im Gasraum.

Grundvoraussetzung für gleichbleibend hohe Umsätze und damit eine gute Minderungswirkung am Katalysator sind u.a. eine hohe katalytische Aktivität, eine große Selektivität bezüglich des gewünschten Produkts, eine hohe mechanische Stabilität und eine hohe Unempfindlichkeit gegenüber möglichen Katalysatorgiften (z.B. Schwefel), die zu einer Katalysatordesaktivierung führen können.

In der praktischen Umsetzung dieser Minderungsmaßnahme ist es wichtig, die Systeme so in die Feuerung oder am Ausgang der Feuerstätte einzubauen, dass die Temperaturen ausreichend hoch sind, um auch hohe Reduktionsraten zu erreichen. Von Vorteil sind hierbei Katalysatoren, die vergleichsweise geringe Anspring- und Arbeitstemperaturen haben, damit auch während den An- und Abfahrvorgängen in der Feuerung (z.B. bei Einzelraumfeuerungsanlagen in der Anbrand- oder Ausbrandphase) noch eine gewisse Reduktionsrate erreicht wird. Durch eine elektrische Beheizung können ggf. höhere Temperaturen am Katalysator in der Anheizphase der Feuerung oder im Teillastbetrieb erreicht werden.

Da vor allem bei Einzelraumfeuerungsanlagen die Betriebsbedingungen und damit auch die Gastemperaturen stark vom Betreiber beeinflusst werden können ist es wichtig, dass die katalytischen Systeme eine hohe thermische Stabilität aufweisen, die durch die maximale Dauerbetriebstemperatur und eine kurzzeitig ohne Schädigung verkraftbare Spitztemperatur charakterisiert ist. Zu hohe Temperaturen führen zum irreversiblen Aktivitätsverlust aufgrund von Sintervorgängen an der aktiven Oberfläche des Katalysators.

Darüber hinaus wird für die Oxidation von CO und VOC auch Sauerstoff benötigt, der ggf. bei einem ausreichenden Luftüberschuss im Abgas vor dem Katalysator bereits vorhanden ist oder separat zugeführt werden muss. Liegen in der Feuerung extreme Luftmangelsituationen vor, die sich z.B. bei Einzelraumfeuerungsanlagen bei unsachgemäßer Bedienung leicht ergeben können, so sind auch bei ausreichender Temperatur im Katalysator aufgrund der zu geringen O₂-Konzentration keine hohen Reduktionsraten möglich.

Um hohe Reduktionsraten zu erreichen, sind, neben einer großen katalytisch wirksamen Oberfläche und einer ausreichenden Reaktionszeit, auch eine gleichmäßige Durchströmung des Katalysators und eine homogene Verteilung der Konzentrationen an CO und VOC sowie O₂ im Gasstrom wichtig. Das katalytisch wirkende System sollte einen geringen Druckverlust aufweisen, vor allem wenn es in Feuerungen die im Naturzug betrieben werden, eingesetzt wird. Eine Porenblockierung durch Staubpartikel oder durch Ablagerungen von Ruß oder Teeren muss vermieden bzw. Maßnahmen ergriffen werden, dass beim Auftreten von zu hohen Druckverlusten oder bei einem Verblocken des Katalysators einen sicheren Weiterbetrieb oder ein sicheres Abfahren der Feuerung ermöglicht.

2.3 Minderungsmaßnahmen - Entwicklungen und Marktgeräte

Die Novelle der 1. BImSchV im Jahr 2010 mit der zweistufigen Verschärfung der Grenzwerte führte, unterstützt durch eine öffentliche Förderung, zur Entwicklung verschiedener Minderungsmaßnahmen für Biomassefeuerungen. Zum einen betraf dies die Entwicklung verbesserter Verbrennungs- und Regelkonzepte und Maßnahmen zur Steigerung und Gleichmäßigung der Brennstoffqualität. Zum anderen wurden Entwicklungsprojekte für kleine Elektrofilter, die meist als nachgeschaltete Geräte konzipiert waren, und für katalytisch wirkende Systeme, die in die Feuerungsanlage integriert oder dieser nachgeschaltet sind, durchgeführt. Auch die Entwicklung von filternden Abscheidern wurde in Angriff genommen.

Ein Teil der Entwicklungsarbeiten mündete in marktfähige Produkte, andere Entwicklungen wurden nur bis zum Prototypenstadium verfolgt und dann eingestellt. Neben technischen und wirtschaftlichen Risiken, die zur Einstellung der Entwicklungen führten, erfolgte in den letzten Jahren eine zunehmend kritische Bewertung des zu erwartenden Marktvolumens. Nach Ver-

abschiedung der Novelle der 1. BImSchV (2010) wurde ein vergleichsweise hohes Marktvolumen für nachgeschaltete Minderungsmaßnahmen (z.B. Kleinelektrofilter, katalytische Systeme) bei den Einzelraumfeuerungsanlagen gesehen, da die jährlich verkauften Stückzahlen (in 2016: ca. 300.000 Stück (HKI, 2017)) in diesem Bereich, trotz fallender Tendenz seit dem Jahr 2013, immer noch sehr hoch sind. Es zeigte sich allerdings, dass die überwiegende Zahl an neuen Marktgeräten die Anforderungen der 2. Stufe der 1. BImSchV auch ohne nachgeschaltete Minderungsmaßnahmen bei der Typprüfung erfüllt, so dass Zusatzkosten durch weitere Minderungsmaßnahmen im breiten Markt nicht realisiert werden können.

Im Heizkesselbereich sind die jährlichen Absatzzahlen deutlich niedriger (in 2015: ca. 30.000 Stück (DBH, 2016)) und zeigten in den letzten Jahren eine abnehmende Tendenz. Durch die Weiterentwicklung in der Verbrennungs- und Regelungstechnik und die konkrete Umsetzung der 1. BImSchV können z.B. Holzpelletkessel die geforderten Grenzwerte in der Praxis bei den Überwachungsmessungen meist einhalten (Beanstandungsquote in 2015: ca. 5 % für Überschreitungen CO- oder Staubgehalt im Abgas (Schlichter, 2016)), so dass zusätzliche Minderungsmaßnahmen nicht erforderlich sind. Stückholzkessel die mit naturbelassenem Holz betrieben werden, müssen die Anforderungen der 2. Stufe der 1. BImSchV erst seit dem 1.1.2017 einhalten, es liegen noch keine Zahlen über die Beanstandungsquoten vor.

Bei Heizkesseln die mit Hackschnitzeln oder gewerblichen Holzresten befeuert werden, ist die Einhaltung der Grenzwerte der 2. Stufe der 1. BImSchV (2010) (siehe Kapitel 2.1.1) schwieriger, was sich auch in einer höheren Beanstandungsquote zeigt (Beanstandungsquote in 2015: ca. 13 % bei mechanisch beschickten Anlagen für Überschreitungen CO- oder Staubgehalt im Abgas (Schlichter, 2016)). Ursache hierfür sind u.a., im Vergleich zu z.B. Holzpellets, die insgesamt meist schlechteren und stark wechselnden Brennstoffqualitäten. Bei Feuerungsanlagen, die z.B. mit Stroh, Heupellets oder sonstigen nachwachsenden Rohstoffen (Brennstoffe Nr. 8 und 13 in § 3 der 1. BImSchV (2010)) betrieben werden ist davon auszugehen, dass effektive Staubabscheider notwendig sind (siehe z.B. Struschka et al., 2014). Die jährlich verkauften Stückzahlen für diese Heizkessel sind allerdings relativ gering und die Anlagen weisen auch meist höhere Nennwärmeleistungen (über 30 kW) auf.

Gerade bei kleineren Heizkesseln (Nennwärmeleistungen unter 30 kW), die im Bestand und in den Verkaufszahlen stark vertreten sind, sind die Kosten für zusätzliche Minderungsmaßnahmen aus Wettbewerbsgründen ein wichtiger Faktor. So sollten die Zusatzkosten für die Minderungsmaßnahmen maximal bei 30 % des Kesselpreises liegen (Möller, 2016), was den technisch möglichen Aufwand stark einschränkt.

Ein weiteres wichtiges Kriterium für nachgeschaltete Minderungsmaßnahmen sind die oftmals sehr begrenzten Platzverhältnisse, vor allem wenn es sich um Systeme zu Nachrüstung handelt und ggf. beim Einbau im Wohnbereich. Letzteres führt zu höheren Anforderungen an das Design der Systeme und an die Betriebs- und Brandsicherheit.

Das typische Betriebsverhalten der kleinen Biomassefeuerungen, die üblicherweise diskontinuierlich mit vielen Start- und Stopphasen und häufigen Stillstandzeiten betrieben werden, erfordert einen zusätzlichen Entwicklungs- und ggf. Regelungsaufwand für nachgeschaltete Minderungsmaßnahmen.

Minderungsmaßnahmen dürfen, ebenso wie die Feuerungsanlage, nur verwendet werden, wenn ein Verwendbarkeitsnachweis für Bauprodukte vorliegt. Bei genormten bzw. geregelten

Bauprodukten, wie z.B. viele Bauarten von Feuerungsanlagen, erfolgt der Verwendbarkeitsnachweis anhand einer europäischen Norm-Typprüfung. Ist die Minderungsmaßnahme Bestandteil der Feuerungsanlage (d.h. in diese integriert oder nachgeschalteter fester Bestandteil), muss diese entsprechend den technischen Regeln der Norm (z.B. für Raumheizer nach DIN EN 13240 (2005) oder für Heizkessel für feste Brennstoffe nach DIN EN 303-5 (2012)) geprüft und entsprechend gekennzeichnet werden (mit Ü-Zeichen oder CE-Kennzeichnung). Sie dürfen dann nur mit dieser Feuerstätte verwendet werden.

Bei nicht geregelten Bauprodukten (z.B. nachrüstbaren Minderungsmaßnahmen) ist für die Verwendung eine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung notwendig. Das jeweils anzuwendende Zulassungsverfahren wird vom DIBt (Deutsches Institut für Bautechnik) durchgeführt. Hierin werden der Prüfumfang und die Prüfinhalte in Form eines Prüfprogrammes vom DIBt festgelegt sowie eine Bewertung der Prüfung vorgenommen. Wird das Prüfergebnis als ausreichend bewertet, erfolgt vom DIBt eine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung für den Zulassungsgegenstand. Die Prüfung der festgelegten Anforderungen erfolgt durch eine unabhängige Prüfstelle. Wesentlicher Bestandteil des Zulassungsverfahrens bei nicht geregelten Bauprodukten liegt in der Bewertung der Betriebs- und Brandsicherheit der Anlage, wohingegen der Wirkungsgrad der Minderungsmaßnahme weniger stark bewertet wird und die Vorgehensweise zur Ermittlung des Abscheidegrades auch nicht detailliert festgelegt ist (Anforderung: der Abscheidegrad bei Staubabscheidern sollte 30 % betragen) (Kersten, 2011).

Da das Abscheidevermögen bei Staubminderungsmaßnahmen durch die Staubeigenschaften, die Staubkonzentration und den Abgasvolumenstrom beeinflusst wird und diese Parameter wiederum von der Art und dem Betrieb der Feuerung einerseits und vom Brennstoff andererseits abhängen, sind zur Vergleichbarkeit der Abscheideleistung verschiedener Staubabscheider einheitliche Prüfkriterien erforderlich, die in der Vornorm DIN spec 33999, (2014) festgelegt sind. Die Prüfverfahren unterscheiden sich für Staubabscheider an Feuerungen mit diskontinuierlicher Beschickung (Einzelraumfeuerungsanlagen und Naturzugkessel ohne Gebläse) und an kontinuierlich beschickten Feuerungen (z.B. Hackschnitzel- und Pelletkessel sowie Pelletöfen). Die Vornorm beschreibt den Aufbau des Prüfstands und das Prüfverfahren. Hierdurch sollen vergleichbare Ergebnisse erzielt werden, auch wenn die Prüfung von verschiedenen Prüfinstituten durchgeführt wird. Sie gilt für Staubminderungseinrichtungen, die als Einzelbauteile z. B. an bestehenden Feuerungsanlagen nachgerüstet werden können und nicht für Staubminderungseinrichtungen, die integrierter Bestandteil einer Feuerungsanlage sind. Der Einsatzbereich der Staubminderungseinrichtung wird durch den Hersteller festgelegt. Nach aktuellem Stand wurde diese Vornorm bisher bei keiner Prüfung eines Staubabscheiders im Rahmen des Zulassungsverfahrens des DIBt angewendet, da hierfür keine Verpflichtung besteht (Plegnière, 2017).

Im Folgenden werden wichtige Entwicklungen im Bereich der Minderungsmaßnahmen und auf dem Markt verfügbare Geräte beschrieben, mit Schwerpunkt für Biomassefeuerungen bis zu einer Nennwärmeleistung von 50 kW.

2.3.1 Elektrostatische Staubabscheider

In Tabelle 2.5 ist eine Übersicht über elektrostatische Staubabscheider enthalten, die zur Nachrüstung oder als Bestandteil der Feuerungsanlage konzipiert sind.

Tabelle 2.5 Übersicht über elektrostatische Staubabscheider zur Nachrüstung oder als Bestandteil der Feuerungsanlage (nach Herstellerangaben)

Typ	Hersteller	Installationsort	Reinigung	Brennstoffe	Einzelraumfeuerungen Nennwärmeleistung	Heizkessel Nennwärmeleistung	Entwicklungsstand
Elektrofilter zur Nachrüstung							
OekoTube OT2 ¹⁾	Schröder Abgastechologie *	Schornsteinmündung	Schornsteinfeger	Stückholz / Hackschnitzel / Pellets	bis 50 kW	bis 50 kW	DIBt-Zulassung
OekoTube Inside	Schröder Abgastechologie *	nach Heizkessel	Schornsteinfeger	Stückholz / Hackschnitzel / Pellets	-	bis (25) 50 kW	DIBt-Zulassung
U-Filter	Schröder Abgastechologie *	nach Heizkessel	Nassabreinigung	Stückholz / Hackschnitzel / Pellets	-	bis 180 kW	markterhältlich
AL-Top	Schröder Abgastechologie *	nach Heizkessel	Nassabreinigung	Feststofffeuerungen	-	bis 300 kW	DIBt-Zulassung
Filterbox	Schröder Abgastechologie *	nach Heizkessel	Nassabreinigung	Holzfeuerungen	-	300 - 600 kW	markterhältlich
Filterbox-S ²⁾	Schröder Abgastechologie *	nach Heizkessel	Vibration	keine Angaben	-	bis 300 kW	markterhältlich
OekoRona	Schröder Abgastechologie *	nach Heizkessel	Schieber	Stückholz / Hackschnitzel / Pellets	-	bis 300 kW	DIBt-Zulassung
Airjekt 1 ³⁾	Kutzner+Weber *	Verbindungsrohr	Schornsteinfeger	Stückholz / Pellets	bis 25 kW	bis 50 kW	DIBt-Zulassung
Airjekt 25-50	Kutzner+Weber *	nach Heizkessel	Nassabreinigung	keine Angaben	-	bis 100 kW	DIBt-Zulassung beantragt
Carola Baureihe CCA ⁴⁾	Carola Clean Air GmbH *	nach Heizkessel	rotierende Bürste	Stückholz / Hackschnitzel / Pellets	-	bis 200 kW	DIBt-Zulassung
Dry ESP	Robert Bosch GmbH **	Verbindungsrohr	Schornsteinfeger	Stückholz, Pellets	bis 25 kW	bis 50 kW	Prototyp
Ruff-Kat	Ruff-Kat GmbH *	Schornsteinmündung	Vibration	Stückholz, Pellets	bis 25 kW	bis 25 kW	Prototyp
KFK-Mini Box ⁵⁾	TH Alternative Energie *	nach Heizkessel	Nassabreinigung	Stückholz / Hackschnitzel / Pellets	-	bis 50 kW	Prototyp
Elektrofilter als Bestandteil der Feuerungsanlage							
Airbox	Spartherm GmbH *	Aufsatzmodul	manuell	Stückholz	bis 15 kW	-	Prototyp
Elektrofilter ESPF	Fröling Ges.m.b.H. *	nach Heizkessel	Nassabreinigung	Hackgut	-	bis 150 kW	markterhältlich
EC Filter 24/85/250 kW	Guntamatic Heiztechnik GmbH *	nach Heizkessel	Klopfabreinigung	Stückholz / Hackschnitzel / Pellets	-	bis 250 kW	markterhältlich
Filterbox 25 / 50 / 160	IZES gGmbH *	im / nach Heizkessel	manuell	Stückholz / Hackschnitzel / Pellets	-	bis 50 kW	Prototyp

¹⁾ Nachfolgemodell des Typs "Future Refine" (DIBt-Zulassung Z-7.4-3471 vom 5.3.2013 (Geltungsdauer: 5.3.2018))

²⁾ Weiterentwicklung der Typenreihe SF der Spanner Re² GmbH

³⁾ Nachfolgemodell des Typs "Zumik@on" (DIBt-Zulassung Z-7.4-3442 vom 14.3.2011 (Geltungsdauer: 14.3.2016))

⁴⁾ Baureihe Carola CCA-25, CCA-50, CCA-100 und CCA-200

⁵⁾ es wurden noch weitere Prototypen unter den Bezeichnungen KFK-NH 200, KFK-Box M200 und KFK-Box M500 für größere Kesselleistungen bis 500 kW entwickelt

* Herstellerangaben (Prospekte zu Produkten oder Vorträge, siehe Quellenverzeichnis: Name des Herstellers)

** Mandl et al., 2010

Grundsätzlich werden bei Elektrofiltern, in Bezug auf die Anforderungen an Staubabscheider für kleine Biomassefeuerungsanlagen, einige Vorteile gesehen: es können hohe Abscheideleistungen bei geringem Druckverlust erreicht werden, es ist eine einfache konstruktive Umsetzung möglich, die Wartung ist wenig aufwändig und es fallen nur geringe Betriebskosten an (siehe z.B. Berhardt et al., 2016). Die Entwicklungserfahrungen der letzten Jahre zeigen allerdings, dass die Umsetzung in ein zuverlässiges und kostengünstiges Produkt mit hohen Abscheideleistungen, die auch bei unterschiedlichen Staubeigenschaften und Staubkonzentrationen erreicht werden, nur schwer zu realisieren ist.

Elektroabscheider der Fa. Spartherm

So wurden bisher nur drei Entwicklungen von Elektrofiltern vorgestellt, die Bestandteil der Feuerungsanlage sind, wobei nur ein Produkt derzeit am Markt erhältlich ist. Im Bereich der Einzelraumfeuerungsanlagen wurde von der Firma Spartherm Feuerungstechnik GmbH in Melle ein integrierter Elektroabscheider für Kaminöfen und, als Aufsatzmodul, für Kamineinsätze entwickelt, siehe Abbildung 2.6 (Spartherm, 2011).

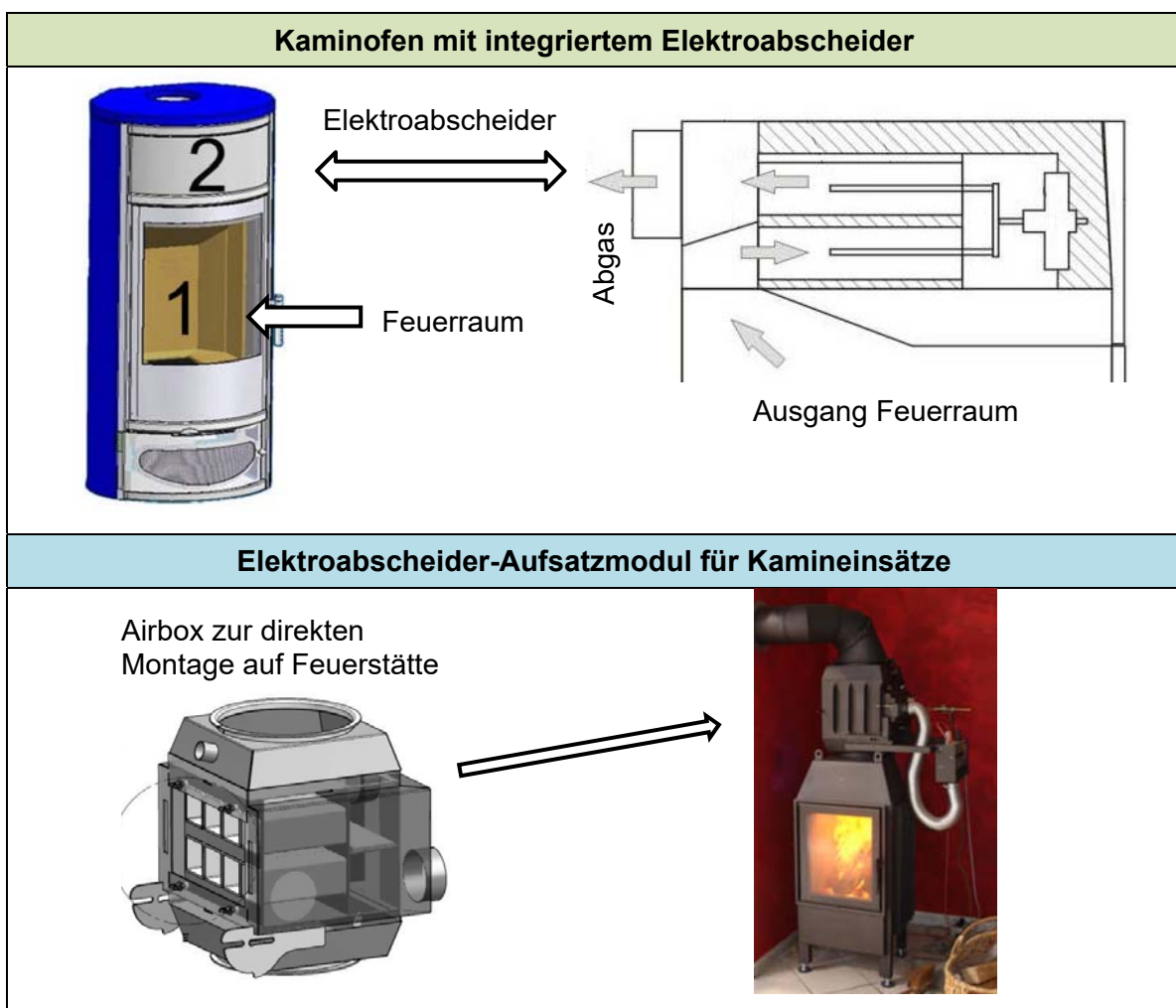


Abbildung 2.6 Entwicklung der Firma Spartherm: integrierter Elektroabscheider für Kaminöfen und für Kamineinsätze (Spartherm, 2011)

Als Abscheideleistungen werden von der Firma Spartherm für den in einem Kaminofen integrierten Elektroabscheider im Mittel 60 % und für das Aufsatzmodul für Kamineinsätze (Airbox) im Mittel 60 - 80 % anhand gravimetrischer Staubmessungen angegeben. Unter welchen Randbedingungen die Messungen genau stattfanden und wie der Abscheidegrad berechnet wurde ist nicht beschrieben (Spartherm, 2011). Die beiden Systeme wurden nicht bis zur Marktreife weiterentwickelt.

Elektroabscheider der IZES gGmbH

Die IZES gGmbH (Institut für Zukunftsenergiesysteme) hat einen Elektrofilter für Kesselanlagen (Filterbox 25 / 50 / 160) entwickelt, welcher nun in Kooperation mit dem Heizkesselhersteller HOVAL AG in einem Kleinserientest auf Langzeittauglichkeit, Massentauglichkeit und Breiten- beziehungsweise Nutzertauglichkeit überprüft wird. Dieser neuartige Elektrofilter, der bisher in drei Größen (Nennwärmeleistung der Feuerungsanlage: 25, 50 bzw. 160 kW) umgesetzt wurde, zeichnet sich im Besonderen durch den Elektrostatischen Filter Controller (EFC) aus. Dieser EFC sorgt einerseits für die Bereitstellung der Hochspannung und regelt durch intelligente Algorithmen die Betriebsführung des Elektrofilters. Hierfür wertet er eigene Messwerte, sowie ausgewählte Betriebsparameter des Kessels aus und ermittelt so den aktuellen Betriebszustand. Diese Regelungseinheit kann auch durch Online-Überwachung aus der Ferne ausgelesen und gewartet werden.

Die zweite Besonderheit des Elektrofilters stellt die Filterstrecke dar. Sie kann je nach Platzverhältnis bzw. Kesselkonstruktion direkt im Kessel integriert werden (bauliche Integration der Filterstrecke direkt in die Nachheizflächen des Kessels) oder adaptiv als Filterbox direkt an den Abgasstutzen des Kessels angebaut werden. In beiden Fällen ist das Filtersystem als Kesselbestandteil zu sehen. Untersucht werden derzeit 12 Prototypen, die an verschiedenen Kesseltypen (2 Anlagen mit Stückholz, 2 Anlagen mit Holzhackschnitzel, 7 Anlagen mit Holzpellets und 1 Anlage für Holzpellets und Stückholz) adaptiert sind, so dass möglicherweise Mitte 2017 nach Abschluss der Untersuchungen ein marktreifes Produkt verfügbar ist. Als Abscheidegrade werden vorläufig (das Forschungsprojekt hat eine Laufzeit bis Mai 2017) bei Stückholzfeuerungen 80 % (Rohgaskonzentration $\sim 80 \text{ mg/m}^3$), bei Pelletfeuerungen 75 % (Rohgaskonzentration $\sim 28 \text{ mg/m}^3$) angegeben, wobei unterschiedliche Betriebsmodi der Feuerungen eingestellt wurden, um bei nicht optimalen Verbrennungsbedingungen erhöhte Rohgaskonzentrationen zu erzeugen (IZES, 2015 und IZES, 2016).

Elektroabscheider der Fa. Guntamatic GmbH

Für einige Kesseltypen des Herstellers Guntamatic Heiztechnik GmbH (A-Peuerbach) im unteren Leistungsbereich bis 85 kW, z.B. für den Stückholzkessel BIOSMART oder den Pelletkessel BIOSTAR und im mittleren Leistungsbereich bis 250 kW, wird der Elektrofilter EC Filter (Guntamatic, 2016) angeboten. Dieser stellt eine Kombination von Zyklonabscheider und Elektrofilter dar, wobei über den Zyklon ein Bypass eingestellt werden kann, so dass z.B. in der Startphase oder bei instationären Betriebsphasen des Kessels der Elektrofilter nicht von Abgas durchströmt wird. Der Elektrofilter wird mittels einer Klopfleinrichtung abge-

reinigt. Nähere Informationen (z.B. Abscheide- und Praxisverhalten des Filters) wurden bisher nicht veröffentlicht.

Elektroabscheider der Fa. Bosch

Weitaus mehr Entwicklungen (insgesamt 13) wurden für Elektrofilter zur Nachrüstung von Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe vorgestellt, die teilweise auch am Markt erhältlich sind, meist mit DIBt-Zulassung. Allerdings sind von diesen nur zwei Produkte für Einzelraumfeuerungsanlagen geprüft, die Übrigen sind für den Einsatz an Heizkesseln bestimmt, und hier überwiegend im Anwendungsbereich von > 50 kW Nennwärmeleistung der Feuerungsanlage.

Zwei der drei nicht weiter verfolgten Entwicklungen waren auch für den Einsatz an Einzelraumfeuerungsanlagen vorgesehen. Von der Firma Robert Bosch GmbH wurde ein Nachrüstfilter (Dry ESP) vor allem für den Einsatz an Pelletfeuerungen entwickelt, der sich durch eine besondere Abreinigung der Elektrode mittels eines Bimetalls auszeichnet (siehe Abbildung 2.7). Als Abscheideleistungen werden vom Hersteller bei hohen Rohgasstaubkonzentrationen (> 400 mg/m³) 60 % und bei geringen Rohgasstaubkonzentrationen (< 100 mg/m³) 80 bis 90 % angegeben. Bei einem Dauertest (860 h) an einem Pelletkessel wurde eine mittlere Abscheideleistung von 70 % erreicht (Mandl et al., 2010). Details zu den Betriebsbedingungen der untersuchten Feuerungsanlagen, der eingesetzten Staubmesstechnik und der Vorgehensweise bei der Ermittlung der Abscheideleistung wurden nicht veröffentlicht.

Hochspannungselektrode



Elektrodenreinigung mit Bimetall



Abbildung 2.7 Entwicklung der Firma Robert Bosch GmbH: Dry ESP für Einzelraumfeuerungsanlagen und Heizkessel (vornehmlich für den Brennstoff Holzpellets) (Mandl, 2010)

Elektroabscheider der Fa. Ruff-Kat GmbH

Von der Ruff-Kat GmbH wurde ein elektrostatischer Partikelabscheider zur Nachrüstung für Feuerstätten bis 40 kW Nennwärmeleistung für die Brennstoffe Scheitholz, Pellets und Hackschnitzel zum Einbau auf die Schornsteinmündung entwickelt, siehe Abbildung 2.8 (Mandl, 2010). Dieses System besteht aus vier Bauteilen: Wetterschutzhaube, Filterkorpus mit Elektrode und Abscheidebereich, Elektronikasten sowie einer Montageplatte mit indivi-

duellem Schornsteineinschub für rechteckige oder runde Querschnitte (Durchmesser von 120 bis 350 mm). Die periodische Abreinigung des anhaftenden Staubes erfolgte durch Vibration der Abscheidestrecke. Der Staub sollte dann im Schornsteinbereich absinken und durch den Schornsteinfeger im Rahmen der normalen Kehrintervalle entnommen werden.

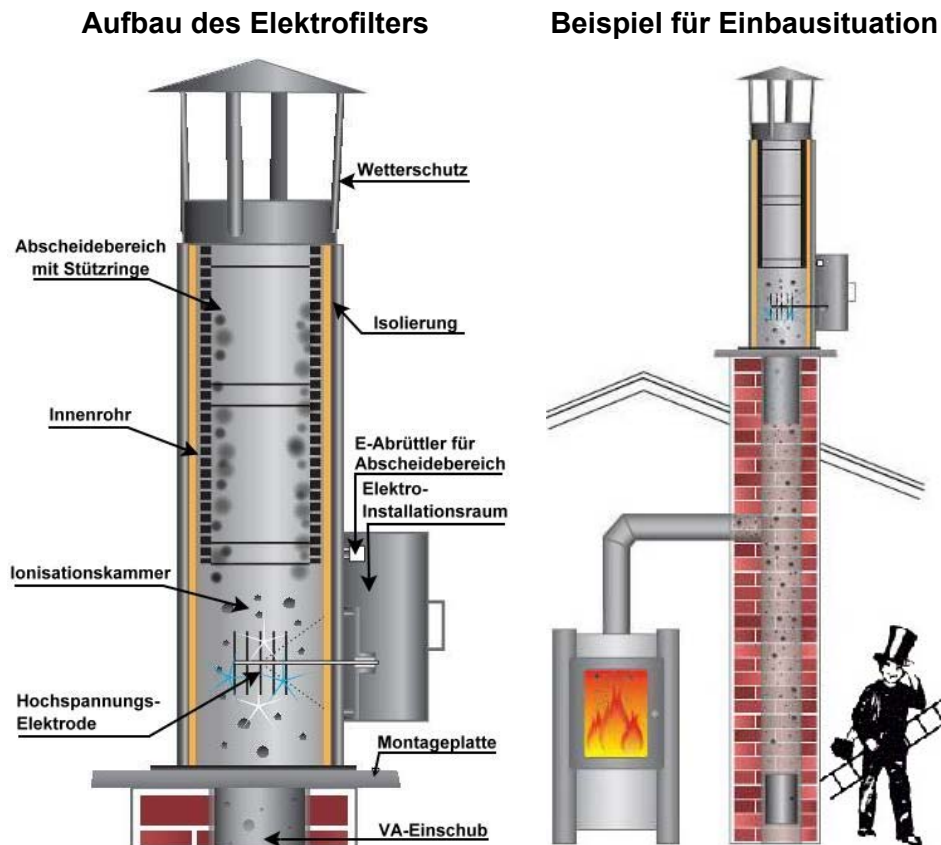


Abbildung 2.8 Entwicklung der Firma Ruff-Kat GmbH: Ruß- und Feinstaubfilter für Holzöfen Ruff-Kat (auch als RUFTEC Feinstaubfilter bezeichnet) (Mandl, 2010)

Im Rahmen von Prüfstands- und Felduntersuchungen wurden Optimierungen an der Konstruktion (u.a. Elektrodenform) vorgenommen und intensivere Untersuchungen zur Abscheideleistung an unterschiedlichen Einzelraumfeuerungsanlagen und Heizkesseln durchgeführt.

In Tabelle 2.6 sind die bei den Untersuchungen ermittelten Abscheidegrade in Abhängigkeit der verwendeten Feuerungsanlagen und der Bandbreite der Staubkonzentrationen im Rohgas aufgelistet (Launsky und Oehler, 2014). Nähere Angaben zur Versuchsdurchführungen, den Randbedingungen bei den Untersuchungen und zur Vorgehensweise bei der Ermittlung der Abscheidegrade liegen nicht vor.

Tabelle 2.6 Abscheidegrade für die Entwicklung der Firma Ruff-Kat GmbH: Ruß -und Feinstaubfilter für Holzöfen Ruff-Kat (auch als RUFTEC Feinstaubfilter bezeichnet) (nach Launsky und Oehler, 2014)

Feuerungsanlage	Brennstoffe	Staub in mg/m ³ *	Abscheidegrad in %
Prüfstandsuntersuchungen			
Hackschnitzelkessel **	Hackschnitzel	ca. 80	67
Kaminofen **	Scheitholz	ca. 150 - 480	38 - 68
Hackschnitzelbrenner **	Hackschnitzel	ca. 70 bis 120	71 - 81
Felduntersuchungen			
Stückholzkessel (Altgerät) (Nennwärmeleistung 29 kW)	Holzbricketts	ca. 10 - 80	15 - 56
Stückholzkessel (modern) (Nennwärmeleistung 28 kW)	Stückholz	ca. 20 bis 90	56 bis 82
Dauerbrandofen (Altgerät) (Nennwärmeleistung 5,6 kW)	Stückholz / Holzbricketts	ca. 120 - 800	35 bis 60
Kaminofen (modern) (Nennwärmeleistung 6 kW)	Stückholz	ca. 80 - 200	24 - 66

* Rohgaskonzentration bei 13 Vol.-% O₂

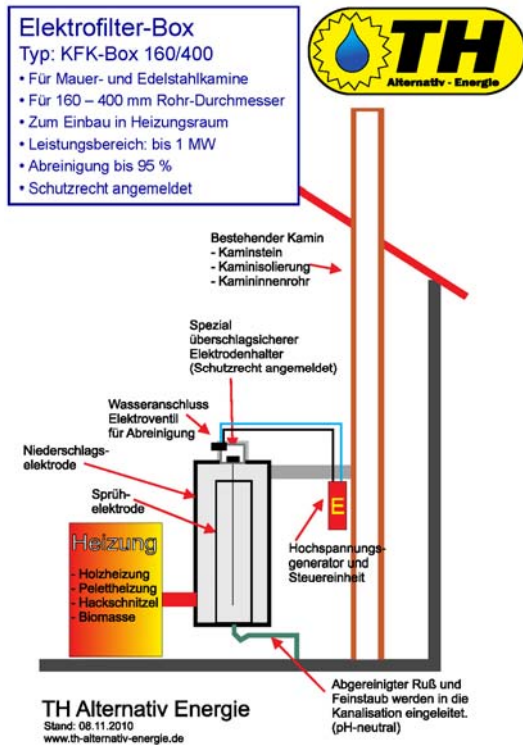
** keine Angaben zur Nennwärmeleistung der Feuerungsanlage

Elektroabscheider der Fa. TH Alternative Energie GmbH

Die Firma TH Alternative Energie GmbH entwickelte Elektrofilter-Boxen zur Nachrüstung mit den Bezeichnungen KFK-Mini, KFK-NH 200, KFK-Box M200 und KFK-Box M500 für unterschiedliche Kesselleistungen. Die kleinste Elektrofilter-Box KFK-Mini war für Nennwärmeleistungen von 30 bis 50 kW und die größte Elektrofilter-Box KFK-Box M500 war für Nennwärmeleistungen bis 500 kW ausgelegt. Die Abreinigung der Abscheideflächen wurde mit Wasser vorgenommen. Messergebnisse für den Typ KFK-Box 200 an einer Hackschnitzelfeuerung mit 43 kW Nennwärmeleistung ergaben Abscheidegrade von 73 bis 95 % bei Rohgaskonzentrationen für Staub von 48 bis 108 mg/m³ und Reingaskonzentrationen von 2 bis 14 mg/m³, siehe Abbildung 2.9. Nähere Angaben zur Versuchsdurchführungen, den Randbedingungen bei den Untersuchungen und zur Vorgehensweise bei der Ermittlung der Abscheidegrade liegen nicht vor. Diese Entwicklungen sind nicht am Markt verfügbar.

In Kiener et al. (2010) sind Prüfstandsuntersuchungen mit fünf unterschiedlichen Elektrofiltern beschrieben, die an drei verschiedenen Feuerungsanlagen installiert waren. Der Elektrofilter vom Typ Feinstaubkiller von TH Alternative Energie wurde an einem Naturzug-Stückholzkessel (Hersteller HDG Bavaria GmbH., Typ SL 14, Nennwärmeleistung 14,9 kW) angeschlossen. Als Brennstoff wurde Fichtenscheitholz mit einer Länge von 33 cm verwendet. Die Ergebnisse zu den ermittelten Staubkonzentrationen und zum berechneten Abscheidegrad sind in Abbildung 2.10 für den Elektrofilter Feinstaubkiller beim Einsatz am Naturzug-Stückholzkessel dargestellt.

Beispiel für Einbausituation



Messergebnisse KFK-Box 200

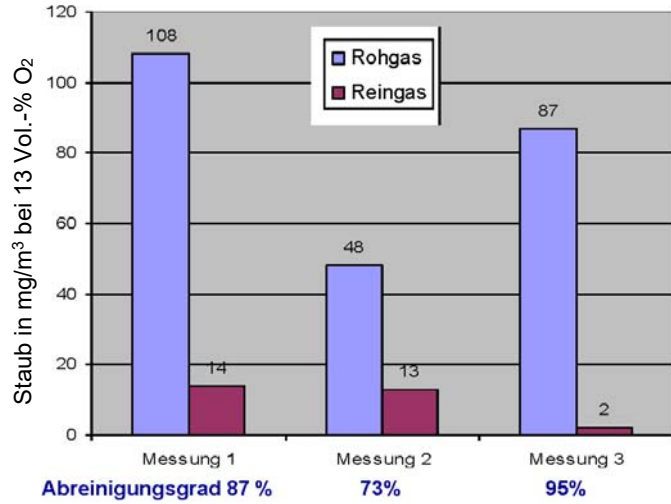


Abbildung 2.9 Entwicklung der Firma TH Alternative Energie: Elektrofilter-Boxen Feinstaubkiller (TH Alternative Energie, 2011)

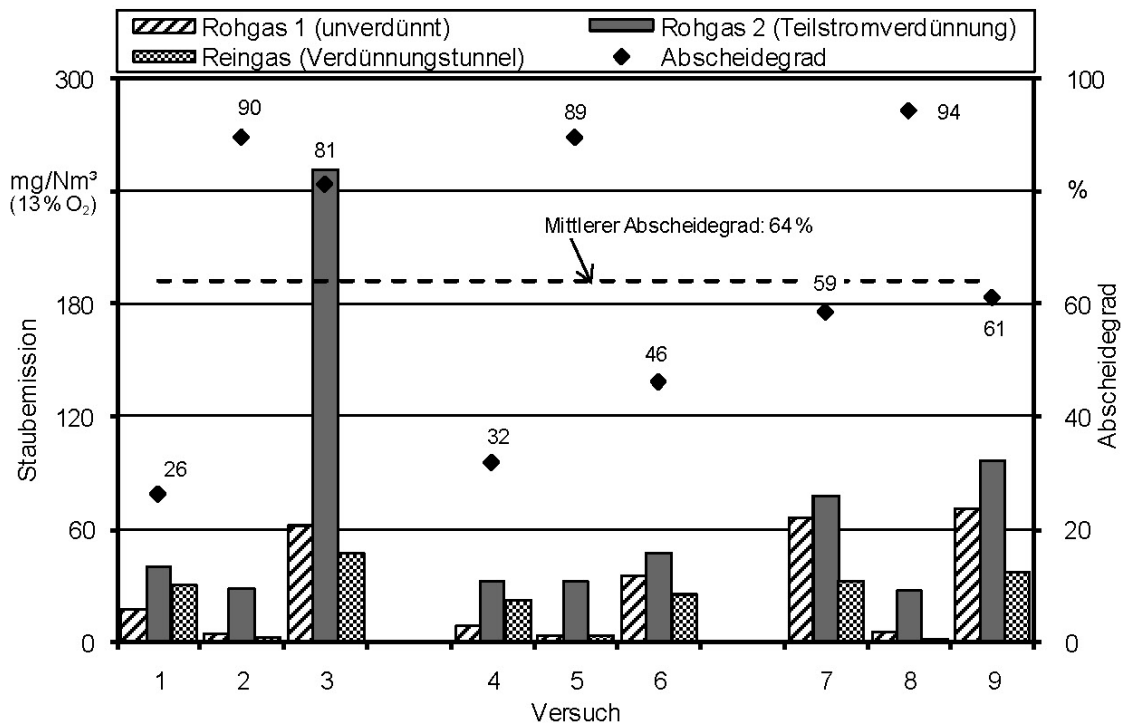


Abbildung 2.10 Staubemissionen und Abscheidegrade für den Elektrofilter TH Feinstaubkiller am Naturzug-Stückholzkessel HDG SL 14 (Abscheidegrad: Differenz zwischen Rohgas (unverdünnt oder Teilstromverdünnt) und Reingas (Verdünnungstunnel), der jeweils größte Wert ist dargestellt) (Kiener et al., 2010)

Zwischen der Feuerung und dem Elektrofilter befanden sich zwei Rohgas-Messstellen. Die Staubmessungen im Roh- und Reingas wurden nach VDI-Richtlinie 2066 Blatt1 (2006) durchgeführt. Im Rohgas wurde zeitgleich der Gesamtstaub im unverdünnten Abgas und mit einer zweiten Staubmesseinrichtung im teilverdünnten Abgas durchgeführt.

Hierzu wurde eine Eigenentwicklung zur Teilstromverdünnung eingesetzt, die vor dem Staubfilter eingebaut war. Mit der Teilstromverdünnung sollte eine Kondensation von gasförmigen Abgasbestandteilen (z.B. hochsiedende organische Verbindungen) erreicht werden. Das Abgas wurde nach dem Elektrofilter mit gefilterter Raumluft verdünnt, die Reingas-Messstelle lag im verdünnten Abgas (Verdünnungstunnel).

Die Staubkonzentration im unverdünnten Rohgas lagen zwischen 4 und 72 mg/m³ (bei 13 Vol.-% O₂) und im Reingas zwischen 2 und 47 mg/m³ (bei 13 Vol.-% O₂), wobei die geringeren Werte auch immer bei den geringeren Rohgaswerten erreicht wurden. Der Abscheidegrad liegt zwischen 26 und 94 %, im Mittel werden 64 % bei einem Variationskoeffizienten von 40 % erreicht (Kiener et al., 2010).

Elektroabscheider der Fa. Carola Clean Air GmbH

Die Firma Carola Clean Air GmbH entwickelt und produziert Abscheider in verschiedenen Größen und kann diese je nach Nennwärmeleistung der Feuerung anbieten. Für Feuerungen bis zu 50 kW sind die Abscheider Carola 25 (bis 25 kW) und Carola 50 (bis 50 kW) einsetzbar, siehe Abbildung 2.11. Der größte angebotene Abscheider (Typ CCA-200) ist für Feuerungen mit einer Nennwärmeleistung von 200 kW geeignet. Die CCA-Baureihe hat eine DIBt-Zulassung (Zulassungsnummer Z-7.4-3504 vom 24.8.2015, gültig bis 24.8.2020) (DIBt, 2015 (2)). Das Abscheideverfahren dieser Filter wurde vom Karlsruher Institut für Technologie (KIT - Institut für Technische Chemie) entwickelt (siehe z.B. Bologna et al., 2011). Die Baureihe kann einerseits zur Nachrüstung vorhandener Kesselanlagen genutzt werden, andererseits ist grundsätzlich auch eine feste Kombination mit einem bestimmten Kesseltyp möglich. Derzeit finden in Zusammenarbeit mit dem Kesselhersteller HDG Bavaria GmbH umfangreiche Langzeittests der Filtertypen an installierten Heizkesseln statt (z.B. Paur, 2016).

Das Funktionsprinzip und der grundsätzliche Aufbau des Filters sind bei allen Größen der Baureihe identisch. Die Filter werden direkt am Kesselausgang angeschlossen. Das Abgas tritt in die Ionisierungskammer ein und wird dort durch Coronaentladung ionisiert. Die ionisierten Partikel werden im nächsten Schritt auf geerdeten Edelstahlbürsten mit einem Abscheidegrad von 70 bis 90 % abgeschieden.

Das gereinigte Abgas verlässt den Filter und wird über ein Verbindungsrohr in den Schornstein geleitet. Lt. Herstellerangaben werden dabei auch unter schwierigen Verbrennungsbedingungen die Grenzwerte für Staub der 2. Stufe der 1. BImSchV (2010) eingehalten. Ein positiver Nebeneffekt ist, dass weniger Reinigungsarbeiten direkt am Schornstein anfallen. Die Edelstahlbürsten, an welchen sich die Partikel abscheiden, und die Gasaustrittsrohre werden durch regelmäßige Rotation der Bürsten gereinigt. Die abgeschiedenen Partikel fallen in eine Aschelade, die dann bei Bedarf gelehrt werden muss (Carola CCA, 2016).

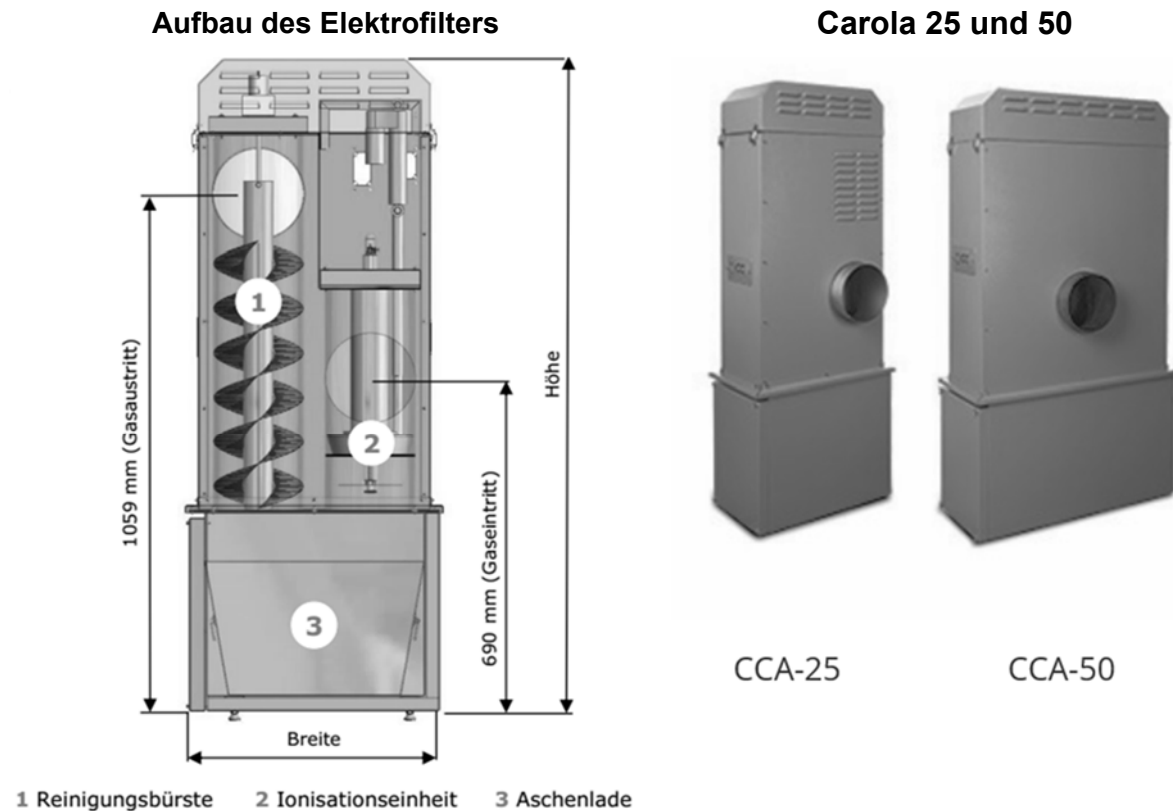


Abbildung 2.11: Auswahl elektrostatischer Abscheider der Baureihe CCA der Firma Carola Clean Air GmbH (identisches Funktionsprinzip und vergleichbarer Aufbau innerhalb der Baureihe) (Carola CCA, 2016)

Das Gerät wird bereits montagefertig ohne weiteres Zubehör zusammen mit einem Schaltschrank geliefert. Laut Hersteller ist kaum ein Austausch von Verschleißteilen nötig. Das Gerät hat ein korrosionsbeständiges Gehäuse aus Edelstahl, das eine lange Standzeit ermöglicht. Die Funktion des Filters wird über eine speicherprogrammierbare Steuerung (SPS) kontinuierlich überwacht. Der Abscheider wird bei Bedarf durch den Kessel automatisch ein- oder ausgeschaltet. Die Leistungsaufnahme für den Typ CCA-25 wird mit 40 W angegeben.

In Tabelle 2.7 sind Angaben zur Installation der Carola-Typen CCA-25 und CCA-50 aufgelistet. Es ist zu beachten, dass diese Abscheider nur für Heizkesselanlagen für Holz (Brennstoffe: Stückholz, Holzbriketts, Holzpellets und Hackschnitzel) und nicht für Einzelraumfeuerungen zugelassen sind (Carola CCA, 2016, DIBt, 2015).

Das Betriebsverhalten der Carola CCA-Filtertypen in Verbindung mit unterschiedlichen Feuerungsanlagen wurde mittels Langzeittests auf dem Prüfstand und bei Feldmessungen an installierten Anlagen intensiv untersucht und durch konstruktive und regelungstechnische Maßnahmen (z.B. Optimierung der Elektrodenreinigung) verbessert.

Prüfstandsuntersuchungen eines CCA-100 an einem Hackschnitzelkessel des Herstellers HDG mit 100 kW Nennwärmeleistung ergaben Abscheidegrade im Bereich von 60 bis 90 % bei Rohgasstaubkonzentration von 50 bis 150 mg/m³. Die Leistungsaufnahme des Abscheiders zeigte sich hierbei in der Tendenz abhängig vom Abscheidegrad, siehe Abbildung 2.12 (Paur et al., 2015 (1) und 2015 (2)).

Tabelle 2.7 Angaben zur Installation der Partikelabscheider Carola CCA-25 und CCA-50 (Carola CCA, 2016)

Hersteller Carola	CCA 25	CCA 50
notwendige Zugänglichkeit zur	Ascheentleerung	Ascheentleerung
Maße H x B x T in mm	1.330 x 500 x 595	1.400 x 667 x 365
Abgasrohrdurchmesser in mm	180	250
maximale Abgastemperatur in °C	300	300
Versorgungsspannung in V	230	230
Leistungsaufnahme in W	40	60
maximaler Volumenstrom in m ³ /h	65 - 75	130 - 150
Druckverlust in Pa	20 - 40	25 - 50

Ergebnisse Langzeittest Carola-Abscheider (CCA-100):

- 100 kW-Hackschnitzelfeuerung (HDG)
- Messung mit 2x Wöhler SM 500
- Massenkonzentration 50 – 150 mg/Nm³
- Abscheidegrade 60 – 90%
- Stabiler Langzeitbetrieb ca. 2500 h

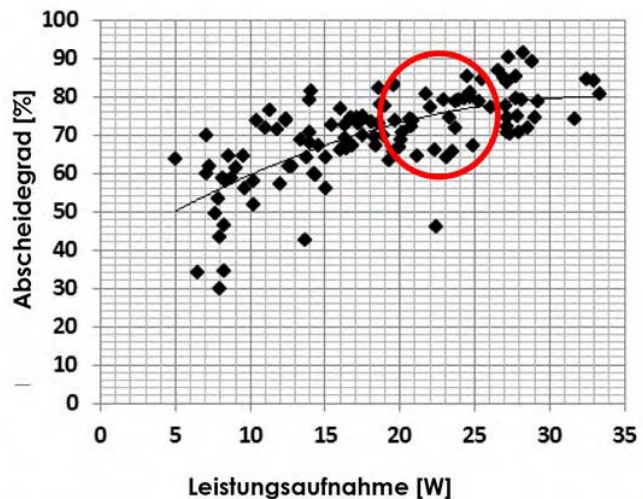


Abbildung 2.12 Ergebnisse von Prüfstand-Langzeittests mit dem Carola-Abscheider CCA-100 an einer Hackschnitzelfeuerung (links) und Zusammenhang zwischen Leistungsaufnahme des Abscheiders und Abscheidegrad bei den Langzeittests (Paur et al., 2015)

In umfangreichen Feldtests sollen Untersuchungen von verschiedenen Abscheidergrößen der Baureihe über 2 Heizperioden (2015/2016 und 2016/2017) durchgeführt werden. Zwischenergebnisse nach der Heizperiode 2015/2016 zeigen niedrige Staubkonzentrationen im Reingas (< 15 mg/m³ bei 13 Vol.-% O₂) und Abscheideleistungen im Bereich von 30 bis über 80 % (beispielhaft für einen untersuchten Heizkessel mit 150 kW Nennwärmeleistung mit einem Carola CCA-200), siehe Abbildung 2.13 (Paur, 2016).

Zu Beginn der Entwicklungsarbeiten wurden als möglicher Einsatzbereich des Carola-Abscheiders auch Einzelraumfeuerungsanlagen angesehen, was aufgrund des geringen Druckverlustes des Filters auch grundsätzlich möglich wäre. Bei Untersuchungen mit einem Prototyp des Instituts für Technische Chemie (ITC) des KIT, der an zwei unterschiedlichen Kaminöfen bei verschiedenen Betriebsbedingungen eingesetzt wurde, ergaben sich Abscheidegrade im Bereich von 54 bis 70 % bei Standardabweichungen in der Größenordnung von 10 %, siehe Abbildung 2.14 (Struschka et al., 2015).

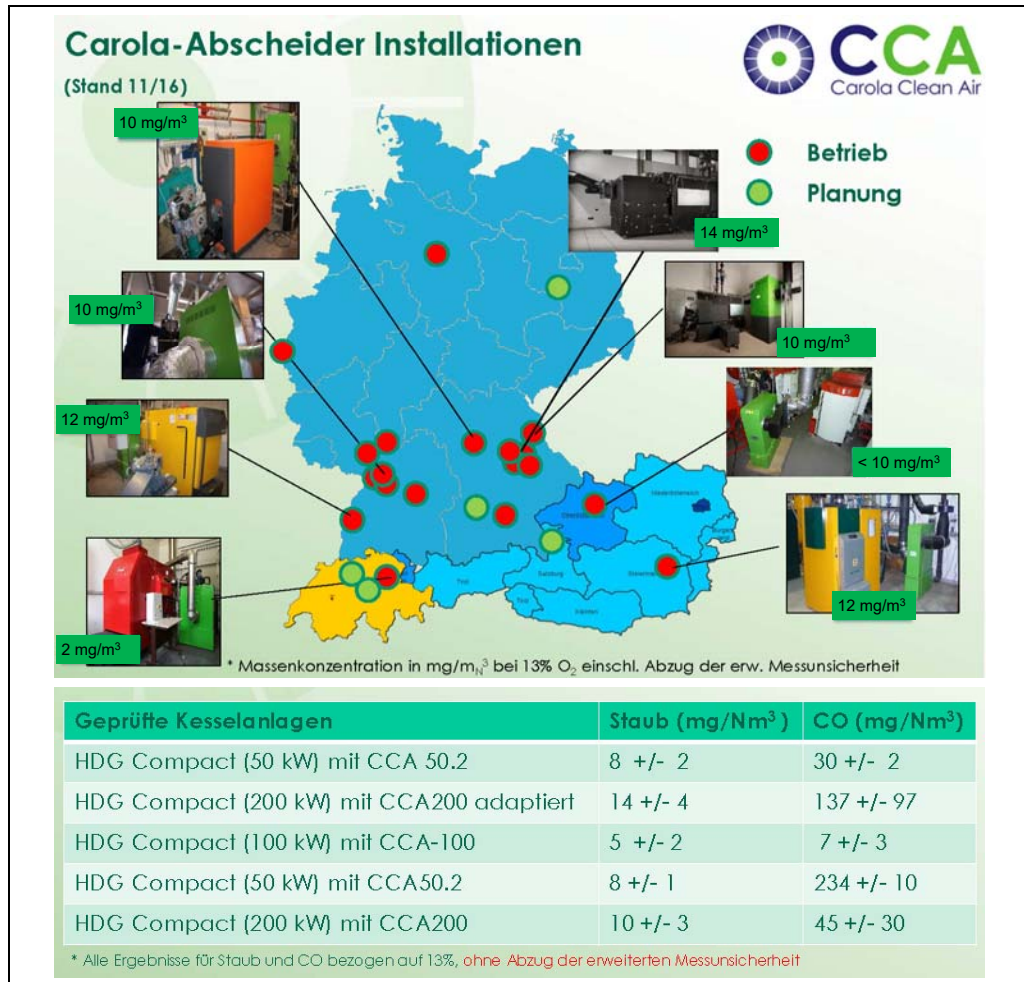


Abbildung 2.13 Standorte der Praxisanlagen (oben) mit Carola-Abscheidern und beispielhafte Ergebnisse der Feld-Langzeittest (unten) (Paur, 2016)

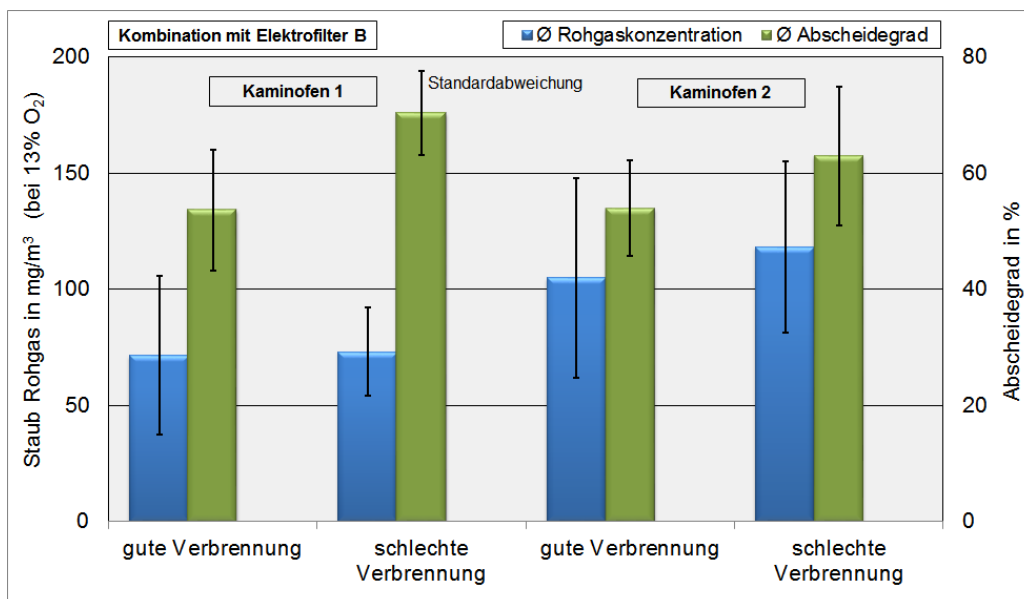


Abbildung 2.14 Mittelwerte der Staubkonzentrationen im Rohgas zweier Kaminöfen bei guter und schlechter Verbrennung sowie berechnete Abscheidegrade und Standardabweichungen eines Prototyps des ITC am KIT (Struschka et al., 2015)

Elektroabscheider der Fa. Kutzner + Weber GmbH

Von der Firma Kutzner + Weber wird der Staubabscheider Airjekt 1 weiterentwickelt und vertrieben, der ursprünglich von der EMPA CH-Dübendorf und der Firma Rüegg Cheminée AG in CH-Zumikon (z.B. Brenn, et al., 2005) entwickelt wurde und unter dem Produktnamen Zumik®on aktuell von der Firma Rüegg Ecotec AG in der Schweiz vertrieben wird. Der Abscheider Airjekt 1 ist sowohl für Einzelraumfeuerungsanlagen als auch für Kesselanlagen geeignet. Bei handbeschickten Holzfeuerungsanlagen ist er für eine Nennwärmeleistung der Feuerung bis 25 kW und bei automatisch beschickten Holzfeuerungsanlagen bis 50 kW einsetzbar. Der Einbau ist in Verbindungsrohre und einfach belegte Schornsteine möglich.

Der Filtertyp hat eine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung des DIBt (Zulassungsnummer Z-7.4-3442 mit Datum 21.10.2015 und Geltungsdauer bis 21.10.2020), welche die ältere Bauartzulassung aus dem Jahr 2011 (Zulassungsnummer Z-7.4-3442 mit Datum 14.3.2011) ersetzt, und durch einen ergänzenden Bescheid vom 7.3.2016 erweitert wurde (DIBt, 2011 (1), 2015 (1) und 2016 (1)).

Das Funktionsprinzip basiert auf einem elektrostatischen Röhrenfilter mit einer Elektrode, die im Abgasrohr installiert ist. Die Wand des Abgasrohrs dient als Abscheidestrecke. Je nach Rohrdurchmesser, welcher von 130 bis 300 mm möglich ist, muss eine Mindestabscheidestrecke bei automatisch beschickten Anlagen von 1,5 bis 2,0 m und bei handbeschickten Anlagen von 1,6 bis 3,7 m vorhanden sein, um die Funktion des Abscheiders gewährleisten zu können. Die Abscheidestrecke kann dabei sowohl metallisch als auch keramisch sein.

Zur Vermeidung von Kriechströmen oder Überschlügen wird bei diesem Filter die Hochspannungsdurchführung mit Isolator mittels Spülluft (Raumluft) von Staubablagerungen aus dem Abgas freigehalten. Voraussetzung für die Funktionsfähigkeit des Abscheiders ist, dass die automatische Spülluftkappe frei liegt und so die Mindestspülluftversorgung von 5 m³/h gewährleistet ist. Zusätzlich sollte die Abgastemperatur im Dauerbetrieb nicht über 400 °C liegen. Für die Abreinigung der abgeschiedenen Partikel muss die Elektrodenhalterung entnommen und das Rauchrohr gekehrt werden.

Abbildung 2.15 zeigt den Aufbau und ein Beispiel für eine Einbausituation des Abscheiders sowie die vom Hersteller angegebenen Mindestabscheidestrecken. Die Abreinigung der Abscheideflächen soll vom Schornsteinfeger in regelmäßigen Abständen durchgeführt werden. In Tabelle 2.8 sind wichtige Angaben zur Installation des Airjekt 1 aufgelistet (Kutzner + Weber, 2016).

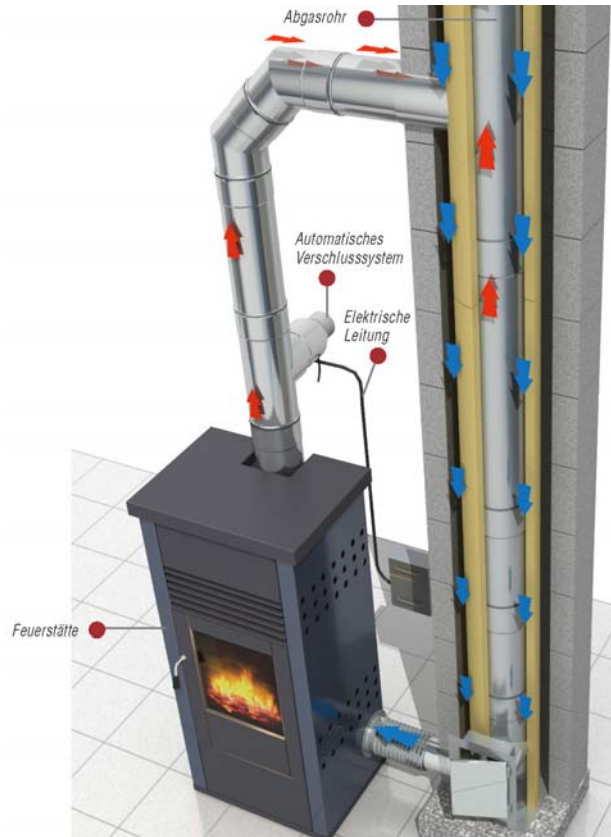
Bei Elektrofiltern ohne automatische Reinigung ist es möglich, dass der in der Abscheidestrecke angesammelte Staub mit dem Abgasstrom ausgetragen wird. Um dies zu verhindern, hat Kutzner + Weber eine Weiterentwicklung für Kesselanlagen vorgenommen, welche eine automatische Sprühreinigung mit Wasser für die Abscheidestrecke besitzt (Airjekt 25).

Das Reinigungswasser wird durch die hohe Abgastemperatur verdampft, so dass kein Abwasser entsteht. Der abgeschiedene Staub sammelt sich stattdessen in einem Rußkasten, der manuell ein- bis viermal jährlich geleert werden sollte. Insgesamt soll der Filtertyp nur gering wartungsaufwändig sein, jährlich sollte einer Grundreinigung durchgeführt werden. Alle Kesselanlagen sollten mit diesem Gerät nachrüstbar sein.

Aufbau des Airjekt 1



Beispiel für Einbausituation



Mindestabscheidestrecken

Rohrdurchmesser	Mindest-Abscheidestrecke bei automatisch beschickten Anlagen entspricht Abscheidefläche von 0,8 m²	Mindest-Abscheidestrecke bei handbeschickten Anlagen entspricht Abscheidefläche von 1,5 m²
130 mm	2,0 m	3,7 m
150 mm	1,7 m	3,2 m
160 mm	1,6 m	3,0 m
180 mm	1,5 m	2,7 m
200 mm	1,5 m	2,4 m
225 mm	1,5 m	2,1 m
250 mm	1,5 m	1,9 m
300 mm	1,5 m	1,6 m

Abbildung 2.15 Elektrostatischer Abscheider Airjekt 1 der Firma Kutzner + Weber GmbH (Kutzner + Weber, 2016)

Tabelle 2.8 Angaben zur Installation des Partikelabscheiders Airjekt 1 und Airjekt 25 (Kutzner + Weber, 2016 und 2015)

Hersteller Kutzner + Weber	Airjekt 1	Airjekt 25
notwendige Zugänglichkeit	Revisionstür bei Unterputzmontage Spülklappe	keine Angaben
Maße H x B x T in mm	70 x 360 x 230	1.100 - 1.130 x 250 x 500
Abgasrohrdurchmesser in mm	130 - 300	130, 150, 180
maximale Abgastemperatur in °C	400	200
Versorgungsspannung in V	230	230
Mindest-Abscheidestrecke in m bei automatisch beschickte Anlagen handbeschickte Anlagen	1,5 - 2,0 1,6 - 3,7	entfällt
Abscheidegrad in %	> 50	70
Leistungsaufnahme in W	30	20 - 50
Leistungsaufnahme Standby in W	2	0,5
Wasserverbrauch in l/Jahr	entfällt	500 - 3.500

Laut Hersteller ist diese Entwicklung abgeschlossen und eine DIBt-Zulassung wird angestrebt. Der Abscheider sowie das Funktionsprinzip sind in Abbildung 2.16 dargestellt (Kutzner + Weber, 2015 und Volz, 2015). In Tabelle 2.8 sind wichtige Angaben zur Installation des Airjekt 25 aufgelistet (Kutzner + Weber, 2015).

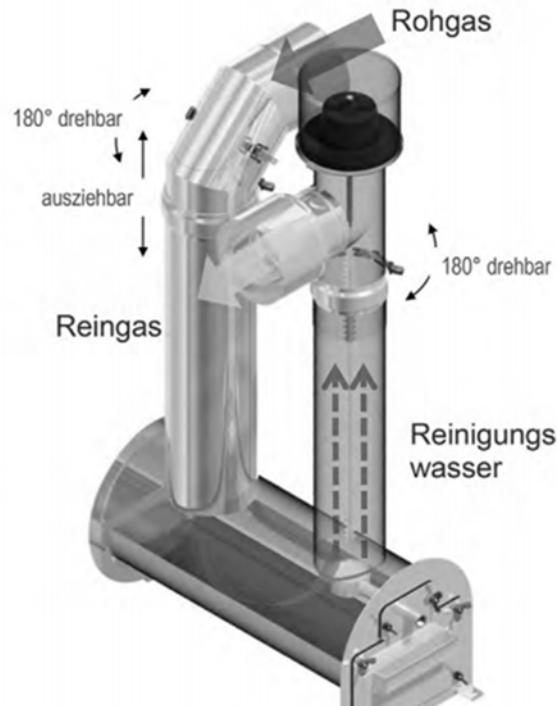


Abbildung 2.16 Elektrostatischer Abscheider Airjekt 25 der Firma Kutzner + Weber GmbH (Kutzner + Weber, 2015)

Das Abscheideverhalten des Filtertyps Zumik®on, der anfänglich auch von Kutzner + Weber unter diesem Namen vertrieben wurde und für den letztlich die allgemeine bauaufsichtliche Zulassung des DIBt vorliegt, wurde in Forschungsvorhaben intensiv untersucht. Der aktuell von Kutzner + Weber vertriebene Abscheider mit der Bezeichnung Airjekt 1 ist von der Funktion, Konstruktion und Ausführung mit dem älteren Typ Zumik®on weitgehend identisch.

In Kiener et al. (2010) sind Prüfstandsuntersuchungen mit fünf unterschiedlichen Elektrofiltern beschrieben, die an drei verschiedenen Feuerungsanlagen installiert waren. Der Elektrofilter vom Typ Zumik®on von Kutzner + Weber wurde an zwei Kaminöfen (Hersteller Wodtke GmbH, Typ KK 50 F Moon, Nennwärmeleistung 7 kW und Hersteller Magyar GmbH, Typ Oregon, Nennwärmeleistung 6 kW) angeschlossen.

Die Ergebnisse zu den ermittelten Staubkonzentrationen und zum berechneten Abscheidegrad sind in Abbildung 2.17 für den Elektrofilter Zumik®on beim Einsatz an den beiden Kaminöfen Moon und Oregon dargestellt.

Als Brennstoff wurde Buchenscheitholz mit einer Länge von 25 cm verwendet. Der Elektrofilter war mit einem Abstand zur Feuerung von ca. 2,9 m eingebaut. Zwischen Feuerung und Elektrofilter befanden sich die Rohgas-Messstellen (für Staub 2 Messstellen mit einem Abstand von der Feuerung von ca. 1,0 und 1,7 m). Die Staubmessungen im Roh- und Reingas wurden nach VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 (2006) durchgeführt.

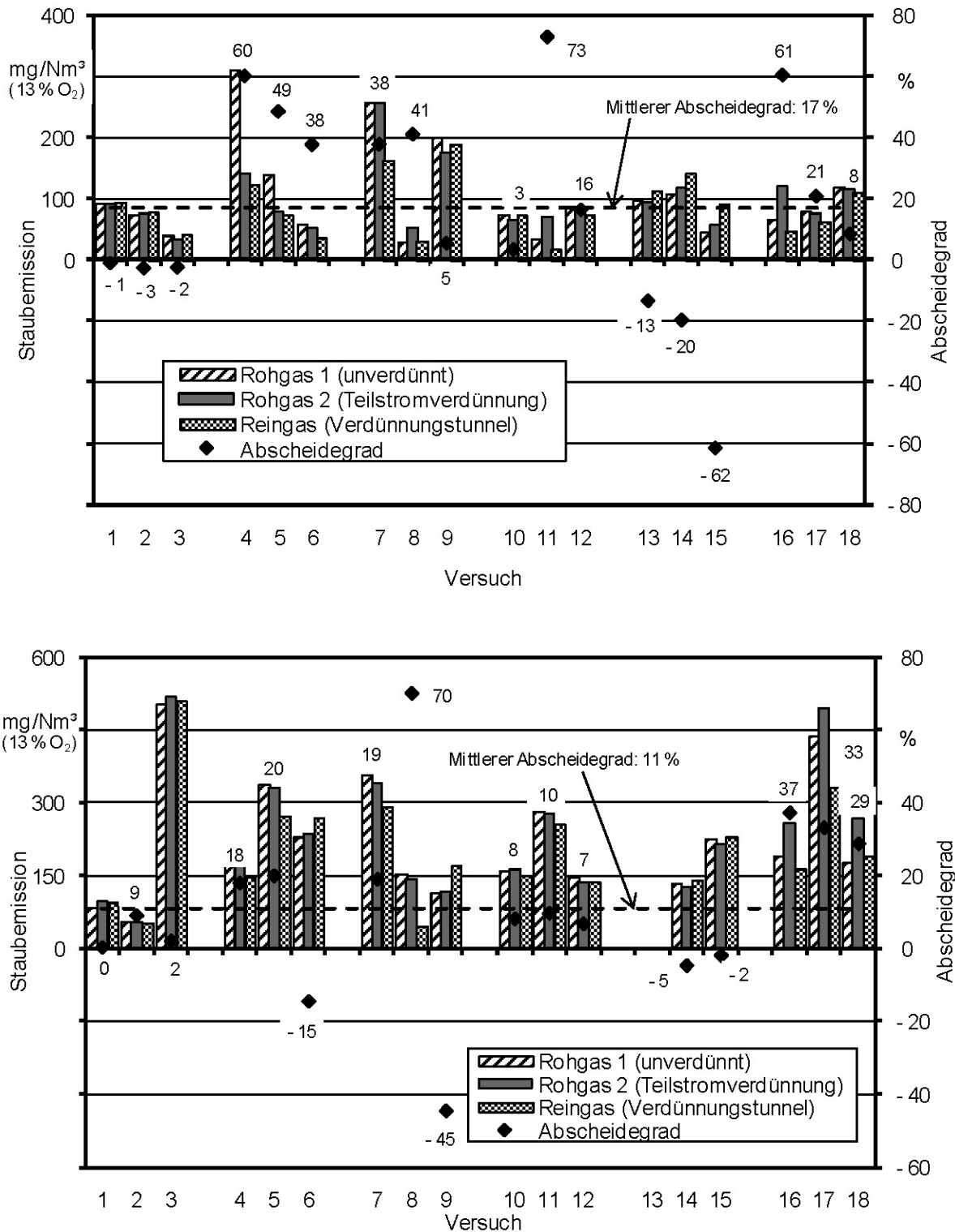


Abbildung 2.17 Staubemissionen und Abscheidegrade für den Elektrofilter Zumik®on am Kaminofen Moon (Firma Wodtke) (oben) und Oregon (Firma Magyar) (Abscheidegrad: Differenz zwischen Rohgas (unverdünnt oder Teilstromverdünnt) und Reingas (Verdünnungstunnel), der jeweils größte Wert ist dargestellt) (Kiener et al., 2010)

Im Rohgas wurde zeitgleich der Gesamtstaub im unverdünnten Abgas und mit einer zweiten Staubmesseinrichtung im teilverdünnten Abgas durchgeführt. Hierzu wurde eine Eigenentwicklung zur Teilstromverdünnung eingesetzt, die vor dem Staubfilter eingebaut war.

Mit der Teilstromverdünnung sollte eine Kondensation von gasförmigen Abgasbestandteilen (z.B. hochsiedende organische Verbindungen) erreicht werden. Das Abgas wurde nach dem Elektrofilter mit gefilterter Raumluft verdünnt, die Reingas-Messstelle lag im verdünnten Abgas (Verdünnungstunnel).

Beim Einsatz des Zumik®on am Kaminofen Moon wurden Abscheidegrade von - 62 bis 73 % bestimmt. Der über alle Versuche gemittelte Abscheidegrad beträgt 17 %, der Variationskoeffizient liegt hier bei 194 %. Aufgrund unterschiedlicher Verbrennungsbedingungen ergab sich bei den Rohgaskonzentrationen von Staub eine große Bandbreite von 30 bis 311 mg/m³ (bei 13 Vol.-% O₂), die z.T. aufgrund der Verwendung von sehr trockenem Brennstoff (Wassergehalt 8 %) verursacht wurde (Kiener et al., 2010).

Bei den Versuchen am Kaminofen Oregon mit dem Elektrofilter Zumik®on wurden noch höhere Staubkonzentrationen im Rohgas (Bandbreite 56 bis 504 mg/m³, bei 13 Vol.-% O₂) ermittelt. Die berechneten Abscheidegrade lagen hier in einem Bereich von - 45 bis + 70 % und sind damit vergleichbar zu den Ergebnissen am Kaminofen Moon. Der Mittelwert der Staubminderung lag bei 11 % und der Variationskoeffizient bei 214 % (Kiener et al., 2010).

Als Ursache für die negativen Abscheidegrade werden Störungen bei der Staubmessung durch elektrostatisch geladene Teilchen oder eine Wiederablösung bereits abgeschiedener Partikel von den Rohrinnenwandungen angesehen (Kiener et al., 2010).

Bei den gasförmigen Emissionen werden lediglich Mittelwerte und Bandbreiten für die jeweiligen Versuchsreihen angegeben. Für die Versuche vom Zumik®on mit dem Kaminofen Moon wird für die CO-Konzentration im Mittel 1.910 mg/m³ (Bandbreite: 540 - 6.000 mg/m³) und für die VOC-Konzentration im Mittel 225 mg/m³ (Bandbreite: 24 - 866 mg/m³) (jeweils bezogen auf 13 Vol.-% O₂) genannt. Bei den Versuchen des Zumik®on mit dem Kaminofen Oregon wird für die CO-Konzentration im Mittel 3.490 mg/m³ (Bandbreite: 1.830 - 5.900 mg/m³) und für die VOC-Konzentration im Mittel 394 mg/m³ (Bandbreite: 54 - 961 mg/m³) (jeweils bezogen auf 13 Vol.-% O₂) aufgeführt (Kiener et al., 2010).

Aus einem Projekt zur Untersuchung einheitlicher und reproduzierbarer Methoden zur Überprüfung der Wirksamkeit von nachgeschalteten Staubabscheidern, die am Beispiel von zwei Kaminöfen und zwei elektrostatischen Staubabscheidern durchgeführt wurden, liegen auch Ergebnisse umfangreicher Prüfstandsmessungen für den Staubabscheider Zumik®on von Kutzner + Weber vor (Struschka et al., 2015).

Bei den Messungen an zwei unterschiedlichen Kaminöfen (Kaminofen 1: Typ Lagos, Herstellers Hase Kaminofenbau GmbH; Nennwärmeleistung 5 kW; Kaminofen 2: Typ Blueline 4W, Hersteller Bosch Thermotechnik GmbH, Nennwärmeleistung 8 kW) bei verschiedenen Betriebsbedingungen konnten mit diesem Elektrofilter mittlere Abscheidegrade für die untersuchten Verbrennungsbedingungen von 8 bis 31 % bei Standardabweichungen in der Größenordnung von 10 bis 18 % erreicht werden, siehe Abbildung 2.18.

Die zeitgleich gemessenen CO- und VOC-Konzentrationen für die Verbrennungsbedingungen sind in Abbildung 2.19 dargestellt.

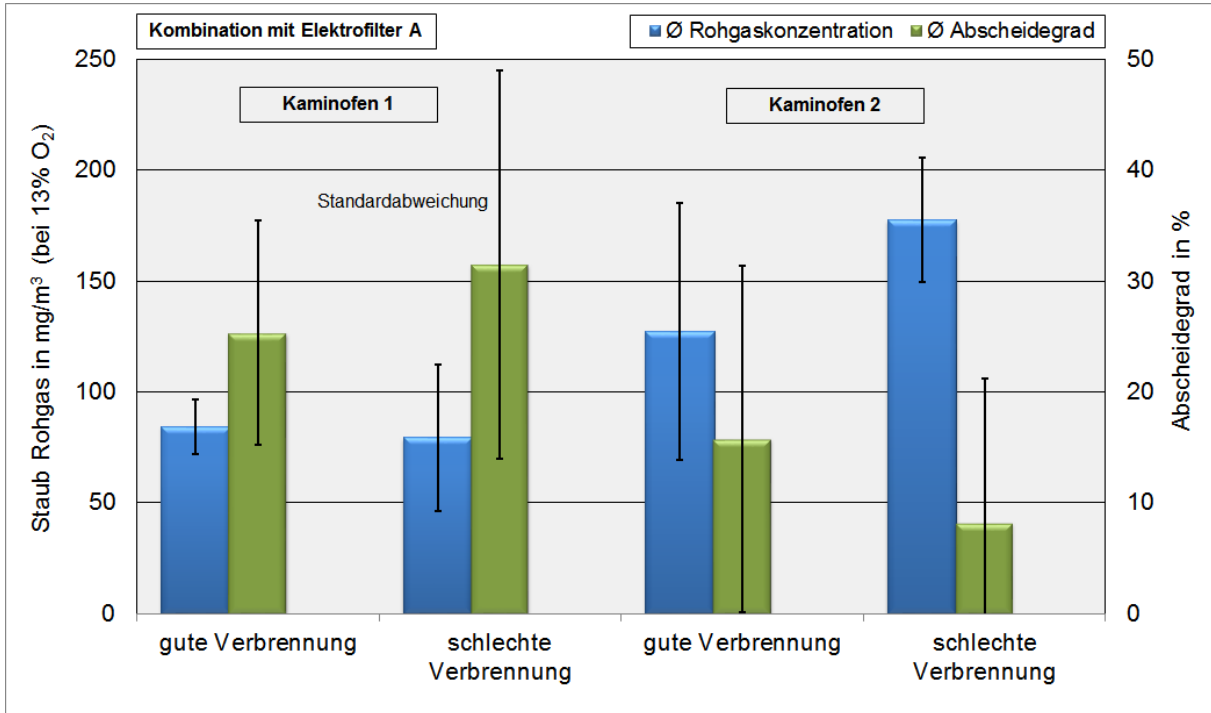


Abbildung 2.18 Mittelwerte der Staubkonzentrationen im Rohgas zweier Kaminöfen bei guter und schlechter Verbrennung sowie berechnete Abscheidegrade und Standardabweichungen beim Zumik®on von Kutzner + Weber (Struschka et al., 2015)

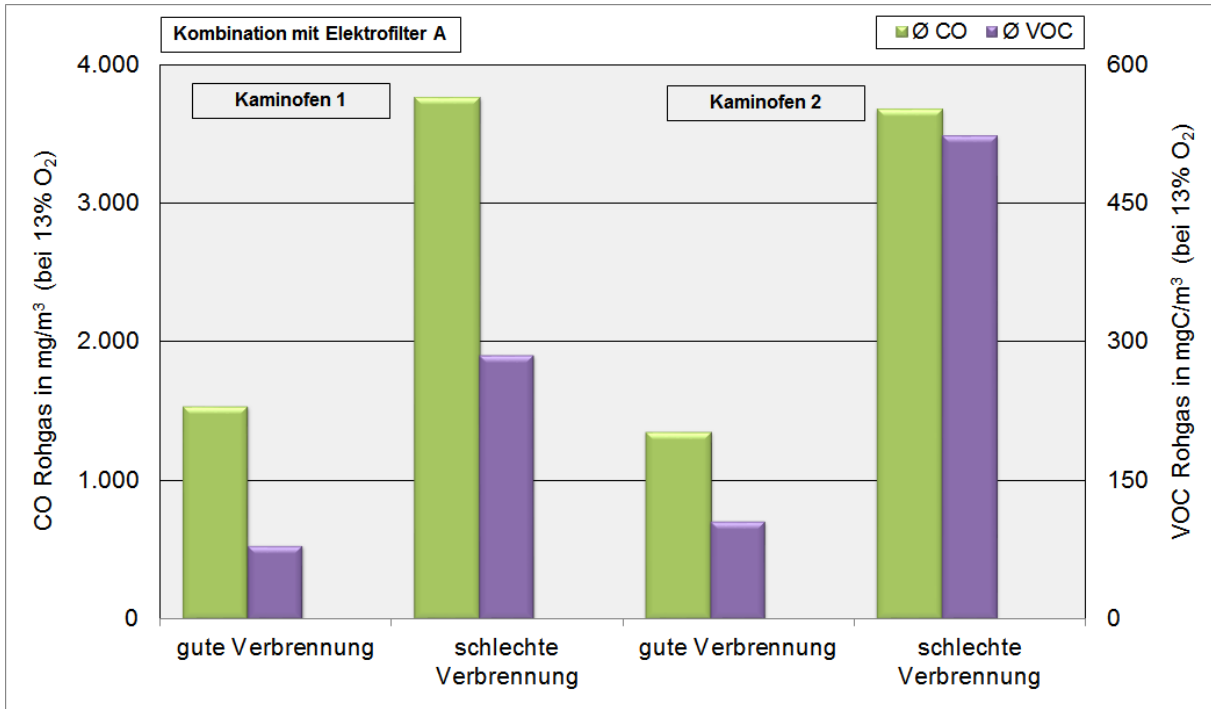


Abbildung 2.19 Mittelwerte der CO- und VOC-Konzentrationen im Rohgas zweier Kaminöfen bei guter und schlechter Verbrennung bei Versuchen mit Elektrofilter Zumik®on von Kutzner + Weber (Struschka et al., 2015)

Bei einzelnen Versuchen am Kaminofen 2 (Baujahr 2007) traten auch negative Abscheidegrade auf. Als Ursache wird ein Wiedereintrag von zuvor abgeschiedenen Stäuben angenommen. Beim Kaminofen 2 lagen die mittleren Rohgaskonzentrationen für CO bei guten und auch bei schlechten Verbrennungsbedingungen in einem ähnlichen Bereich wie beim moderneren Kaminofen 1 (Baujahr 2012). Die mittleren VOC-Konzentrationen bei guten Verbrennungsbedingungen waren, im Vergleich zum Kaminofen 1, beim Kaminofen 2 in der Tendenz und bei schlechten Verbrennungsbedingungen deutlich höher.

Beim Kaminofen 1 nahm die Staubkonzentration bei den eingestellten schlechten Verbrennungsbedingungen nicht zu und lag bei beiden untersuchten Betriebszuständen immer deutlich niedriger als beim Kaminofen 2 (Struschka et al., 2015).

Aufgrund der deutlichen Zunahme der VOC-Konzentrationen beim Kaminofen 1 bei schlechten Verbrennungsbedingungen wird davon ausgegangen, dass sich auch die Staubzusammensetzung hin zu höheren Ruß- und Teeranteilen, gegenüber den guten Verbrennungsbedingungen, verändert hat.

Elektroabscheider der Fa. Schröder Abgastechnologie

Die Firma Schröder Abgastechnologie (Karl Schröder Nachf.) in Kamen deckt derzeit als einziger Anbieter in Deutschland ein Leistungsspektrum von wenigen bis 600 kW Nennwärmeleistung der Feuerungsanlagen ab, die mit elektrostatischen Staubabscheidern ausgerüstet werden können, siehe Abbildung 2.20 (Schröder, 2017).

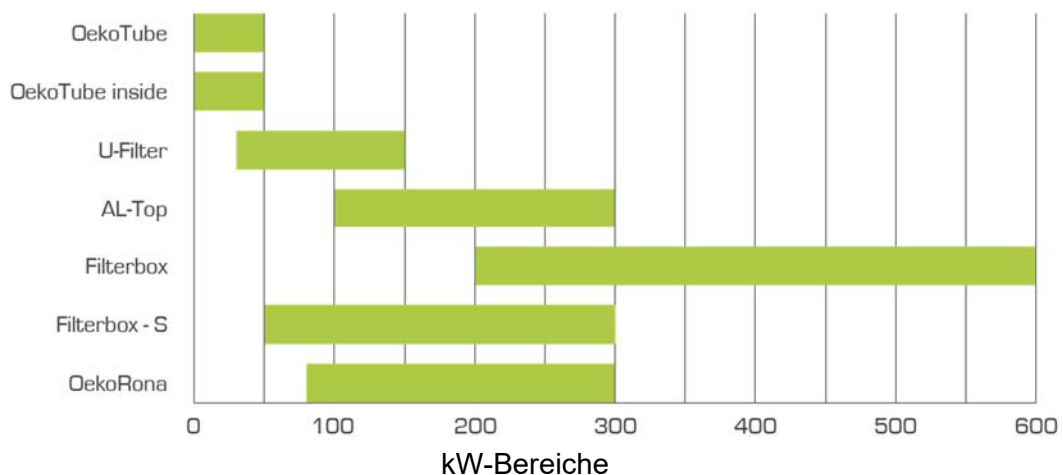


Abbildung 2.20 Leistungsübersicht von Partikelabscheidern der Firma Schröder (kW-Bereiche entsprechen Nennwärmeleistungsbereiche der Feuerungsanlagen) (Schröder, 2017)

Die Firmen OekoSolve aus der Schweiz und Schröder Abgastechnologie aus Kamen entwickelten im Rahmen einer Kooperation gemeinsam elektrostatische Feinstaubfilter. Die Filter OekoTube und OekoTube-Inside, welche unter anderem aus dieser Kooperation hervorgegangen sind, eignen sich für Feuerungen bis zu einer Nennwärmeleistung von 50 kW, weshalb diese hier näher beschrieben werden sollen.

Der Filter **OekoTube OT2** ist ein Partikelabscheider, der als Schornsteinaufsatz konzipiert ist. An die Schornsteine aus Stahl, Mauerwerk oder keramischen Materialien dürfen nur geschlossen betriebene Feuerstätten mit einer Nennwärmeleistung bis 50 kW für Holzbrennstoffe oder bis 25 kW für Braunkohlenbrennstoffe angeschlossen werden. Sofern der Staubabscheider für offen betriebene Feuerstätten eingesetzt wird, ist die Feuerungswärmeleistung auf 40 kW zu begrenzen (DIBt, 2016 (2)).

Der Filter wird seitlich im Mündungsbereich der Abgasanlage am Schornsteinende montiert, wodurch eine Schornsteinerhöhung um ca. 25 cm entsteht. In Abbildung 2.21 ist der Aufbau des OekoTube OT2 und eine beispielhafte Einbausituation dargestellt. Der elektrostatische Filter ist für mit Holz beschickte Einzelraumfeuerungen und Heizkessel geeignet. Über einen Temperaturfühler schaltet sich der Filter beim Betrieb der Feuerungsanlage bei Erreichen einer Schwellentemperatur automatisch ein, beim Anlagenstillstand schaltet er sich zurück in den Standby-Betrieb. Durch die elektrostatischen Kräfte werden die Staubpartikel aus dem Abgas an die Schornsteininnenwand geleitet und dort abgelagert. Laut Hersteller zeichnet sich das Gerät durch eine sehr hohe Abscheideleistung von bis zu 85 % aus (Schröder, 2016 (2)). Eine ausführlichere Beschreibung des Filters befindet sich im Anhang III.

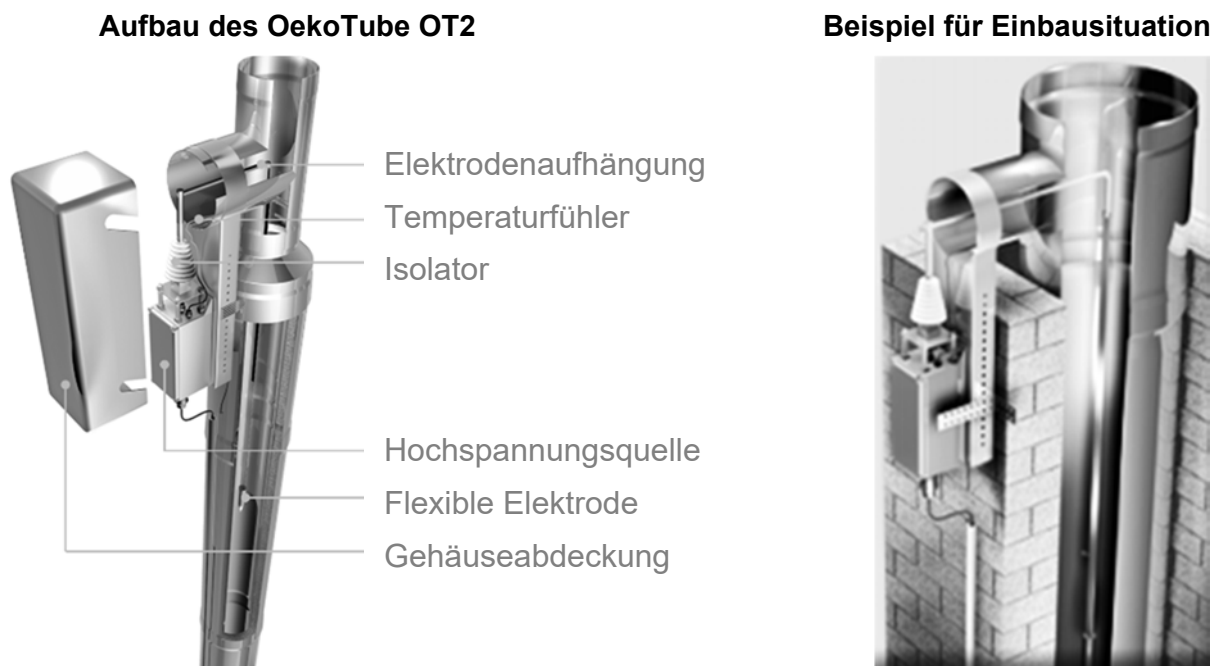


Abbildung 2.21 Elektrostatischer Abscheider OekoTube OT2 der Firma Schröder Abgastech-nologie (Schröder, 2016 (2))

Die Reinigung der Abscheidefläche (des Schornsteins) erfolgt in regelmäßigen Intervallen durch den Schornsteinfeger. Laut Hersteller handelt es sich um ein robustes Gerät, so dass kein Austausch von Verschleißteilen notwendig ist. In Tabelle 2.9 sind wichtige Angaben zur Installation des OekoTube OT2 aufgelistet (Schröder, 2016 (2)).

Bei Verwendung des Filters fallen somit Reinigungsarbeiten in häufigeren Intervallen an, wodurch eine gute Zugänglichkeit des Schornsteins für die Kehrarbeiten notwendig ist. Sollte

der Filter an messpflichtigen Feuerungsanlagen installiert werden ist zu beachten, dass es bisher keine für den Außeneinsatz zugelassenen Messgeräte für Schornsteinfeger gibt.

Eine Weiterentwicklung des OekoTube OT2 stellt das Modell OekoTube-Inside dar. Dieser Filtertyp basiert auf demselben elektrostatischen Funktionsprinzip, der Montageort wurde jedoch ins Gebäudeinnere in den Heizraum verlegt. Die Steuerungselektronik wird in unmittelbarer Nähe des Einbauortes an der Wand montiert. Alle weiteren Komponenten vom OekoTube-Inside wie Steuerung, Hochspannungsmodul, Elektronikbox, Isolator und Elektrode wurden mit geringen Anpassungen vom OekoTube OT2 übernommen.

Der Aufbau des **OekoTube-Inside** und eine beispielhafte Einbausituation ist in Abbildung 2.22 dargestellt. In Tabelle 2.9 sind wichtige Angaben zur Installation des OekoTube-Inside aufgelistet (Schröder, 2016 (2)).

Das Gerät wird als fertige Baugruppe geliefert, was die Montage erleichtert. Es kann als Neuinstallation sowie als Nachrüstung bestehender Anlagen mit einer maximalen Abgas-temperatur von 250 °C eingesetzt werden.

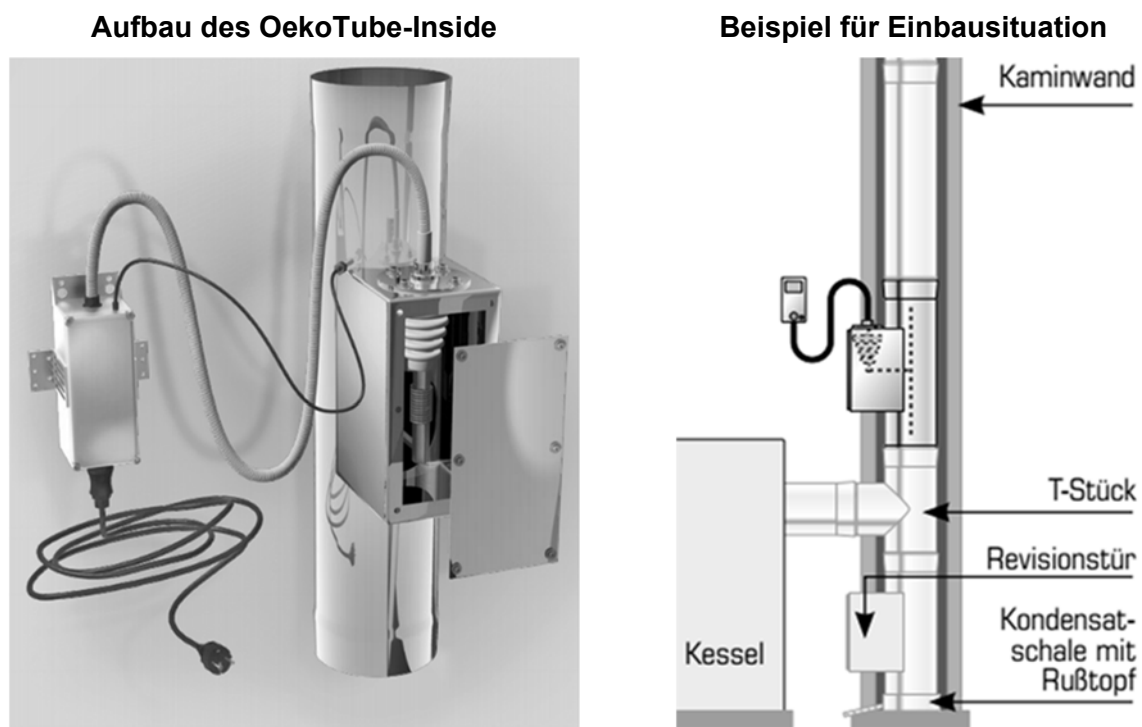


Abbildung 2.22 Elektrostatischer Abscheider OekoTube-Inside der Firma Schröder Abgastechnologie (Schröder, 2016 (2))

Der Abscheidegrad liegt laut Herstellerangaben bei bis zu 85 %. Der Abscheider schaltet sich durch einen Temperaturfühler automatisch bei Befuerung ein. Die Reinigung der Abscheidestrecke kann ganz ohne Demontage stattfinden. Hierfür muss eine Putzöffnung vorgesehen werden. Durch die flexible Elektrode kann die Reinigung ganz einfach von einem Schornsteinfeger mit einer Reinigungsbürste durchgeführt werden (Schröder, 2016 (2)).

Tabelle 2.9 Angaben zur Installation der Partikelabscheider OekoTube OT2 und OekoTube-Inside (Schröder, 2016 (2))

Hersteller Schröder	OekoTube OT2	OekoTube-Inside
max. Feuerungsleistung in kW	50	50
max. Abgasvolumenstrom in m ³ /h	80	80
notwendige Zugänglichkeit	Schornsteinmündung	Putzöffnung vorsehen
Maße H x B x T in mm	635 x 130 x 170	1.000x150/180x 310/340
maximale Abgastemperatur in °C *	400 **	250
Versorgungsspannung in V	230	230
Elektrodenlänge in m	ca. 1,6	ca. 1,6
Abscheidegrad in %	bis 85	bis 85
Leistungsaufnahme Standby in W	< 1	keine Angabe

* direkt am Kesselausgang

** Angabe in DIBt, 2016 (2)

Zur Untersuchung des Abscheide- und Betriebsverhaltens des Elektrofilters OekoTube OT2 wurden vom IFK im Rahmen des Verbundvorhabens in den Monaten Oktober und November 2016 Messungen auf dem Prüfstand mit einem Kaminofen vom Typ Modena des Herstellers Hase Kaminofenbau GmbH bei unterschiedlichen Betriebsbedingungen durchgeführt (siehe Messbericht im Anhang III). Tabelle 2.10 zeigt die Mittelwerte der Gas- und Staubkonzentrationen beim Betrieb des Kaminofens und die Abscheidegrade vom Elektrofilter in Abhängigkeit des Ofenbetriebs.

Tabelle 2.10 Mittelwerte der Gas- und Staubkonzentrationen und des Abscheidegrades vom Elektrofilter in Abhängigkeit des Ofenbetriebs (Messungen des IFK, Anhang III)

Mittelwerte für den Ofenbetrieb - für den Gesamtabbrand						
Rohgas	O ₂ in Vol.%	CO ₂ in Vol.%	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³	bezogen auf 13 Vol.% O ₂	
					CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³
Normalbetrieb **	13,5	7,2	1.735	56	1.875	61
Teillast	14,4	6,5	1.412	85	1.719	103
Luftmangelbetrieb	11,4	9,6	4.857	251	3.809	195

Mittelwerte für den Ofenbetrieb - für die Dauer der Staubprobenahme							
Rohgas	O ₂ in Vol.%	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³	Staub in mg/m ³	bezogen auf 13 Vol.% O ₂		
					Staub in mg/m ³	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³
Normalbetrieb **	9,9	1.446	114	47	53	1.033	81
Teillast	12,9	1.302	111	68	67	1.278	108
Luftmangelbetrieb	9,2	11.142	621	282	201	8.254	455

Mittelwerte für den Ofenbetrieb - für die Dauer der Staubprobenahme				
Reingas	O ₂ in Vol.%	Staub in mg/m ³	Staub in mg/m ³ (bei 13 Vol.% O ₂)	Abscheidegrad in %
Normalbetrieb **	17,9	17	51	8%
Teillast	19,4	10	49	26%
Luftmangelbetrieb	18,6	21	76	61%

* VOC bezogen auf Kohlenstoff und feuchtes Abgas

** nur Messintervalle nach Prüfverfahren DIN spec 33999 (2014) berücksichtigt

Untersucht wurden der Betrieb bei Nennwärmeleistung (Normalbetrieb) nach Herstellerangaben, der Betrieb bei Teillast (LuftEinstellung wie bei Normalbetrieb aber reduzierte Holzaufgabemenge) und der Betrieb des Kaminofens mit Luftmangel. Hierbei zeigte sich, dass das Abscheideverhalten des Elektrofilters stark von den Betriebsbedingungen und damit von den Staubeigenschaften (und der Partikelanzahlkonzentration) abhängt. Im Betrieb bei Nennwärmeleistung bei guten Verbrennungsbedingungen (Normalbetrieb) und vergleichsweise niedrigen Staubkonzentrationen vor dem Elektrofilter ergeben sich aufgrund von Wiedereinträgen bereits abgeschiedener Stäube im Mittel nur geringe Abscheidegrade. Mit zunehmender Staubkonzentration im Teillast- und Luftmangelbetrieb nimmt die Abscheideleistung des Elektrofilters von 8 auf 61 % zu.

Der zunehmende Anteil von Teeren und höhersiedenden organischen Verbindungen im Staub bei Teillast und vor allem beim Luftmangelbetrieb reduziert die Wiedereintragsneigung deutlich, wodurch sich der Abscheidegrad entsprechend erhöht. Bei diesen Betriebszuständen treten allerdings erhöhte CO- und VOC-Konzentrationen auf, die eigentlich vermieden werden sollten.

Da der Abscheidegrad dieses kleinen, einfach aufgebauten Elektrofilters sehr stark von den Randbedingungen bei der Anwendung abhängt, hier vor allem von den Staubeigenschaften, die durch die Variation der Betriebsbedingungen des Kaminofens verändert wurden, können die Ergebnisse nicht ohne weiteres auf andere Feuerungen und Betriebsbedingungen übertragen werden. Für die Bewertung einer konkreten Feuerungs-Elektrofilter-Kombination sind nach derzeitigem Stand jeweils Messungen unter Berücksichtigung der praxisüblichen Bandbreite der Betriebsbedingungen der Feuerung notwendig.

In einer ergänzenden Untersuchung nach Ende dieses Projektes wurden mit einer aktuellen Version des Elektrofilters OekoTube OT2 weitere Messungen am Kaminofen vom Typ Modena und an einem weiteren Kaminofen vom Typ Lagos (ebenfalls Hersteller Hase Kaminofenbau GmbH) bei Nennwärmeleistung durchgeführt (siehe Kurzbericht in Anhang IV). Die aktuelle Version des Elektrofilters unterscheidet sich laut Herstellerangaben von der im Jahr 2016 eingesetzten Version durch eine höhere maximal mögliche Filterspannung (30 kV statt 24 kV) und einer Softwareanpassung zur besseren Ausregelung von Spannungsüberschlägen. Tabelle 2.11 zeigt die Mittelwerte der Gas- und Staubkonzentrationen beim Betrieb der Kaminöfen bei Nennwärmeleistung und die Abscheidegrade vom Elektrofilter.

Bei diesen Messungen wurden für den Kaminofentyp Modena höhere Abscheidegrade des Elektrofilters gemessen, allerdings bei veränderten Verbrennungsbedingungen und damit höheren CO- und Staubkonzentrationen im Rohgas.

Beim Kaminofen Lagos wurde während der Dauer der Staubprobenahme noch höhere CO- und VOC-Konzentrationen im Rohgas erhalten, bei im Mittel etwas geringeren Staubkonzentrationen. Im Reingas lagen die Staubkonzentrationen beim Kaminofen Lagos am niedrigsten und damit die Abscheideleistung des Elektrofilters am höchsten.

Die Ergebnisse der ergänzenden Untersuchungen bestätigen die bisherige Schlussfolgerung, dass das Abscheideverhalten des Elektrofilters stark von den Abbrand- und Betriebsbedingungen des Kaminofens und damit von den Staubeigenschaften abhängt. Somit sind allgemeingültige Aussagen zur Effizienz des Elektrofilters in Verbindung mit Kaminöfen nur mit Einschränkungen möglich.

Tabelle 2.11 Mittelwerte der Gas- und Staubkonzentrationen und des Abscheidegrades vom Elektrofilter in Abhängigkeit für die Kaminöfen Modena und Lagos beim Betrieb mit Nennwärmeleistung (ergänzende Messungen des IFK, Anhang IV)

Mittelwerte für Nennwärmeleistung - für den Gesamtabbrand							
Rohgas	Versuchstag	O ₂ in Vol.%	CO ₂ in Vol.%	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³	bezogen auf 13 Vol.% O ₂	
						CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³
Modena	22.11.2017	12,9	7,8	1.741	89	1.700	84
	29.11.2017	13,6	6,9	1.629	74	1.785	82
	beide Versuchstage	13,3	7,3	1.681	81	1.746	83
Lagos	30.11.2017	12,9	7,5	3.388	173	3.351	169
	07.12.2017	12,7	7,6	2.131	151	2.089	148
	beide Versuchstage	12,8	7,6	2.760	162	2.720	159

Mittelwerte für Nennwärmeleistung - für die Dauer der Staubprobenahme								
Rohgas	Versuchstag	O ₂ in Vol.%	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³	Staub in mg/m ³	bezogen auf 13 Vol.% O ₂		
						Staub in mg/m ³	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³
Modena	22.11.2017	10,2	2.281	124	166	122	1.654	90
	29.11.2017	10,1	1.733	119	153	112	1.257	86
	beide Versuchstage	10,1	1.986	122	159	117	1.440	88
Lagos	30.11.2017	9,9	3.249	266	148	111	2.383	204
	07.12.2017	10,7	2.288	223	106	87	1.886	188
	beide Versuchstage	10,3	2.768	245	127	99	2.134	196

Mittelwerte für Nennwärmeleistung - für die Dauer der Staubprobenahme					
Reingas	Versuchstag	O ₂ in Vol.%	Staub in mg/m ³	Staub in mg/m ³ (bei 13 Vol.% O ₂)	Abscheidegrad in %
Modena	22.11.2017	17,4	25	55	54
	29.11.2017	16,9	31	60	46
	beide Versuchstage	17,2	28	58	50
Lagos	30.11.2017	18,3	9	28	71
	07.12.2017	18,3	5	15	80
	beide Versuchstage	18,3	7	22	76

* VOC bezogen auf Kohlenstoff und feuchtes Abgas

Bei älteren Untersuchungen mit einem OekoTube-Abscheider, der an unterschiedliche Kessel und Öfen mit Nennwärmeleistungen von 8 bis 21 kW installiert wurde, ergaben sich insgesamt z.T. noch höhere Abscheideleistungen. Bei einem Pelletkessel lag der Abscheidegrad bei über 90 %, bei einem Holzofen älter Bauart dagegen nur bei knapp 60 %, siehe Abbildung 2.23. Details zum Betrieb der Feuerungen, der eingesetzten Messtechnik und zur Ermittlung der Abscheidegrade wurden nicht veröffentlicht (Oberberger et al., 2012).

In einem aktuell abgeschlossenen Vorhaben wurden in Prüfstands- und in Feldmessungen insgesamt 3 Oekotube OT2 und ein OekoTube-Inside an 4 unterschiedlichen Feuerungen untersucht (Oberberger et al., 2016). Bei den Prüfstandsmessungen wurden in Vortests mit drei baugleichen OekoTube-Kleinelektrofiltern (OekoTube OT2) Messungen an einem Pelletkessel durchgeführt, um deren prinzipielle Funktionstüchtigkeit zu überprüfen und mittels Emissionsmessungen deren Gesamt- und Feinstaubabscheideraten (für Partikelfraktion PM1) zu ermitteln. Der Pelletkessel wurde dabei jeweils im Normalbetrieb sowie bei teeren- und rußenden Einstellungen betrieben.

Im Normalbetrieb zeigten alle drei Filter sehr hohe Gesamtstaub- und Feinstaubabscheideraten von 88 bis 93 % bzw. 88 bis 97 %. Die Filterspannung lag jeweils bei knapp unter 30 kV und die Filterleistung bei 10 bis 16 W. Es traten keine betrieblichen Probleme mit den Filtern auf und die Filterverfügbarkeit lag für die Testläufe bei 100 % (Oberberger et al., 2016).

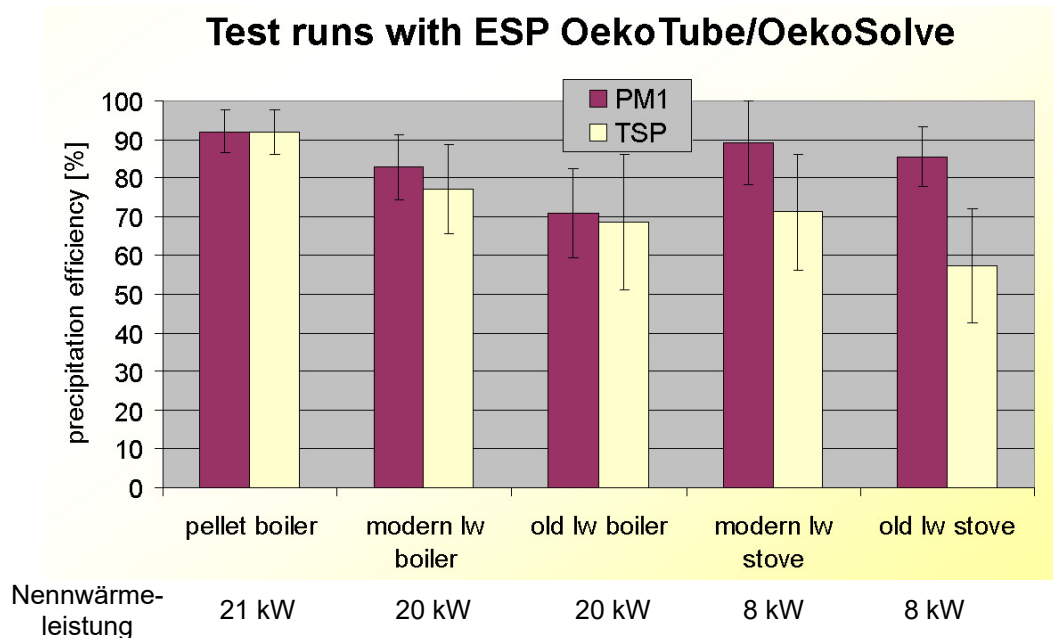


Abbildung 2.23 Abscheidegrade für Gesamtstaub (TSP) und für die Partikelfraktion PM1 des Elektrofilters OekoTube beim Einsatz an unterschiedlichen Feuerungsanlagen (Pelletkessel, moderner Stückholzkessel, älterer Stückholzkessel, moderner Kaminofen, älterer Kaminofen) (Oberberger et al., 2012)

Im teerenden Betrieb konnten durchschnittlich 90 % Gesamtstaubabscheideeffizienz sowie ebenfalls 90 % PM1-Abscheideeffizienz erzielt werden. Die Filterspannung lag jeweils bei ca. 30 kV und die Filterleistung bei 4 bis 10 W. Es traten keine betrieblichen Probleme mit den Filtern auf und die Filterverfügbarkeit lag während der Testläufe ebenfalls bei 100 % (Oberberger et al., 2016).

Im rußenden Betrieb zeigte sich, dass zwar sehr gute Feinstaubabscheideraten von bis zu 96 % erzielt werden konnten, die Gesamtstaubabscheideraten aber zum Teil deutlich niedriger lagen und starke Schwankungen (7 bis 96 %) aufwiesen. In einigen Fällen lag der Gesamtstaubgehalt im Rauchgas nach Filter sogar über dem Wert im Rauchgas vor Filter. Dies ist in erster Linie auf die Aufwirbelung und Austragung von Rußagglomeraten zurückzuführen. Ruß ist sehr gut leitfähig (geringer spezifischer Staubwiderstand) und gibt die Ladungen sehr schnell ab. Dadurch haften die Rußpartikel nicht ausreichend an der Elektrode. Es bilden sich Agglomerate (verästelter Schichtaufbau) und es kommt zu einem teilweisen Wiedereintrag von derartigen Agglomeraten in das Rauchgas, was zu verminderten oder negativen Abscheideraten führen kann (Oberberger et al., 2016).

Bei den Feldmessungen wurde während zweier Heizperioden an den Anlagen jeweils eine zweitägige Messkampagne durchgeführt. Da die Staubkonzentrationen nicht zeitgleich im Roh- und Reingas gemessen wurden, erfolgte an einem Messtag die Bestimmung der Staubkonzentrationen mit Filterbetrieb und am nächsten Tag ohne Filterbetrieb. Die Unter-

schiede in den Konzentrationen wurden als Abscheideleistung bewertet. Da die Messungen mit und ohne Filterbetrieb an unterschiedlichen Tagen erfolgten wurde versucht, anhand der O₂- und CO-Konzentrationen eine vergleichbare Zuordnung der Messergebnisse zu erreichen bzw. die Vergleichbarkeit zu bewerten.

Die Ergebnisse der Feldmessungen über die zwei Heizperioden sind für die Anlage 1 (Scheitholzkessel) in Tabelle 2.12 zusammengefasst. Der Scheitholzkessel war in einer Heizperiode mit einem OekoTube OT2 (OekoTube 1) und in der anderen Heizperiode mit einem OekoTube-Inside ausgerüstet. Nennenswerte Unterschiede im Feuerungsbetrieb (Emissionen, Brennstoffe, Heizverhalten des Benutzers) zwischen den beiden Heizperioden konnten nicht festgestellt werden.

Für den OekoTube 1 bzw. OekoTube-Inside erreichten die Filterspannungen Mittelwerte von 24,3 bzw. 21,4 kV, welche über die gesamten beiden Heizperioden auf sehr konstantem Niveau blieben. Die Filterleistung lag beim OekoTube 1 im Durchschnitt bei 13,5 W und beim OekoTube-Inside mit 8,2 W niedriger. Durch häufigere Störungen (vorwiegend Spannungsüberschläge) lag die Gesamtverfügbarkeit beim OekoTube-Inside mit 92,1 % niedriger als beim OekoTube 1 mit 97,7 %. Durch Staubablagerungen an den Elektroden (Ruß, Teere) wurde während den Heizperioden in beiden Jahren ein Absinken der maximalen Filterspannung beobachtet. Diesem konnte durch die Reinigung des Filters nach ca. 12 (2014/2015) bzw. 19 (2015/2016) Wochen entgegengewirkt werden (Oberberger et al., 2016).

Tabelle 2.12 Zusammenfassung der Feldmessungen über zwei Heizperioden an Anlage 1 (Scheitholzkessel mit Pufferspeicher, Baujahr 2010, Nennwärmeleistung: 25 kW, Brennstoff: trockenes Buchenscheitholz) mit einem OekoTube OT2 (OekoTube 1) und einem OekoTube-Inside (Oberberger et al., 2016)

		Heizsaison 2014/2015	Heizsaison 2015/2016
		<i>OekoTube 1</i>	<i>OekoTube-Inside</i>
Inbetriebnahme des Filters		11.11.2014	21.10.2015
Beobachtungsperiode	von	12.11.2014	02.11.2015
	bis	29.03.2015	31.03.2016
	Stunden	3.288	3.624
Max. Filterbetriebsstunden	Stunden	915,2	777,8 h
Verfügbarkeit	%	97,7	92,1
Filterspannung, Mittelwert	kV	24,3	21,4 kV
Filterspannung, Standardabweichung	kV	4,3	5,2 kV
Filterleistung, Mittelwert	W	13,5	8,2 W
Filterleistung, Standardabweichung	W	3,8	6,5 W
Gesamtstaubemissionen ohne Filterbetrieb	mg/Nm ³	72 - 117	29 - 46
Gesamtstaubemissionen mit Filterbetrieb	mg/Nm ³	17 - 62	7 - 15
Abscheideeffizienz Gesamtstaub	%	30 - 93	54 - 90
Abscheideeffizienz Feinstaub	%	54 - 96	46 - 98
Partikelgebundene B(a)P-Emissionen	µg/Nm ³	7,6 - 47,5	0,8 und 3,9

Anmerkungen: Emissionskonzentrationen: bezogen auf 13 Vol.-% O₂
 Gesamtstaubkonzentration: Mittelwerte über einen Messtag
 Abscheideeffizienz: berechnet aus Einzelmessungen bei vergleichbaren Betriebsbedingungen mit und ohne Filterbetrieb

Bei der Bestimmung der Staubabscheideeffizienz ist zu beachten, dass es kaum möglich war, zwei aufeinanderfolgende Abbrände (einer mit und einer ohne Filterbetrieb) bei gut vergleichbaren Ausbrandbedingungen zu erzielen. Speziell während der Anbrenn- und der Hauptbrennphase stellten sich oft schlechte Abbrandbedingungen ein. So traten in der Heizsaison 2014/2015 speziell bei Filterbetrieb oft besonders schlechte Ausbrandbedingungen auf (CO Emissionen von mehr als 5.000 mg/m³), was trotz der Abscheidewirkung des Filters zu erhöhten Staubemissionen führte. Daraus resultieren, wenn man die Abbrandphasen von zwei Abbränden mit und ohne Filter miteinander vergleicht, negative Abscheideergebnisse (Oberberger et al., 2016).

Ohne Berücksichtigung der negativen Abscheideergebnisse wurden beim OekoTube 1 Abscheideraten (bezogen auf die einzelnen Abbrandphasen) zwischen 30 und 93 % erreicht, wobei 3 Werte im Bereich von 30 % lagen und 8 Werte > 60 %. Für den OekoTube-Inside ergaben sich zwischen 54 und 90 %. Für Feinstaub wurden Abscheideraten von 44 bis 93 % (OekoTube 1) bzw. 46 bis 98 % (OekoTube-Inside) festgestellt (Oberberger et al., 2016).

Die Ergebnisse der Feldmessungen über die zwei Heizperioden für Anlage 2 (Pelletkessel) sind in Tabelle 2.13 aufgelistet. Der Pelletkessel war in beiden Heizperioden mit einem OekoTube OT2 (OekoTube 2) ausgerüstet. Nennenswerte Unterschiede im Feuerungsbetrieb (Emissionen, Brennstoffe, Heizverhalten des Benutzers) zwischen den beiden Heizperioden konnten nicht festgestellt werden.

Tabelle 2.13 Zusammenfassung der Feldmessungen über zwei Heizperioden an Anlage 2 (Pelletkessel ohne O₂-Regelung, Baujahr 1997, Nennwärmeleistung: 15 kW, Brennstoff: Holzpellets ENplus_A1) mit einem OekoTube OT2 (OekoTube 2) (Oberberger et al., 2016)

		Heizsaison 2014/2015	Heizsaison 2015/2016
		<i>OekoTube 2</i>	<i>OekoTube 2</i>
Inbetriebnahme des Filters		20.11.2014	23.09.2015
Beobachtungsperiode	von	01.12.2014	23.09.2015
	bis	26.04.2015	06.04.2016
	Stunden	3.528	4.632
Max. Filterbetriebsstunden	Stunden	2.648	3.683
Verfügbarkeit	%	98,2	98,4
Filterspannung, Mittelwert	kV	28,8	29,2
Filterspannung, Standardabweichung	kV	4,1	4,1
Filterleistung, Mittelwert	W	5,6	5,4
Filterleistung, Standardabweichung	W	4,7	4,7
Gesamtstaubemissionen ohne Filterbetrieb	mg/Nm ³	81 – 140	93 – 126
Gesamtstaubemissionen mit Filterbetrieb	mg/Nm ³	25 – 45	50 – 53
Abscheideeffizienz Gesamtstaub	%	46 – 80	24 – 80
Abscheideeffizienz Feinstaub	%	70 – 98	67 – 92
Partikelgebundene B(a)P-Emissionen	µg/Nm ³	0,39 – 0,64	2,61 und 3,06

Anmerkungen: Emissionskonzentrationen: bezogen auf 13 Vol.-% O₂
 Gesamtstaubkonzentration: Mittelwerte über einen Messtag
 Abscheideeffizienz: berechnet aus Einzelmessungen bei vergleichbaren Betriebsbedingungen mit und ohne Filterbetrieb

Beim Filter Oekotube 2 lag die Verfügbarkeit bei 98,2 % in Heizperiode 2014/2015 und 98,4 % in Heizperiode 2015/2016. Die Filterspannung erreichte im Mittel 28,8 kV bzw. 29,2 kV, was auf einen Betrieb ohne größere Störungen und Überschläge hinweist und nahe an der Maximalspannung von 30 kV liegt. Die erreichte mittlere Filterleistung ist mit 5,6 W bzw. 5,4 W im Vergleich zu Anlage 1 gering, was auf den teerenden Betrieb der Feuerung zurückzuführen ist (Oberberger et al., 2016).

Eine Zwischenreinigung des Schornsteins durch den Schornsteinfeger hatte keinen signifikanten Einfluss auf den Filterbetrieb, was auf teerhaltige Ablagerungen auf den Elektroden zurückgeführt wurde, die bei dieser Reinigung nicht entfernt wurden.

Die Abscheideraten für Gesamtstaub bei Anlage 2 liegt für die beiden Heizperioden im Bereich von 24 bis 80 %. Als Ursache für die geringere Filtereffizienz werden die teilweise hohen Teeremissionen der Feuerung (während des Gluterhaltungsbetriebs) angesehen. Diese führen zu einer Verschmutzung des Filters und die isolierende Wirkung des Teers bewirkt eine Minderung der Filterleistung. In der Heizperiode 2014/2015 wurden dabei mit 46 - 80 % höhere Abscheideleistungen festgestellt als in der Heizperiode 2015/2016 (24 - 80 %), wobei die Ursache hier eher in der üblichen Streubreite von Ergebnissen von Feldmessungen gesehen wird.

Die Ergebnisse der Feldmessungen über die zwei Heizperioden für Anlage 3 (Festbrennstoff-Heizkessel) und Anlage 4 (Kaminofen) sind in Tabelle 2.14 dargestellt. Der in der Heizperiode 2014/2014 an Anlage 3 eingesetzte Oekotube 3 wurde in der Heizperiode 2015/2016 an Anlage 4 montiert. Es traten jedoch im November 2015 Probleme mit diesem Filter auf, worauf dieser durch den zuvor an Anlage 1 montierten Filter Oekotube 1 ersetzt wurde.

Der Filter OekoTube 3 wurde in der Heizperiode 2014/2015 an Anlage 3 (Festbrennstoff-Heizkessel) den vergleichsweise härtesten Randbedingungen (sehr hohe Abgastemperaturen von bis zu 300°C am Filter, sehr hohe Staubkonzentrationen) ausgesetzt. Die Verfügbarkeit von nur 81,7 % zeigt, dass mit diesem Filter an dieser Feuerung kein durchgehender ungestörter Betrieb möglich ist. Der Filter konnte mehrmals trotz Freigabesignal nicht starten und die Elektrode musste aufgrund einer Verformung ausgetauscht werden. Über die Heizperiode hinweg konnte ein Rückgang der Filterleistung und ein Anstieg der Statusmeldungen, welche auf Betriebsstörungen des Filters hinweisen (im Wesentlichen Spannungsüberschläge), beobachtet werden. Als Ursache konnten die Staubablagerungen im Elektrofilter identifiziert werden, welche auf Grund der Ausbildung von Agglomeraten Spannungsspitzen und Überschläge hervorrufen.

Die mittlere Filterspannung von 18,1 kV lag deutlich unter dem maximal möglichen Wert von rund 30 kV, die mittlere Filterleistung war mit 10,0 W ebenfalls eher gering. Im Betrieb zeigte sich, dass es bei diesem Filter verstärkt zu Ruß- und Teerablagerungen auf der Elektrode kam, welche durch den Rauchgasstrom teilweise wieder mitgerissen und ausgetragen wurden. Durch diese Ablagerungen kam es auch zu Spannungsspitzen, welche den Betrieb des Filters negativ beeinflussten. Durch die hohe Staubbelastung im Rauchgas dieser Anlage wären eventuell häufigere Kehrbesuche - zumindest in Phasen höherer Heizlast - notwendig, um eine durchgängig höhere Filterleistung zu gewährleisten (Oberberger et al., 2016).

Tabelle 2.14 Zusammenfassung der Feldmessungen über zwei Heizperioden an Anlage 3 (Festbrennstoff-Heizkessel, Baujahr 1997, Nennwärmeleistung: 18 kW) mit einem OekoTube OT2 (OekoTube 3) und Anlage 4 (Kaminofen, Baujahr 2009, Nennwärmeleistung: 8,4 kW, Brennstoff: überwiegend Weichholz-Scheite) mit zwei Geräten OekoTube OT2 (OekoTube 3 und 1) (Oberberger et al., 2016)

		Heizsaison 2014/2015 Anlage 3	Heizsaison 2015/2016 Anlage 4	Heizsaison 2015/2016 Anlage 4
		<i>OekoTube 3</i>	<i>OekoTube 3</i>	<i>OekoTube 1</i>
Inbetriebnahme des Filters		12.11.2014	20.10.2015	11.12.2015
Beobachtungsperiode	von bis	01.12.2014 12.04.2015	20.10.2015 10.12.2015	11.12.2015 31.03.2016
	Stunden	3.168	1.206	2.688
Max. Filterbetriebsstunden	Stunden	573	369	958
Verfügbarkeit	%	81,7	33,9	93,1
Filterspannung, Mittelwert	kV	18,1	21,5	27,8
Filterspannung, Standardabweichung	kV	5,9	12,4	6,4
Filterleistung, Mittelwert	W	10,0	6,0	6,9
Filterleistung, Standardabweichung	W	6,6	5,2	4,8
Gesamtstaubemissionen ohne Filterbetrieb	mg/Nm ³	113 – 283	196,7	90,2
Gesamtstaubemissionen mit Filterbetrieb	mg/Nm ³	110 – 148	36,9	21,1
Abscheideeffizienz Gesamtstaub	%	35 – 80	57 – 93	70 - 83
Abscheideeffizienz Feinstaub	%	44 – 93	50 - 92	93 - 96
Partikelgebundene B(a)P-Emissionen	µg/Nm ³	22,8 - 861	64,4 und 8,3	

Anmerkungen: Emissionskonzentrationen: bezogen auf 13 Vol.-% O₂
 Gesamtstaubkonzentration: Mittelwerte über einen Messtag
 Abscheideeffizienz: berechnet aus Einzelmessungen bei vergleichbaren Betriebsbedingungen mit und ohne Filterbetrieb

In der Heizperiode 2015/2016 wurde der Filter OekoTube 3 an Anlage 4 (Kaminofen) montiert, diese Anlage zeichnet sich durch sehr hohe Emissionen aus. Anfang Dezember 2015 war es notwendig, den Filter OekoTube 1 (der in der Heizsaison 2014/2015 an Anlage 1 betrieben wurde) am Kaminofen einzubauen, wodurch die Verfügbarkeit auf 93 % anstieg.

Der OekoTube 3 an Anlage 3 erreichte in der Heizperiode 2014/2015 einen Abscheidegrad für Gesamtstaub von 35 bis 80 %. An der Anlage 4 wurden mit dem Filter OekoTube 1 Abscheideleistungen von 70 bis 83 % für Gesamtstaub ermittelt.

In Abbildung 2.24 ist für die Anlagen 1, 2 und 4 der Abscheidegrad gegenüber der Staubkonzentrationen im Abgas bei abgeschaltetem Elektrofilter dargestellt (nach Oberberger et al., 2016). Bei den Anlagen 1 und 2 nimmt die Abscheideleistung der untersuchten OekoTube-Filter mit zunehmender Staubkonzentration in der Tendenz ab. Bei Anlage 4 (Kaminofen) nimmt die Abscheideleistung mit zunehmender Staubkonzentration zu. Die arithmetischen Mittelwerte der Abscheidegrade für die beiden Messkampagnen der Heizperioden 2014/2015 und 2015/2016 liegen für die Anlagen 1, 2 und 4 bei 71, 52 und 79 %.

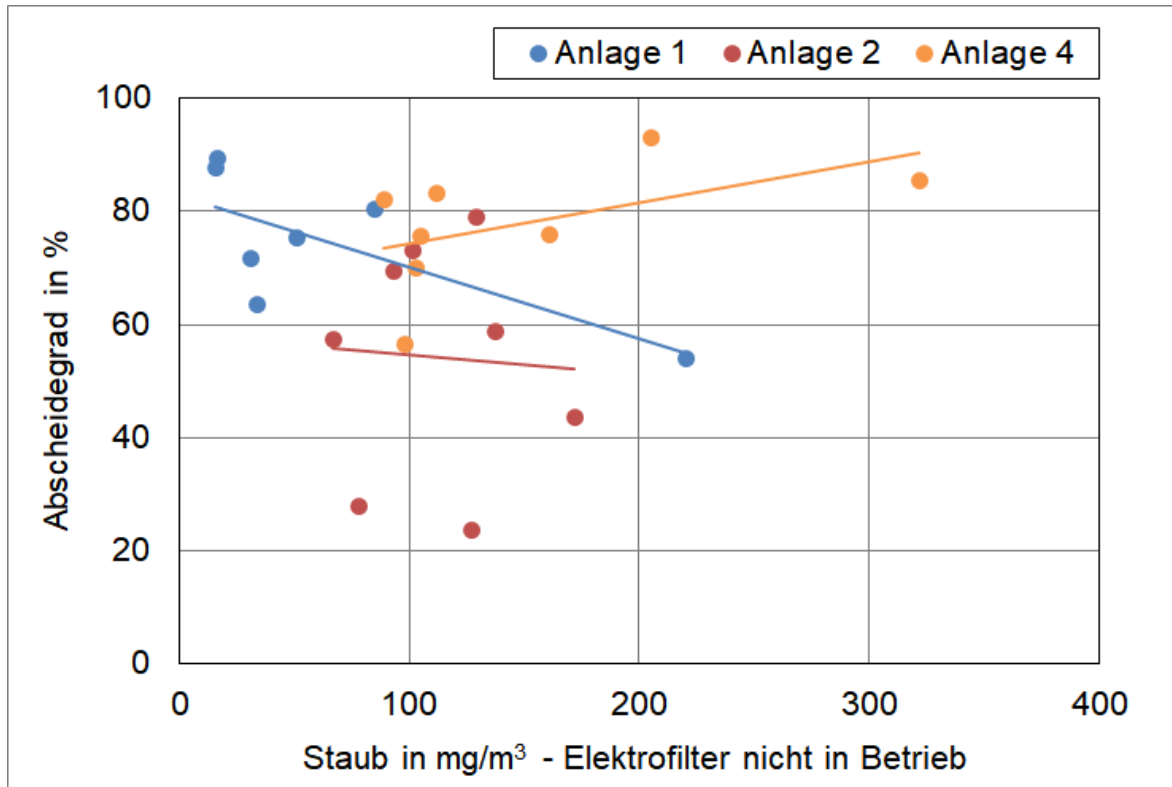


Abbildung 2.24 Abscheidegrad in Abhängigkeit der Staubkonzentrationen im Abgas der Anlagen 1, 2 und 4 bei abgeschaltetem Elektrofilter (Staubkonzentration auf 13 Vol.-% O₂ bezogen) (nach Obernberger et al., 2016)

Die **Filterbox-S** von Schröder Abgastechnologie ist eine Weiterentwicklung der Typenreihe SF der Spanner Re² GmbH (siehe z.B. Bleul, 2008). Für die Baureihe SF liegen einige ältere Untersuchungsergebnisse vor. So wurde die Baugröße SF F20 an einem Stückholzkessel HDG SL 14 (14,9 kW Nennwärmeleistung, Naturzug), der mit Fichtenscheitholz betrieben wurde, auf dem Prüfstand untersucht. Die gemessenen Staubkonzentrationen und die berechneten Abscheidegrade sind in Abbildung 2.25 dargestellt (Hartmann (2011), siehe auch Kiener et al., 2010).

Der Elektrofilter wurde sowohl ohne als auch mit Bypass betrieben. Die Umrüstung auf einen Bypass-Betrieb war notwendig, da wiederholte Störungen nach dem Anheizen des Stückholzkessels auftraten. Diese wurden durch eine Wasserdampfkondensation im kalten Filtergehäuse verursacht, die zu Spannungsüberschlägen führte. Beim Bypass-Betrieb wurde der Elektrofilter bis zum Erreichen einer Schwellentemperatur von 120 °C im Abgas umgangen. In der ersten Versuchsphase (Versuche 1 bis 9) beim Betrieb des Filters ohne Bypass wurden Abscheidegrade von -89 bis + 80 % ermittelt, der Mittelwert lag bei 25 %. Beim Betrieb des Elektrofilters mit Bypass (während dem Anheizvorgang bei kaltem Kessel) wurden stabilere und höhere Abscheideleistungen im Bereich von 55 bis 96 % (Mittelwert: 80 %) erreicht.

In einer anderen Untersuchung wurde der Abscheidertyp SF F100 von Spanner Re² GmbH am Hackschnitzelkessel Compact 100 (Nennwärmeleistung 100 kW) des Herstellers HDG Bavaria GmbH mit unterschiedlichen Brennstoffen untersucht (Oehler, 2014).

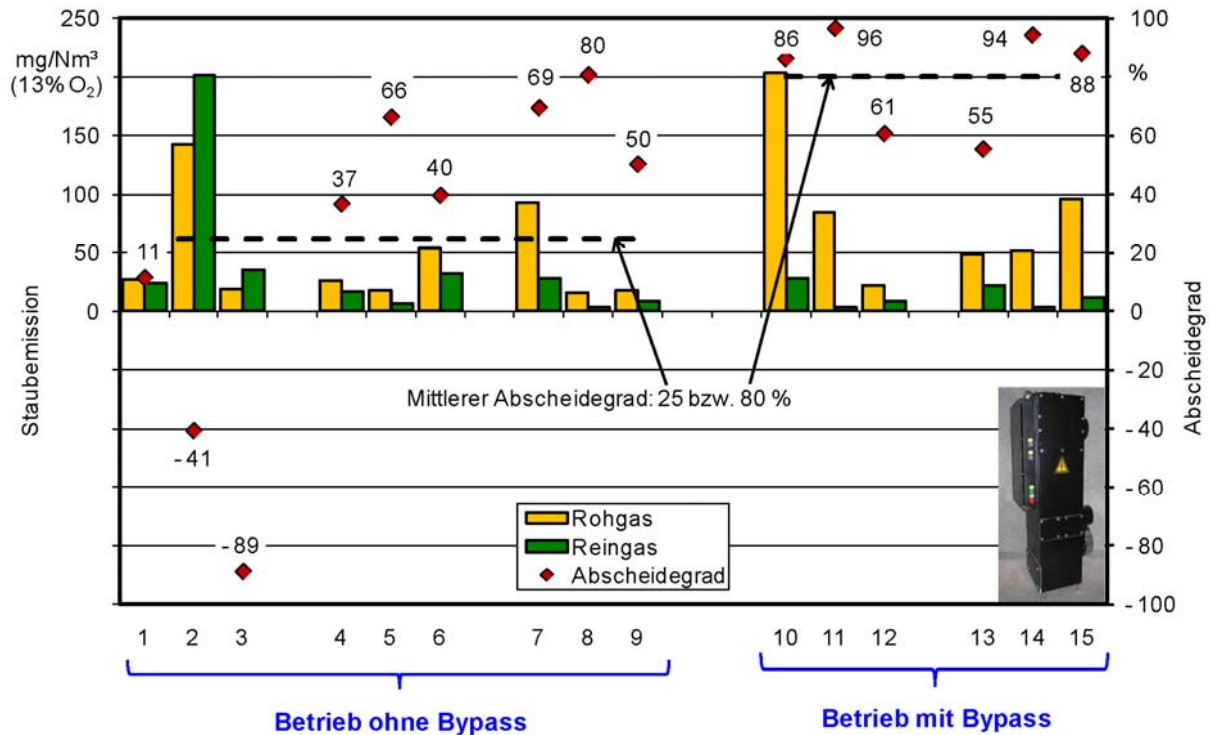


Abbildung 2.25 Staubemissionen und Abscheidegrade für den Elektrofilter Spanner SF F20 am Stückholzkessel HDG SL 14 (Abscheidegrad: Differenz zwischen Rohgas und Reingas) (Hartmann, 2011)

Die Ergebnisse der Staubmessungen und der ermittelten Abscheidegrade für stationäre Betriebszustände bei unterschiedlichen Lasten des Heizkessels (Nennwärmeleistung und Teillast) sind für die Prüfstands- und Feldmessungen in Abbildung 2.26 dargestellt.

U.a. wurde die Auswirkung des Filterzustandes (gereinigte bzw. ungereinigte Niederschlagselektroden) auf die Abscheideleistung bei den Messungen betrachtet. Bei den Prüfstandsmessungen (Abbildung 2.26, oben) wurden Hackschnitzel (HS) aus Fichten- und Buchenholz mit unterschiedlichen Wassergehalten w eingesetzt. Außerdem wurde eine Hackschnitzelmischung sowie Pellets aus Miscanthus verfeuert. Bei den Prüfstandsmessungen lagen die Abscheidegrade für den Spanner Typ SF F100 im Bereich von 72 bis 98 % und im Mittel bei 88 %. Die Staubkonzentrationen im Rohgas lagen hierbei zwischen ca. 30 und rund 100 mg/m³ (bei 13 Vol.-% O₂).

Bei den Feldmessungen (Abbildung 2.26, unten) wurden Hackschnitzelgemische mit einem Wassergehalt von 21 Massen-% verfeuert, die Abscheidegrade lagen hierbei im Bereich von 60 bis 92 %. Im Mittel wurde ein Abscheidegrad von 83 % bei den Feldmessungen für die untersuchten Lastfälle (Nenn- und Teillast) berechnet. Die Staubkonzentrationen im Rohgas lagen hierbei zwischen ca. 40 und rund 170 mg/m³ (bei 13 Vol.-% O₂).

In einem laufenden Vorhaben sollen das Abscheideverhalten des Oekotube (sowie der Filterbox und der Filterbox S) beim Einsatz an unterschiedlichen Feuerungsanlagen (Heizkessel im Leistungsbereich von 40 bis 440 kW) und beim Einsatz von unterschiedlichen Biomassebrennstoffen (z.B. Holzhackschnitzel und Miscanthuspellets) untersucht werden, detailliertere Zwischenergebnisse liegen noch nicht vor (Oischinger, 2016).

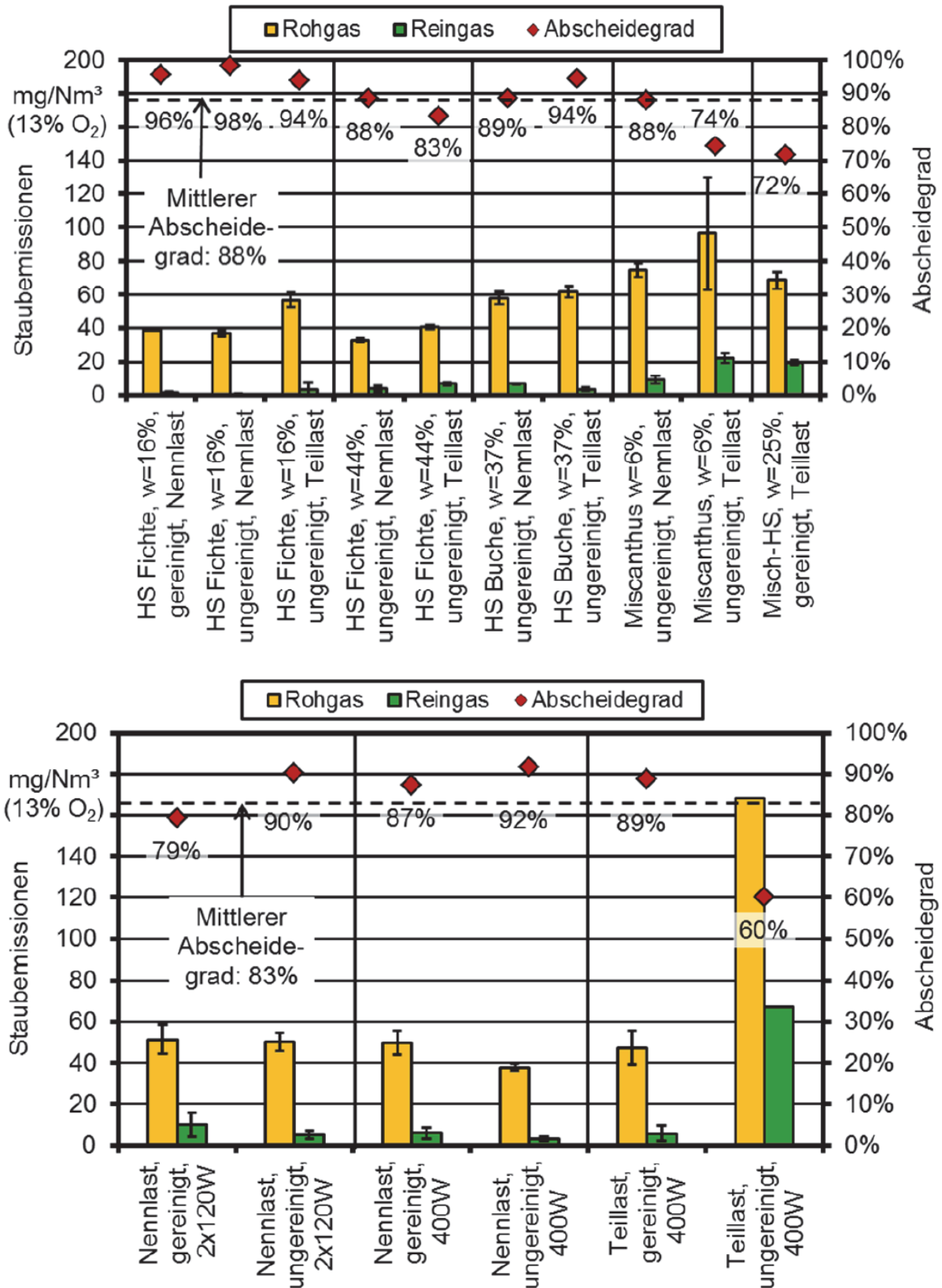


Abbildung 2.26 Staubemissionen und Abscheidegrade für den Elektrofilter Spanner SF F100 bei gereinigten bzw. ungereinigten Niederschlagselektroden am Hackschnitzkessel HDG Compact 100 bei unterschiedlichen Lasten und Brennstoffen für die Prüfstandsmessungen (oben) und die Felduntersuchungen (unten) (Oehler, 2014)

2.3.2 Filternde Staubabscheider

Tabelle 2.15 zeigt eine Übersicht über filternde Staubabscheider, die zur Nachrüstung oder als Bestandteil der Feuerungsanlage konzipiert sind.

Tabelle 2.15 Übersicht über filternde Staubabscheider zur Nachrüstung oder als Bestandteil der Feuerungsanlage (nach Herstellerangaben)

Typ	Hersteller	Installationsort	Reinigung	Brennstoffe	Einzelraumfeuerungen Nennwärmeleistung	Heizkessel Nennwärmeleistung	Entwicklungsstand
filternde Abscheider zur Nachrüstung							
Pure Heat Glasfaserbündel ¹⁾	MAHLE Industriefiltration GmbH *	Abgasanlage nach Feuerungsanlage	Handabreinigung ²⁾ prozeßbedingt	Stückholz Holzer	bis 12 kW ³⁾ k.A.	bis 12 kW ³⁾ k.A.	DIBt-Zulassung ³⁾ Prototyp
Feinstaubfilter ¹⁾ regenerierbarer Filter	RWTH Aachen * TU Wien *	Schornsteinmündung nach Feuerungsanlage	Einwegfilter prozeßbedingt	Stückholz / Hackschnitzel / Pellets k.A.	bisher < 15 kW k.A.	bisher < 15 kW k.A.	Prototyp Laborotyp
filternde Abscheider als Bestandteil der Feuerungsanlage							
Metallgewebefilter Metallgewebefilter MF	Köb Holzheizsysteme GmbH * ⁴⁾ Wirtschaftliche Verbrennungs-Technik GmbH *	nach Heizkessel nach Heizkessel	Druckluft Druckluft	Hackschnitzel, Pellets Biomasse	- -	100 bis 540 kW 100 bis 1.000 kW	marktmäßig ⁵⁾ marktmäßig ⁶⁾

¹⁾ für den Prototypen wurde noch keine Typenbezeichnung genannt
²⁾ Filter kann mit Hand (Rüttelvorrichtung) abgereinigt werden, außerdem erfolgt bei hohen Temperaturen eine Selbstreinigung (Nachverbrennung von Ruß)
³⁾ DIBt-Zulassung (Gültigkeitsdauer bis 13.11.2019) nur für handbeschickte raumluftunabhängige Feuerstätten, der Filtertyp ist am Markt nicht erhältlich
⁴⁾ Köb Holzheizsysteme GmbH (A-Wolfurt) wurde 2007 von der Viessmann Group (D-Allendorf) übernommen, in 2015 wurde die Marke Köb vom Markt genommen
⁵⁾ nur von Köb Holzheizsysteme GmbH. Die Firma Viessmann bietet den Filter aktuell nicht mehr an
⁶⁾ Insolvenzantrag der Wirtschaftliche Verbrennungs-Technik GmbH Ende 2016; Service + Ersatzteilgeschäft durch Lasa-energy GmbH, Neuanlagengeschäft durch Kooperation mit Firma Herz (A-Bämbach)
 * Herstellerangaben (Prospekte zu Produkten oder Vorträge, siehe Quellenverzeichnis; Name des Herstellers)
 k.A. es liegen keine Angaben vor

Filternde Abscheider können, z.B. als Oberflächen- oder Tiefenfilter, hohe und von den Betriebsbedingungen der Feuerungsanlage weitgehend unabhängige Abscheideleistungen erbringen, so dass auch bei hohen bis sehr hohen Rohgaskonzentrationen sehr geringe Staubkonzentrationen im Reingas ($< 10 \text{ mg/m}^3$ bezogen auf 13 Vol.-% O_2) erreicht werden können (siehe z.B. Struschka, et al., 2008 (1)). Nachteilig hierbei sind die relativ hohen Kosten, sowohl bei der Investition als auch im laufenden Betrieb. Außerdem sind u.U. die hohen Druckverluste beim Filterbetrieb durch den entstehenden Filterkuchen und damit verbunden die Reinigung der Filter problematisch.

Metallgewebefilter der Fa. Köb

Am Markt waren zwei Bauarten von Metallgewebefiltern erhältlich, die von den Herstellern nur für bestimmte eigene Heizkesseltypen angeboten wurden. Dies war der von der Fa. Köb Holzheizsysteme GmbH in A-Wolfurt für die Heizkesselbaureihen Pyrot (Rotationsfeuerung für Pellets, Holzhackschnitzel und Holzspäne) und Pyrotec (Rostfeuerung für Pellets, Holzhackschnitzel, Holzspäne sowie Mischholz) angebotene Metallgewebefilter für Kesselleistungen von 100 bis 540 kW (Köb, 2012). Dieser Filter wurde mit Unterstützung öffentlich geförderter Vorhaben entwickelt und intensiv untersucht (siehe z.B. Struschka et al., 2009). Weitgehend unabhängig von den Staubkonzentrationen im Rohgas konnten mit dem Filter geringe Reingaskonzentrationen (meist $< 10 \text{ mg/m}^3$ Staub bezogen auf 13 Vol.-% O_2) erreicht werden. Nach der vollständigen Integration der Fa. Köb Holzheizsysteme GmbH in die Viessmann Group (D-Allendorf) wird der Filter aktuell nicht mehr angeboten.

Metallgewebefilter der Fa. Bioflamm

Von der Firma Wirtschaftliche Verbrennungs-Technik GmbH (A-Overath) wurde bis Ende 2016 der Metall-Gewebefilter-Typenreihe MF für eigene Kesselbaureihen (z.B. Bioflamm® Rauchrohrkessel, Baureihe SRF-RK, Leistungsbereich: 340 bis 1.100 kW) angeboten, der in Abhängigkeit vom eingesetzten Brennstoff Reingas-Staubgehalte von $< 20 \text{ mg/m}^3$ ermöglichen soll (Bioflamm, 2014). Aufgrund des laufenden Insolvenzverfahrens und der damit verbundenen Übernahme des Neuanlagengeschäftes durch die Kooperation der Lasa-energy GmbH mit der Firma Herz / Binder (A-Bärnbach) zu Beginn des Jahres 2017 ist noch nicht absehbar, ob der Gewebefilter weiterhin angeboten wird. Nähere Details zum Betriebs- und Abscheideverhalten des Filters sind nicht veröffentlicht.

Lamellenfilter der Fa. MAHLE Industriefiltration

Die Firma MAHLE Industriefiltration GmbH hat den Filter MAHLE Pure Heat zur Nachrüstung für kleine handbeschickte Scheitholzöfen bis zu einer Nennwärmeleistung von 12 kW entwickelt, welcher eine Zulassung vom DIBt erhalten hat (Zulassungsnummer Z-7.4-3475 vom 13.11.2014, Geltungsdauer bis 13.11.2019) (DIBt, 2014 (1)), aber aktuell nicht auf dem Markt angeboten wird. Das Gerät wurde in Zusammenarbeit mit der Hochschule Heilbronn entwickelt.

Ziel war, ein möglichst kostengünstiges Filtermodul für Einzelraumfeuerungen bei niedrigem Druckverlust und ohne Elektronik oder Hilfsgebläse zu entwickeln. Dabei sollte es umweltfreundlich in der Herstellung und einfach in der Bedienung und Wartung sein. Im Ergebnis wurde ein nachrüstbarer Lamellenfilter zur Diffusionsabscheidung präsentiert, der direkt am Austrittsstutzen nach dem Ofen eingebaut wird, siehe Abbildung 2.27 (Reinhardt, 2014).

Das Filterelement ist wechselbar und hat je nach Betriebsstunden und Feuerungsart eine Standzeit von 2 bis 5 Jahren. Durch die Lamellen werden aufgrund von Diffusion auch Nanopartikel im Bereich von 10 - 100 nm abgeschieden. Auch Rußflocken und Funken werden durch die Trägheitsabscheidung bzw. den Sperreffekt zurückgehalten. Durch die Nachverbrennung des Rußes bei ausreichend hoher Temperatur und Sauerstoff ist der Filter weitestgehend selbstreinigend und der feuerungstechnische Wirkungsgrad wird optimiert. Außerdem kann der Filter mit Hand (Rüttleinrichtung) bei kaltem Ofen vor dem Anfeuern abgereinigt werden. Angaben zum Filter und der schematische Filteraufbau ist in Abbildung 2.28 dargestellt (Reinhardt, 2014).

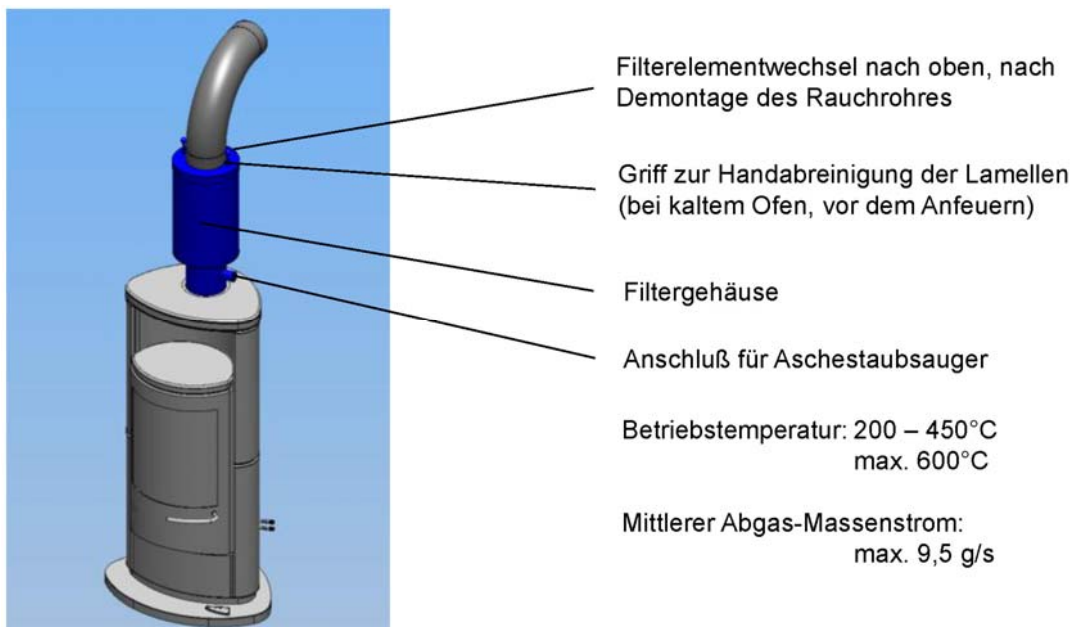


Abbildung 2.27 Entwicklung der Firma MAHLE Industriefilter GmbH: MAHLE Pure Heat. Beispiel für Einbausituation (Reinhardt, 2014)

Bei bestimmungsgemäßen Betrieb der Feuerungsanlage tritt ein geringer Druckverlust am Lamellenfilter von weniger als 5 Pa auf, so dass kein Hilfsgebläse benötigt wird.

Der Abscheidegrad des Filters liegt, in Abhängigkeit der Staubkonzentration im Rohgas, zwischen etwas über 10 bis über 70 %, siehe Abbildung 2.29. Neben der Staubkonzentration wird das Abscheideverhalten des Filters u.a. noch von der Betriebstemperatur, der Partikelgröße und der Strömungsgeschwindigkeit beeinflusst. Als wesentliche Abscheideeffekte treten für Partikelgrößen im Nanobereich (Partikeldurchmesser < 100 nm, z.B. Ruß) die Diffusionsabscheidung und für grobe Partikel im Partikelgrößenbereich > 10 µm (z.B. Funken, Rußflocken) die Trägheitsabscheidung bzw. Sperreffekte auf (Reinhardt, 2014).

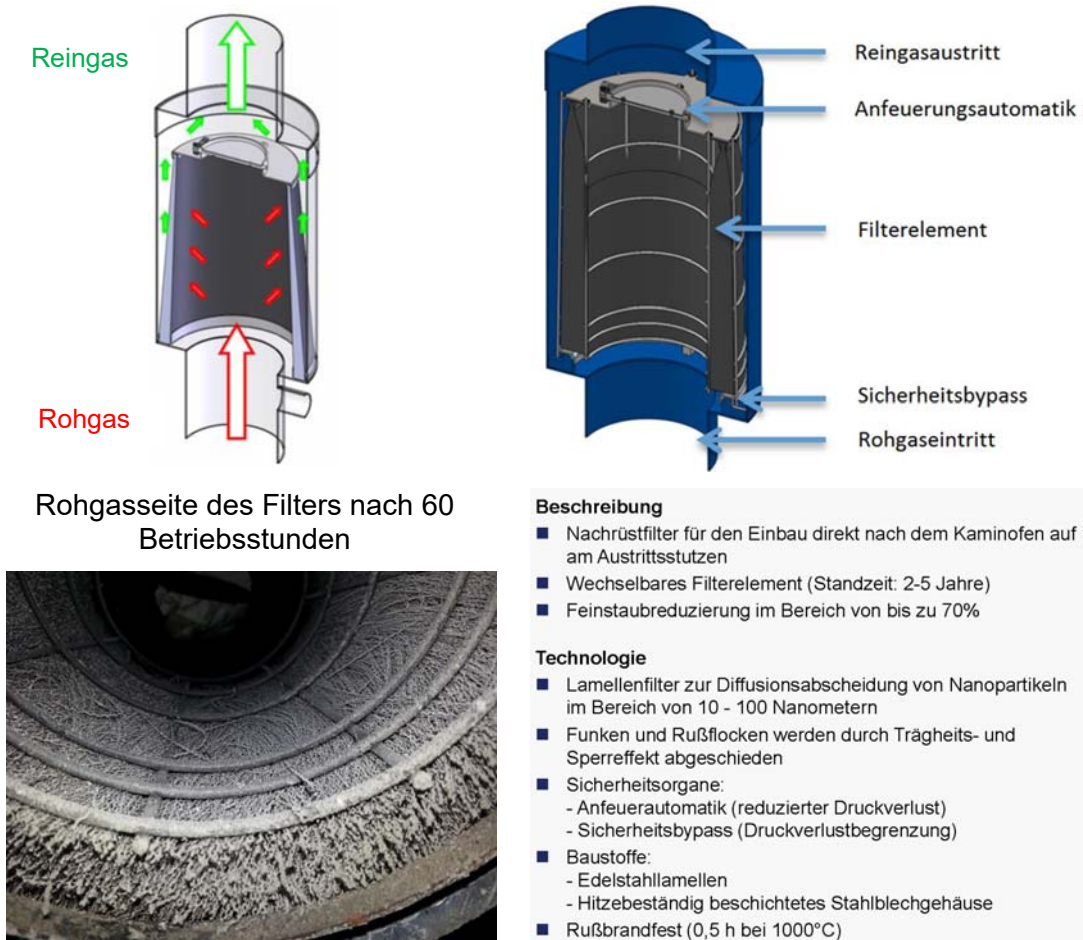


Abbildung 2.28 Entwicklung der Firma MAHLE Industriefilter GmbH: MAHLE Pure Heat. Aufbau des Filter, Filteransicht nach Betrieb und Filterbeschreibung (Reinhardt, 2014)

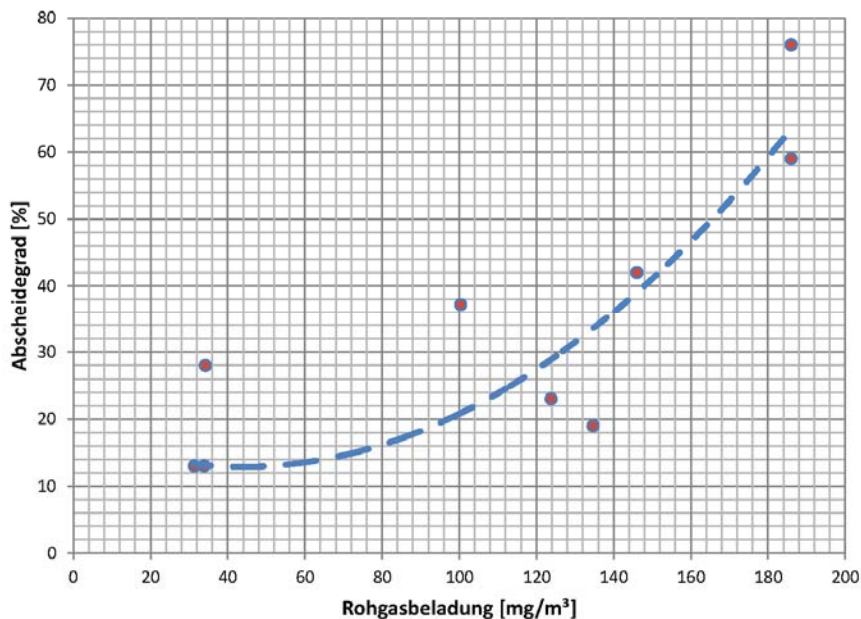


Abbildung 2.29 Entwicklung der Firma MAHLE Industriefilter GmbH: MAHLE Pure Heat. Abscheidegrad des Filters in Abhängigkeit der Staubkonzentration im Rohgas (Reinhardt, 2014)

Ein Feldversuch mit insgesamt 1.200 Betriebsstunden, bei denen die Filterlamellen 3 Jahre im Betrieb direkt in einen Kaminofen eingebaut und getestet wurden ergaben, dass die Filter jeweils nach einem Jahr ausgebaut, abgeklopft und wieder eingebaut werden mussten. Danach war die Luftdurchlässigkeit des Filters fast neuwertig. Die Zug- und Biegefestigkeit der Lamellen erwies sich für den vorgesehenen Einsatz des Filters bei kleinen handbeschickten Scheitholzöfen als geeignet. Für die zukünftige Vermarktung des Abscheiders oder auch zur Weiterentwicklung der Lamellentechnologie für die Integration in die Feuerstätte (z.B. mit katalytischer Ausrüstung) wurden Kooperationen angestrebt (Reinhardt, 2014). Diese haben aber bisher zu keinem öffentlich bekannten Ergebnis geführt.

Glasfaserbündelfilter des KIT Karlsruhe

Am Institut für Technische Chemie (ITC) des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT) wurde ein kostengünstiger Feinstaubabscheider auf Basis der Filtration entwickelt, wobei für diesen Anwendungsbereich ein neuer Ansatz gewählt wurde, der nur einen geringen Druckverlust aufweist und kostengünstig umzusetzen ist. Der neuartige Filter besteht aus haarfeinen, ca. 50 cm langen Glasfasern, die in einem Bündel beweglich aufgehängt den gesamten Kaminquerschnitt ausfüllen. Der Glasfaserfilter ist in der Abbildung 2.30 dargestellt (KIT, 2016).

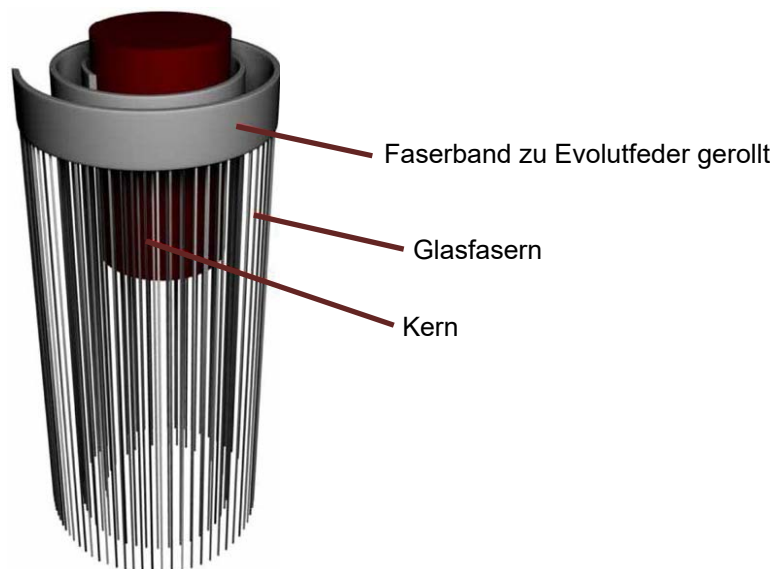


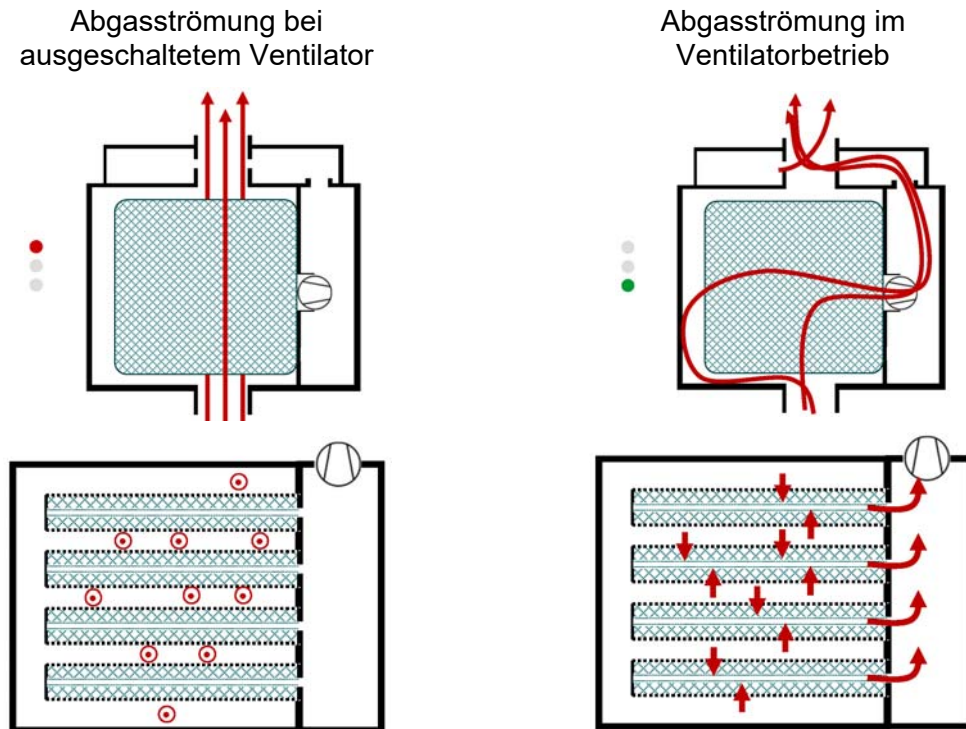
Abbildung 2.30 Entwicklung des KIT: Glasfaserbündel als Feinstaubabscheider (KIT, 2016)

Das Abgas durchströmt von unten das Faserbündel, wobei selbst Partikel mit einem geringeren Durchmesser als $1\ \mu\text{m}$ durch Diffusion an die Oberfläche der Glasfasern gelangen und haften bleiben. An den Glasfasern bilden sich so mit der Zeit größere Agglomerate. Durch den Abgasstrom bewegen sich die Glasfasern jedoch kontinuierlich, was mit der Zeit zum Ablösen der größeren Agglomerate führt. Diese sinken dann entgegen der Abgasstromrichtung in einen Sammelbehälter. Durch die Selbstreinigung wird der Filter wirtschaftlich und bisherige Tests haben gezeigt, dass auch Schwankungen der Partikelkonzentrationen und wechselnde Betriebsbedingungen die Abscheideleistung nicht negativ beeinflussen. Aktuell sucht das KIT Partner, um ein marktreifes Produkt zu entwickeln (KIT, 2016). Weitere Details sind bisher nicht bekannt.

Tiefenfilter der RWTH Aachen

Ein nicht regenerierbares Tiefenfilter wurde von der RWTH Aachen (z.B. Wohter und Quicker, 2016) für Holzfeuerungen mit einer Leistung von $< 15 \text{ kW}$ entwickelt und intensiv mit Prüfstands- und bei Feldmessungen untersucht. Der Filter ist als Kaminaufsatz konzipiert und besteht aus Filtermatten, die in einem Gehäuse integriert sind und einem Ventilator, siehe Abbildung 2.31 (Wohter und Quicker, 2016).

Aufbau des Tiefenfilters



Beispiel für untersuchte Öfen und Einbausituation



Abbildung 2.31 Entwicklung der RWTH Aachen: Feinstaubabscheidung mit Tiefenfilter (Wohter und Quicker, 2016)

Beim Filterbetrieb wird das Abgas mit einem Radialventilator durch die Filtermatten gesaugt. Als vielversprechender Regelansatz für die Drehzahlregelung des Radialventilators und damit zur Einstellung eines ausreichend hohen Volumenstroms durch den Tiefenfilter, damit das Abgas vollständig durch diesen geführt wird, hat sich die Detektion der Volumenströme über Temperauren im Filtergehäuses herauskristallisiert. Dieser Ansatz verspricht, den zu filternden Volumenstrom dynamisch auf den tatsächlich aus der Feuerung austretenden Volumenstrom zu regeln. Mit diesem Regelkonzept kann auch die vollständige Beladung des Tiefenfilters erkannt werden. Bei abgeschaltetem Ventilator strömt das Abgas ungehindert an den Filtermatten vorbei. Neben Prüfstandsuntersuchungen an unterschiedlichen Feuerungsanlagen (Kaminofen, Stückholzkessel) wurden auch Feldtests mit verschiedenen Einzelraumfeuerstätten (z.B. Kaminöfen, Kamineinsätze und Pelletöfen) durchgeführt (Wohter und Quicker, 2016, Wohter et al., 2017).

In den Filtermatten findet die Staubabscheidung im Wesentlichen in Form der Tiefenfiltration (Deposition) an den Fasern des Filtermaterials statt, siehe Abbildung 2.32. Im Gegensatz zur Oberflächenfiltration, wo sich ein abreinigbarer Filterkuchen aufbaut, werden hier die Filtermatten so lange mit Staub beladen, bis die Kapazitätsgrenze erreicht ist. Dann erfolgt ein Austausch des Filtermaterials. Aufgrund der möglichen hohen Abgastemperaturen bei Einzelraumfeuerstätten haben sich Filtermatten aus Naturfasern durch deren mangelnde Temperaturbeständigkeit nicht bewährt, außerdem bestehen diese aus vergleichsweise groben Fasern. Fasermatten aus Glaswolle erwiesen sich als besser geeignet, da diese temperaturbeständig, chemisch inert, feuchteunempfindlich und preisgünstig sind sowie geringe Faserdurchmesser (3 bis 6 μm) besitzen (Quicker et al., 2015).

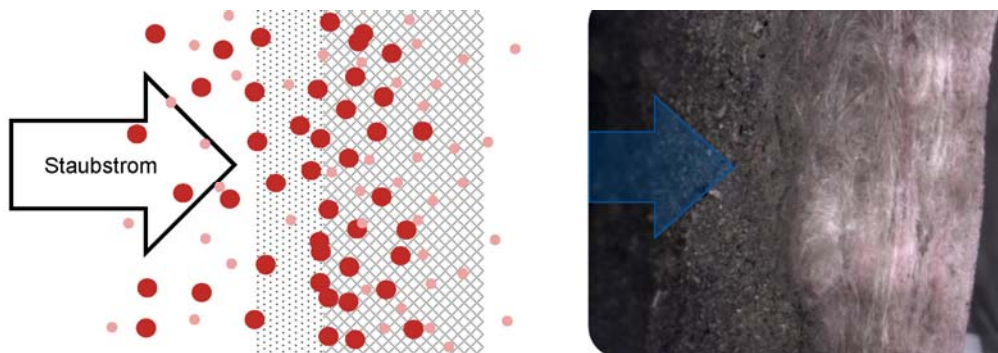


Abbildung 2.32 Entwicklung der RWTH Aachen: Feinstaubabscheidung mit Tiefenfilter. Wirkungsweise des Tiefenfilters (Wohter und Quicker, 2016)

Durch die Einlagerung von Stäuben im Inneren und auch an der Oberfläche des Materials steigt der Druckverlust während der Beladungszeit stetig an und erreicht bei unveränderter Drehzahl des Radialventilators ein Plateau, welches als Filtersättigung interpretiert wird und das Erreichen der maximalen Aufnahmekapazität des Filters darstellt. In Abbildung 2.33 ist der Verlauf des Druckverlusts und der Abgastemperatur exemplarisch für den Einsatz des Tiefenfilters an einer 10 kW Einzelraumfeuerungsanlage für Scheitholz im Feldtest dargestellt (Wohter und Quicker, 2016).

Bei den Feldtests zeigte sich, dass im Abgas der Einzelraumfeuerungsanlagen für Scheitholz vergleichsweise hohe Teerbeladungen und im Abgas der Pelletsfeuerungen relativ hohe Grobstaubanteile auftraten.

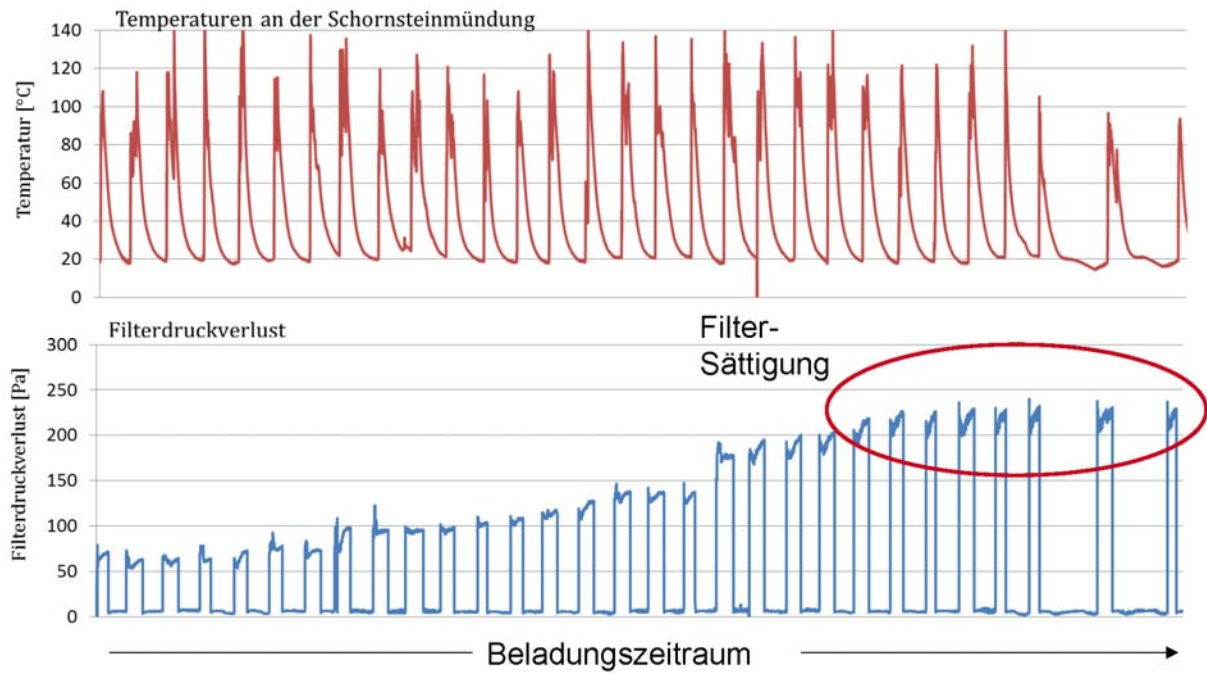


Abbildung 2.33 Entwicklung der RWTH Aachen: Feinstaubabscheidung mit Tiefenfilter. Einsatz des Tiefenfilters an einer 10 kW Einzelraumfeuersanlage für Scheitholz im Feldtest. Verlauf von Abgastemperatur (oben) und Druckverlust im Filter (unten) während dem Beladungszeitraum (Wohter und Quicker, 2016)

Vor allem hohe Teerbelastungen in Kombination mit hohen Staubkonzentrationen führen zu einer verstärkten Ablagerung von Stäuben auf der Oberfläche bzw. in den oberen Schichten des Filtermaterials, wodurch sich eine Versiegelung dieser Flächen und ein hoher Druckverlust einstellt, obwohl das Filtermaterial insgesamt noch nicht mit Staub gesättigt ist. Um diesen Effekt zu verringern ist eine gestufte Filtration vorgesehen, wobei sich auf der Anströmseite eine hochporöse Schicht befinden soll, die zu einer zeitversetzten Entlastung der folgenden Schichten und damit zu einer Erhöhung der Standzeit des Filters führen soll. Entsprechende grundlegende Untersuchungen wurden hierzu durchgeführt (Wohter und Quicker, 2016).

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigen, dass sich kommerziell erhältliche Filtermaterialien, auch hochporöse, nur beschränkt für die angestrebte Filtrationsaufgabe einsetzen lassen. D.h. auch die untersuchte zweistufige Filtration mit einer zusätzlichen hochporösen Schicht hat nicht zur gewünschten Verlängerung der Standzeiten des Tiefenfilters bzw. einer vollständigen Beladung des Filters geführt. Um eine hohe Abscheideleistung des Tiefenfilters beim Einsatz an Einzelraumfeuerungsanlagen für Scheitholz zu erreichen, sind Entwicklungen zur gezielten Verbesserung des Filtermaterials notwendig (Wohter et al., 2017).

Die Abscheideeffizienz des Tiefenfilters wird als besonders hoch angegeben, Reingaskonzentrationen in Labor- und Felduntersuchungen von $< 1 \text{ mg/m}^3$ Staub wurden sicher erreicht. Diese Ergebnisse konnten unabhängig vom verwendeten Feuerungstyp (Kaminofen, Pelletofen und Hackgutheizung) bestätigt werden. Auch bei hohen Rohgaskonzentrationen von bis zu 130 mg/m^3 wurden sehr hohe Abscheideleistungen gemessen, sodass im Normalbetrieb ein relativer Abscheidegrad von deutlich über 90 % erwartet werden kann (Quicker et al., 2015).

Regenerierbarer Filter der TU Wien

An der TU Wien wurde ein regenerierbarer filternder Abscheider für Kleinfeuerungsanlagen entwickelt, in dem das Filtermaterial regelmäßig ausgetauscht wird. Als Filtermedium soll hier ein schüttfähiges Material dienen, welches durch eine Förderschnecke entgegen der Abgasstromrichtung transportiert wird. Als Materialien wurden bisher stäbchen- oder kugelförmige Holzpellets, Tongranulatkugeln oder Viskosefaserflocken untersucht. Die in der Förderschnecke stehende Schüttung aus Filtermaterial soll Staubpartikel effizient und mit nur geringem Druckverlust abscheiden. Das aufgebrauchte Filtergut wird in einen Abfallbunker gefördert. Dieses sollte regenerierbar und somit wiederverwendbar sein oder könnte, im Fall von Holzpellets, auch verfeuert werden. Die Erneuerung der Filterschicht soll durch die Messung des Druckverlusts der Filterschicht und das Ansteuern der Filterstrecke automatisch geregelt werden. Das Funktionsprinzip des Abscheiders ist in Abbildung 2.34 schematisch dargestellt (Kromer et al., 2016).

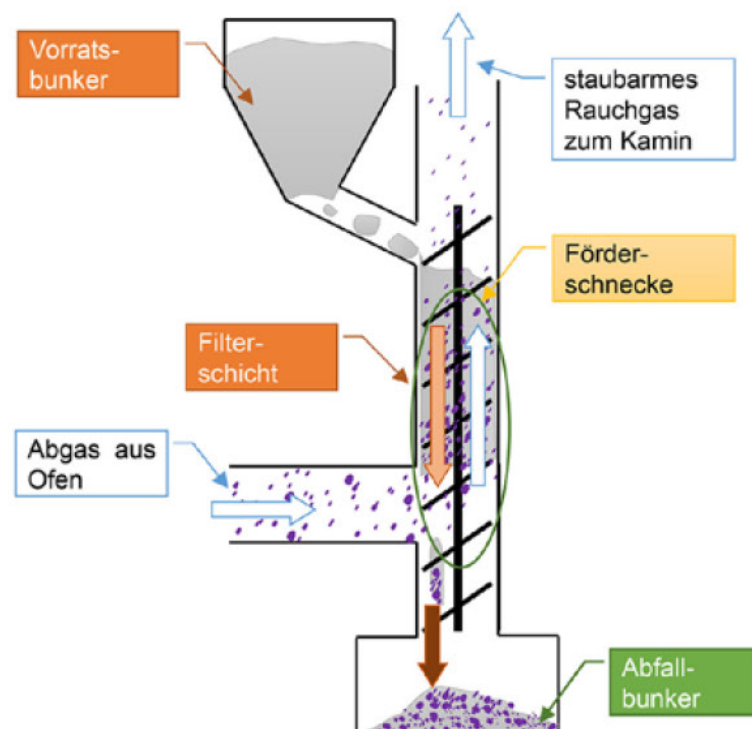


Abbildung 2.34 Entwicklung der TU Wien: regenerierbaren filternden Abscheider. Schematische Darstellung (Kromer et al., 2016)

Von diesem Abscheider werden verschiedene Vorteile erwartet: der Abscheidegrad sollte über die Füllhöhe an die Feuerungsart und dementsprechende Emissionswerte anpassbar sein, die Investitionskosten sollten auf Grund des einfachen Aufbaus gering sein und das Schüttgut regenerierbar, sowie eventuell katalytisch wirksam sein. Das Projekt befindet sich jedoch noch im Anfangsstadium, erste Versuche wurden im Labor durchgeführt, weitere Versuche mit einem Prototyp an einer Feuerstelle sind geplant (Kromer et al., 2016).

2.3.3 Katalytische Systeme zur Emissionsminderung

Katalysatoren dienen primär zur Oxidation gasförmiger Produkte unvollständiger Verbrennung (z.B. CO und VOC). Katalysatoren können darüber hinaus die Staubkonzentration im Abgas reduzieren. Dies wird zum einen auf einen gewissen Filtereffekt (z.B. durch Ablagerungen von Stäuben in der Katalysatorstruktur) für anorganische Stäube und zum anderen auf die Oxidation von (abgelagertem) Ruß und (gasförmig vorliegenden) Teeren (bzw. hochsiedenden organischen Verbindungen) bei hohen Katalysatortemperaturen zurückgeführt (z.B. Bachmaier und Hartmann, 2014). Schaumkeramiken mit und ohne katalytisch wirkende Beschichtungen werden in diesem Kapitel ebenfalls diskutiert. Tabelle 2.16 zeigt eine Übersicht über katalytische Systeme, die zur Nachrüstung oder als Bestandteil der Feuerungsanlage konzipiert sind.

Als Trägermaterial für die Katalysatorsysteme kommen z.B. Metallspäne (moreCat®), keramische Wabenkörper (Firecat®), keramische Kugelschüttungen (ChimCat®) oder (metallische) Körper in Waben- oder Wickelform (EnviCat®) zum Einsatz, die mit einer katalytisch wirkenden Phase beschichtet sind. Als katalytische Elemente zur Oxidation von CO und VOC können Edelmetallkatalysatoren (z.B. Platin, Rhodium und Palladium) oder Metalloxidkatalysatoren eingesetzt werden. Waben- bzw. Schaumkörper bestehen meist aus Keramiken, die z.B. mit katalysatorhaltigen Aluminium- oder Siliziumoxiden beschichtet sind (Hartmann et al., 2011).

Zur weitgehend katalytischen Umsetzung der oxidierbaren Abgasbestandteile sind ausreichend hohe Temperaturen am Katalysator notwendig, die z.B. im Bereich von 300 bis 400 °C liegen können. Ist das Katalysatorsystem nicht in der Feuerung installiert sondern am Ausgangsstutzen oder sogar in einiger Entfernung hiervon, werden diese hohen Temperaturen nicht mehr oder nur noch bei bestimmten Betriebsbedingungen (z.B. bei quasistationären Zuständen im Nennwärmeleistungsbetrieb) erreicht. In der Anbrand- oder Ausbrandphase, beim Teillastbetrieb oder beim Ofenstart aus kaltem Zustand liegen die Temperaturen im Katalysator dann u.U. deutlich niedriger, so dass in diesen emissionskräftigen Zuständen keine hohen Minderungsraten von oxidierbaren Abgasbestandteilen vorliegen. Als Lösungsweg wurde hier auch eine Beheizung der nachgeschalteten Systeme vorgeschlagen, deren Wirksamkeit aber bisher nicht eindeutig belegt ist.

Katalysatorsysteme, die in den Feuerungen (im und am Ausgang des Feuerraumes) integriert sind, erreichen die notwendigen Anspringtemperaturen im Grundsatz schneller und können deshalb auch bei ungünstigen instationären Betriebsbedingungen oder im Teillastbetrieb der Feuerungen zu höheren Minderungsraten führen. Allerdings sollten, um einen vorzeitigen Aktivitätsverlust der katalytisch aktiven Schicht zu verhindern (z.B. durch Ablagerungen von Kaliumverbindungen auf der Katalysatoroberfläche), die maximalen Einsatztemperaturen (z.B. im Bereich von 950 °C) nicht überschritten werden.

Eine Deaktivierung des Katalysators kann, außer durch Versinterungen der Katalysatoroberfläche oder von Aschebestandteilen, auch durch eine chemische Vergiftung, partikuläre Ablagerungen an den aktiven Zentren, einem Verlust der Porosität und durch den mechanischen Verlust von katalytisch aktiven Schichten hervorgerufen werden.

Tabelle 2.16 Übersicht über katalytische Systeme zur Nachrüstung oder als Bestandteil der Feuerungsanlage (nach Herstellerangaben)

Typ	Hersteller	Installationsort	Trägermaterial	Brennstoffe	Einzelraumfeuerungen Nennwärmeleistung	Heizkessel Nennwärmeleistung	Entwicklungsstand
katalytische Abscheider zur Nachrüstung							
ChimCat@RETRO	Dr.Pley Environmental GmbH *	nach Abgasstutzen Feuerstätte	keramische Schüttung	Stückholz / Braunkohlebricketts	k.A. ²⁾	bis 50 kW ¹⁾	DIBt-Zulassung ²⁾
Schaumkeramik-Katalysator	Linder *	integriert im Kaminofen	Schaumkeramik	Stückholz / Braunkohlebricketts	bis 9 kW	-	markenhältlich ⁸⁾
EnvtCat@	Clariant International LTD	vor oder im Abgasstutzen	Keramik / Metall	Stückholz	bisher < 10 kW	-	markenhältlich ⁹⁾
moreCat	moreCat GmbH	nach Abgasstutzen	Edelstahlspäne	Stückholz und Kohleprodukte	bis 15 kW	-	Vorseerie ¹⁰⁾
katalytische Abscheider als Bestandteil der Feuerungsanlage							
ChimCat@RETRO insert	Wamster Haus- und Kuchentechnik GmbH *	Feuerraumausgang	keramische Schüttung	Stückholz, Holz- und Braunkohlebricketts	bis 8 kW	-	markenhältlich
ChimCat@RETRO insert	Bullerjan GmbH *	nach Feuerraumausgang	keramische Schüttung	Stückholz	bis 7,5 kW	-	markenhältlich
Schaumkeramik-Katalysator	ETE GmbH / Xeos GmbH ³⁾ *	integriert im Kaminofen	Schaumkeramik	Stückholz	bis 8 kW	-	Entwicklung mit Feldtests ⁴⁾
offenporige Schaumkeramik ⁵⁾	HARK GmbH & Co. KG *	integriert im Kaminofen	Schaumkeramik	Stückholz	bis 8 kW	-	markenhältlich
KlimakAT@	Caminos Kaminöfen GmbH & Co. KG ⁶⁾ *	integriert im Kaminofen	Lapilli ⁷⁾	Stückholz und Kohleprodukte	bis 7 kW	-	markenhältlich

¹⁾ ChimCat@RETRO Modell GK; Verwendung auch mit Gusskesseln vom Typ GK 20/21 (VEB Harzer Werke Blankenburg) oder K 30 (VEB TGA Heizkesselwerk Schönebeck) mit Braunkohlebricketts

²⁾ DIBt-Zulassung (Geltungsdauer bis 6.7.2016). Für Stückholz: handbeschickte raumluftabhängige Feuerstätten mit einer Mindestabgastemperatur von 280 °C (maximale Abgastemperatur: 400 °C)

³⁾ Entwicklung Schaumkeramik-Katalysator: Firma ETE EmTechEngineering GmbH (Leipzig) / Kaminofenhersteller: Specht Modulare Ofensysteme GmbH & Co. KG (Heizfeld-Reddighausen)

⁴⁾ Kaminöfen werden vom Hersteller derzeit nicht mit Katalysatoren angeboten, ob ggf. andere Entwicklungsansätze aus Forschungsprojekt (Bindig et al., 2016) übernommen wurden, ist nicht ersichtlich

⁵⁾ Schaumkeramik ohne katalytisch wirksame Beschichtung. System wird vom Hersteller als ECOplus-Technologie bezeichnet und als Feinstaubfilter beworben

⁶⁾ Fa. Caminos Kaminöfen Produktions- und Vertriebs- GmbH & Co. KG in D-Löhne bietet den von der Fa. PRAG Protective Rights GmbH & Co. KG (D-Bünde) entwickelten Katalysator optional an

⁷⁾ Lapilli bezeichnen erbsen- bis nussgroße Pyroklasten, die bei einem Vulkanauswurf gefördert werden. Der Begriff bezeichnet nur eine Korngröße und stellt keine genetische Bezeichnung dar

⁸⁾ markenhältlich als integrierter Bestandteil des Linder Kaminofens Typ Roma oder als Nachrüst-Bauteil (letzteres bisher ohne allgemeine bauaufsichtliche Zulassung des DIBt)

⁹⁾ Katalysator wird vom Hersteller angeboten, dieser könnte auch Bestandteil der Feuerungsanlage sein (bisher kein Feuerungsanbieter bekam, der dieses System anbietet)

¹⁰⁾ Entwicklungsarbeiten abgeschlossen, allgemeine bauaufsichtliche Zulassung wurde beantragt, Verfahren wurde bisher nicht abgeschlossen

* Herstellerangaben (Prospekte zu Produkten oder Vorträge, siehe Quellenverzeichnis; Name des Herstellers)

k.A. es liegen keine Angaben vor

Mögliche Katalysatorgifte sind Schwermetalle, wie z. B. Pb, Hg sowie Halogene, Schwefel- und Phosphorverbindungen, die bei der Verbrennung von Biomassen stets im Abgas vorhanden sind. Die Konzentrationen dieser Stoffe hängen wesentlich von den verfeuerten Biomassen und damit von deren Zusammensetzung ab. In der Tendenz nehmen diese Stoffe im Abgas der Feuerungen über die Brennstoffe Stammholz (z.B. in stückiger Form oder als Holzpellets), naturbelassenes Holz mit Rinden- und Nadelanteilen (z.B. in Form von Hackenschnitzeln) und stroh- und grasartige Biomassen zu.

Neben einer ausreichend hohen Temperatur im Katalysator ist auch eine ausreichend hohe Sauerstoffkonzentration im Abgas notwendig, damit gasförmige Produkte der unvollständigen Verbrennung auch weitgehend vollständig oxidiert werden können. Hohe CO- und VOC-Emissionen die bei ausgeprägtem Luftmangelbetrieb auftreten, z.B. bei zu hoher Feuerungswärmeleistung in der Hauptverbrennungsphase, können nicht und nur teilweise gemindert werden.

Katalysator der Fa. Dr Pley

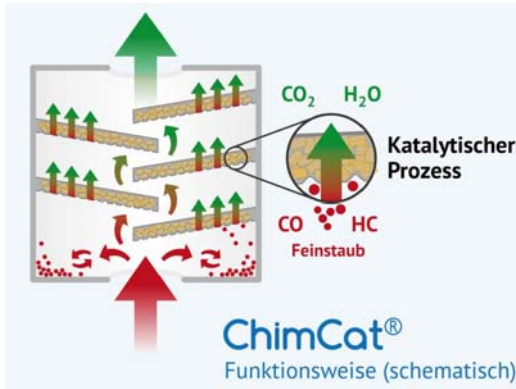
Die Dr Pley Environmental GmbH in Bamberg entwickelte das Katalysatorsystem ChimCat®RETRO auf Basis einer katalytisch aktiven keramischen Schüttung, das System hatte eine bis Mitte 2016 gültige allgemeine bauaufsichtliche Zulassung zur Nachrüstung von handbeschickten raumluftabhängigen Feuerstätten für Scheitholz und für 2 Typen von Gusskesseln aus ehemaliger DDR Produktion (DIBt, 2011 (2) und DIBt, 2011 (2)).

Die Katalysatorschüttung ist in Modulen als relativ dünne Schicht fixiert, die dann z.B. in Katalysatorkassetten zur Nachrüstung und Montage auf dem Abgasstutzen einer Einzelraumfeuerstätte oder eines Gusskessels eingebaut werden. Des Weiteren können die Module z.B. als Ersatz für Umlenkplatten in Kaminöfen direkt oberhalb des Feuerraumes eingesetzt werden. Das Funktionsprinzip (schematisch) und Aufbaubeispiele für das System ChimCat®RETRO sind in Abbildung 2.35 dargestellt.

Da sowohl die Einzelraumfeuerstätten als auch die Gusskesselmodelle im Naturzugbetrieb ohne Gebläseunterstützung betrieben werden, sind aus Sicherheitsgründen Bypässe notwendig, damit bei einer Verblockung des Katalysators ein sicherer Weiterbetrieb der Feuerung möglich ist.

Das Katalysatorsystem wird von Herstellern für Feuerstätten als optionale Ausrüstung in der Ausführung als Ersatz für eine Standard-Umlenkplatte (Bezeichnung: ChimCat®RETRO insert) angeboten. In Produktbeschreibungen nennt die Firma Bullerjan GmbH für die Baureihe B-Serie, diese umfasst vier Typen von Kaminöfen, den ChimCat®RETRO insert als Ausrüstoption, der dann in die Kaminöfen integriert ist. Eine Nachrüstung der jeweiligen Kaminofentypen mit dem Katalysator ist nach Herstellerangaben auch jederzeit möglich, siehe Abbildung 2.36 (Bullerjan, 2016).

Die Firma Wamsler Haus- und Küchentechnik GmbH bietet den ChimCat®RETRO insert ebenfalls als Option für den Kaminofen Delta an, der in unterschiedlichen Varianten angeboten wird, siehe Abbildung 2.36 (Wamsler, 2015).



Funktionsprinzip (schematisch) des katalytischen Systems

Aufbau des katalytischen Systems

Katalysatormodule
oben: zum Einbau in Kassette
unten: als Ersatz für Umlenplatte



Katalysatorkassetten zur Nachrüstung
oben: für z.B. Kaminöfen
unten: für Gusskessel



Abbildung 2.35 Entwicklung der Fa. Dr Pley Environmental GmbH: Katalysatorsystem ChimCat®RETRO (Pley, 2011, 2013 und 2014)

Kaminöfen der Baureihe B-Serie
(Bullerjan GmbH)



Typ: B³ Keramik aus B-Serie

Kaminöfen Typ Delta (Wamsler Haus- und Küchentechnik GmbH)



Abbildung 2.36 Entwicklung der Fa. Dr Pley Environmental GmbH: ChimCat®RETRO zur optionalen Ausrüstung für Kaminöfen (Bullerjan, 2016 und Wamsler, 2015)

Die Firma Bullerjan GmbH macht für die verschiedenen Kaminöfen der Baureihe B-Serie auch Angaben zum Emissions- und Verbrennungsverhalten bei der Standardausrüstung der Öfen ohne und bei der optionalen Ausrüstung mit Katalysator ChimCat®RETRO, siehe Tabelle 2.17.

Tabelle 2.17 Kaminöfen der Firma Bullerjan GmbH ohne und mit ChimCat®RETRO insert: Herstellerangaben (gerundet) aus der Typprüfung und eigene Berechnungen zur CO- und Staub-Minderung (Bullerjan, 2016)

Typ des Kaminofens Katalysator	B ³ Keramik bzw. B ² flex		B ²	
	ohne	mit	ohne	mit
NWL in kW	5,0	6,0	8,5	7,5
Abgastemperatur in °C	223	277	276	261
Wirkungsgrad in %	88	86	79	81
CO ₂ in Vol.-%	10,5	9,5	k.A.	k.A.
CO in mg/m ³ *	1.173	260	815	45
Staub in mg/m ³ *	37	29	37	5
CO-Minderung in %		78		94
Staub-Minderung in %		22		86

NWL: Nennwärmeleistung

*: bezogen auf 13 Vol.-% O₂

Die Typen B³Keramik und B²flex weisen die gleichen CO- und Staubkonzentrationen beim Betrieb mit und ohne Katalysator und damit auch gleiche Minderungen (CO: 78 %, Staub: 22 %) auf. Für den Kaminofentyp B² wird eine CO-Minderung von 94 % und eine Staub-Minderung von 86 % angegeben (Bullerjan, 2016). Diese Werte sind Angaben aus der Typprüfung der Kaminöfen und stellen Mittelwerte für die herangezogenen Abbrände dar.

Die Abscheideleistung des Katalysatorsystems ChimCat®RETRO in der Ausführung als Anbaukassette an Gusskessel aus ehemaliger DDR Produktion wird mit bis ca. 75 % für CO und mit ca. 50 % für Staub angegeben. Die Mindestabgastemperatur für den Betrieb des Katalysators beträgt 330 °C (Pley, 2014).

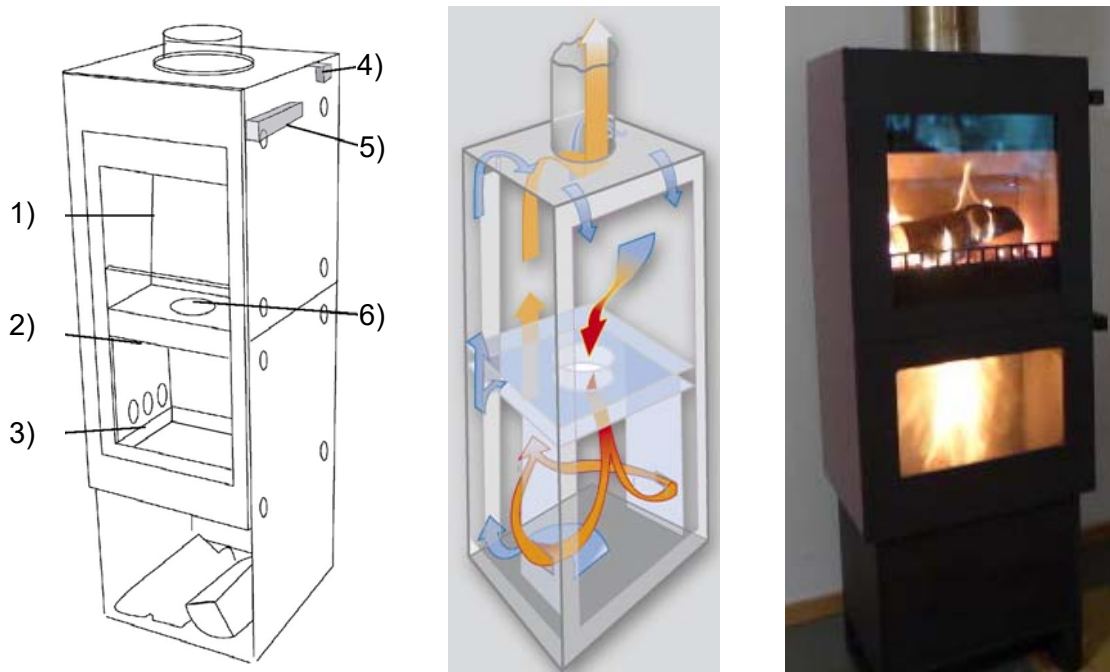
Katalysator der Fa. ETE EmTechEngineering GmbH

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens wurde von der Fa. ETE EmTechEngineering GmbH (Leipzig) in Zusammenarbeit mit dem Kaminofenhersteller Specht Modulare Ofensysteme GmbH & Co. KG (Hatzfeld-Reddighausen) und dem DBFZ (Deutschen Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH (Leipzig) eine katalytisch aktive Schaumkeramik zum Einbau in Feuerräume entwickelt (siehe z.B. Bindig et al., 2016 und ETE, 2016).

Die Entwicklungen wurden speziell für die Kaminofen-Baureihe xeoos® Twinfire des Herstellers Specht Modulare Ofensysteme GmbH & Co. KG durchgeführt. Bei dem Kaminofen handelt es sich um ein Unterbrand-System mit einem Füllraum und einer darunterliegenden Brennkammer. Nach dem Anheizen und der Ausbildung einer größeren Glutschicht und bei

ausreichendem Kaminzug kann das Gerät auf den Unterbrandbetrieb umgeschaltet werden. Das Anheizen erfolgt im Durchbrandbetrieb, wobei die Verbrennung nur in dem relativ kleinen Füllraum und ohne Sekundärluftzugabe stattfindet.

Der Aufbau und die Funktionsweise sowie der Betrieb des Kaminofens ist in Abbildung 2.37 dargestellt.



1) oberer Feuerraum 2) unterer Feuerraum 3) Aschkasten
4) TwinFire Tuner 5) Türgriff / TwinFire-Starter 6) TwinFire-Rost

Abbildung 2.37 Aufbau (schematisch), Funktionsweise (Verbrennungsluft- und Abgasführung) und Betrieb der Kaminofen-Baureihe xeoos® (Specht, 2015 (links), xeoos, 2017 (1) (mittig) und Bindig et al., 2016 (rechts))

Im Forschungsvorhaben wurden unterschiedliche Katalysatorelemente untersucht, die Geometrie des Kaminofens modifiziert und ein Regelungssystem konzipiert. Zusätzlich zu den ETE-Schaumkeramik-Katalysatoren, die am Ausgang des unteren Feuerraumes in der rechten und linken Seitenwand eingebaut wurden, fanden auch Untersuchungen mit einem katalytisch beschichteten Rostelement statt, welches im Übergang zwischen Füllraum (oberer Feuerraum) und Brennkammer (unterer Feuerraum) montiert wurde. Die Einbaupositionen der katalytischen Elemente im Kaminofen sind in Abbildung 2.38 schematisch dargestellt.

Außerdem wurde noch die Wirksamkeit eines katalytisch beschichteten Rostelementes untersucht, welches auf den Boden des unteren Feuerraumes gestellt wird und von der Flamme bzw. den heißen Verbrennungsgasen umströmt wird.

Derzeit findet sich in den Informationen des Kaminofen-Herstellers (z.B. xeoos, 2017 (1)) kein Hinweis, dass die xeoos®-Baureihe mit den im Forschungsvorhaben entwickelten Katalysatoren vertrieben wird. Es wird das Rostelement (Produktbezeichnung xeoos TwinFire Gate) angeboten, wobei nicht klar beschrieben wird, ob dieses auch mit einer katalytischen Beschichtung versehen ist.

Im Folgenden wird die Wirksamkeit der katalytischen Systeme beschrieben. Bei den anderen untersuchten Minderungsmaßnahmen (Änderungen der Feuerraumgeometrie und Regelkonzept) wird auf Bindig et al. (2016) verwiesen.

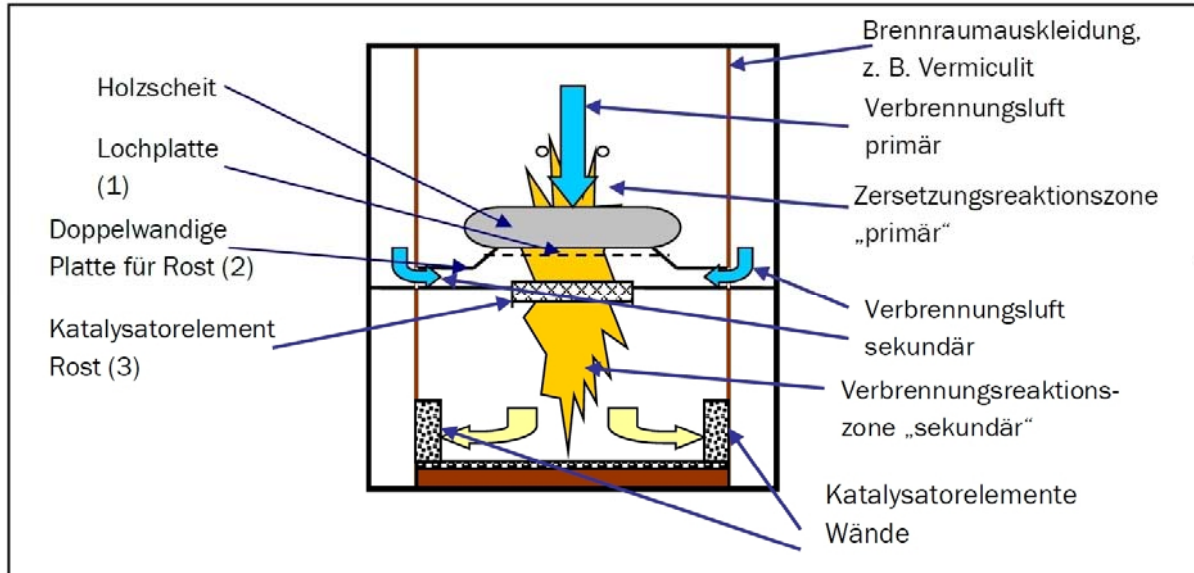


Abbildung 2.38 Anordnung und Anströmung der Katalysatorelemente im Kaminofen xeos® (Bindig et al., 2016)

Die in die Seitenwände (Feuerraumausgang) eingebauten Katalysatorelemente bestanden u.a. aus einer $\alpha\text{-Al}_2\text{O}_3$ -Schwammkeramik und einer katalytisch aktiven Beschichtung aus MnO_x , siehe Abbildung 2.39. Diese als Wandkatalysator bezeichneten Elemente hatten einen geringen Druckverlust (im Mittel des Chargenabbrandes 0,33 Pa) und ermöglichten so einen Betrieb des Kaminofens mit Naturzug (Bindig et al., 2016).



Abbildung 2.39 Oberfläche des ETE-Schwammkeramik-Katalysator (links) und Einbausituation in linke Seitenwand des Kaminofens (Feuerraumausgang) (ETE, 2016 (links) und Bindig et al., 2016 (rechts))

In Tabelle 2.18 sind Versuchsergebnisse an einem Kaminofen vom Typ xeos® aufgeführt, die ohne und mit Schaumkeramik-Katalysatoren durchgeführt wurden. Der Referenztest ohne Katalysator wurde an einem handelsüblichen Kaminofen xeos X8 vorgenommen. Bei den Versuchen mit einem neuen Katalysator wurde ebenfalls der Typ xeos X8 verwendet. Allerdings wurde nicht genau beschrieben, ob weitere Änderungen (außer dem Einbau der seitlichen Schaumkeramik-Katalysatoren) gegenüber dem handelsüblichen Gerät vorgenommen wurden. Bei den Versuchen zur Alterung der Katalysatoren wurde nicht explizit genannt, dass es sich um den Typ xeos X8 handelt (in Tabelle 2.18 wurden die Alterungsversuche Alt 1 bis Alt 4 ebenfalls diesem Gerätetyp zugeordnet). Dieser Langzeitversuch von mehr als einer Heizperiode wurde in einem Ausstellungsraum des Kaminofen-Herstellers durchgeführt. Alle drei Wochen wurden die gealterten Wandkatalysatoren ausgebaut und auf dem Prüfstand des DBFZ vermessen (Bindig et al., 2016).

Tabelle 2.18 Versuchsergebnisse ohne und mit Schaumkeramik-Katalysatoren an einem Kaminofen vom Typ xeos® (nach Bindig et al., 2016)

Typ des Kaminofens Katalysator	Referenztest ¹⁾ ohne	xeos X8 mit MnO _x /Al ₂ O ₃ -Schwamm				
		neu **	Alt 1 **	Alt 2	Alt 3	Alt 4
CO in mg/m ³ *	1.718	1.201	782	222	837	677
VOC in mg/m ³ ²⁾ *	156	59	48	8	64	71
Staub in mg/m ³ *	20	17	12	9	16	13
	CO-Minderung in %	30	54	87	51	61
	VOC-Minderung in %	62	69	95	59	54
	Staub-Minderung in %	15	40	55	20	35

¹⁾: Kaminofen xeos X8 ohne Modifizierungen

²⁾: VOC mit Flammenionisationsdetektor gemessen, bei Alt 4 mit Fourier-Transformations-Infrarotspektrometer

*: 30 Minuten Mittelwerte, bezogen auf 13 Vol.-% O₂

** : neuer Katalysator / Alt 1 bis 4: Alterungszyklus 1 bis 4 (Alt 4 nach 700 h Betriebszeit)

Die Versuche wurden mit Buchenholz (Aufgabemenge 1,3 kg Buchenscheite) durchgeführt. Der Start der Messungen erfolgte direkt beim Nachlegen und endete nach 30 Minuten, so dass Mittelwerte über diese Messdauer dargestellt sind. Der Wassergehalt der verwendeten Buchenscheite lag zwischen 10 - 15 Massen-%. Der Schornsteinzug wurde auf 12 Pa eingestellt und konstant gehalten. Die Feuerungswärmeleistung bei den Versuchen mit einer Dauer für den Gesamtabbrand von 35 Minuten lag zwischen 8 bis 9 kW (Bindig et al., 2016).

Beim Referenzversuch ist noch beschrieben, dass der Kaminofen nach dem Nachlegen für 30 Sekunden im Durchbrand betrieben wurde und für die restliche Messdauer von 29,5 Minuten im Unterbrand und dass vier Abbrände unmittelbar hintereinander durchgeführt wurden (Bindig et al., 2016). Somit wird davon ausgegangen, dass die Referenzwerte als Mittelwerte dieser vier Abbrände berechnet wurden.

Bei den Versuchen mit Katalysator findet sich kein Hinweis mehr, ob die Versuche entsprechend dem Referenztest durchgeführt wurden und ob Mittelwerte von verschiedenen Abbränden gebildet wurden.

Die Minderungsraten mit neuen bzw. den gealterten Schaumkeramik-Katalysatoren weisen eine große Bandbreite auf, beim CO von 30 bis 87 %, beim VOC von 54 bis 95 % und beim

Staub von 15 bis 55 %. Ursachen für die Schwankungsbreite werden im Endbericht des Vorhabens nicht diskutiert, u.U. spielen hier auch die unvermeidlichen Schwankungen der Emissionskonzentrationen bei diesen Bauarten von Feuerstätten eine Rolle.

Eine weitere Entwicklung war ein katalytisch beschichtetes Rostelement, welches im Übergangsbereich von oberer und unterer Brennkammer eines Kaminofens vom Typ xeoos X8 eingebaut wurde. Hierbei handelte es sich um einen beschichteten Monolithen auf der Basis von SiC mit MnO_x -Beschichtung (siehe Abbildung 2.40, Bindig et al., 2016).



Abbildung 2.40 Rost-Katalysatorelement auf Basis eines MnO_x/SiC -Monoliths nach Versuchsende (links) und im Betrieb (rechts) (Bindig et al., 2016)

Am SiC-Monolithen konnten nach Versuchsende keine Beschädigungen (z. B. durch thermische Überlastungen) beobachtet werden. Daher ist dessen Verwendung als Katalysator möglich. Darüber hinaus war der Druckverlust über den Keramikkörper mit 0,04 Pa sehr niedrig und es kam aufgrund der vergleichsweise großen Öffnungen des Wabenkörpers zu keiner Ansammlung von Asche oder Glut auf dessen Oberfläche und damit nicht zu einer Verblockung des freien Querschnitts. Sicherheitskritische Betriebszustände sind damit nicht zu erwarten (Bindig et al., 2016).

Die Ergebnisse der Untersuchungen mit dem Rost-Katalysatorelement im Vergleich zum Referenztest zeigt Tabelle 2.19. Die Emissionen konnten mit dem Rost-Katalysator beim CO und VOC um 24 % und beim Staub um 15 % vermindert werden.

Darüber hinaus wurde auch die Wirksamkeit eines bodenstehenden Rostelementes (ohne und mit katalytisch aktiver Beschichtung) untersucht, welches zumindest in ähnlicher Geometrie aber wahrscheinlich ohne katalytisch aktive Beschichtung vom Hersteller derzeit als Zubehörteil unter der Produktbezeichnung xeoos TwinFire Gate (Produktbeschreibung: aus hochhitzebeständigem Edelstahl gefertigt, deckt es den Aschekasten ab und bietet viel Fläche für katalytische Reaktionen (xeoos. 2017 (2)) angeboten wird, siehe Abbildung 2.41. Die Versuchsergebnisse sind in Tabelle 2.20 aufgeführt.

Tabelle 2.19 Versuchsergebnisse mit Rost-Katalysatorelement an einem Kaminofen vom Typ xeos® (nach Bindig et al., 2016)

Typ des Kaminofens Katalysator	Referenztest ¹⁾	xeos X8
	ohne	MnO _x /SiC-Monolith
CO in mg/m ³ *	1.718	1.301
VOC in mg/m ³ * (gemessen mit FTIR ²⁾)	202	153
Staub in mg/m ³ *	20	17
	CO-Minderung in %	24
	VOC-Minderung in %	24
	Staub-Minderung in %	15

¹⁾: Kaminofen xeos X8 ohne Modifizierungen

²⁾: VOC mit Fourier-Transformations-Infrarotspektrometer (FTIR)

*: 30 Minuten Mittelwerte, bezogen auf 13 Vol.-% O₂

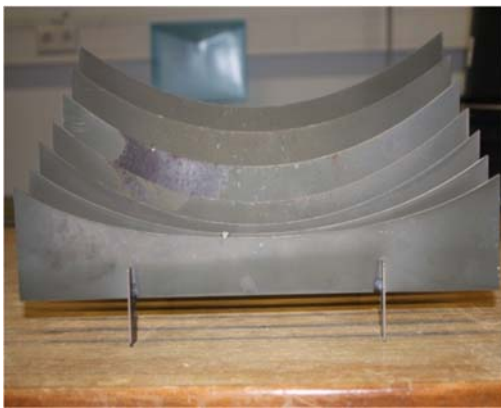


Abbildung 2.41 Bodenkatalysator für den unteren Feuerraum. Links: im Forschungsvorhaben eingesetztes Modell; rechts: Zubehörteil xeos TwinFire Gate (Bindig et al., 2016 (links) und xeos. 2017 (2) (rechts))

Tabelle 2.20 Versuchsergebnisse mit bodenstehendem Rostelement TwinFire Gate an einem Kaminofen vom Typ xeos® ohne katalytisch aktive Beschichtung und als Katalysatorelement in Kombination mit Schaumkeramik (nach Bindig et al., 2016)

Typ des Kaminofens Katalysator	Referenztest ¹⁾	xeos X8	
	ohne	TwinFire Gate ³⁾	Schaumkeramik + Rostelement ⁴⁾
CO in mg/m ³ *	1.718	1.595	225
VOC in mg/m ³ * (mit FTIR ²⁾)	202	133	29
Staub in mg/m ³ *	20	45	7
	CO-Minderung in %	7	87
	VOC-Minderung in %	34	86
	Staub-Minderung in %	-125	65

¹⁾: Kaminofen xeos X8 ohne Modifizierungen

²⁾: VOC mit Fourier-Transformations-Infrarotspektrometer (FTIR)

³⁾: TwinFire Gate ohne katalytische Beschichtung

⁴⁾: Schaumkeramik MnO_x/Al₂O₃ in Seitenwände und bodenstehendes Element NiO_x-Twinfire-Gate

*: 30 Minuten Mittelwerte, bezogen auf 13 Vol.-% O₂

In einer ersten Versuchsreihe wurde das bodenstehende Rostelement ohne katalytisch aktive Beschichtung, welches auf dem Boden des unteren Feuerraumes aufgestellt war, untersucht. Hierbei zeigte sich für CO eine Minderung von 7 % und für VOC um 34 %, wobei die Staubemissionen deutlich anstiegen. In einer weiteren Versuchsreihe wurde der Stahlkörper mit einer aktiven Phase von NiO_x beschichtet und in Kombination mit den bereits untersuchten Schaumkeramik-Katalysatoren in den Seitenwänden (Ausgänge rechts und links des unteren Feuerraumes) vermessen. In der Kombination der beiden katalytischen Systeme ergaben sich Minderungsraten für CO von 87 %, für VOC von 86 % und für Staub von 65 % (Bindig et al., 2016).

Eine Bewertung der katalytischen Beschichtung des bodenstehenden Rostes ist so leider kaum möglich, da die Minderungsraten für CO und VOC im Schwankungsbereich der Untersuchungen mit katalytisch beschichteter Schaumkeramik liegen (siehe auch Tabelle 2.18).

Schaumkeramik der Fa. Hark GmbH & Co. KG

Die Firma Hark GmbH & Co. KG (Duisburg) bietet verschiedene Kaminöfen (z.B. die Typen Hark 44 GT, Hark 17 NH GT und Hark 106 GT) und Heizeinsätze mit einem Feinstaubfilter an, der im oberen Bereich des Feuerraumes als Abschlussplatte montiert ist. Dieser Feinstaubfilter besteht aus einer offenporigen Schaumkeramik, die von den Verbrennungsgasen durchströmt wird, siehe Abbildung 2.42.



Abbildung 2.42 Schaumkeramikfilter im oberen Bereich des Feuerraums (links) und Oberflächenstruktur der Schaumkeramik (rechts) (Hark, 2017)

Das System wird von Hark als ECOplus-Technologie bezeichnet und als Feinstaubfilter beworben. Die Schaumkeramik wurde allerdings nicht in eine vorhandene Kaminofenkonstruktion eingesetzt, sondern es wurde eine komplette Neukonstruktion vorgenommen. Durch die Weiterentwicklung der Feuerräume der Kamineinsätze und Kaminöfen kann die Wirksamkeit der Schaumkeramik nicht mehr isoliert in den Produkten bewertet werden. Hark sieht bei diesem neuen Design die besonderen Vorteile im gesamten Brennraum, dessen Auskleidung, in der Luftführung und natürlich im Filter. Der Boden des Feuerraumes besteht bei einigen Modellen aus einer Gussmulde mit besonderer Formgebung. Die Auskleidung des Feuerraumes ist aus einer speziell entwickelten, glatten Keramik gefertigt. Sie sorgt für eine be-

sonders hohe Wärmereflexion. Eine hochentwickelte Luftführung verbessert die Nachverbrennung der Heizgase. Abgeschlossen wird der Feuerraum im oberen Bereich durch den Feinstaubfilter (Hark, 2017).

Laut Herstellerangaben liegt der Wirkungsgrad des Kaminofens Hark 44 GT ECOplus bei 89 %. Der Brennstoffverbrauch eines ECOplus-Kaminofens ist im Vergleich zu einem Hark Kaminofen ohne diese Technologie um bis zu 40 Prozent geringer. Die keramischen Feinstaubfilter sind weitgehend selbstreinigend. Bei einem ordnungsgemäßen Betrieb mit den empfohlenen Brennstoffen reicht bei Bedarf ein Auswaschen des Filters unter fließendem Wasser aus, um eine lange Lebensdauer zu gewährleisten (Hark, 2017).

Als Kennwerte aus der Typprüfung für den Kaminofen Hark 44 ECOplus gibt der Hersteller für den CO-Gehalt $< 800 \text{ mg/m}^3$, für den VOC-Gehalt $< 50 \text{ mg/m}^3$ und für den Staubgehalt $< 20 \text{ mg/m}^3$ (jeweils bei 13 Vol.-% O_2) an. Beim Wirkungsgrad wird ein Bereich von 84 - 89 % genannt (Petasch et al., 2015).

Vom Projektpartner Hochschule für Forstwirtschaft in Rottenburg (HFR) wurden Verbrennungsversuche mit einem Kaminofen Hark 44 GT ECOplus (Nennwärmeleistung 8 kW) mit der serienmäßig eingebauten Schaumkeramik durchgeführt (für die ausführliche Beschreibung der Untersuchungen siehe Anhang II). Wichtige Angaben des Herstellers zum untersuchten Kaminofen zeigt Tabelle 2.21.

Tabelle 2.21 Herstellerangaben zum Kaminofen Hark 44 GT ECOplus

Nennwärmeleistung	8 kW
Außenmaterial	Kacheln
Gewicht	200 kg
Daten laut Typprüfung	CO: 500 mg/m^3 * Staub: 15 mg/Nm^3 * Wirkungsgrad: 89,1 % Abgastemperatur: 280 °C

* bezogen auf 13 Vol.-% O_2

In den Kaminofen Hark 44 GT ist das System „ECOplus-Technologie“ integriert. Hierunter versteht die Fa. Hark eine neuartig konstruierte Brennkammer mit speziell entwickelter Keramik und einer Gusmulde mit besonderer Formgebung. Zusätzlich befindet sich im oberen Teil der Brennkammer als Abschlussplatte eine als Feinstaubfilter bezeichnete offenporige Schaumkeramik. Diese Schaumkeramik ist nicht katalytisch beschichtet und wird vom Hersteller als „Feinstaubfilter“ beworben und besteht aus zwei Platten, die locker auf der Brennkammer von oben aufliegen. Durch diese offenporige Schaumkeramik sollten die Verbrennungsgase eigentlich komplett strömen, damit eine maximale Wirkung erreicht wird. Allerdings gibt es, wie in Abbildung 2.43 (links) markiert, deutliche Spalte im Randbereich der Schaumkeramik und zwischen den beiden Platten. Somit kann im Fall der (teilweisen) Verstopfung der Keramik zumindest ein Teil des Abgases im Bypass an der Schaumkeramik vorbei aus dem Feuerraum direkt in den oberen Bereich des Kaminofens strömen.

Um die Wirksamkeit der Schaumkeramik zu untersuchen, wurden außerdem Vergleichsmessungen mit einer Feuerraumabdeckung aus Vermiculite-Platten durchgeführt. Dieser Dummy war so auf- und eingebaut, dass vergleichbare Verbrennungsverhältnisse zur Schaumkeramik erreicht wurden. So wurde der Dummy mit ähnlichen Druckverlusten im Vergleich zur Schaumkeramik hergestellt und die Spalte im Randbereich der Feuerraumabdeckung und zwischen den beiden Platten blieben ebenfalls erhalten Abbildung 2.43 (rechts).



Abbildung 2.43 Kaminofen Hark 44 GT ECOplus: Ansicht der Schaumkeramik im oberen Bereich des Feuerraumes mit markierten Spalten (Bypässe für Verbrennungsgas) (links) und Dummy aus Vermiculite-Platten (rechts)

Die Untersuchungen wurden zum einen in Anlehnung an die entsprechende Typenprüfung (DIN EN 13240, 2005) und nach einem definierten praxisähnlichen Betrieb (siehe z.B. Reichert et al., 2016 und Wöhler et al., 2016) durchgeführt. Beim Betrieb des Kaminofens in Anlehnung an die Typprüfung erfolgten die Messungen nur bei Nennwärmeleistung mit vorgeheiztem Kaminofen. Die Staubmessung wurde hierbei 3 Minuten nach Schließen der Füllraumtür nach der Brennstoffaufgabe gestartet, die Probenahmedauer betrug 30 Minuten. Die Messung der gasförmigen Emissionen wurde beim Schließen der Füllraumtür gestartet und erfolgte über den ganzen Abbrand. Somit liegen die Ergebnisse der Emissionskonzentrationen als Mittelwerte der Staubprobenahme (30 Minuten) bzw. für CO und VOC des Gesamtabbrandes vor (ca. 45 Minuten).

Beim praxisnahen Betrieb werden jeweils die Emissionen ab Brennstoffaufgabe bis drei Minuten vor Abbrandende für den Betrieb bei Nennwärmeleistung und bei Teillast erfasst. zusätzlich wurden die Emissionen der Startphase (Aufheizen des Kaminofens) separat ermittelt. Der Prüfablauf bestand hierbei aus acht hintereinander folgenden Abbränden. Die ersten zwei Abbrände wurden der Startphase zugeordnet. Anschließend erfolgten vier Abbrände in Volllast und zwei Abbrände in Teillast. Die Neuauflage von Brennstoff erfolgte sobald die CO₂-Konzentration unter 3 Vol.-% sank. Insgesamt wurden pro Ofenkonfiguration zwei Testzyklen durchgeführt und Mittelwerte für die Betriebszustände Startphase, Nennwärmeleistung und Teillast oder für alle Versuche berechnet.

Als Brennstoff wurde Buchenscheitholz mit einem Wassergehalt von 11,6 Massen-% verwendet. In Tabelle 2.22 sind die Ergebnisse der Verbrennungsversuche mit Schaumkeramik und Dummy in Anlehnung an DIN EN 13240 (2005) und bei praxisnahe Betrieb am Kaminofen Hark 44 GT ECOplus zusammengefasst aufgeführt. Weitere Ergebnisse und Details zur Durchführung und Auswertung sind im Anhang II enthalten.

Tabelle 2.22 Kaminofen Hark 44 GT ECOplus: Ergebnisse der Verbrennungsversuche mit Schaumkeramik und Dummy in Anlehnung an EN 13240 und bei praxisnahem Betrieb

Mittelwerte Verbrennungsversuche Hark 44 GT ECOplus	in Anlehnung an DIN EN 13240		praxisnaher Betrieb							
	Dummy	S-Keramik	alle Abbrände		Startphase		NWL		TL	
			Dummy	S-Keramik	Dummy	S-Keramik	Dummy	S-Keramik	Dummy	S-Keramik
CO in mg/m ³ *	726	773	2.009	2.142	3.109	3.790	1.420	1.310	1.881	1.515
VOC in mg/m ³ *	47	38	141	175	237	346	105	102	85	73
Staub in mg/m ³ *	30	25	57	55	89	86	42	41	48	40
CO-Minderung in %	-6		-7		-22		8		19	
VOC-Minderung in %	19		-24		-46		3		14	
Staub-Minderung in %	17		4		3		2		17	

S-Keramik: Schaumkeramik / NWL: Nennwärmeleistung / TL: Teillast

*: Mittelwerte, bezogen auf 13 Vol.-% O₂

Beim Vergleich der ermittelten Emissionskonzentrationen mit Dummy und mit Schaumkeramik zeigt sich zum Teil keine Minderung beim Einsatz der Schaumkeramik im Vergleich zum Dummy (z.B. bei CO für Versuche in Anlehnung an DIN EN 13240 (2005): - 6 % CO-Minderung) oder eine Abnahme der Emissionskonzentrationen (z.B. bei CO für Versuche im praxisnahen Betrieb bei Teillast: 19 % CO-Minderung). Allerdings muss bei der Interpretation der Mittelwerte die Bandbreite der Ergebnisse für die Einzelversuche berücksichtigt werden. Anhand einer statistischen Auswertung der Messwerte ergeben sich keine signifikanten Unterschiede in den Emissionskonzentrationen mit Schaumkeramik und Dummy und damit auch keine signifikante Reduktion der Emissionen durch den Einsatz der Schaumkeramik.

Am Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für nachwachsende Rohstoffe (TFZ) wurde eine ähnliche Untersuchung mit einem Kaminofen der Firma Hark aus der Baureihe Hark 44 xx ECOplus durchgeführt (Mack und Hartmann, 2016). Auch hier wurde neben der Schaumkeramik des Seriengerätes ein Dummy aus Vermiculite mit vergleichbarem Druckverlust beim Betrieb des Kaminofens mit Nennwärmeleistung und Teillast untersucht.

Details zur Versuchsdurchführung und Auswertung sind nicht veröffentlicht. Die angegebenen Mittelwerte der Emissionskonzentrationen für den Betrieb bei Nennwärmeleistung und Teillast mit Schaumkeramik und mit Dummy (siehe Tabelle 2.23) führen in der Tendenz zu ähnlichen Minderungsraten wie bei der in diesem Projekt durchgeführten Untersuchung der Hochschule für Forstwirtschaft.

Bei den Versuchen mit Dummy ergeben sich für beide Lastfälle meist etwas höhere mittlere Emissionskonzentrationen. Die Unterschiede im Emissionsverhalten sind allerdings gering und dürften auch hier im Bereich der Streuung der Versuchsergebnisse bei vergleichbaren Betriebsbedingungen liegen.

Tabelle 2.23 Kaminöfen der Baureihe Hark 44 xx ECOplus: Ergebnisse von Verbrennungsversuchen mit Schaumkeramik und Dummy bei Nennwärmeleistung und Vollast (nach Mack und Hartmann, 2016)

Mittelwerte Kaminöfen aus Baureihe Hark 44 xx ECOplus	Betrieb bei			
	NWL		TL	
	Dummy	S-Keramik	Dummy	S-Keramik
CO in mg/m ³ *	3.508	3.036	3.823	3.536
VOC in mg/m ³ * 1)	349	340	324	327
Staub in mg/m ³ *	68	65	74	71
CO-Minderung in %	13		8	
VOC-Minderung in %	3		-1	
Staub-Minderung in %	4		4	

S-Keramik: Schaumkeramik / NWL: Nennwärmeleistung / TL: Teillast

1): VOC ohne Methan

*: Mittelwerte, bezogen auf 13 Vol.-% O₂

NANOlapilli® der Fa. Caminos Kaminöfen GmbH & Co. KG

Die Firma Caminos Kaminöfen Produktions- und Vertriebs- GmbH & Co. KG (D-Löhne) bietet den von der Fa. PRAG Protective Rights GmbH & Co. KG (D-Bünde) entwickelten Katalysator KlimaKAT® für bestimmte Kaminöfenmodelle als optionale Modifikation zur Erstausrüstung oder zur Nachrüstung an (z.B. Kaminöfen Modell Baron) (Caminos, 2017 (1)). Das Katalysatormaterial wird vom Hersteller als NANOlapilli® bezeichnet und ist in ein Filtergehäuse eingebracht, welches im Kaminofen über dem Brennraum angeordnet wird. Dieses ersetzt bzw. übt die Funktion der Heizgasumlenkung aus, siehe Abbildung 2.44.

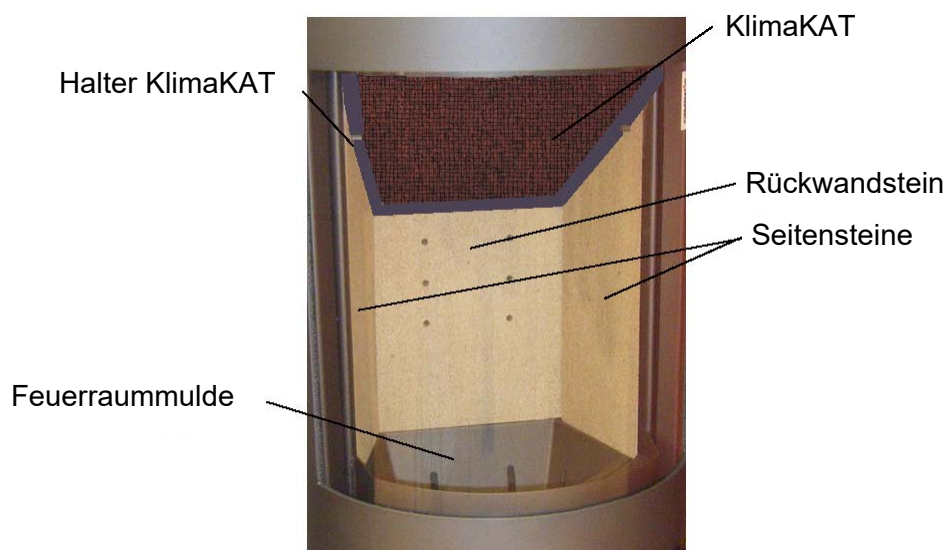


Abbildung 2.44 Kaminöfen Modell Baron mit eingebauten KlimaKAT® an Stelle der Heizgasumlenkung (Caminos, 2017)

Der Kaminofenhersteller gibt allgemein für das Filtersystem KlimaKAT® eine CO-Minderung von fast 50 % an (Caminos, 2017 (2)). In der Aufstell- und Bedienungsanleitung des Kaminofens Modell Baron sind Angaben aus der Typprüfung enthalten, wonach bei CO eine Minderung von 10 % und beim Staub von 13 % durch den Einbau des Filtersystems gegenüber dem Standardkaminofen ermittelt wurde, siehe Tabelle 2.24 (Caminos, 2017 (1)). Herstellerunabhängige Untersuchungen mit dem Filtersystem liegen nicht vor.

Tabelle 2.24 Kaminofen Modell Baron: Herstellerangaben aus der Typprüfung für den Betrieb des Kaminofens in Standardversion und mit Filtersystem KlimaKAT® (nach Camino, 2017 (1))

Typ des Kaminofens	Modell Baron	
	Katalysator nein	KlimaKAT
CO in Vol.-% *	0,10	0,09
Staub in mg/m ³ *	23	20
CO-Minderung in %	10	
Staub-Minderung in %	13	

*: bezogen auf 13 Vol.-% O₂

Schaumkeramik-Katalysator der Fa. Linder-Katalysatoren GmbH

Die Firma Linder-Katalysatoren GmbH in Fichtenau hat sich auf die Entwicklung von Minderungstechniken für Biomassefeuerungen spezialisiert. Angeboten wird u.a. ein offenporiger Schaumkeramik-Katalysator, der aus Industrie-Keramik (Siliziumkarbid) mit einer Edelmetallbeschichtung (vorzugsweise Platin, Palladium, Rhodium oder als Gemisch) besteht. Die Technologie ist anwendbar für Temperaturen bis zu 1.450 °C. Der Katalysator kann z.B. in eine vorhandene Umlenkplatte eingesetzt werden und weist aufgrund der zu rund 70 % offenen Struktur nur einen geringen Strömungswiderstand auf (Linder, 2017 (1)).

Außerdem vertreibt die Firma Linder einen Kaminofen vom Typ Roma, in den das OfenKAT® System (Schaumkeramik-Katalysator) direkt über dem Feuerraum integriert ist. Der Kaminofen hat eine Nennwärmeleistung von 8,4 kW. Der Wirkungsgrad wird mit 81 %, die Konzentrationen an CO mit 1.154 mg/m³, an VOC mit 69 mg/m³ und an Staub mit 13 mg/m³ (jeweils bezogen auf 13 Vol.-% O₂) angegeben (Linder, 2017 (2)).

Am Fraunhofer-Institut für Bauphysik (IBP) wurden an einem Scheitholzofen, der mit einem einlagigen Katalysator als Einbauvariante (integriert in Umlenkplatte des Ofens) ausgerüstet war, Untersuchungen mit und ohne Katalysator bei vergleichbaren Betriebsbedingungen durchgeführt. Diese Untersuchungsergebnisse bescheinigen dem System relativ hohe Minderungsraten für CO und VOC. Auch beim Staub werden vergleichsweise hohe Minderungsraten, allerdings mit erheblicher Bandbreite, genannt, siehe Tabelle 2.25 (Aleysa, 2014).

Detaillierte Beschreibungen zum eingesetzten Scheitholzofen, zum eingebauten Schaumkeramik-Katalysator und zur Einbausituation, zur Vorgehensweise und zur Auswertung bei den Untersuchungen sowie des eingesetzten Brennstoffes liegen nicht vor.

Tabelle 2.25 Untersuchungen an einem Scheitholzofen ohne und mit Schaumkeramik-Katalysator der Fa. Linder (Aleysa, 2014)

Typ des Kaminofens	Scheitholzofen ¹⁾	
	Katalysator nein	Schaumkeramik- Katalysator
CO in mg/m ³ *	4.190	1.576
VOC in mg/m ³ *	116	53
Staub (minimal) in mg/m ³ *	69	39
Staub (maximal) in mg/m ³ *	154	96
CO-Minderung in % **	62	
VOC-Minderung in % **	55	
Staub-Minderung von ... bis in % **	22	42

¹⁾: verwendeter Scheitholzofen wird nicht näher beschrieben

*: bezogen auf 13 Vol.-% O₂

** : Angaben aus Untersuchungsbericht

Am Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für nachwachsende Rohstoffe (TFZ) wurden mit einem Kaminofen der Firma Hark aus der Baureihe Hark 44 xx ECOplus auch Vergleichsmessungen mit einem Linder-Katalysator durchgeführt (Mack und Hartmann, 2016). Hierbei wurde der Linder-Katalysator statt der serienmäßig vorhandenen Schaumkeramik (ohne katalytische Beschichtung) am Feuerraumausgang des Kaminofens eingebaut. Verglichen wurde die Wirkungsweise des Linder-Katalysator ebenfalls mit einem Dummy aus Vermiculite, der am Feuerausgang angebracht wurde. Anhand der Untersuchungsergebnisse wird gefolgert, dass eine katalytisch aktive Schaumkeramik gasförmige Emissionen reduzieren kann. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind in Tabelle 2.26 aufgeführt. Sowohl bei Nennwärmeleistung des Kaminofens als auch im Teillastbetrieb ergeben sich für alle aufgeführten Emissionskomponenten ähnliche Minderungsraten, die in der Höhe allerdings von der Emissionskomponente abhängen (nach Mack und Hartmann, 2016).

Tabelle 2.26 Kaminofen der Baureihe Hark 44 xx ECOplus: Ergebnisse von Verbrennungsversuchen mit Linder-Katalysator und Dummy bei Nennwärmeleistung und Vollast (nach Mack und Hartmann, 2016)

Mittelwerte Kaminofen aus Baureihe Hark 44 xx ECOplus	Betrieb bei			
	NWL		TL	
	Dummy	Linder- Katalysator	Dummy	Linder- Katalysator
CO in mg/m ³ *	3.508	1.885	3.823	2.029
VOC in mg/m ³ * ¹⁾	349	277	324	251
Staub in mg/m ³ *	68	61	74	65
CO-Minderung in %	46		47	
VOC-Minderung in %	21		23	
Staub-Minderung in %	10		12	

NWL: Nennwärmeleistung / TL: Teillast

¹⁾: VOC ohne Methan

*: Mittelwerte, bezogen auf 13 Vol.-% O₂

Vom Projektpartner Hochschule für Forstwirtschaft in Rottenburg (HFR) wurden ergänzende Verbrennungsversuche mit dem Kaminofen Hark 44 GT ECOplus und einem integrierter Linder-Katalysator durchgeführt (für die ausführliche Beschreibung der Untersuchungen siehe Anhang II). Die katalytisch beschichtete Linder-Schaumkeramik wurde hierzu oberhalb des Feuerraumes in eine Vermiculite-Platte eingebaut. Um die Wirksamkeit der katalytisch beschichteten Schaumkeramik zu untersuchen, wurden ebenfalls Vergleichsabbrände mit einem Dummy durchgeführt, der auf vergleichbare Weise im Kaminofen montiert wurde, siehe Abbildung 2.45. Mit der Linder-Schaumkeramik und dem entsprechenden Dummy konnten vergleichbare Verbrennungsbedingungen erreicht werden.

Es wurden mit der Linder-Schaumkeramik Versuche mit praxisnahe Betrieb mit Nennwärmeleistung und Teillast durchgeführt, Details zur Durchführung und Auswertung sind in Anhang II enthalten. In Tabelle 2.27 sind die Ergebnisse der Verbrennungsversuche mit katalytisch beschichteter Linder-Schaumkeramik und Dummy bei praxisnahe Betrieb am Kaminofen Hark 44 GT ECOplus zusammengefasst aufgeführt.



Abbildung 2.45 Kaminofen Hark 44 GT ECOplus: Ansicht des oberen Bereichs des Feuerraums mit integriertem Linder-Katalysator aus katalytisch beschichteter Schaumkeramik (links) und Dummy aus Vermiculite-Platten (rechts)

Tabelle 2.27 Kaminofen Hark 44 GT ECOplus: Ergebnisse der Verbrennungsversuche mit Linder-Schaumkeramik und Dummy bei praxisnahe Betrieb

Mittelwerte Verbrennungsversuche Hark 44 GT ECOplus	praxisnahe Betrieb							
	alle Abbrände		Startphase		NWL		TL	
	Dummy	L-Keramik	Dummy	L-Keramik	Dummy	L-Keramik	Dummy	L-Keramik
CO in mg/m ³ *	1.762	1.417	1.757	1.588	1.501	1.283	2.399	1.629
VOC in mg/m ³ *	102	71	73	72	103	78	128	50
Staub in mg/m ³ *	57	41	76	74	51	30	55	37
CO-Minderung in %	20		10		15		32	
VOC-Minderung in %	30		1		24		61	
Staub-Minderung in %	28		3		41		33	

L-Keramik: katalytisch beschichtete Linder-Schaumkeramik / NWL: Nennwärmeleistung / TL: Teillast

*: Mittelwerte, bezogen auf 13 Vol.-% O₂

Mit der Linder-Schaumkeramik werden, im Vergleich zum Dummy, durchweg positive Minderungsraten erreicht, die allerdings stark schwanken. Auffällig niedrig sind die Minderungsraten in der Startphase des Kaminofens. Hier erfolgen, beginnend bei kaltem Gerät, zwei Abbrände in Folge zum Aufheizen des Kaminofens. Bei Nennwärmeleistung und vor allem bei Teillast ergeben sich höhere Minderungsraten für alle untersuchten Emissionskomponenten.

Die statistische Auswertung aller Abbrände für die Linder-Schaumkeramik ergibt eine signifikante Reduktionsrate für CO und Staub. Bei den gasförmigen organischen Verbindungen (VOC) wurde hingegen nur ein klarer Trend zur Minderung festgestellt, da die VOC-Konzentrationen eine höhere Schwankungsbreite bei den einzelnen Abbränden, im Vergleich zum CO und Staub, aufweisen.

Im Vergleich zu den Untersuchungen von Mack und Hartmann (2016) ergeben sich im Detail einige Unterschiede (z.B. Verhältnis der Minderungsraten von Nennwärmeleistung und Teillast, Staub-Minderungsraten und Verhältnis der Minderungsraten von CO und VOC), in der Tendenz sind die Ergebnisse beider Untersuchungen vergleichbar.

Vom Projektpartner Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) wurden umfangreiche Messungen an einem Kaminofen Typ Copa KK94 der Firma Wodtke GmbH (siehe Abbildung 2.46) mit 9 kW Nennwärmeleistung durchgeführt (für die ausführliche Beschreibung der Untersuchungen siehe Anhang I). Der Kaminofen besitzt eine Sichtscheibe und einen Rost und ist für den Betrieb von naturbelassenem, stückigem Holz in Form von Buchenscheitholz, Holzbriketts und Braunkohlenbriketts geeignet. Der Kaminofen wird sowohl in einer handelsüblichen Ausstattung und nachgerüstet mit einem Linder-Katalysator verwendet.


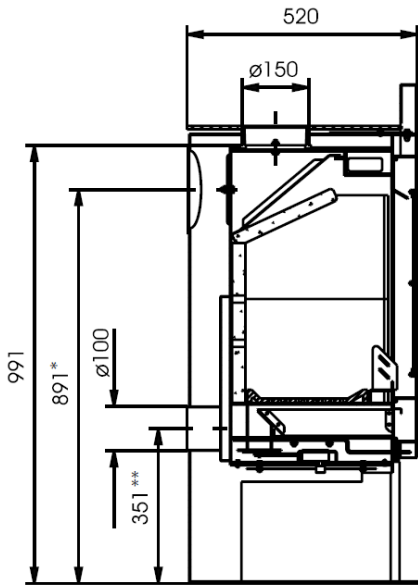
Kaminofen Foto	Kaminofen Schnittbild	Technische Daten
		<p>für Buchenholz: Nennwärmeleistung 9 kW Kleinste Leistung 4,3 kW</p> <p>Auszug Prüfung: CO₂-Gehalt: 10,9 Vol.-% CO-Gehalt * 904 mg/m³ VOC-Gehalt *: 40 mg/m³ Staubgehalt *: 37 mg/m³ Wirkungsgrad 78,8 %</p> <p>(* bei 13 Vol.-% O₂)</p>

Abbildung 2.46 Kaminofen Typ Copa KK94 der Firma Wodtke GmbH (Auszug aus Wodtke, 2009)

Dieser Kaminofen wurde mit einem Linder-Katalysator nachgerüstet, der in die Umlenkplatte des Kaminofens eingebaut wurde, siehe Abbildung 2.47.



Abbildung 2.47 Katalysator der Fa. Linder (grau) in Umlenkplatte aus Keramik integriert zum Einbau in Kaminofen Typ Copa KK94 der Firma Wodtke GmbH

Um die Wirksamkeit der Minderungsmaßnahme zu bestimmen, wurden Vergleichsmessungen nach Einbau des Linder-Katalysators und im Auslieferungszustand des Kaminofens unter Teil- sowie Volllast (Nennwärmeleistung) durchgeführt. Hierbei wurden u.a. die Abgasbestandteile VOC, CO und Gesamtstaub bestimmt und verglichen. Die Abbrandversuche wurden mit trockenen Buchenholz-Scheiten (Restfeuchte < 10 %) und mit den vom Hersteller empfohlenen Einstellungen für den Betrieb des Kaminofens (mit Ausnahme der Holzauflagemenge bei Nennwärmeleistung) durchgeführt.

Neben der Wärmeleistung wurde auch der Startzeitpunkt der Messung variiert: Es wurden Messungen bei Nennwärmeleistung und Messbeginn sofort nach Brennstoffauflage sowie Messbeginn drei Minuten nach Brennstoffauflage (in Anlehnung an VDI-Richtlinie 4207, Blatt 2, 2016) und Messungen bei Teillast mit reduzierter Brennstoffmenge mit Messbeginn sofort nach Auflage (praxisnaher Betrieb) durchgeführt. Die Messdauer beim Betrieb des Ofens mit Nennwärmeleistung beträgt 30 Minuten und bei Teillast 15 Minuten. Jeder Betriebszustand wurde sowohl mit als auch ohne Nachrüstkatalysator untersucht.

In Tabelle 2.28 sind die Ergebnisse der Verbrennungsversuche im Originalzustand des Kaminofens und mit in der Umlenkplatte integrierter katalytisch beschichteter Linder-Schaumkeramik für die beiden untersuchten Wärmeleistungen aufgeführt.

Beim CO liegen die gemittelten Ergebnisse der einzelnen Messserien beim Einsatz des Linder-Katalysators im Vergleich zum Originalzustand des Kaminofens niedriger, wobei die ermittelte Minderungsrate sowohl vom Messbeginn als auch von der Wärmeleistung des Kaminofens abhängt. Bei den Messungen in Anlehnung an die VDI-Richtlinie 4207 Blatt 2 (2016) ergibt sich die geringste, bei den Messungen im Teillastbetrieb und bei sofortigem Messbeginn nach der Brennstoffauflage ergibt sich die höchste Minderungsrate.

Beim Betrieb mit Nennwärmeleistung und sofortigem Messbeginn ergibt sich für VOC die niedrigste und bei den Teillastmessungen ergibt sich, wie beim CO, die höchste Minderungsrate. Beim Staub ergeben sich geringe Minderungsraten beim Betrieb des Kaminofens mit Nennwärmeleistung und Messbeginn drei Minuten nach der Brennstoffauflage und beim Teillastbetrieb und sofortigem Messbeginn. Keine Staubbminderung wurde bei Betrieb mit Nennwärmeleistung und sofortigem Messbeginn ermittelt.

Tabelle 2.28 Kaminofen Wodtke Copa KK94: Ergebnisse der Verbrennungsversuche im Originalzustand des Kaminofens und mit Linder-Schaumkeramik in Umlenkplatte

Mittelwerte Verbrennungsversuche Wodtke Copa KK94	in Anlehnung an VDI 4207 Blatt 2 ¹⁾		praxisnaher Betrieb - Messbeginn sofort nach Brennstoffauflage			
	NWL		NWL		TL	
	Original	L-Keramik	Original	L-Keramik	Original	L-Keramik
CO in mg/m ³ *	3.005	2.786	2.973	2.219	2.185	1.352
VOC in mg/m ³ *	149	87	235	202	345	101
Staub in mg/m ³ *	202	179	230	240	285	259
CO-Minderung in %	7		25		38	
VOC-Minderung in %	42		14		71	
Staub-Minderung in %	11		-4		9	

Original: Kaminofen im Auslieferungszustand

L-Keramik: Kaminofen nachgerüstet mit katalytisch beschichteter Linder-Schaumkeramik

NWL: Nennwärmeleistung / TL: Teillast

¹⁾: Messbeginn drei Minuten nach Brennstoffauflage

*: Mittelwerte, bezogen auf 13 Vol.-% O₂

Unter Einbeziehung der Streuung der Messwerte für die einzelnen Versuche der durchgeführten Messreihen konnte im Rahmen der durchgeführten Messungen keine signifikante Emissionsminderung beim Einsatz des Linder-Katalysators im Vergleich zum Originalzustand des Kaminofens festgestellt werden. So wurde bei den Untersuchungen auch visuell beobachtet, dass ein Großteil der Flammen die mit Katalysator versehene Umlenkplatte umströmte, so dass nicht von einer wesentlichen direkten Durchströmung des Katalysators ausgegangen wird. Der Katalysator wird laut Hersteller schon bei Temperaturen von 100 °C aktiv und hält Temperaturen von bis zu 1.650 °C stand. Bei den Abbrandversuchen wurden an der Katalysatoroberfläche Temperaturen von ca. 500 °C gemessen. Der Temperaturbereich, bei dem der Katalysator laut Hersteller aktiv ist, wurde bei allen Messungen erreicht und eingehalten.

Katalysator der Fa. Clariant International LTD

Die Firma Clariant International LTD (CH-Muttenz) bietet Katalysatoren für unterschiedliche Anwendungen (z.B. Reinigung von Motoren- und Turbinenabgasen oder industriellen Abgasen) an. Für Holzöfen bietet der Hersteller den Typ EnviCat® in den Ausführungen EnviCat 3041, EnviCat LongLife und EnviCat LongLife Plus an. Je nach Ausführung besitzt der Katalysator ein keramisches oder metallisches Trägermaterial mit katalytisch aktiver Beschichtung. Es werden auch unterschiedliche Formen (rund und rechteckig) mit entsprechend unterschiedlichen Wabenformen (keramische Träger: rechteckig / metallische Träger: trapezförmig) angeboten, siehe Abbildung 2.48. Als Eintrittstemperatur der Verbrennungsgase werden 200 - 400 °C und als Arbeitstemperatur des Katalysators werden 315 - 870 °C vom Hersteller angegeben (Clariant, 2010).

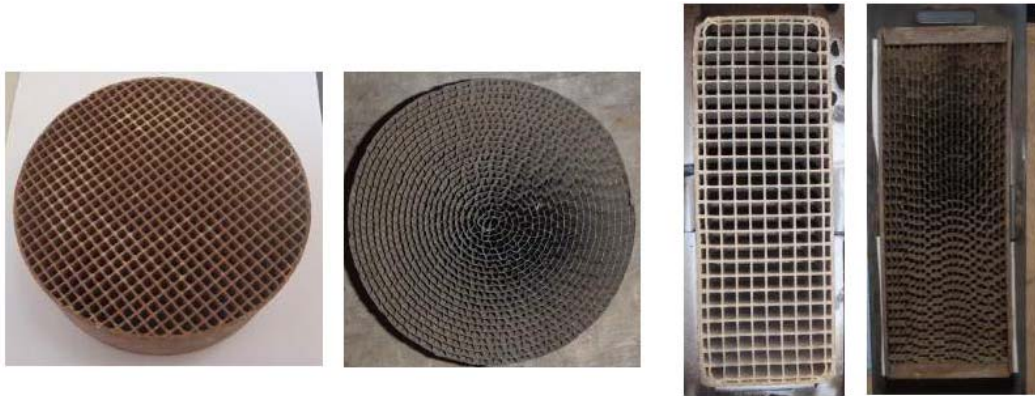


Abbildung 2.48 Katalysatoren der Fa. Clariant International LTD in unterschiedlichen Ausführungen (Reichert et al., 2014)

Untersuchungen mit keramischen und metallischen Katalysatoren der Fa. Clariant International LTD an Kaminöfen wurden von Reichert et al. (2014) durchgeführt. Betrachtet wurden hierbei die Abscheideeffizienz, das Langzeitverhalten und die Betriebssicherheit. Die Abscheideeffizienz wurde durch parallele Messungen eines Katalysators im Vergleich zu einem nicht katalytisch beschichteten Dummy durchgeführt. Hierbei waren die Katalysatoren und der Dummy am Ofenausgang nebeneinander integriert und die Gasströme durch einen Separator getrennt, siehe Abbildung 2.49.

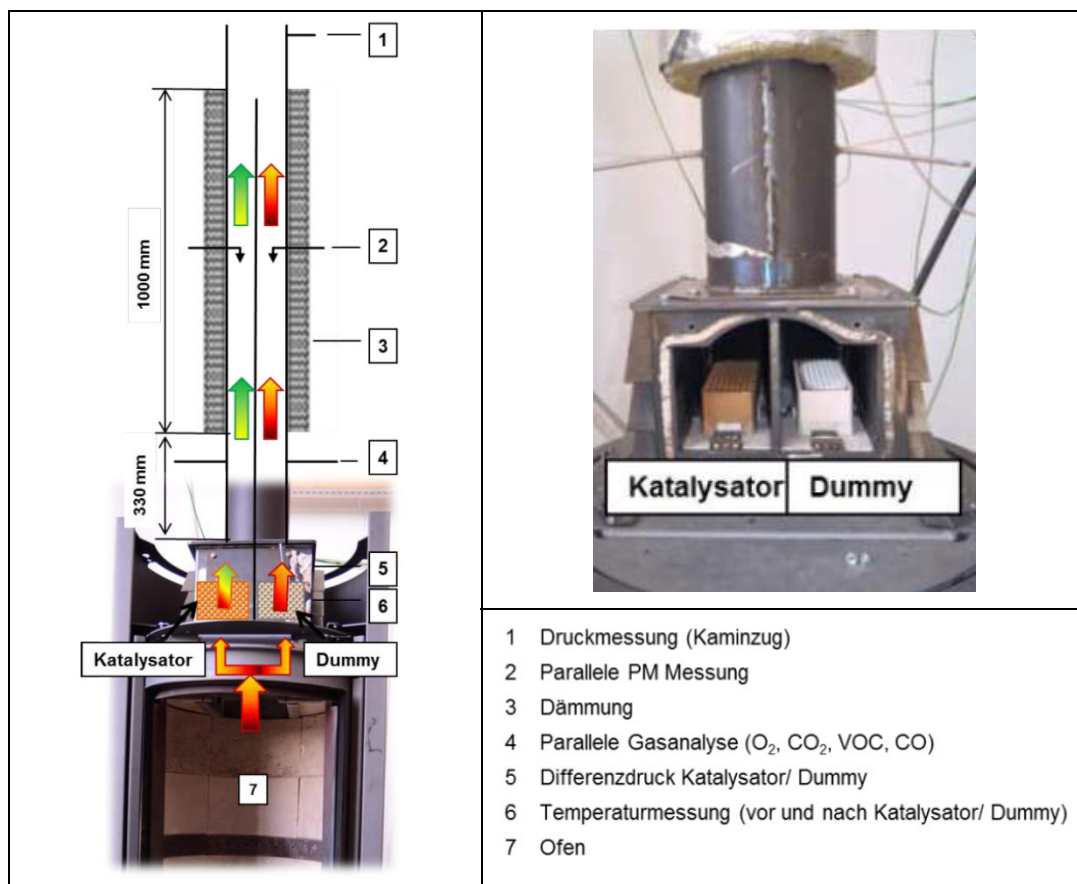


Abbildung 2.49 Katalysatoren der Fa. Clariant International LTD: Untersuchungen zur Abscheideeffizienz an einem Kaminofen (Reichert et al., 2014)

Die Bewertung der Abscheideeffizienz erfolgte anhand von 5 unmittelbar nacheinander durchgeführten Chargenabbränden, beginnend bei kaltem Ofen. Die Staubprobenahme begann jeweils 3 Minuten nach der Brennstoffaufgabe mit einer Probenahmedauer von 30 Minuten.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zur Abscheideeffizienz mit einem keramischen und metallischen Katalysator an einem Kaminofen sind in Abbildung 2.50 zusammengefasst dargestellt.

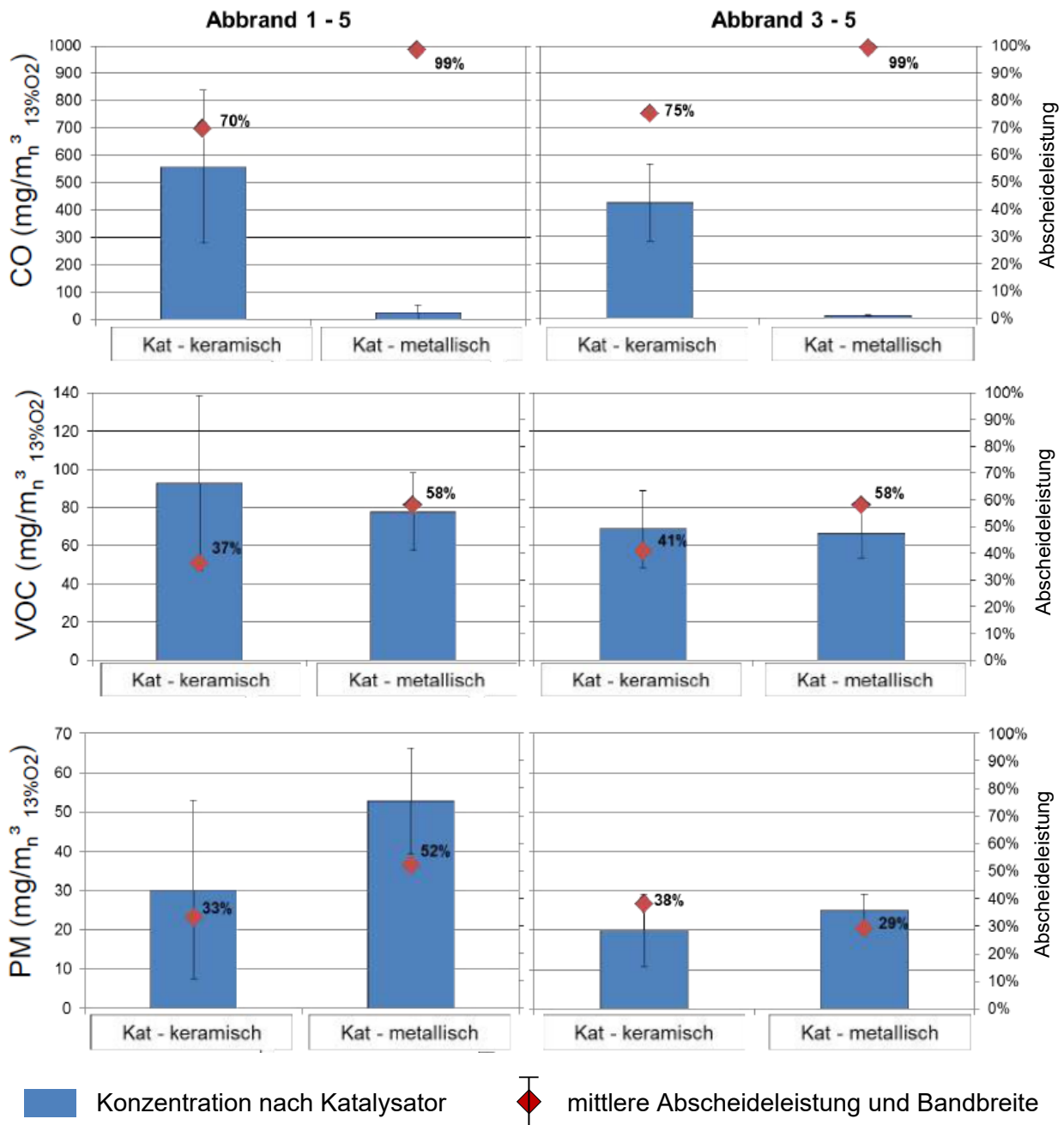


Abbildung 2.50 Katalysatoren der Fa. Clariant International LTD: Ergebnisse der Untersuchungen zur Abscheideeffizienz mit einem keramischen und metallischen Katalysator an einem Kaminofen (Reichert et al., 2014)

Bei den Untersuchungen zur Abscheideeffizienz wurden, im Vergleich zum katalytisch nicht beschichteten Dummy, beim CO Abscheideleistungen von 70 bis 99 %, bei den VOC 37 bis 58 % und beim Staub 33 bis 52 % ermittelt. Zwischen dem keramischen und metallischen Katalysator ergaben sich nur geringe (für VOC und Staub) oder auch deutlichere (für CO) Unterschiede. So wurden mit dem metallischen Katalysator deutlich höhere CO-Abscheideleistungen ermittelt (Reichert, et. al., 2014).

Bei betriebswarmem Ofen (Abbrände 3 bis 5) werden mit dem keramischen Katalysator für alle betrachteten Komponenten etwas höhere Abscheideleistungen erreicht. Beim metallischen Katalysator bleiben die Abscheideleistungen konstant (CO und VOC) oder nehmen bei betriebswarmem Ofen deutlich ab (Staub).

Die katalytische Umsetzung von CO und VOC ist erwartungsgemäß stark von der Temperatur abhängig und beginnt bei etwa 175 bis 260 °C, wobei die Reaktionen beim metallischen Katalysator etwas früher beginnen. Ab etwa 310 bis 335 °C wird bei beiden Katalysatortypen die maximale Leistung bei der CO-Umsetzung erreicht, siehe Abbildung 2.51 (Reichert et al., 2014). Grundsätzlich ist die Umsetzungsrate bei der katalytischen Oxidation auch noch von der Sauerstoffkonzentration abhängig, dieser Zusammenhang wird in der zitierten Untersuchung allerdings nicht dargestellt.

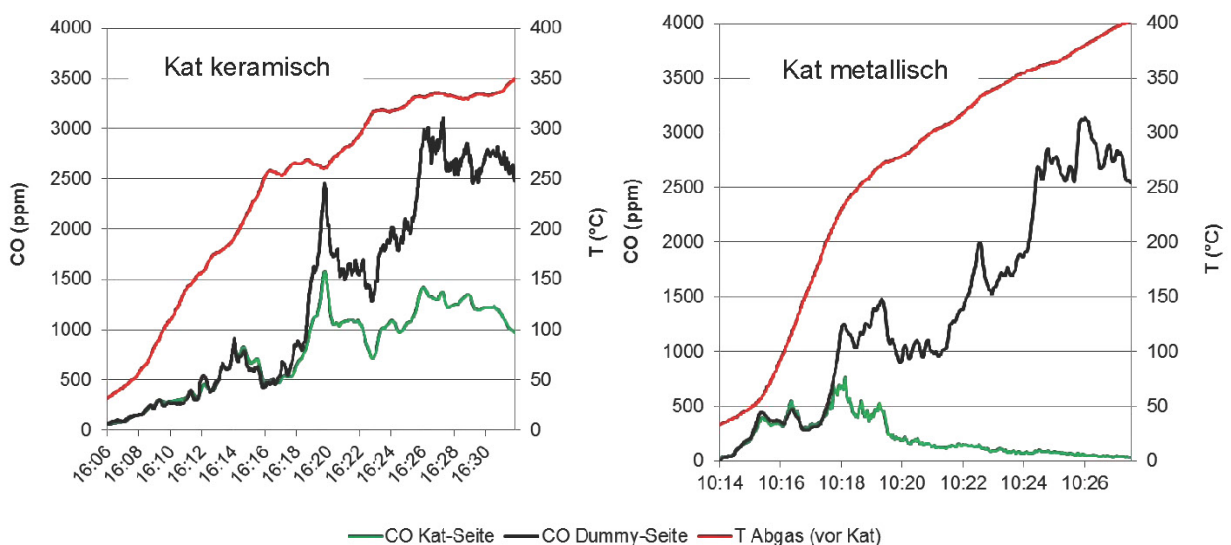


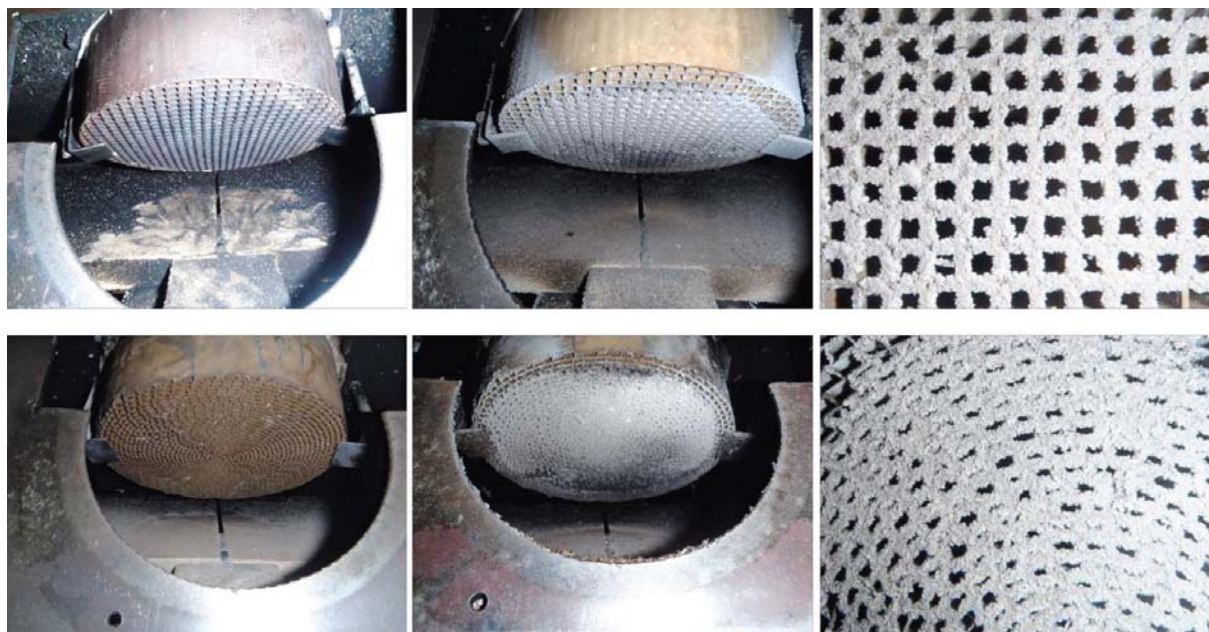
Abbildung 2.51 Katalysatoren der Fa. Clariant International LTD: Zusammenhang zwischen CO-Konzentration nach Katalysator und nach Dummy und Gastemperatur für den keramischen und metallischen Katalysator an einem Kaminofen (Reichert et al., 2014)

Bei längerem Betrieb der Katalysatoren zeigten sich gleichmäßige Staubablagerungen über dem durchströmten Querschnitt, wobei die Waben beim metallischen Katalysator teilweise komplett abgedeckt waren, siehe Abbildung 2.52. Die Ablagerungen waren durch Abwaschen mit Wasser einfach und vollständig entfernbar (Reichert et al., 2014).

Die Bewertung des Langzeitverhaltens und der Betriebssicherheit erfolgte an einem anderen Kaminofen, hierbei war der Katalysator ebenfalls am Ofenausgang integriert. Hiermit wurden 100 Abbrände (jeweils 7 bis 10 Abbrände pro Tag) durchgeführt.

Die Druckverluste beim Einbau der Katalysatoren betragen für beide Typen im Mittel etwa 6 bis 8 Pa. Nach Durchführung der Versuche zum Langzeitverhalten ergab sich für den keramischen Katalysator in etwa der gleiche Druckverlust, beim metallischen Katalysator erhöhte sich der Druckverlust deutlich in einen Bereich von 12 bis 14 Pa (Reichert et al., 2014).

Auch die Abscheideleistung ist abhängig von der Betriebsdauer des Katalysators. Nach den Versuchen zum Langzeitverhalten mit einer Gesamtbetriebsdauer von ca. 100 h verringerte sich die Abscheideleistung für CO und VOC beim keramischen Katalysator leicht und beim metallischen Katalysator für CO deutlich und für VOC leicht, wobei für beide Katalysatortypen mit der Betriebsdauer die Abscheideleistung für Staub zunahm (Reichert et al., 2014).



obere Reihe: keramischer Katalysator

untere Reihe: metallischer Katalysator

Abbildung 2.52 Katalysatoren der Fa. Clariant International LTD: Katalysatorzustand nach Versuchen zum Langzeitverhalten (Reichert et al., 2014)

Vom Projektpartner Hochschule für Forstwirtschaft in Rottenburg (HFR) wurden ergänzende Verbrennungsversuche mit dem Kaminofen Hark 44 GT ECOplus und einem integrierten Wabenkatalysator vom Typ EnviCat LongLife Plus der Fa. Clariant International LTD durchgeführt. Der Katalysator besteht aus einem Edelstahl-Grundgerüst, auf dem eine katalytische Beschichtung aufgebracht ist. Nach Herstellerangaben wurde der Katalysator speziell für die Anwendung in Holzfeuerungen entwickelt. Für die Verbrennungsversuche wurde der Katalysator am Ende des Wärmetauschers direkt vor dem Übergang in den Abgasstutzen ohne Bypass eingebaut, siehe Abbildung 2.53.



Abbildung 2.53 Katalysatoren der Fa. Clariant International LTD: Einbausituation unmittelbar vor dem Abgasstutzen des Kaminofens Hark 44 GT ECOplus

Die Versuche mit dem Wabenkatalysator wurden mit einem gleichzeitig integrierten Dummy (als Ersatz der standardmäßig am Feuerraumausgang eingebrachten Abdeckung aus Schaumkeramik, siehe auch Abbildung 2.43) durchgeführt. Die berechneten Reduktionsraten des Wabenkatalysators wurden mit den Ergebnissen der Versuche mit Dummy verglichen.

Mit dem Wabenkatalysator wurden Versuche im praxisnahen Betrieb bei Nennwärmeleistung und Teillast durchgeführt. Details zur Durchführung und Auswertung sind in Anhang II enthalten. In Tabelle 2.29 sind die Ergebnisse der Verbrennungsversuche mit Wabenkatalysator und Dummy bei praxisnahe Betrieb am Kaminofen Hark 44 GT ECOplus zusammengefasst aufgeführt.

Tabelle 2.29 Kaminofen Hark 44 GT ECOplus: Ergebnisse der Verbrennungsversuche mit Wabenkatalysator vom Typ EnviCat LongLife Plus der Fa. Clariant International LTD und Dummy bei praxisnahe Betrieb

Mittelwerte Verbrennungsversuche Hark 44 GT ECOplus	praxisnahe Betrieb							
	alle Abbrände		Startphase		NWL		TL	
	Dummy	Katalysator	Dummy	Katalysator	Dummy	Katalysator	Dummy	Katalysator
CO in mg/m ³ *	2.009	566	3.109	939	1.420	379	1.881	583
VOC in mg/m ³ *	141	62	237	100	105	50	85	43
Staub in mg/m ³ *	57	42	89	61	42	32	48	43
CO-Minderung in %	72		70		73		69	
VOC-Minderung in %	56		58		52		49	
Staub-Minderung in %	26		31		24		10	

NWL: Nennwärmeleistung / TL: Teillast

*: Mittelwerte, bezogen auf 13 Vol.-% O₂

Der Wabenkatalysator reduziert die CO Emissionen signifikant in allen aufgeführten Betriebszuständen (Startphase des Ofens und Betrieb bei Nennwärmeleistung bzw. Teillast), wobei sich hier die berechneten CO-Minderungsraten kaum unterscheiden.

Bei den VOC-Konzentrationen zeigt sich bei der Betrachtung aller Abbrände und beim Betrieb mit Nennwärmeleistung eine signifikante Minderung oder ein klarer Trend in den anderen Betriebsphasen (Startphase (Aufwärmphase des Kaminofens) und Betrieb bei Teillast).

Die Staub-Minderung war ebenfalls signifikant in der Betrachtung aller Abbrände und beim Betrieb mit Nennwärmeleistung. Ein klarer Trend zur Staub-Minderung zeigt sich in der Startphase, allerdings ergibt sich beim Betrieb mit Teillast keine signifikante Minderung.

Der Ofenbetrieb mit dem integrierten Wabenkatalysator zeigte im Verhältnis zu den anderen eingesetzten Technologien (Schaumkeramik mit und ohne katalytische Beschichtung) insgesamt die höchsten Minderungsraten.

Der Katalysator war bei den Untersuchungen ohne Bypass unmittelbar vor dem Abgasstutzen montiert. Somit wurde das komplette Verbrennungsgas durch den Katalysator geleitet. Während der Chargenabbrände war in der Regel ein ausreichend hoher Restsauerstoffgehalt im Verbrennungsgas vorhanden, so dass bezüglich dieses Aspektes günstige Reaktionsbedingungen im Katalysator vorlagen, wodurch auch vergleichsweise hohe Minderungsraten für CO und VOC erreicht wurden. Die Einbauposition des Katalysators kann, in Bezug auf die Temperatur der Verbrennungsgase und der sich hierdurch ergebenden Reaktionstemperaturen im Katalysator, möglicherweise noch verbessert werden. Hierdurch könnten sich dann noch höhere Abscheideraten ergeben. Fragen zur Landzeitstabilität des Katalysators und zur Betriebssicherheit des Kaminofens bei längerer Einsatzzeit des Katalysators und bei wechselnden Betriebsbedingungen konnten in dem Projekt nicht untersucht werden.

Der Betrieb eines Systems zur Abgasreinigung in mit Naturzug betriebenen Scheitholzöfen oder Kesseln wird allerdings dann als kritisch angesehen, wenn diese Systeme enge Kanäle aufweisen, die ganz oder teilweise verstopfen können und sich somit der Druckverlust stark erhöht. Ein sicherer Weiterbetrieb der Öfen bzw. Kessel wäre dann nicht mehr gegeben. Um diese Situationen zu verhindern, werden in Deutschland derartige Systeme mit ausreichend dimensionierten Bypässen versehen. Die Folge ist dann allerdings, dass nur ein Teil, u.U. der geringere Anteil, der Verbrennungsgase durch die Reinigungseinrichtung strömt, was deren Wirksamkeit grundsätzlich entsprechend reduziert.

Katalysator der Fa. moreCat GmbH

Vom Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V. (IUTA, Duisburg) und der moreCat GmbH (Kamp-Lintfort) wurde ein katalytisches Abgasreinigungssystem zur Nachrüstung für Kaminöfen entwickelt. Beim Katalysator handelt es sich um einen Trägerkatalysator, dessen Grundgerüst aus Edelstahlspänen besteht, wie sie bei der spanenden Metallverarbeitung als Abfall entstehen. Als katalytisch aktive Komponenten dienen die Edelmetalle Palladium und Platin, die mit einem speziellen Verfahren auf die Trägerkomponente aufgebracht werden.

Der Katalysator wird als Schüttung in einem linsenförmigen Einbaukörper direkt im Abgasrohr montiert. Der prinzipielle Aufbau des katalytischen Systems ist in Abbildung 2.54 wiedergegeben (Struschka, 2008 (2)).



Abbildung 2.54 Katalysator der Fa. moreCat GmbH: Katalysatorlinse mit Ofenrohr (links), befüllte Katalysatorlinse (Rechts oben) und Einbau des Katalysatorsystems (rechts unten) (Struschka, 2008 (2))

Das System ist so aufgebaut, dass eine einfache und robuste Handhabung der gesamten Katalysatoreinheit durch den Ofenbetreiber gewährleistet ist. Der eigentliche Katalysator ist im Abgasrohr in einem linsenförmigen Metallkörper drehbar gelagert installiert. Um ein reibungsloses Schwenken auch dann zu ermöglichen, wenn die Formen von Ofenrohr und Katalysatorlinse nicht exakt rund sind bzw. durch Wärmedehnungen leichte Verformungen auftreten, ist der Außendurchmesser der Linse etwas kleiner als der Innendurchmesser des Ofenrohrs. Der dadurch entstehende Spalt liegt im Bereich von 2 bis 3 mm und hat damit eine Größenordnung von ca. 4 bis 5 % der Rohrquerschnittsfläche. Beim Heizbetrieb kann der Katalysator in die Betriebsstellung (Katalysatorlinse steht senkrecht zum Abgasrohr) eingeschwenkt werden. Unterschreitet die Abgastemperatur einen bestimmten Wert, schwenkt der Katalysator mittels eines Bimetall-Mechanismus automatisch in die Bypass-Stellung (Katalysatorlinse steht parallel zum Abgasrohr).

Der Katalysator kann bei Abgasen aus der Verbrennung von Stückholz, Holzbriketts, Holzpellets, Braunkohlebriketts und Steinkohle bis zu einer Feuerungsleistung der Öfen von 15 kW eingesetzt werden.

Für das System wurde im Jahr 2008 eine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung angestrebt, das Verfahren konnte allerdings bisher nicht erfolgreich abgeschlossen werden.

Mittels Abbrandversuchen an einem Kachelofen-Heizeinsatz (Typ Kandern WB 25 von Buderus Heiztechnik GmbH) mit einer Nennwärmeleistung von 8 kW wurden die CO- und VOC-Minderungsraten im Nennlastbetrieb und am Einbauort unmittelbar nach dem Abgasstutzen der Feuerung bestimmt.

Der Heizeinsatz für Kohle- und Holzbrennstoffe wurde bei den Messungen mit 9 kW Wärmeleistung betrieben, da dadurch ein besseres Abbrandverhalten erzielt werden kann. Zudem wurde auf das Einlegen der Schamotteplatten (Bodensteine) auf den Verbrennungsrost verzichtet, die eigentlich für den Betrieb mit Holzbrennstoffen vorgesehen sind. Durch diese Bodensteine wird allerdings das Anbrennverhalten des Brennstoffes negativ beeinflusst, da die für eine schnelle Zündung notwendig Verbrennungsluft im Bereich des Brennstoffbetts fehlt. Außerdem sind die Emissionen in der Aufheizphase des Heizeinsatzes mit den Bodensteinen wesentlich höher als ohne.

Als Brennstoff wurden handelsübliche Holzbriketts verwendet. Um ein besseres Anbrennverhalten und eine schnellere Verbrennung zu erreichen, wurden die Briketts jeweils längs gedrittelt. Die Brikettteile wurden immer auf die gleiche Weise in den Feuerraum des Heizeinsatzes eingeschichtet. Der Wassergehalt der Holzbriketts lag bei 9,0 Massen-%.

In Tabelle 2.30 sind für die Versuche bei 9 kW Wärmeleistung des Heizeinsatzes die Mittelwerte der einzelnen und aller Abbrände aufgeführt. Die Gaskonzentrationen wurden zeitgleich vor und nach Katalysator ermittelt. Für die Mittelwertberechnungen wurden alle Messwerte ab Brennstoffaufgabe bis Erreichen einer CO₂-Konzentration von 4 Vol.-% verwendet.

Tabelle 2.30 Katalysator moreCat: Ergebnisse der Verbrennungsversuche am Heizeinsatz Kandern WB 25 beim Betrieb mit 9 kW Wärmeleistung mit Holzbriketts (Struscha, 2008 (2))

Mittelwerte für Abbrandversuche (9 kW Wärmeleistung, Einbauort nach Abgasstutzen)		Abbrand		alle Abbrände
		1	2	
vor Katalysator	CO ₂ in Vol.-%	7,9	7,6	7,7
	CO in mg/m ³ *	2.820	3.021	2.914
	VOC mgC/m ³ *	58	65	61
	Gastemperatur in °C	477	474	475
nach Katalysator	CO ₂ in Vol.-%	5,9	5,7	5,8
	CO in mg/m ³ *	477	568	520
	VOC in mgC/m ³ *	15	20	17
Wärmeleistung	Feuerungswärmeleistung in kW	13,4	14,9	14,1
	Wärmeleistung in kW	10,2	11,3	10,7
Minderung	CO in %	83	81	82
	VOC in %	75	69	72

* bezogen auf 13 Vol.-% O₂ bezogen.

Die Ergebnisse zeigen, dass der Katalysator die CO- und VOC-Konzentration im Abgas deutlich mindert, wobei die CO-Minderungsrate höher ist als die jeweilige VOC-Minderungsrate.

Der Zusammenhang zwischen der CO- und VOC-Minderung und der Temperatur sowie der O₂-Konzentration vor Katalysator vom Typ moreCat ist beispielhaft für einen Abbrand beim Heizeinsatz Kanderl WB 25 in Abbildung 2.55 dargestellt. Hierbei ist zwischen Hauptverbrennungsphase und Ausbrandphase unterschieden. Bei zunehmender Temperatur der Verbrennungsgase vor Katalysator nimmt die CO- und VOC-Minderung zu. Der Anstieg flacht sich bei abnehmender O₂-Konzentration vor Katalysator allerdings ab. Bei hohem Luftüberschuss in der Ausbrandphase erfolgt trotz geringerer Temperatur im Verbrennungsgas eine hohe CO- und VOC-Minderung. Der Aktivitätsbeginn des Katalysators liegt ungefähr bei einer Temperatur von 260 °C (nach Struschka, 2008 (2)).

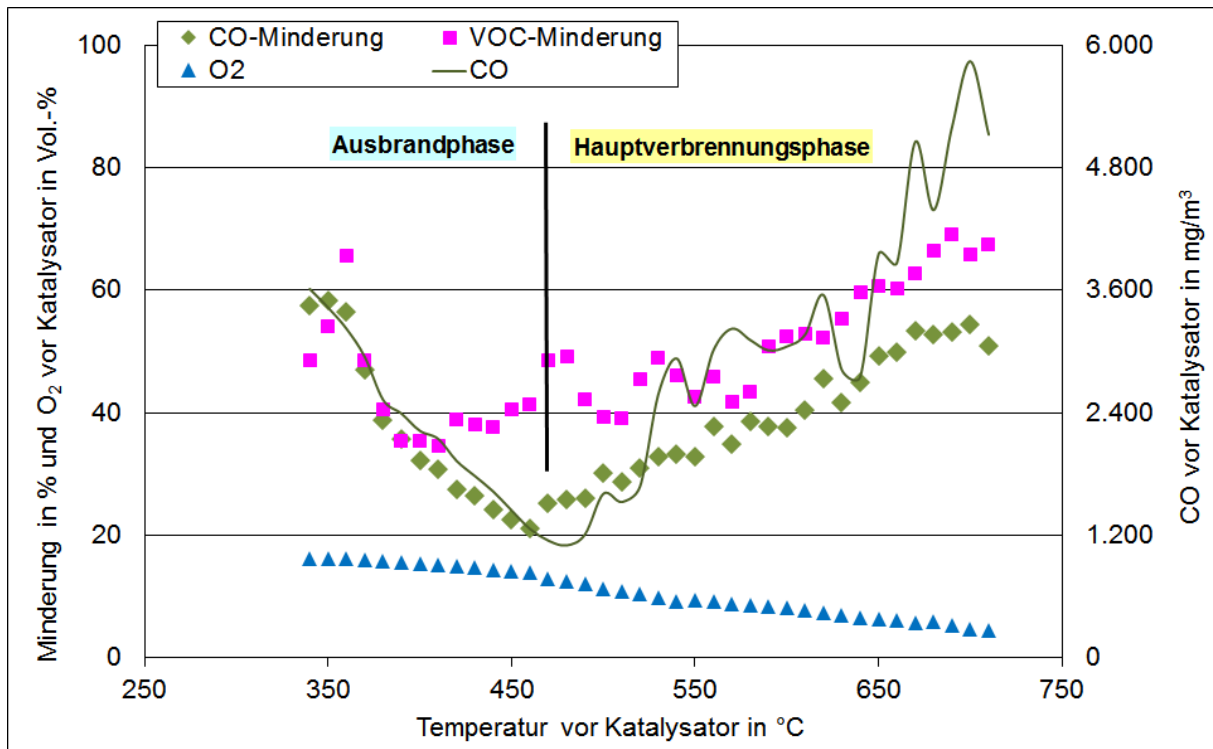


Abbildung 2.55 Katalysator moreCat am Heizeinsatz Kanderl WB 25: Zusammenhang zwischen CO- und VOC-Minderung und Temperatur sowie O₂-Konzentration vor Katalysator (nach Struschka, 2008 (2))

3 Bewertung von Staubabscheidern

Einrichtungen zur Staubminderung als Nachrüstung für Einzelraumfeuerungsanlagen und Grundöfen sind nach 1. BImSchV (2010) nur zulässig, wenn diese einen bauaufsichtlichen Verwendbarkeitsnachweis haben oder eine zuständige Behörde die Eignung des Gerätes feststellt und die Geräte nachweisbar den Stand der Technik erreichen. Als Orientierung zum Stand der Technik dienen die aktuell erreichbaren Abscheidegrade, die in der VDI-Richtlinie 3670 „Nachgeschaltete Staubminderungseinrichtungen für kleine und mittlere Kleinf Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe“ (2016) zusammengetragen sind, wobei bisher katalytische Systeme nicht berücksichtigt sind. Diese Richtlinie soll zum einen die Markteinführung entsprechender Geräte unterstützen und zum anderen den Stand der Technik, welcher in der 1. BImSchV nicht definiert wurde, mit nachprüfbaren Werten bei definierten Rahmenbedingungen festlegen. Dabei wird unter anderem der Punkt der Wirksamkeitsprüfung berücksichtigt. Nach dieser Richtlinie soll die Wirksamkeit der Einrichtungen zur Staubminderung nach der DIN SPEC 33999 (2014) oder vergleichbaren Verfahren erfolgen, wobei diese Verfahren in der Praxis noch validiert werden müssen.

Zur Vergleichbarkeit der Abscheideleistung verschiedener Staubabscheider sind einheitliche Prüfkriterien dringend erforderlich, vor allem, weil diese durch verschiedene Parameter wie Staubeigenschaften, Staubkonzentrationen und Abgasvolumenstrom beeinflusst werden und diese wiederum von der Feuerungsart und dem Brennstoff abhängen. Die Vornorm DIN spec 33999 (2014) legt Prüfverfahren fest, die zum einen unterschiedliche Feuerungstechniken (z.B. Anlagen die mit Naturzug oder mit Gebläse betrieben werden) und Staubeigenschaften und zum anderen die Vorgaben der 1. BImSchV (2010) berücksichtigen. Bei Einhaltung der Norm sollen vergleichbare Aufbauten des Prüfstands, eingesetzte Messverfahren, Durchführungen des Prüfverfahrens und Auswertungen der Messergebnisse zu vergleichbaren Ergebnissen führen, auch wenn die Prüfungen von unterschiedlichen Institutionen durchgeführt werden.

In Anhang III wurden die Ergebnisse der Messungen mit dem Kleinelektrofilter OekoTube am Kaminofen Hase Modena einer Bewertung des Abscheidegrades nach DIN spec 33999 (2014) unterzogen. Die ermittelten signifikanten Abscheidegrade berücksichtigen u.a. die Schwankungsbreiten der Messergebnisse bei gleichen Randbedingungen. Dies soll zu einer praxisnäheren und zuverlässigeren Beurteilung der Staubabscheider, im Vergleich zum z.B. arithmetischen Mittel des Abscheidegrades, führen. Liegen bei einem Staubabscheider beispielsweise nur geringe Abscheidegrade mit hoher Schwankungsbreite vor, führt dieses Verfahren zu Abscheidegraden im Bereich von Null oder sogar zu negativen Werten.

Durch die immissionsschutzrechtlichen Vorgaben der 1.BImSchV (2010) sind Betreiber von bestimmten Feuerungsanlagen zur Nachrüstung ihrer Feuerung mit einem Staubabscheider aufgefordert, wenn diese auch zukünftig betrieben werden soll. Dies betrifft im Wesentlichen folgende Einzelraumfeuerungsanlagen:

- Grundöfen ohne Nachweis über die Einhaltung des Grenzwerts (§4 Absatz 5)
- Einzelraumfeuerungsanlagen errichtet vor dem 22.03.2010 ohne Nachweis über die Einhaltung des Grenzwerts bis 31.12.2014, sonst folgt außer Betrieb nehmen (§26) (einige Ausnahmen angegeben in Absatz 3)
- gemauerte Einsätze (§26 Absatz 4).

Des Weiteren können lokale oder kommunale Immissionsschutzrechtliche Anforderungen den Einsatz von Staubabscheidern vorschreiben oder aufgrund von Emissionswerten einer Feuerung notwendig machen. Abgesehen davon können Betreiber immer einen Staubabscheider einsetzen, sofern sie dies aus persönlichen Gründen bevorzugen. Dies ist jedoch nach den bisherigen Erfahrungen ein eher seltener Fall.

Für den Betreiber ergeben sich im Falle einer Nach- oder Erstausrüstung einer Feuerstätte mit einer Maßnahme zur Emissionsminderung häufig Fragen und es entstehen Unklarheiten, z.B. zur rechtlichen Auslegung und über die Kriterien für die Kaufentscheidung. Der Betreiber sollte in jedem Fall Rücksprache mit dem zuständigen Bezirksschornsteinfegermeister zur Klärung der Voraussetzungen für den Einsatz eines Staubabscheiders halten und dessen Zustimmung vor der Installation einholen.

3.1 Vorgehensweise im Bewertungsschema

Eine Teilaufgabe des Projektes war die Entwicklung eines Bewertungs- und Auswahlschemas, welches die Betreiber als Entscheidungshilfe bei der Auswahl eines Staubabscheiders unter Berücksichtigung der örtlichen Gegebenheiten und persönlicher Präferenzen unterstützt.

Als Basis des Bewertungsschemas wurde das Verfahren einer Nutzwertanalyse gewählt und an den vorliegenden Einsatzzweck angepasst und teilweise erweitert.

Bei der Nutzwertanalyse handelt es sich um ein qualitatives Bewertungsverfahren zur Entscheidungshilfe bei der Auswahl aus mehreren Alternativen. Es basiert auf einem Punktwertverfahren. Die möglichen Alternativen werden ausgewählt und in mehreren Kriterien bewertet. Als Ergebnis erhält man für jede Alternative einen Zahlenwert als Gesamtnutzwert, wobei diejenige Alternative mit dem höchsten Punktwert die vorliegenden Voraussetzungen und bewerteten Kriterien am besten erfüllt.

Im vorliegenden Fall handelt es sich bei den möglichen Alternativen um die Geräte, die zur Staubabscheidung in Frage kommen, also eine entsprechende Zulassung besitzen und am Markt erhältlich sind. Sehr wichtig dabei ist die Klärung der Voraussetzungen für den konkreten Einsatz der Geräte vor Ort.

Zur Vereinfachung für die Anwendung der Bewertung durch den Betreiber wurden die verschiedenen Schritte des Verfahrens in „Anwender“ und „Experte“ aufgeteilt. Der Anwender ist dabei nur an manchen Schritten beteiligt. Die Inhalte des Verfahrens unter „Experte“ müssen fachkundig zusammengestellt und auch aktuell gehalten werden und können in Form einer kleinen Datenbank hinterlegt werden. Das Bewertungsschema könnte z.B. mit dem Tabellenkalkulationsprogramm Microsoft Excel oder einer browserbasierten Software umgesetzt werden.

Zur Veranschaulichung des Bewertungsschemas werden mehrere Fallbeispiele gegeben. Die ausgearbeitete Vorgehensweise zur Bewertung ist nachfolgend in Abbildung 3.1 dargestellt und wird anhand der durchzuführenden Bearbeitungsschritte im Detail erläutert.

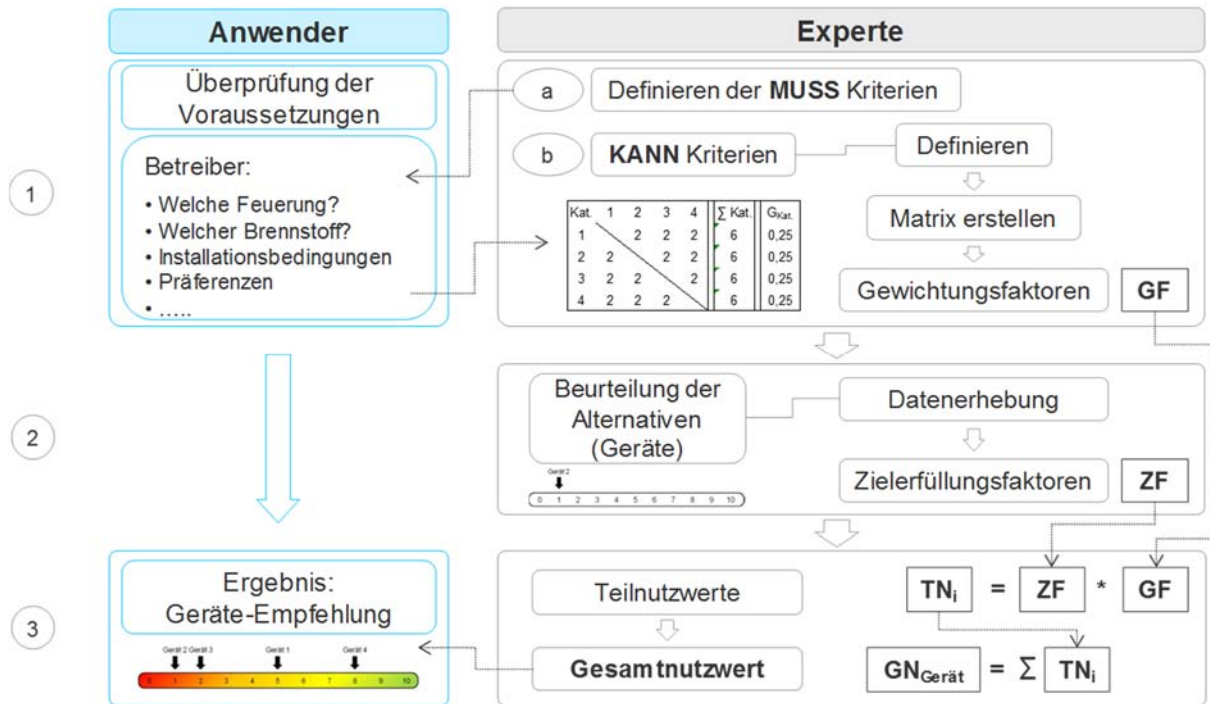


Abbildung 3.1 Vorgehensweise zur Bewertung von Staubabscheidern für den Praxiseinsatz

Schritt 1: Überprüfung der Voraussetzungen und Festlegung der Kriterien

Im ersten Schritt zu Beginn des Auswahlverfahrens müssen die Voraussetzungen und konkreten Einsatzbedingungen überprüft werden. Dies wird als Definieren der MUSS-Kriterien oder auch als Festlegen der Ausschluss-Kriterien bezeichnet. Alternativen, d.h. zum Beispiel Staubabscheider oder ggf. auch andere Maßnahmen zur Emissionsminderung, die diese konkreten Voraussetzungen nicht erfüllen, fallen aus der Bewertung heraus und werden gar nicht erst für die Beurteilung und Punktevergabe berücksichtigt.

Für den Betreiber könnte die Überprüfung der Voraussetzungen beispielsweise anhand einer „Checkliste“ abgearbeitet werden, wozu der Betreiber u.a. Herstellerangaben der Minderungsmaßnahme verwenden könnte. Im Zweifelsfall könnte hier dann auch der Schornsteinfeger um Unterstützung gebeten werden. Ein Beispiel einer derartigen Checkliste ist in Abbildung 3.2 aufgelistet.

Dann kann der Betreiber noch gewisse Präferenzen vergeben, die bei der Bewertung ebenfalls berücksichtigt werden (z.B. Kosten sind wichtig oder weniger wichtig).

Anschließend erfolgt die Definition der Kriterien, die für die Bewertung und Punktevergabe herangezogen werden sollen. Sie werden als KANN-Kriterien oder auch als Auswahl-Kriterien bezeichnet. Diese werden im Normalfall nur einmalig festgelegt und erfordern entsprechende Fachkenntnis. Nachfolgend in Abbildung 3.3 ist ein Vorschlag für Kriterien gegeben, wie er auch hier für die Fallbeispiele verwendet wurde.

Für eine bessere Veranschaulichung wurden die 16 gewählten Kriterien vier Kategorien zugeordnet, was jedoch für die grundsätzliche Vorgehensweise unerheblich ist.

Bedingungen vor Ort abklären	
Punkt	Alternativen
Art der Feuerung	<input type="checkbox"/> Kaminofen <input type="checkbox"/> Pelletofen <input type="checkbox"/> Grundofen <input type="checkbox"/> Pelletkessel <input type="checkbox"/> Hackgutkessel <input type="checkbox"/> Stückholzkessel <input type="checkbox"/> Sonstige
Aufstellort der Feuerung	<input type="checkbox"/> Wohnraum <input type="checkbox"/> Keller <input type="checkbox"/> Sonstiges
NWL der Feuerung	<input type="checkbox"/> bis 25 kW <input type="checkbox"/> bis 40 kW <input type="checkbox"/> bis 50 kW
Art der Beschickung	<input type="checkbox"/> handbeschickt <input type="checkbox"/> automatisch beschickt
Brennstoffe	<input type="checkbox"/> Stückholz <input type="checkbox"/> Holzpellets <input type="checkbox"/> Hackschnitzel <input type="checkbox"/> Braunkohle
Installationsmöglichkeiten für den Abscheider	<input type="checkbox"/> Dach gut zugänglich <input type="checkbox"/> Dach nicht zugänglich <input type="checkbox"/> Verbindungsrohr möglich <input type="checkbox"/> offen im Raum möglich <input type="checkbox"/> Reinigungsöffnungen vorhanden <input type="checkbox"/> unter Putz-Variante notwendig <input type="checkbox"/> welcher Platz steht zur Verfügung? _____
Besteht eine Überwachungspflicht der Feuerung?	<input type="checkbox"/> ja <input type="checkbox"/> nein

Abbildung 3.2 Beispiel für Checkliste zur Überprüfung und Festlegung der MUSS-Kriterien



Abbildung 3.3 Gewählte Kriterien für die Bewertung (KANN-Kriterien) aufgeteilt in vier Kategorien

Nach der Definition der Bewertungskriterien können diese gegeneinander gewichtet werden. Im einfachsten Fall sind alle Kriterien genau gleich wichtig und erhalten damit alle den gleichen Gewichtungsfaktor. Dies ist am Beispiel für ein Szenario in Abbildung 3.4 gezeigt.

Sind manche Kriterien (oder ganze Kategorien) wichtiger als andere, kann dies an dieser Stelle über die Wahl der Gewichtungsfaktoren festgelegt werden. Dies kann über eine sogenannte Präferenzmatrix erfolgen, in dem die Wichtigkeit aller Kriterien bzw. Kategorien paarweise miteinander verglichen wird.

Szenario 2

Kat.	1	2	3	4	Σ Kat.	GF _{Kat.}
1	1	2	2	0	4	17
2	2	2	2	0	4	17
3	2	2	2	0	4	17
4	4	4	4	4	12	50
Summe					24	100

Krit.	1.1	1.2	1.3	1.4	Σ Krit.	%	GF _{Krit.}
1.1	1	2	2	2	6	25	4
1.2	2	2	2	2	6	25	4
1.3	2	2	2	2	6	25	4
1.4	2	2	2	2	6	25	4
Summe					24	100	17

Krit.	2.1	2.2	2.3	2.4	Σ Krit.	%	GF _{Krit.}
2.1	1	2	2	2	6	25	4
2.2	2	2	2	2	6	25	4
2.3	2	2	2	2	6	25	4
2.4	2	2	2	2	6	25	4
Summe					24	100	17

Krit.	3.1	3.2	3.3	3.4	Σ Krit.	%	GF _{Krit.}
3.1	1	2	2	2	6	25	4
3.2	2	2	2	2	6	25	4
3.3	2	2	2	2	6	25	4
3.4	2	2	2	2	6	25	4
Summe					24	100	17

Krit.	4.1	4.2	4.3	4.4	Σ Krit.	%	GF _{Krit.}
4.1	1	2	2	2	6	25	13
4.2	2	2	2	2	6	25	13
4.3	2	2	2	2	6	25	13
4.4	2	2	2	2	6	25	13
Summe					24	100	50

Abbildung 3.4 Beispielhafte Darstellung der Gewichtungsfaktoren für ein beliebiges Szenario 2 für die einzelnen Kategorien 1 bis 4 mit jeweils gleicher Gewichtung innerhalb einer Kategorie (dargestellt sind gerundete Werte)

Um die Paarungen zu reduzieren, wurden die Kategorien mit eingebunden (sonst müssten alle 16 Kriterien untereinander verglichen werden, was 256 Paarungen entsprechen würde). Es können also auch nur die Kategorien wichtiger oder weniger wichtiger gewählt werden.

Schritt 2: Datenerhebung und Beurteilung der Geräte zur Emissionsminderung

In diesem Schritt sollen die gewählten Alternativen beurteilt werden. Dazu ist eine entsprechende Datenerhebung zu den Geräten zur Emissionsminderung erforderlich. Die informativste Grundlage bieten hier einerseits die Zulassungsbescheide des DIBt (Bauartzulassungen) und andererseits Mess- und Forschungsberichte. Beides ist für den Betreiber nur umständlich zu erreichen und i.a. fehlt hierzu auch die nötige Fachkenntnis für die Aufarbeitung. Deshalb sollte dieser Teil des Bewertungsschemas von Experten bearbeitet und dann im Hintergrund der Bewertungssoftware zur Verfügung stehen. Dieser Schritt ist nicht jedes Mal bei der Anwendung notwendig, sondern es reicht eine regelmäßige Aktualisierung des Datenbestandes. Zur Ergänzung werden ebenfalls Herstellerangaben mit einbezogen.

Geht es um eine konkrete Kaufempfehlung für den Betreiber, dürfen nur Geräte berücksichtigt werden, die eine Zulassung haben und demnach auch eingesetzt werden dürfen. Und das Gerät sollte am Markt erhältlich sein. Welche Geräte dies sind, wurde in Kapitel 2 des Berichtes beschrieben.

Geht es um zusätzliche Interessen, können auch andere Geräte berücksichtigt werden, die sich beispielsweise im Zulassungsverfahren oder in der Entwicklung befinden. Möglich ist auch die Beurteilung und Berücksichtigung „fiktiver“ Geräte. Damit kann ein Potenzial zu-

künftiger Geräte-Generationen abgeschätzt werden, und welche Eigenschaften diese aufweisen sollten, um den Stand der Technik der erhältlichen Geräte zu verbessern und für einen Praxiseinsatz besser abzuschneiden, was als Grundlage für die Steuerung von Entwicklungsmaßnahmen einerseits oder politischer Maßnahmen andererseits dienen kann.

Die Datenerhebung sollte mit Blick auf die spätere Bewertung innerhalb der Kriterien erfolgen, weshalb diese bereits vor der Informationsbeschaffung definiert werden sollten.

Ein Teil der Informationen bestimmt die Voraussetzungen für die zulässige Installation eines Gerätes (MUSS-Kriterien), also ob ein Gerät überhaupt für den Einsatz vor Ort geeignet ist (z.B. Art der Feuerung, Schornsteinmündung möglich, etc.). Andere Informationen bestimmen dann die Einordnung der Geräte in den KANN-Kriterien, also wie viele Punkte sie für welches Kriterium bekommen (z.B. Reinigungsintervall, Investitionskosten, etc.).

Die Zulassungsbescheide des DIBt bieten die informativste Datengrundlage. Zentraler Aspekt ist eine Liste von Feuerungsanlagen oder Kriterien für diese Feuerungsanlagen (z.B. raumluftabhängiger oder unabhängiger Betrieb, hand- oder mechanisch beschickt oder zulässige Brennstoffe), für die der Abscheider zugelassen ist. Vor allem technische Grundlagen zum Gerät sind beschrieben, ebenfalls geplante Reinigungs- und Wartungsarbeiten und die Installationsvoraussetzungen. Der Nachteil der Bescheide ist, dass diese nicht frei zugänglich sind, sondern nur käuflich zu erhalten sind - was für den einzelnen Betreiber nicht sinnvoll ist, weshalb die Bescheide besser zentralisiert aufgearbeitet werden sollten.

Mess- und Forschungsberichte und Tagungsbeiträge bieten ebenfalls eine gute Informationsquelle über diese Geräte. Je nach Bericht sind unterschiedliche Fragestellungen untersucht, es kann sich um Labormessungen, Prüfstandsmessungen oder Feldtests handeln. Es können Informationen zur Handhabung, zum Betriebsverhalten oder auch zur Abscheideleistung im realen Betrieb enthalten sein. Diese Quellen sind in der Regel nur dem Fachpublikum bekannt und z.T. auch zugänglich, weshalb der Betreiber auch hier auf die Aufarbeitung und Zusammenstellung durch Experten angewiesen ist.

Die am besten zugänglichen Informationen für den Betreiber sind die offiziellen Herstellerangaben. Diese spiegeln jedoch nicht immer einen realen Betrieb wider und gelten eher für die optimalsten Einsatzbedingungen, weshalb hier eine Einschätzung des realen Betriebsverhaltens für den Betreiber allein aufgrund der Herstellerangaben schwierig sein kann. Auch hier ist die Einschätzung von Experten hilfreich.

Jede der Informationsquellen weist Lücken auf, weshalb eine notwendige gute Datenbasis für die Gerätebeurteilung am besten durch Kombination aller Quellen erreicht wird. Manche Geräte oder Informationen sind nur sehr dürftig beschrieben, weshalb auch immer wieder Annahmen und Schätzungen notwendig sind, um für alle Geräte in allen Kriterien Punkte vergeben zu können. Grund hierfür sind hauptsächlich die fehlenden Praxiserfahrungen über diese (Staub-) Abscheider, da diese bisher kaum bei Kleinfeuerungen eingesetzt werden.

Die nachfolgende Tabelle 3.1 zeigt einen Ausschnitt der Datenerhebung der Geräte zur Emissionsminderung.

Auf Basis der Datenerhebung erfolgt dann eine Beurteilung, wie gut die zur Verfügung stehenden Alternativen ein bestimmtes Kriterium erfüllen. Dabei drückt der Zielerfüllungsfaktor (ZF) aus, wie gut ein Kriterium auf einer Skala von eins bis zehn von einer Alternative erfüllt wird. Die erreichte Punktzahl stellt den Zielerfüllungsfaktor dar. Die erreichten Punkte erge-

Bewertung von Staubabscheidern

ben sich im Falle quantifizierbarer Kriterien (wie beispielsweise Kosten) durch einen Zusammenhang der Punkte von eins bis zehn und einem Wert für das Kriterium. Im Falle qualitativer Kriterien kann eine subjektive Schätzung vorgenommen werden.

Tabelle 3.1 Beispiel für eine Datenerhebung der Geräte zur Staubminderung

	OekoTube	Airjekt 1
Zielmarkt/Einsatzgebiet	Einzelraumfeuerung und Kessel	Einzelraumfeuerung und Kessel
Status	markterhältlich	markterhältlich
Hersteller	OekoSolve AG	Kutzner + Weber GmbH
Sekundärmaßnahme	Staubabscheider	Staubabscheider
Abscheiderprinzip	Elektrostatisch	Elektrostatisch
Bauform	Röhrenfilter	Röhrenfilter
Installationsort	Mündung Schornstein	Schornstein oder Verbindungsstücke
Überwachungsmessung	nein	ja
1.BImSchV möglich	ja	ja
Bauartzulassung	Staubabscheider für Abgasanlagen	Staubabscheider für Abgasanlagen
Gebiet	System "OekoTube OT2" und "OekoTube-Inside"	System "AIRJEKT 1"
Zulassungsgegenstand	Z-7.4-3451	Z-7.4-3442
Nummer	12.08.2016	21.10.2015
Datum	raumluft(un)abhängige, geschlossen betriebene Feuerstätten bis 50 kW für Holz oder bis 25 kW für Braunkohle (Briketts, Koks);	handbeschickte, raumluftabhängige und geschlossen betriebene Feuerstätten bis 25 kW und automatisch beschickte Feuerstätten bis 50 kW für den Brennstoff Holz
Einsatzgebiet	offen betriebene Feuerstätten bis 40 kW bei Holz Holz bis 50 kW;	Holz
Brennstoffe	Braunkohle bis 25 kW	Einfachbelegung
Anforderungen	Einfachbelegung, Mehrfachbelegung Schornstein: Stahl, Mauerwerk oder keramische Materialien mit einer lichten Weite von 130...300 mm; senkrechte Abgasführung mind. 2 m lang; Zugänglichkeit des Filters auf Dach muss gewährleistet sein	Schornstein: metallische Baustoffe oder metallische Innenschale
Anmerkungen	ersetzt Zulassung für OT2 vom 03.08.2011 mit Ergänzung vom 20.02.2013 und Zulassung für OT2 vom 26.02.2015	Ergänzung 07.03.2016; ersetzt Zulassung "Zumikron" vom 14.03.2011
Feuerungsleistung	25 kW (Braunkohle) bzw. 50 kW (Holz)	25 kW (handbeschickt) bzw. 50 kW (automatisch)
Beschickung Feuerung	handbeschickt, automatisch	handbeschickt, automatisch
Abreinigung	Schornsteinfeger	Schornsteinfeger
Entleerung	Schornsteinfeger	Schornsteinfeger
Angaben zu Reinigungs- und Wartungsarbeiten (Zulassung und Anleitung)	<u>Zulassung:</u> Überprüfung und Reinigung 1mal pro Jahr; eingeschobenes Rohr und Isolator alle 2-4 Jahre reinigen. <u>Anleitung (2014):</u> Festlegen des Reinigungsintervalls mit dem Kaminfeger; Wartung alle 2-5 Jahre	<u>Anleitung:</u> Demontage vor Reinigung; Stückholz gelegentlich: 1-2mal/Jahr; Stückholz täglich: 1-2mal/Monat; Kessel 1-2mal/Monat während Heizperiode;
Stand-By Betrieb	Temperatursensor	Temperatursensor
Schnittstelle	LED, Status	LED, Status
Leistungsaufnahme	30 W	30 W
Anschlüsse		
Strom	ja	ja
Wasser	nein	nein
Abwasser	nein	nein
Druckverlust	nein	nein
Hilfsgebläse erforderlich?	nein	nein
Bypass	nicht erforderlich	nicht erforderlich
Einbaumaße HxBxT	Herstellerangabe: 635x130x170 (zzgl. Elektrodenlänge 1,6 m)	Abschätzung: 250x250x150
Anlagenkomponenten	Abscheider, Steuergerät	Abscheider, Steuergerät, evtl. Zuführung für Luftspülung (Aluflexschlauch)
Anmerkungen und Anforderungen	Herstellerangabe laut Broschüre: bis 85%	Abgasrohr nach Abscheider mind. 1,5 m Länge
Abscheidegrad ideal	Herstellerangabe laut Broschüre: bis 85%	Herstellerangabe laut Broschüre: > 50%
Abscheidegrad real (η)	bei Rohgaskonzentration 20-200 mg/m ³ , η von -100% bis +80%, im Mittel etwa 20-30%;	Praxismessungen: 50 - 90% (Feinstaub-Partikelanzahl); Kaminöfen: Rohgaskonzentration ~ 80-180 mg/m ³ , η ~ 8- 50%; Rohgaskonzentration 50-300 mg/m ³ , η von -60% bis +70%, im Mittel 10-20%

Schritt 3: Berechnung und Visualisierung

Im letzten Schritt erfolgt lediglich die mathematische Berechnung der Nutzwerte aus den Daten von Schritt 1 (Gewichtung) und Schritt 2 (vergebene Punkte). Pro Kriterium und pro Gerät ergibt das einen Teilnutzwert. Die Aufsummierung aller Kriterien-Teilnutzwerte pro Gerät ergibt dann den Gesamtnutzwert von einem Gerät. Das Gerät mit dem höchsten Gesamtnutzwert, also der höchsten Punktzahl, erfüllt die zugrunde liegenden Voraussetzungen am besten. Liegen mehrere Geräte dicht beieinander, können diese gleichermaßen empfohlen werden. Die Punkte-Skala reicht hierbei von 0 bis 10 Punkte.

Für die Bewertung von Fallbeispielen wurden als Ausgangslage angenommen, dass der Betreiber einer Einzelraumfeuerung einen Staubabscheider nachrüsten muss, die Anlage nicht überwachungspflichtig, diese mit dem Brennstoff Holz handbeschickt wird und die Nennwärmeleistung unterhalb von 25 kW liegt. Außerdem wurde davon ausgegangen, dass alle Installationsorte gut zugänglich sind. An möglichen Geräten wurden zwei herangezogen die am Markt erhältlich sind (OT: OekoTube und Air1: Airjekt 1) sowie zwei zusätzliche Geräte (stromlos: fiktives Gerät ohne Hilfsenergiebedarf mit mittlerem Abscheidegrad und CCA-25: Abscheider Carola nur für Kessel, für Angaben zum Gerätehersteller und zu Gerätedetails siehe auch Tabelle 2.5) gewählt.

Bei den Präferenzen des Betreibers wurde angenommen, dass im Szenario 1 keine speziellen Präferenzen gewählt werden, im Szenario 2 sollen dagegen die Kosten wichtig sein und im Szenario 3 wird die Qualität der Minderungsmaßnahme (zuverlässiger Betrieb, hohe Minderungsrate und relativ wenig Wartungsaufwand) als wichtig angesehen. Die Bewertung der vier gewählten Geräte ist beispielhaft für ein Szenario in Tabelle 3.2 dargestellt.

Zur Veranschaulichung der Ergebnisse für den Gesamtnutzwert kann eine farbliche Skala gewählt werden, wie in Abbildung 3.5 gezeigt. Die gewählten Szenarien haben nahezu keine Auswirkung auf das Ergebnis der beiden am Markt erhältlichen Geräte (OT und Air1). Beide am Markt erhältlichen Geräte haben fast dieselbe Punktzahl, weshalb keine eindeutige Kaufentscheidung für ein bestimmtes Gerät zu empfehlen ist. Entscheidend wäre z.B. in diesem Fall, ob die Feuerstätte der Messpflicht unterliegt, da hier dann die Voraussetzungen zur Installation des OekoTube an der Schornsteinmündung nicht gegeben ist, da bisher kein Schornsteinfegermessgerät für den Außeneinsatz zugelassen ist.

Die beiden zusätzlich gewählten Alternativen (stromlos und CCA-25) unterscheiden sich in der Punktzahl für den Gesamtnutzwert zwischen den Szenarien. Sie liegen beide oberhalb der eigentlich einsetzbaren Geräte, wären teilweise besser zu empfehlen, aber sind nicht für den Anwendungsfall einsetzbar.

Auch wenn das Bewertungsverfahren grundsätzlich objektiv ist, unterliegen die einzelnen Schritte teilweise einer subjektiven Einschätzung. Daher ist das Ergebnis immer abhängig von der Wahl, Angabe und Vollständigkeit der Voraussetzungen, der Auswahl der Geräte, der gewählten Kriterien, der gewählten Gewichtung und der Punktevergabe für die Geräte in den einzelnen Kriterien. Trotzdem wäre ein derartiges Bewertungsverfahren für die Betreiber der Feuerstätten eine wertvolle Entscheidungshilfe bei der Auswahl der Minderungsmaßnahme.

Tabelle 3.2 Teilnutzwerte am Beispiel eines Szenarios für die vier ausgewählten Geräte zur Staubminderung (stromlos: fiktives Gerät; OT: OekoTube; Air1: Airjekt 1, CCA-25: Abscheider Carola nur für Kessel)

	stromlos	OT	Air1	CCA-25
Kategorie 1 Handhabung				
Platzbedarf	7	7	8	4
Zugänglichkeit	9	5	5	9
Kehrarbeiten	7	1	1	9
Wartungsarbeiten	4	8	8	8
Kategorie 2 Betrieb				
Abscheidegrad ideal	6	8	6	9
Abscheidegrad real	5	2	2	7
Stabilität	5	6	6	7
Sensitivität	5	2	2	8
Kategorie 3 Technik				
Automatisierungsgrad	2	4	4	7
Komplexität der Anlage	9	7	6	5
Druckverlust	7	9	9	7
Statusmeldungen	1	5	5	7
Kategorie 4 Kosten				
Investitionskosten	9	7	7	6
Betriebskosten	10	8	7	7
Verschleißteile	9	5	5	5
Kehr- und Servicekosten	9	3	2	7

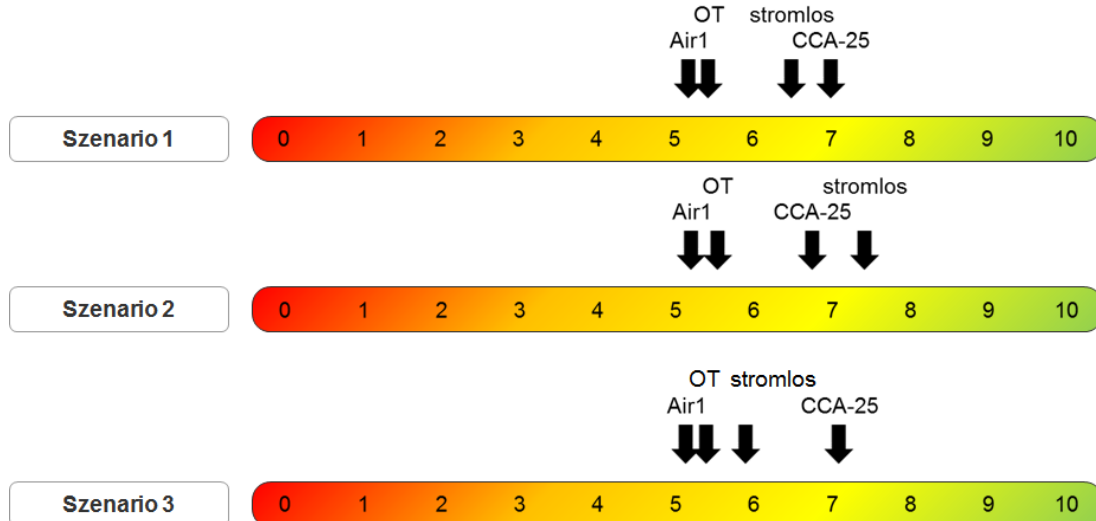


Abbildung 3.5 Veranschaulichung der Gesamtnutzwerte für die drei Szenarien und die vier gewählten Geräte zur Staubminderung in einer Farb-Skala (stromlos: fiktives Gerät; OT: OekoTube; Air1: Airjekt 1, CCA-25: Abscheider Carola nur für Kessel)

Im Projekt konnte nur die grundsätzliche Vorgehensweise entwickelt und deren Aussagekraft anhand von Fallbeispielen dargestellt werden. Derzeit wäre allerdings eine Umsetzung in ein Anwendertool auch noch weniger sinnvoll, da die Anzahl an Geräten mit Bauartzulassung noch zu gering ist.

4 Zusammenfassung

Biomassefeuerungen im Geltungsbereich der 1. BImSchV tragen, im Vergleich zu Öl- und Gasfeuerungen, immer noch überproportional zum Emissionsaufkommen an Stäuben, gasförmigen Produkten der unvollständigen Verbrennung (CO und VOC) und Stickstoffoxiden (NO_x) bei. Durch die Weiterentwicklung der Verbrennungstechnik, durch bessere (sensorunterstützte) Regelkonzepte und die verstärkte Nutzung von Brennstoffen mit definierten und kontrollierten Qualitäten (z.B. Holzpellets) konnte der Abstand zu den fossilen Energieträgern (Heizöl EL, Erdgas und Flüssiggas) in den letzten Jahren, vor allem bei Biomasseheizkesseln, reduziert werden. Bei Einzelraumfeuerungsanlagen ist aufgrund des Abbrandverhaltens der Geräte und des technisch meist einfachen Aufbaus das Entwicklungspotential geringer als im Heizkesselbereich und auch schwerer zu erschließen.

Sowohl im Bereich der Heizkessel als auch bei Einzelraumfeuerungsanlagen muss im praktischen Betrieb aufgrund von z.B. Schwankungen in der Brennstoffqualität oder einer weniger guten Anpassung der Regeleinstellungen an die örtliche Situation und die hauptsächlich genutzten Brennstoffe mit höheren Emissionen an Staub und gasförmigen Produkten unvollständiger Verbrennung gegenüber den Prüfstandsbedingungen gerechnet werden. Mit der Novelle der 1. BImSchV im Jahr 2010 hat sich außerdem der Abstand zu den Grenzwerten verringert. Deshalb wurden verstärkt Sekundärmaßnahmen zur Emissionsminderung entwickelt und diese werden auch z.T. am Markt angeboten.

Die Bandbreite der am Markt erhältlichen und im fortgeschrittenen Entwicklungsstadium befindlichen Sekundärmaßnahmen reicht von sehr einfachen und damit aber auch kostengünstigeren Modellen bis hin zu komplexeren teureren Geräten. Teilweise handelt es sich um Geräte die bereits am Markt erhältlich sind, ggf. mit Bauartzulassung, und damit einen verfügbaren Stand der Technik beschreiben.

Für den Betreiber einer Feuerung sind die tatsächliche Leistungsfähigkeit eines Abscheiders im Praxiseinsatz und auch die grundsätzliche Eignung für die jeweilige Feuerungsbauart nur schwer einzuschätzen. Dies liegt u.a. daran, dass die Randbedingungen bei bisherigen Untersuchungen bzw. bei den Typprüfungen nicht immer einheitlich und vollständig dokumentiert sind oder sich auch vom praxisnahen Betrieb mehr oder weniger deutlich unterscheiden haben. Zukünftig wäre hier eine abgestimmte Durchführung der Messungen zur Bestimmung der Abscheideleistung von Minderungsmaßnahmen sinnvoll, bei der auch praxisübliche Verbrennungszustände (wie z.B. das Aufheizen der Feuerung mit der ersten Brennstofffüllung, die Anbrennphase des Charginabbrandes oder auch Teillastzustände) und Schwankungen im Abscheideverhalten erfasst und in der Berechnung der Abscheideleistung berücksichtigt werden. In der im Jahr 2014 veröffentlichten Vornorm DIN spec 33999 „Emissionsminderung - kleine und mittlere Feuerungsanlagen (gemäß 1. BImSchV) - Prüfverfahren zur Ermittlung der Wirksamkeit von nachgeschalteten Staubminderungseinrichtungen“ wurden zwar einheitliche Prüfkriterien festgelegt, um vergleichbare und aussagekräftige Prüfergebnisse zu erhalten, aber es fehlt bisher an der Weiterentwicklung und Anwendung der Norm. Ursachen hierfür sind zum einen der derzeitige Vornormcharakter, die zusätzlichen Kosten für die umfangreicheren Prüfungen und fehlende (gesetzliche) Vorgaben (z.B. in der 1. BImSchV oder bei der Bauartzulassung) für die verbindliche Anwendung dieser oder einer in der Zielrichtung vergleichbaren Norm.

Zusammenfassung

Zur Unterstützung einer Betreiberentscheidung wurde eine systematisch durchgeführte Bewertung von am Markt erhältlichen Geräten unter Berücksichtigung auch von Entwicklungsansätzen aus der Forschung durchgeführt. Betrachtet wurde vor allem der Anlagenbereich der kleinen Biomassefeuerungen, mit Hauptfokus auf eine Anlagengröße bis 50 kW Feuerungsleistung.

In Tabelle 4.1 sind im Überblick die betrachteten Minderungsmaßnahmen aufgeführt (Details hierzu siehe Tabelle 2.5, Tabelle 2.15 und Tabelle 2.16). Elektrofilter werden überwiegend für Heizkessel zur Nachrüstung oder als Bestandteil der Feuerungsanlage angeboten. Einige Geräte zur Nachrüstung für Einzelraumfeuerungen haben eine DIBt-Zulassung. Diese werden in das Verbindungsrohr / in den Schornstein bzw. auf der Schornsteinmündung montiert.

Tabelle 4.1 Übersicht der betrachteten Minderungsmaßnahmen zur Nachrüstung oder als Bestandteil der Feuerungsanlage

Typ	Hersteller	Installationsort	Einsatzbereich	Entwicklungsstand
Elektrofilter zur Nachrüstung				
OekoTube OT2	Schräder Abgastechnologie	Schornsteinmündung	ERF / HK	DIBt-Zulassung
OekoTube inside	Schräder Abgastechnologie	nach Heizkessel	HK	DIBt-Zulassung
AL-Top	Schräder Abgastechnologie	nach Heizkessel	HK	DIBt-Zulassung
OekoRona	Schräder Abgastechnologie	nach Heizkessel	HK	DIBt-Zulassung
Airjekt 1	Kutzner+Weber	Verbindungsrohr	ERF / HK	DIBt-Zulassung
Carola Baureihe CCA	Carola Clean Air GmbH	nach Heizkessel	HK	DIBt-Zulassung
Airjekt 25-50	Kutzner+Weber	nach Heizkessel	HK	DIBt-Zulassung beantragt
U-Filter	Schräder Abgastechnologie	nach Heizkessel	HK	markterhältlich
Filterbox	Schräder Abgastechnologie	nach Heizkessel	HK	markterhältlich
Filterbox-S	Schräder Abgastechnologie	nach Heizkessel	HK	markterhältlich
Dry ESP	Robert Bosch GmbH	Verbindungsrohr	ERF / HK	Prototyp
Ruff-Kat	Ruff-Kat GmbH	Schornsteinmündung	ERF / HK	Prototyp
KFK-Mini Box	TH Alternative Energie	nach Heizkessel	HK	Prototyp
Elektrofilter als Bestandteil der Feuerungsanlage				
Elektrofilter ESPF	Fröling Ges.m.b.H.	nach Heizkessel	HK	markterhältlich
EC Filter 24/85/250 kW	Guntamatic Heiztechnik GmbH	nach Heizkessel	HK	markterhältlich
Airbox	Spartherm GmbH	Aufsatzmodul	ERF	Prototyp
Filterbox 25 / 50 / 160	IZES gGmbH	im / nach Heizkessel	HK	Prototyp
filternde Abscheider zur Nachrüstung				
Pure Heat	MAHLE Industriefiltration GmbH	Abgasanlage	ERF / HK	DIBt-Zulassung
Glasfaserbündel	KIT	nach Feuerungsanlage	k.A.	Prototyp
Feinstaubfilter	RWTH Aachen	Schornsteinmündung	ERF / HK	Prototyp
regenerierbarer Filter	TU Wien	nach Feuerungsanlage	k.A.	Labortyp
filternde Abscheider als Bestandteil der Feuerungsanlage				
Metallgewebefilter	Köb Holzheizsysteme GmbH	nach Heizkessel	HK	markterhältlich
Metallgewebefilter MF	Wirtschaftliche Verbrennungs-Technik GmbH	nach Heizkessel	HK	markterhältlich
katalytische Abscheider zur Nachrüstung				
ChimCat@RETRO	Dr Pley Environmental GmbH	nach Abgasstutzen	ERF / HK	DIBt-Zulassung
Schaumkeramik-Katalysator	Linder	integriert im Kaminofen	ERF	markterhältlich
EnviCat@	Clariant International LTD	vor / im Abgasstutzen	ERF	markterhältlich
moreCat	moreCat GmbH	nach Abgasstutzen	ERF	Vorserie
katalytische Abscheider als Bestandteil der Feuerungsanlage				
ChimCat@RETRO insert	Wamsler Haus- und Küchentechnik GmbH	Feuerraumausgang	ERF	markterhältlich
ChimCat@RETRO insert	Bullerjan GmbH	nach Feuerraumausgang	ERF	markterhältlich
offenporige Schaumkeramik	HARK GmbH & Co. KG	integriert im Kaminofen	ERF	markterhältlich
KlimaKAT@	Caminos Kaminöfen GmbH & Co. KG	integriert im Kaminofen	ERF	markterhältlich
Schaumkeramik-Katalysator	ETE GmbH / Xeeos GmbH	integriert im Kaminofen	ERF	Entwicklung (Feldtests)

ERF Einzelraumfeuerungen
k.A. es liegen keine Angaben vor

HK Heizkessel

Bisherige Untersuchungen dieser Elektrofilter in Verbindung mit handbeschickten Einzelraumfeuerungen ergaben meist stark schwankende und im Mittel vergleichsweise geringe Abscheidegrade. Eine wesentliche Ursache für die Verschlechterung des Abscheidegrads

bei bestimmten Betriebszuständen liegt im Wiedereintrag bereits abgeschiedener Partikel, begünstigt durch die Strömungsführung des Abgases, entlang der Abscheideflächen und entgegen der Sinkrichtung bereits abgeschiedener und wieder von der Rohrwandung abgelöster Partikelagglomerate. Eine Abhängigkeit der Abscheidegrade von der Staubkonzentration und vor allem von den Staubeigenschaften ist erkennbar.

Entwicklungen von Einzelraumfeuerungen mit integriertem Elektrofilter wurden bisher nicht bis zur Marktreife vorgenommen.

Filternde Abscheider für Einzelraumfeuerungen wurden bisher nur als Nachrüstgeräte entwickelt, wobei für eine Entwicklung sogar eine DIBt-Zulassung vorliegt, dieses Gerät aber am Markt nicht angeboten wird. Der Abscheidegrad dieses Gerätes ist von der Staubkonzentration im Rohgas abhängig und liegt im Bereich zwischen etwas über 10 % (bei geringer Staubbelastung im Rohgas) bis über 60 % (bei höheren Rohgaskonzentrationen).

Katalytisch wirkende Abscheider werden überwiegend zum Einsatz bei Einzelraumfeuerungen angeboten, wobei hier nur ein System für die Nachrüstung eine DIBt-Zulassung hatte (Geltungsdauer bis 6.7.2016), die bisher nicht verlängert wurde. Mehrere katalytische Abscheider die Bestandteil der Feuerstätte sind, werden am Markt angeboten. Die von den Herstellern und die im Rahmen von Forschungs- und Entwicklungsvorhaben genannten Minderungsraten für gasförmige Produkte der unvollständigen Verbrennung (CO und VOC) und für Staub weisen für diese Techniken eine große Bandbreite auf (z.B. für CO: von nahezu keine Wirkung bis über 90 % und für Staub von nahezu keine Wirkung bis ca. 90 %). Ursachen dieser großen Bandbreite der Minderungsraten sind u.a. in der Einbausituation und den damit erreichbaren Temperaturen am Katalysator, im Einfluss von Bypässen für das zu reinigende Abgas zur Sicherstellung eines sicheren Anlagenbetriebs und in den Betriebsbedingungen bei den Untersuchungen zu sehen.

Um Erkenntnislücken für die Bewertung der Sekundärmaßnahmen zu schließen, wurden auch Untersuchungen an ausgewählten Minderungsmaßnahmen durchgeführt werden. So wurde von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) ein Nachrüstsystem der Fa. Linder-Katalysatoren GmbH auf dessen Wirksamkeit hin untersucht. Von der Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg (HFR) wurden Verbrennungsversuche mit einem Scheitholzofen und unterschiedlichen katalytisch wirkenden Systemen durchgeführt. Vom IFK wurde das Betriebs- und Abscheideverhalten des Kleinelektrofilters OekoTube vom Hersteller OekoSolve AG in Verbindung mit einem Kaminofen vom Typ Modena des Herstellers Hase Kaminofenbau GmbH untersucht.

Für die durchgeführten Untersuchungen mit den ausgewählten Minderungsmaßnahmen wurde eine möglichst weitgehende einheitliche Vorgehensweise abgestimmt, um eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu erhalten. Die ausführlichen Messberichte zu den Untersuchungen an ausgewählten Minderungsmaßnahmen sind im Anhang enthalten.

Weitergehende Untersuchungen am Kaminofen Modena und an einem zusätzlichen Kaminofen vom Typ Lagos wurden mit einer aktuellen Version des Elektrofilters aus dem Jahr 2017 durchgeführt, die Ergebnisse sind in einem Kurzbericht im Anhang beschrieben.

Anhand der durchgeführten Bewertungen und den Untersuchungen im Rahmen des Projektes lassen sich u.a. Untersuchungs- und Entwicklungsansätze für den Einsatz von Minderungsmaßnahmen an Einzelraumfeuerungen beschreiben. So sollte im Bereich der Elektrofil-

ter geklärt werden, unter welchen Randbedingungen (z.B. Verbrennungsbedingungen, Brennstoffe, Betriebsbedingungen) der Einsatz von Elektrofiltern sinnvoll ist, wenn bestimmte Mindestwirkungsgrade gefordert bzw. bestimmte Staubkonzentrationen im Reingas unabhängig vom aktuellen Betriebszustand der Feuerung nicht überschritten werden sollen. In diesem Zusammenhang sollte dann die Langzeitstabilität der Elektrofilter im praktischen Einsatz mit betrachtet werden. Die Erkenntnisse dieser Untersuchungen könnten in die DIN spec 33999 (2014) mit einfließen, deren Überarbeitung derzeit diskutiert wird. Außerdem würden die Untersuchungsergebnisse sowohl bei einer Überarbeitung der VDI-Richtlinie 3670 (2016) als auch bei DIBt-Zulassungsverfahren einen wesentlichen Beitrag leisten. Mit praxisnahen Abscheidegraden lassen sich die Emissionen und die Auswirkungen von Minderungsmaßen, in z.B. Luftreinhalteplänen, auf die Immissionssituation realitätsnäher und zuverlässiger ermitteln.

Im Bereich der filternden Abscheider könnte ein Entwicklungspotential bei der (Weiter-) Entwicklung von einfachen Systemen, ähnlich z.B. des Lamellen -oder Glasfaserbündelfilters liegen, wobei allerdings die Abreinigung des Systems bzw. die Möglichkeit eines Wiedereintrages bereits abgeschiedener Stäube und das Verhalten der Systeme im Praxisbetrieb sehr genau betrachtet werden sollte. Mit zu untersuchen wäre in diesem Bereich, inwieweit einfache und kostengünstige technische Lösungen möglich sind, um eine hohe Betriebssicherheit der Feuerung auch bei einem z.B. verstopften Filtersystem zu gewährleisten, ohne dass hierfür Bypässe vorgesehen werden müssen, welche die Abscheideleistung deutlich reduzieren.

Katalytische Abscheider können, wenn diese im optimalen Temperaturbereich bei einem ausreichenden Sauerstoffangebot und bei vollständiger Durchströmung betreiben werden, hohe und reproduzierbare Minderungsraten für gasförmige Produkte der unvollständigen Verbrennung aufweisen. Allerdings scheitert bisher der Praxiseinsatz von vollständig durchströmten Systemen an Sicherheitsbedenken, da bei im Naturzug betriebenen Einzelraumfeuerungen bei einem erhöhtem Druckverlust der Katalysatoren, verursacht von z.B. Ablagerungen im Strömungsquerschnitt, mit einem Abgasaustritt in den Aufstellungsraum (Wohnraum) zu rechnen ist. Um dies zu verhindern, werden die bisher entwickelten Systeme mit entsprechend dimensionierten Bypass-Querschnitten versehen, die einen u.U. wesentlichen Teil des Abgases am Katalysator vorbeiströmen lassen. Die Folge sind geringe bzw. kaum noch feststellbare Minderungsraten für CO und VOC.

Bisher nur ansatzweise untersucht ist das Stabilitätsverhalten der Katalysatorsysteme beim Einsatz nach Holzfeuerungen. Eine Deaktivierung des Katalysators kann, außer durch Versinterungen der Katalysatoroberfläche oder durch Aschebestandteile bei zu hohen Einsatztemperaturen, auch durch eine chemische Vergiftung, partikuläre Ablagerungen an den aktiven Zentren, einem Verlust der Porosität und durch den mechanischen Verlust von katalytisch aktiven Schichten hervorgerufen werden. Mit welchen Standzeiten der Katalysatorsysteme hinter handbeschickten Einzelraumfeuerungen bei deren breitem Betriebsspektrum (z.B. niedrige bis sehr hohe Abgastemperaturen, geringer bis sehr hoher Luftüberschuss), den möglichen Qualitätsschwankungen der Brennstoffe und den Eingriffsmöglichkeiten der Betreiber gerechnet werden kann, ist unklar.

Die Weiterentwicklung und Untersuchung von Katalysatorsystemen für den Einsatz bei Einzelraumfeuerungen sollte allerdings erst dann vorgenommen werden, wenn deren Einsatz als vollständig durchströmte Einrichtungen möglich wird. Hierzu wäre zu untersuchen, wel-

che Randbedingungen gegeben sein müssen, um die Sicherheitsanforderungen an Einzelraumfeuerungen ohne die bisher üblichen Bypässe erfüllen zu können bzw. welche technischen Alternativen hierzu möglich sind und auch in der Praxis eingesetzt werden können.

Eine Weiterentwicklung des Bewertungsschemas als z.B. browserbasierte Anwendung für Betreiber zur Entscheidungshilfe bei der Auswahl von Minderungsmaßnahmen (z.B. Staubabscheider) unter Berücksichtigung der örtlichen Gegebenheiten und persönlicher Präferenzen wird dann sinnvoll, wenn eine größere Anzahl von Geräten am Markt mit Bauartzulassung oder Typprüfung verfügbar sind. Diese Geräte sollten dann unter vergleichbaren und festgelegten Prüfbedingungen getestet sein, damit eine gute Datenbasis für das Bewertungsschema vorliegt. Dies ist derzeit nicht der Fall.

Da aufgrund der beschriebenen Schwierigkeiten für die Anwendung von Minderungsmaßnahmen in Form von Abscheidertechnologien keine allzu schnellen Lösungen zu erwarten sind, sollte bei zukünftigen Fördermaßnahmen auch geprüft werden, ob nicht die Weiterentwicklung der Verbrennungs- und Regelungstechnik (z.B. durch eine CFD - Computational Fluid Dynamics - unterstützte Entwicklung und durch Einsatz von Abgassensoren) ebenfalls zu den gewünschten Emissionsminderungen führt. Um derartige Lösungen aber am Markt zu platzieren und eine breite Anwendung zu initiieren ist es notwendig, entsprechende Anreize für die Umsetzung, Anwendung und Markteinführung für diese Entwicklungen zu schaffen, damit der erhöhte Entwicklungsaufwand und ggf. die höheren Produktkosten nicht zu Wettbewerbsnachteilen führen. Letztlich führt aber nur die Praxisanwendung von besseren Lösungen auch zur gewünschten Emissionsminderung.

5 Quellenverzeichnis

1. BImSchV. 2010.

Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen - 1. BImSchV) vom 26. Januar 2010. BGBl I, S. 38., 2010.

Aleysa, Mohammad. 2014.

Untersuchung eines Schaumkeramik-Katalysators zur Minderung der staub- und gasförmigen Emissionen in handbeschickten Einzelraumfeuerungsanlagen. Durchgeführt im Auftrag der Firma Linder-Katalysatoren in Fichtenau. Fraunhofer-Institut für Bauphysik (IBP), Stuttgart.

Bachmaier, Hans; Hartmann, Hans. 2014.

Abgaskatalysatoren für Holzöfen auf dem Prüfstand. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe. Straubing. Vortrag auf Tagung Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen. Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH. Leipzig 10.3.2014.

BDH. 2016.

Marktentwicklung Wärmeerzeuger 2005-2015. BDH Bundesverband der Deutschen Heizungsindustrie.

Berhardt, Alexander; Schulte, Stephan; Groß, Bodo; Hegele, Daniel; Uhle, Thomas. 2016.

EFC Filterbox 50 & 100:Elektrostatischer Filter für kleine Biomassekessel bis 160 kWth - Eine Entwicklung von IZES und Hoval. Tagungsband 23. Symposium Nutzung Regenerativer Energiequellen und Wasserstofftechnik, Stralsund, 3. - 5. November 2016.

Bindig, René; Hartmann, Ingo; Koch, Christian; Matthes, Mirjam; Schenker, Marian; Thiel, Christian; Kraus, Markus; Roland, Ulf; Einicke, Wolf-Dietrich. 2011.

Abgasreinigung an Biomassekleinfeuerungsanlagen und experimentelle Untersuchungen zur Kombination von katalytischen und elektrostatischen Abgasreinigungsverfahren. Chemie Ingenieur Technik, 2011, No. 12, S. 2105–2120.

Bindig, René; Butt, Saad; Hartmann, Ingo; Dvoracek, Daniel; Einicke, Wolf-Dietrich; Enke, Dirk; Specht, Bodo; Werner, Frank. 2016.

Neuartiger emissionsarmer Kaminofen (DBU-NEKO). DBFZ Report Nr. 27, 16.9.2016. Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH. Leipzig.

Bioflamm. 2014.

WVT-Metallgewebefilter Baureihe MF. Prospekt. WVT Wirtschaftliche Verbrennungs-Technik. D-Overath-Untereschenbach.

Bleul, Thomas. 2008.

Elektroabscheider für Biomasse-Heizanlagen von 0 kW bis 150 kW. Spanner Re² GmbH, D-Neufahrn i. NB. Vortrag auf 10. Holzenergie-Symposium. 12.9.2008, ETH-Zürich. Verenum, CH-Zürich.

Bologa, Andrei; Paur, Hanns-Rudolf; Woletz, Klaus. 2011.

Development and Study of an Electrostatic Precipitator for Small Scale Wood Combustion. XII International Conference on Electrostatic Precipitation (ICESP), Nürnberg 9 bis 13. Mai 2011.

Brenn, Jürg; Rauch, Stephan; Schmatloch, Volker, Rüegg Peter. 2005.

Cheminéeanlage mit Partikelabscheider zur Minderung der Feinstaubemissionen. Schlussbericht im Auftrag des Bundesamtes für Energie, Projekt Nr. 100387. EMPA, CH-Dübendorf und Rüegg Cheminée AG, CH-Zumikon, Juni 2005.

Bullerjan. 2016.

Produktkatalog B³Keramik, B²flex, B², Free Flow. Katalog 2016/2017. Bullerjan GmbH, D-Isernhagen-Kirchhorst. Stand 11-2016.

Caminos. 2017 (1).

Aufstell- und Bedienungsanleitung. Kaminofen Modell Baron. Caminos Kaminöfen Produktions- und Vertriebs- GmbH & Co. KG, D-Löhne. Stand der Bedienungsanleitung. 11-2012. Download am 24.3.2017 von: <http://www.caminos.de/kaminoefen/topline/baron.html>.

Caminos. 2017 (2).

KlimaKAT-Filtersystem. Patentiert, prämiert, zukunftsweisend. Die Klima-Sensation aus dem Hause Caminos. <http://www.caminos.de/technik-zubehoer/klimakat/klimakat-filtersystem.html>. Zugriff am 17.3.2017.

Carola CCA. 2016.

Carola® - Abscheider. Der innovative elektrostatische Abscheider für Holzgefeuerte Heizkessel. Technische Datenblätter CCA-Baureihe. Carola Clean Air GmbH, Eggenstein-Leopoldshafen. Stand 01-2016.

Clariant. 2010.

EnviCat® LongLife Catalytic Combustors for Wood Stoves. More Heat - Less Pollution. Clariant International Ltd, CH-Muttenz.

DIBt. 2011 (1).

Allgemeine bauaufsichtliche Zulassung. Zulassungsnummer Z-7.4-3442 vom 14.3.2011. Staubabscheider für Abgasanlagen, System „Zumik@on“ der Kutzner + Weber GmbH, Maisach. Deutsches Institut für Bauphysik DIBt, Berlin.

DIBt. 2011 (2).

Allgemeine bauaufsichtliche Zulassung. Zulassungsnummer Z-7.43.32-259 vom 6.7.2011. Katalysatorsystem mit der Bezeichnung „ChimCat®RETRO“ für die Installation in Feuerungsanlagen der Dr Pley Environmental GmbH, Bamberg. Deutsches Institut für Bauphysik DIBt, Berlin.

DIBt. 2014 (1).

Allgemeine bauaufsichtliche Zulassung. Zulassungsnummer Z-7.4-3475 vom 13.11.2014. Staubabscheider „MAHLE Pure Heat“ für handbeschickte Feuerungsanlagen für den Brennstoff Scheitholz der MAHLE Industriefiltration GmbH, Öhringen. Deutsches Institut für Bauphysik DIBt, Berlin.

DIBt. 2014 (2).

Ergänzung der allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassung vom 21.1.2014. Zulassungsnummer Z-7.43.32-259 vom 6.7.2011. Katalysatorsystem mit der Bezeichnung „ChimCat®RETRO“ für die Installation in Feuerungsanlagen der Dr Pley Environmental GmbH, Bamberg. Deutsches Institut für Bauphysik DIBt, Berlin.

DIBt. 2015 (1).

Allgemeine bauaufsichtliche Zulassung. Zulassungsnummer Z-7.4-3442 vom 21.10.2015. Staubabscheider Typ „AIRJEKT 1“ für Abgasanlagen der Kutzner + Weber GmbH, Maisach. Deutsches Institut für Bauphysik DIBt, Berlin.

DIBt. 2015 (2).

Allgemeine bauaufsichtliche Zulassung. Zulassungsnummer Z-7.4-3504 vom 24.8.2015. Staubabscheider „CAROLA CCA-25, CCA-50, CCA-100 und CCA-200“ der CCA-Carola Clean Air GmbH, Eggenstein-Leopoldshafen. Deutsches Institut für Bauphysik DIBt, Berlin.

DIBt. 2016 (1).

Bescheid über die Ergänzung der allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassung. Zulassungsnummer Z-7.4-3442 vom 7.3.2016. Staubabscheider Typ „AIRJEKT 1“ für Abgasanlagen der Kutzner + Weber GmbH, Maisach. Deutsches Institut für Bauphysik DIBt, Berlin.

DIBt. 2016 (2).

Allgemeine bauaufsichtliche Zulassung. Zulassungsnummer Z-7.4-3451 vom 12.8.2016. Staubabscheider für Abgasanlagen, System „OekoTube OT2“ und „OekoTube-Inside“ der OekoSolve AG, CH Plons. Deutsches Institut für Bauphysik DIBt, Berlin.

DIN EN 13240.2005.

Raumheizer für feste Brennstoffe - Anforderungen und Prüfungen. Ausgabe 10-2005. Beuth Verlag, Berlin.

DIN EN 303-5.2012.

Heizkessel - Teil 5: Heizkessel für feste Brennstoffe, manuell und automatisch beschickte Feuerungen, Nennwärmeleistung bis 500 kW - Begriffe, Anforderungen, Prüfungen und Kennzeichnung. Ausgabe 10-2012. Beuth Verlag, Berlin.

DIN EN 13240.2005.

Raumheizer für feste Brennstoffe - Anforderungen und Prüfungen. Ausgabe 10-2005. Deutsche Fassung EN 13240: 2001 + A2: 2004. Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag, Berlin.

DIN spec 33999, Dezember 2014.

Emissionsminderung - kleine und mittlere Feuerungsanlagen (gemäß 1. BImSchV). Prüfverfahren zur Ermittlung der Wirksamkeit von nachgeschalteten Staubminderungseinrichtungen. Beuth Verlag, Berlin.

Endler, Christian. 2011.

Westfeuer OekoTube - Der Feinstaubfilter für Holzfeuerungen. Workshop Minderung von Emissionen aus kleinen Holzfeuerungsanlagen am 12.10.2011 in Dülmen. Westfeuer GmbH & Co. KG, Coesfeld.

ETE. 2016.

Bedienungsanleitung Katalysator. ETE EmTechEngineering GmbH. Leipzig.

EU, 2011.

Verordnung (EU) Nr. 305/2011 des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 9. März 2011 zur Festlegung harmonisierter Bedingungen für die Vermarktung von Bauprodukten und zur Aufhebung der Richtlinie 89/106/EWG des Rates. Amtsblatt der Europäischen Union, L 88/5 vom 4.4.2011. Zugriff am 18.7.2017 auf: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A32011R0305>.

Fröling. 2015.

Hackgutkessel T4 mit Option Elektrofilter ESPF. Prospekt. Fröling Heizkessel- und Behälterbau GesmbH, Grieskirchen. Stand 06-2015.

Guntamatic. 2016.

EC Filter 24/85/250 kW. Trocken-Elektrofilter. Produktblatt Stand 4-2016. Guntamatic Heiztechnik GmbH, Bruck 7, A-4722 Peuerbach.

Hark, 2017.

Was bringt mir ein Feinstaubfilter? Produktinformationen ECOplus-Filter. Zugriff am 4.4.2017 auf: <https://www.hark.de/themenwelten/umwelt/was-bringt-mir-ein-ecoplus-feinstaubfilter.html>.

Hartmann, Hans. 2011.

Staubabscheidesysteme - Studien und Erfahrungen aus Deutschland. Vortrag auf Fachtagung des Schweizer Bundesamtes für Umwelt (BAFU). Staubabscheidesysteme für Holzfeuerungen < 70 kW. 8. November 2011, CH-Ittingen / Bern.

Hartmann, Ingo; Lenz, Volker; Schenker, Marian; Thiel, Christian; Kraus, Markus; Matthes, Mirjam; Roland, Ulf; Bindig, René; Einicke, Wolf-Dietrich. 2011.

Katalytisch unterstützte Minderung von Emissionen aus Biomasse-Kleinfeuerungsanlagen. DBFZ Report Nr. 6, 29.6.2011. Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH. Leipzig.

HKI. 2017.

Pressemitteilung: Absatzzahlen für Einzelheizgeräte. HKI Industrieverband Haus-, Heiz- und Küchentechnik e.V., Frankfurt am Main. 9.2.2017.

ILT. 2017.

Die Funktionsweise von STAFIL. Industrie-Luftfiltertechnik GmbH (Zugriff am 21.2.2017: <https://www.ilt.eu/produkte/produkt-uebersicht/stafilr/merkmale-funktion/funktion.html>).

IZES. 2015.

Vortrag Alexander Berhardt: IntEleKt - Start der Kleinserie. IZES gGmbH, Saarbrücken. 6. Statuskonferenz Energetische Biomassenutzung, DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gGmbH, Leipzig 12.11.2015.

IZES. 2016.

Vortrag Alexander Berhardt: Entwicklung eines elektrostatischen Partikelabscheiders. IntEleKt - Zwischenstand und Erfahrungen aus dem Kleinserientest. IZES gGmbH, Saarbrücken. 7. Fachgespräch Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen. DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gGmbH, Leipzig 8. bis 9.3.2016.

Juschka, Winfried; Struschka, Michael. 2015.

Verbundvorhaben: Entwicklung einer Feuerungsanlage zur energetischen Nutzung von landwirtschaftlichen Reststoffen auf Basis der AirRo®-Brennertechnologie; Endbericht zum Teilvorhaben 1: Grundlegende Untersuchungen. FNR FKZ 22032111. Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik der Universität Stuttgart, Stuttgart.

Kersten, Rudolf. 2011.

Zulassungsverfahren für nachrüstbare Staubabscheider in Feuerungsanlagen. DIBt Deutsches Institut für Bautechnik. Berlin. Veranstaltung des Clusters Umwelttechnologie NRW. 30.11.2011 in Aachen.

Kiener, Susanne; Turowski, Peter; Hartmann, Hans; Schmoeckel, Gerhard. 2010.

Bewertung kostengünstiger Staubabscheider für Einzelfeuerstätten und Zentralheizungskessel. Berichte aus dem TFZ Nr. 23, September 2010. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe. Straubing.

KIT. 2016.

Glasfaserbündel fängt Feinstaub (Angebot 593). Institut für Technische Chemie (ITC) des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT), Karlsruhe.

Köb. 2012.

Holzheizsysteme von 100 bis 1250 kW. Prospekt Stand 11-2012. Köb Heizungssysteme GmbH (A-Wolfurt) und Viessmann Deutschland GmbH, D-Allendorf.

Kromer, Laura; Laminger, Thomas; Kolmanz, Sebastian; Mauschitz, Gerd. 2016.

Regenerierbarer filternder Abscheider für Kleinfeuerungsanlagen. Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften der TU Wien. Vortrag beim 7. Fachgespräch Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen. DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gGmbH, Leipzig 8. bis 9.3.2016.

Kutzner + Weber. 2015.

Die Partikelabscheider Airjekt Serie 25, 50. Reduziert Feinstaub bis zu 70%. Kutzner + Weber GmbH, Maisach. Stand 03-2015.

Kutzner + Weber. 2016.

Der Partikelabscheider Airjekt 1. Reduziert Feinstaub bis zu 90%. Prospekt. Kutzner + Weber GmbH, Maisach. Stand 05-2016.

Launsky, Peter und Oehler, Heike. 2014.

New rooftop small-scale electrostatic precipitator (ESP) technology. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe. Straubing. Präsentation des Vorhabens EU-UltraLowDust: High efficiency - Low emissions. 27.2.2014 in Wels (siehe auch <http://www.ultralowdust.eu>).

Linder. 2017 (1).

Beschreibung, Technische Daten und Formen des Schaumkeramik-KAT. Zugriff am 6.4.2017: <https://web.linder-kat.com/produkte/schaumkeramik-kat/>.

Linder. 2017 (2).

ROMA - Weniger Feinstaub als eine Kerze. Technische Daten und OfenKAT. Zugriff am 6.4.2017: <https://web.linder-kat.com/produkte/kaminofen/>.

Mack, Robert; Hartmann, Hans. 2016

Wirkung eines katalytisch aktiven Schaumkeramikeinbaus im Kaminofen. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, Straubing. Vortrag beim 7. Fachgespräch Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen. DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gGmbH, Leipzig 8. bis 9.3.2016.

Mandl, Christoph; Biedermann, Fritz; Hartmann, Hans; Bäfver, Linda; Sippula, Olli; Finnan, John. 2010.

Particle precipitation devices for residential biomass combustion - survey on the present state in Europe. Report Project „Future BioTec“. BIOENERGY 2020+ GmbH, Graz.

Möller, Julia. 2016.

Markt- und Wettbewerbsanalyse für Abluftanlagen für Holzfeuerung: Antizipation der Änderungen durch Immissionsschutzverordnungen der EU 2016-2020. Masterarbeit an der Universität Hohenheim, Lehrstuhl Internationales Management. Stuttgart-Hohenheim.

Obernberger, Ingwald; Mandl, Christoph; Biedermann, Fritz. 2012.

State-of-the-art and assessment of filter technologies for residential biomass combustion systems. 20th European Biomass Conference and Exhibition. 18. - 22. June 2012, I-Milan.

Obernberger, Ingwald; Brunner, Thomas; Würcher, Gerald; Kanzian, Werner; Weiss, Gerhard; Rosenkranz, Ingo. 2016.

Effiziente Feinstaubreduktion durch Einsatz von Elektrofiltern für Biomasse-Kleinfeuerungen - Feldtest, Begleitforschung und Bewertung. Endbericht zum Projekt Klein-E-Filter-Test-Graz. BIOS Bioenergiesysteme GmbH, A-Graz. Juli 2016.

Oehler, Heike; Turowski, Peter; Hartmann, Hans. 2014.

Untersuchung der Praxistauglichkeit eines Elektrofilters für Kleinfeuerungsanlagen. Berichte aus dem TFZ Nr. 38, März 2014. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe. Straubing.

Oischinger, Jürgen; Beer, Stefan; Schade, Christoph. 2016.

FRESBI - Optimierung der Fraktionsabscheidegrade Elektrostatischer Staubabscheider beim Einsatz in Biomassefeuerungen (Laufzeit: 1.2.2016 bis 31.7.2018). Fraunhofer UMSICHT, Sulzbach-Rosenberg. Vortrag bei AG Technologie. FNR Lenkungsausschuss 2. Stufe der 1. BImSchV am 11.11.2015 auf der Agritechnica (Hannover).

Oser, M; Nussbaumer, T.; Müller, P.; Mohr, M.; Figi, R.. 2003.

Grundlagen der Aerosolbildung in Holzfeuerungen. Projekt im Auftrag des Schweizer Bundesamtes für Energie und des Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Verenum, Zürich.

Paur, Hanns-Rudolf; Bologa, Andrei; Aich, Wolfgang; Ecker, Martin; Rheinheimer, Hans P.. 2015 (1).

Carola® - Abscheider zur flexiblen Adaption an Biomassekessel. Karlsruher Institut für Technologie. Institut für Technische Chemie, Karlsruhe. Vortrag auf Tagung Partikelabscheider in häuslichen Kleinfeuerungen. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe. Straubing 25.2.2015.

Paur, Hanns-Rudolf; Bologa, Andrei; Aich, Wolfgang; Ecker, Martin; Rheinheimer, Hans P.. 2015 (2).

Elektrostatischer Feinstpartikelabscheider zur flexiblen Anpassung an Biomassekessel. Endbericht Verbundvorhaben gefördert durch BMWi FKZ 03KB083A/B/C. Koordinator: Karlsruher Institut für Technologie. Institut für Technische Chemie, Karlsruhe.

Paur, Hanns-Rudolf. 2016.

Weiterentwicklung von Feinstaubabscheidern und Feldtests mit Holzgefeuerten automatisch beschickten Heizkesseln (FNR FKZ 22017814). Karlsruher Institut für Technologie. Institut für Technische Chemie, Karlsruhe. Vortrag bei AG Technologie. FNR Lenkungsausschuss 2. Stufe der 1. BImSchV am 11.11.2015 auf der Agritechnica (Hannover).

Petasch, Uwe; Adler, Jörg; Striegler, Uwe. 2015.

Katalysierte Filter für Einzelraumfeuerstätten. Fraunhofer-Institut für Keramische Technologien und Systeme (IKTS) und Hark GmbH & Co. KG. Vortrag auf Tagung Partikelabscheider in häuslichen Kleinfeuerungen. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe. Straubing 25.2.2015.

Piesche, Manfred. 2016.

Maschinen und Apparate der Mechanischen Trenntechnik. Institut für Mechanische Verfahrenstechnik, Universität Stuttgart, Stuttgart.

Plegnière, Peter. 2017.

Persönliche Mitteilung. 25. Januar 2017. Verein Deutscher Ingenieure e.V., Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL, Düsseldorf.

Pley, Martin. 2011.

ChimCat®. Katalytische Emissionsminderung bei Kleinfeuerungsanlagen. Dr Pley Environmental GmbH, Bamberg. Vortrag auf Tagung Partikelabscheider in häuslichen Kleinfeuerungen. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe. Straubing 24.2.2011.

Pley, Martin. 2013.

ChimCat®. Katalytische Emissionsminderung bei Kleinfeuerungsanlagen. Dr Pley Environmental GmbH, Bamberg. Vortrag auf dem HKI Forschungsnetzwerk, Juli 2013. HKI Industrieverband Haus-, Heiz- und Küchentechnik e. V., Frankfurt am Main.

Pley, Martin. 2014.

Katalytische Emissionsminderung bei Kleinfeuerungsanlagen. Dr Pley Environmental GmbH, Bamberg. Vortrag auf Tagung Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen. Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH. Leipzig 10.3.2014.

Quicker, Peter; Wohter, Daniel; Neuerburg, Florian. 2015.

Entwicklung eines Feinstaubabscheiders für Biomassekleinfeuerungsanlagen. Lehr- und Forschungsgebiet Technologie der Energierohstoffe der RWTH Aachen. Vortrag auf Tagung Partikelabscheider in häuslichen Kleinfeuerungen. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe. Straubing 25.2.2015.

Reichert, Gabriel; Schmidl, Christoph; Stressler, Harald; Sturmlechner, Rita. 2014.

Integration von Oxidationskatalysatoren in Holzöfen. BIOENERGY 2020+ GMBH, A-Weselburg-Land. Vortrag auf 13. Holzenergie-Symposium. 12.9.2014, ETH-Zürich. Verenum, CH-Zürich.

Reichert, Gabriel; Sturmlechner, Rita; Schwabl, Manuel; Schmidl, Christoph; Oehler, Heike; Mack, Robert; Hartmann, Hans. 2016.

Final Report: Definition of Suitable Measurement Methods and Advanced Type Testing Procedure for Real Life Conditions. Gefördert durch: FP7-SME-2013-2, Research for SME associations. BIOENERGY 2020+ GMBH, A-Weselburg-Land.

Reinhardt, Alexander. 2014.

MAHLE Feinstaubfilter für kleine Holzfeuerungen. MAHLE Industriefiltration GmbH, D-Öhringen. Vortrag auf Tagung Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen. Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH. Leipzig 10.3.2014.

Ruff-Kat. 2011.

Vortrag Kurt Dorminger: Ruß -und Feinstaubfilter für Holzöfen. Ruff-Kat GmbH, Obing. Tagung Partikelabscheider in häuslichen Kleinfeuerungen. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe. Straubing 24.2.2011.

Schlichter, Markus. 2016.

Weniger Luftbelastung durch moderne Biomasseheizungsanlagen. Bundesverband des Schornsteinfegerhandwerks - Zentralinnungsverband (ZIV), St. Augustin. Vortrag beim Lenkungsausschuss "Feste Biobrennstoffe" der FNR (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.) am 15.11.16 in Hannover.

Schräder. 2014.

Al-Top. Der Partikelfilter für automatisch beschickte Biomasse-Feuerungsanlagen. Prospekt. Schröder Abgastechnologie, Kamen. Stand 06-2014.

Schräder. 2015 (1).

Die Filterbox. Elektrostatischer Feinstaubabscheider für leistungsstarke Holzfeuerungsanlagen. Prospekt. Schröder Abgastechnologie, Kamen. Stand 03-2015.

Schräder. 2015 (2).

OekoRona. Der Feinstaubabscheider für Ihre Holzfeuerung. Prospekt. Schröder Abgastechnologie, Kamen. Stand 03-2015.

Schräder. 2016 (1).

Die Filterbox-S. Elektrostatischer Feinstaubabscheider für Kessel bis 300 kW. Prospekt. Schröder Abgastechnologie, Kamen. Stand 01-2016.

Schräder. 2016 (2).

OekoTube. Der Feinstaubabscheider für Ihre Holzfeuerung bis 50 kW mit DIBt Zulassung. Prospekt. Schröder Abgastechnologie, Kamen. Stand 01-2016.

Schräder. 2016 (3).

U-Filter. Der einfache Feinstaubfilter für Ihre Holzfeuerung. Prospekt. Schröder Abgastechnologie, Kamen. Stand 04-2016.

Schräder. 2017.

Leistungsübersicht Partikelabscheider. Quelle: <http://www.schraeder.com/feinstaubminderung> (Zugriff 2.3.2017). Schröder Abgastechnologie, Kamen.

Spartherm. 2011.

Vortrag Volker Schmatloch: Minderung von Emissionen aus kleinen Holzfeuerungen. Spartherm Feuerungstechnik GmbH, Melle. Workshop Minderung von Emissionen aus kleinen Holzfeuerungsanlagen am 12.10.2011 in Dülmen.

Specht, 2015.

Betriebs- und Aufstallanleitung xeoos 5 kW / 8 kW. Specht Modulare Ofensysteme GmbH & Co. KG, Hatzfeld-Reddighausen.

Struschka, Michael; Kiess, Joachim; Zieba, Mariusz; Rieder, Alexander; Juschka, Winfried; Schuster, Anja. 2008 (1).

Dezentrale energetische Nutzung von Getreide und Stroh. Entwicklung neuer genehmigungsfähiger Verbrennungsanlagen. Endberichte zum Projekt BMVEL / FNR FKZ 220 189 03. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD) der Universität Stuttgart, ESCUBE GmbH & Co. KG, Stuttgart und Technologie- und Förderzentrum (TFZ) im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, Straubing.

Struschka, Michael. 2008 (2).

Emissionsminderung mit Abgaskatalysatoren für Einzelraumfeuerstätten. Messbericht im Auftrag des Instituts für Energie- und Umwelttechnik e. V. (IUTA) in Duisburg. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD) der Universität Stuttgart, Stuttgart.

Struschka, Michael; Juschka, Winfried; Ebding, Tobias; Baumbach, Günter; Scheibler, Mátyás; Kühn, Ulf. 2009.

Untersuchungen zum Betriebsverhalten eines Edelstahl-Gewebefilters an einer Pelletsfeuerung. Endberichte zum Projekt Umwelttechnik Baden-Württemberg BUT 032. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD) der Universität Stuttgart, Köb Holzheizsysteme GmbH, A-6922 Wolfurt und Immotherm GmbH, Stuttgart.

Struschka, Michael; Juschka, Winfried, Kienle, Frank. 2013.

Entwicklung von emissionsarmen häuslichen Feuerstätten für feste Brennstoffe. Endberichte zum Verbundprojekt BMU FKZ 03KB055 (A und B). Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik der Universität Stuttgart in Stuttgart und Industrieverband Haus-, Heiz- und Küchentechnik e.V. in Frankfurt.

Struschka, Michael; Schäfer, Christian; Ertl, Tobias; Münzenmaier, Lena; Brodbeck, Johannes. 2014.

Emissionsmessungen bei der Verbrennung von Heupellets in einem Heizkessel mittlerer Leistung mit Gewebefilter. Messbericht im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Karlsruhe. Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik (IFK) der Universität Stuttgart, Stuttgart.

Struschka, Michael; Winter, Patricia; Baumbach, Günter. 2015.

Überprüfung der Wirksamkeit von Staubabscheidern für Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben gefördert durch Deutsche Bundesstiftung Umwelt mit AZ 30972. Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik (IFK) der Universität Stuttgart, Stuttgart.

TH Alternative Energie. 2011.

Vortrag Georg Hipp: Die Feinstaubkiller. TH Alternative Energie, Seeg. Tagung Partikelabscheider in häuslichen Kleinf Feuerungen. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe. Straubing 24.2.2011.

VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1, November 2006.

Messen von Partikeln, Staubmessung in strömenden Gasen. Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung. Beuth Verlag, Berlin.

VDI-Richtlinie 3670, April 2016.

Nachgeschaltete Staubminderungseinrichtungen für Kleinf Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe. Beuth Verlag, Berlin.

VDI-Richtlinie 4207 Blatt 2, Juli 2016.

Messen von Emissionen an Kleinf Feuerungsanlagen - Messen an Anlagen für feste Brennstoffe. Beuth Verlag, Berlin.

Volz, Florian. 2015.

Partikelabscheider Airjekt 25. Kutzner + Weber, Maisach. Tagung Partikelabscheider in häuslichen Kleinf Feuerungen. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe. Straubing 25.2.2015.

Wamsler. 2015.

Produktkatalog Öfen. Wamsler Haus- und Küchentechnik GmbH, D-Ismaning. Stand 8-2015.

Wodtke. 2009.

Anleitung Kaminofen Copa KK94. Stand 7.4.2009. Wodtke GmbH, Tübingen-Hirschau.

Wöhler Marius; Andersen, Jes Sig; Becker, Gero; Persson, Henrik; Reichert, Gabriel; Schön, Claudia; Schmidl; Christoph; Jaeger, Dirk; Pelz, Stefan K.. 2016.

Investigation of real life operation of biomass room heating appliances - Results of a European survey. Applied Energy. 169 (2016) 240-249. <http://dx.doi:10.1016/j.apenergy.2016.01.119>.

Wohter, Daniel und Quicker, Peter. 2016.

Feinstaubabscheidung an biomassebetriebenen Kleinstfeuerungen mit Tiefenfiltern - Herausforderung und Chancen. Lehr- und Forschungsgebiet Technologie der Energierohstoffe der RWTH Aachen. Vortrag auf Tagung Weniger Luftbelastung durch moderne Biomasseheizungen (EnergyDecentral) am 15.11.2016 in Hannover.

Wohter, Daniel; Quicker, Peter; Knab, Christian; Zwick, Martin. 2017.

Abscheidung von Feinstaub aus Biomassekleinfeuerungen mit Tiefenfiltern. Phase 2: Entwicklung bis zur Dauerbetriebsfähigkeit. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben gefördert durch die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. mit FKZ 22014814. Projektleitung: Lehr- und Forschungsgebiet Technologie der Energierohstoffe (TEER) der Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen.

xeos. 2017 (1).

Umwelttechnik der Kaminöfen. Bild Detailansicht des Kaminofens. Zugriff am 4.4.2017 auf: <http://www.xeos.de/technik/umwelttechnik.html>.

xeos. 2017 (2).

Zubehör. xeos TwinFire-Gate. Bild Detailansicht des Rostelementes. Zugriff am 4.4.2017 auf: <http://www.xeos.de/zubehoer/twinfire-gate.html>.

Verbundprojekt Wirksamkeit von Staubfiltersystemen an Einzelraum- Holzfeuerungen

Teilprojekt – Messungen an einem umgebauten Ofen



Verbundprojekt Wirksamkeit von Staubfiltersystemen an Einzelraum- Holzfeuerungen

Teilprojekt – Messungen an einem umgebauten Ofen

BEARBEITUNG LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
Postfach 100163, 76231 Karlsruhe
Referat 64 – Labor für Luftmessungen und stofflichen Verbraucherschutz

STAND Dezember 2016

Nachdruck - auch auszugsweise - ist nur mit Zustimmung der LUBW unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

Anhang I - Seite 112



	ZUSAMMENFASSUNG	114
1	EINLEITUNG	115
2	VERSUCHSAUFBAU OFEN	116
3	MESSPROGRAMM	119
4	MESSGERÄTE	121
4.1	Bestimmung der Abgasrandbedingungen	121
4.2	Bestimmung der gasförmigen Abgaskomponenten	121
4.3	Staubbestimmung	123
5	ERGEBNISSE	126
6	DISKUSSION DER ERGEBNISSE	132
7	ANHANG	134

Zusammenfassung

In der 1. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen – 1. BImSchV) vom 22.03.2010 sind Emissionsgrenzwerte für staub- bzw. gasförmige Schadstoffkomponenten festgelegt.

Ältere Kleinf Feuerungsanlagen können die geforderten Emissionsbegrenzungen oft nicht einhalten und müssen daher nach einer gewissen Übergangsfrist außer Betrieb genommen werden. Um dies zu vermeiden sind Nachrüstsysteme auf dem Markt verfügbar, durch deren Einbau die geforderten Grenzwerte eingehalten werden sollen.

In einem Verbundprojekt des Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg testete die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg ein Nachrüstsystem der Fa. Linder-Katalysatoren GmbH auf dessen Wirksamkeit. Das Nachrüstsystem besteht aus einer mit Platin beschichteten Schaumkeramik und kann durch einfaches, nachträgliches Umrüsten der im Holzofen vorhandenen Umlenkplatte eingebaut werden.

In Vergleichsmessungen eines Holzofens im Auslieferungszustand mit Messungen nach Einbau des Linder-Katalysators unter Teil- sowie Volllast wurden die Abgaskomponenten Gesamtkohlenstoff, Kohlenmonoxid, Stickoxide und Gesamtstaub bestimmt und verglichen.

Unter den gewählten Versuchsbedingungen konnte mit dem für die Abbrandversuche verwendeten Holzofen bei allen untersuchten Lastzuständen keine signifikante Minderung der staub- bzw. gasförmigen Schadstoffkomponenten festgestellt werden.

1 Einleitung

Der Anteil an Holzfeuerungen zur Wärmegewinnung sowohl im privaten als auch gewerblichen Bereich steigt in den letzten Jahren stetig an. Diese Zunahme führt auch zu einer Erhöhung der Feinstaubemissionen und zu vermehrten Emissionen von gasförmigen Abgaskomponenten wie Kohlenmonoxid.

In der 1. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen – 1. BImSchV) vom 22.03.2010 sind Emissionsbegrenzungen für die Emissionen von Staub und Kohlenmonoxid gefordert.

Neuere Einzelfeuerungsanlagen müssen festgelegte Grenzwerte für Staub und Kohlenmonoxid einhalten. Um ältere Anlagen nach einer Übergangszeit weiter betreiben zu dürfen, muss die Einhaltung dieser Grenzwerte nachgewiesen werden. Kann dieser Nachweis nicht erbracht werden, ist die Anlage außer Betrieb zu nehmen oder entsprechend nachzurüsten.

Damit Betreiber älterer Feuerungsanlagen, die die geforderten Grenzwerte ohne bauliche Maßnahmen nicht einhalten können, diese weiter betreiben können, sind mittlerweile Nachrüstsysteme von verschiedenen Herstellern entwickelt worden und auf dem Markt verfügbar.

Im Rahmen des vom Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg geplanten Verbundprojekts Wirksamkeit von Staubfiltersystemen an Einzelraum-Holzfeuerungen sollte von der LUBW die Wirkung des Nachrüstsystems der Fa. Linder-Katalysatoren GmbH, Fichtenau in einem vorhandenen Holzofen geprüft werden.

2 Versuchsaufbau Ofen

Für die Untersuchungen wurde ein bereits auf dem Gelände der LUBW am Standort Karlsruhe, Großoberfeld vorhandener und in einem Messcontainer eingebauter Holzofenprüfstand verwendet. In den Abbildungen 1 und 2 ist der Aufbau des Holzofenprüfstandes dargestellt.

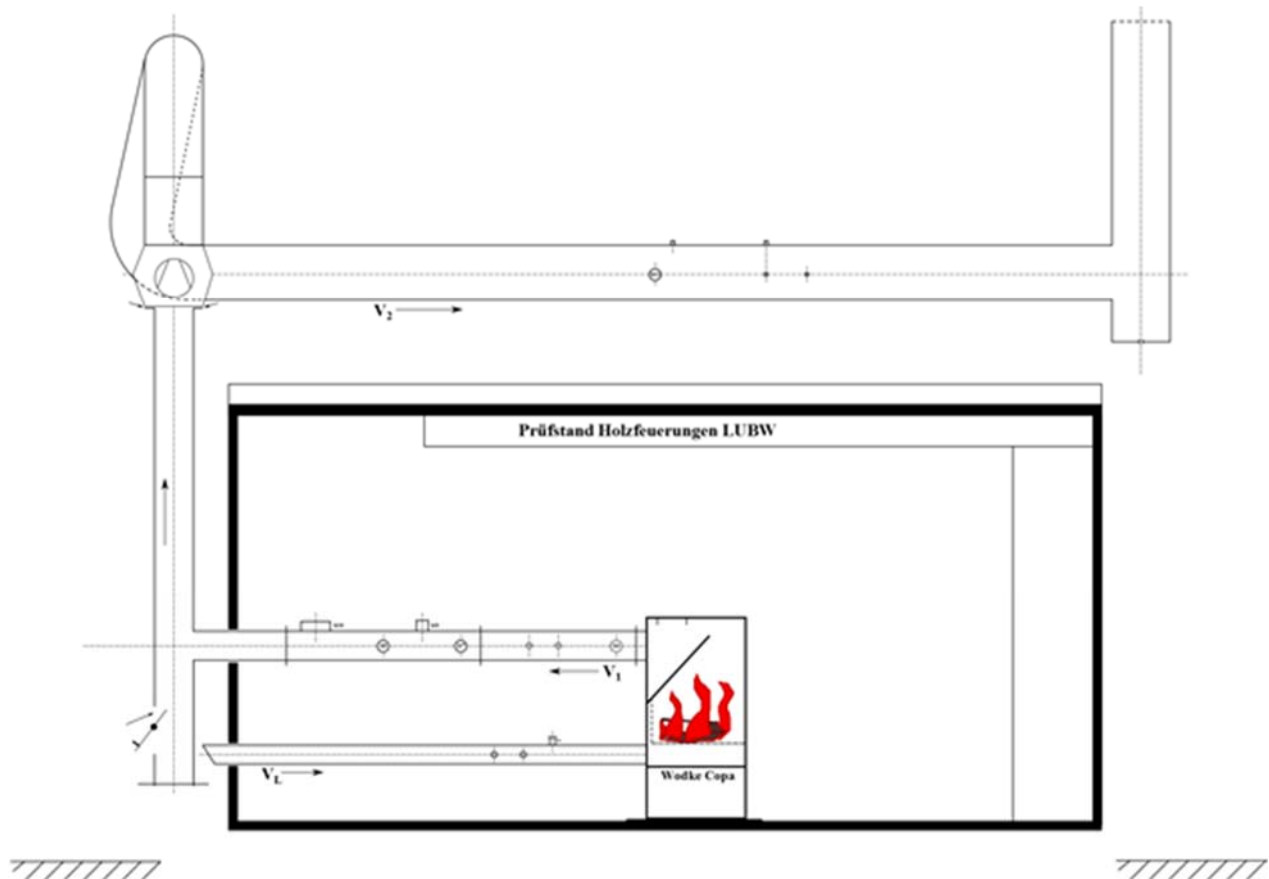


Abbildung 1: Skizze Holzofenprüfstand LUBW

Die Zuluft erfolgt über eine waagerechte Zuleitung von außerhalb des Messcontainers. Die Ofenabluft wird zunächst ebenfalls waagerecht zum Ausgang des Messcontainers geführt. An dieser Ableitung sind mehrere Messöffnungen zum Anschluss von Messgeräten für die Probenentnahme angebracht. Außerhalb des Messcontainers wird das Abgas durch einen senkrecht angebrachten und isolierten Kamin aus Edelstahl weitergeleitet. Auf dem Kamin ist ein regelbarer Rauchsauger angebracht, mit dem während der Messungen ein relativ konstanter Kaminzug eingestellt werden kann. Nach dem Rauchsauger wird das Abgas nochmals einer waagerechten Messstrecke zugeführt. Hier können bei Bedarf weitere Messgeräte angebracht werden, um Messungen in der verdünnten Ofenabluft durchzuführen. Schließlich wird das Abgas in einer kurzen senkrechten Rohrleitung ins Freie emittiert.



Abbildung 2: Innenansicht des Holzofenprüfstandes

Für die Messungen wurde ein im Messcontainer eingebauter Kaminofen Typ Copa KK94 der Firma Wodtke GmbH mit 9 kW Nennwärmeleistung verwendet. Dieser besitzt zur Luftregelung drei Luftschieber. Der Ofenhersteller gibt für den Betrieb mit Holz bestimmte Einstellungen vor, sowohl für das Anheizen als auch den Dauerbetrieb mit einem maximalen Brennstoffdurchsatz von 2,6 kg/h.

Bei allen durchgeführten Untersuchungen wurden die vom Hersteller empfohlenen Einstellungen eingehalten.

Für die Untersuchungen mit dem Katalysator der Fa. Linder, wurde vom Hersteller des Katalysators die im Ofen verbaute Umlenkplatte aus Schamott durch eine Umlenkplatte aus Keramik ersetzt. In diese Keramikplatte ist der eigentliche Katalysator eingebettet (siehe Abbildung 3).

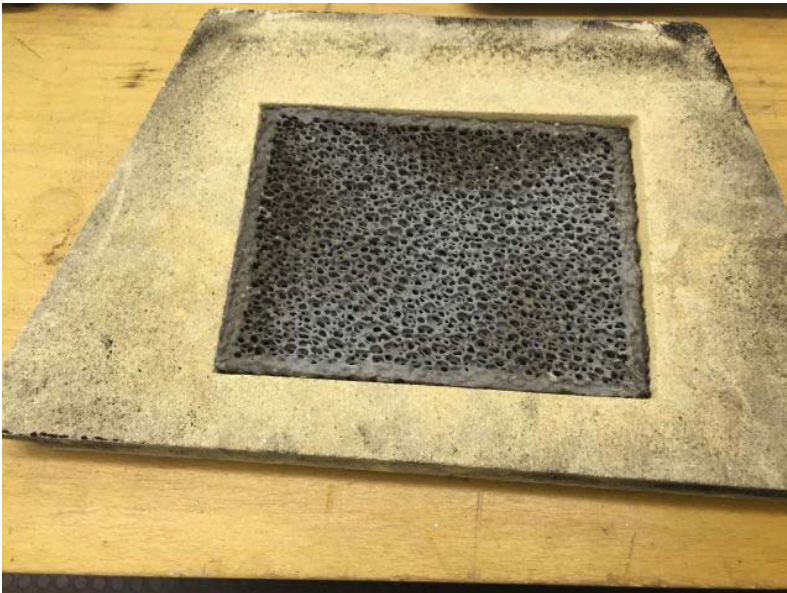


Abbildung 3: Katalysator der Fa. Linder (grau), in einer Umlenkplatte aus Keramik integriert

Technische Daten

Ofen:

Bauart:	Wodtke Kaminofen
Hersteller:	Wodtke GmbH
Typ:	Copa KK94
zugelassene Brennstoffe:	Naturbelassenes Holz, Braunkohlebriketts
Nennwärmeleistung:	9 kW
Typprüfung:	nach DIN EN 13240
Wirkungsgrad:	78,8 % (Buchenholz)

Rauchsauger

Hersteller:	exodraft
Typ:	RSV012-4-1
Drehzahl:	1400 U/min, stufenlos regelbar

Einrichtung zur Abgasreinigung

Hersteller:	Linder-Katalysatoren GmbH, Fichtenau
Bauart:	Schaumkeramik-Katalysator mit katalytisch aktiver Oberfläche (Platinum Beschichtung)
Größe)L x B x H):	20 cm x 15 cm x 3 cm
Einbauart:	Einbauvariante in Umlenkplatte integriert

Für die Abbrände wurden kammergetrocknete Buchenholzscheite mit einer Länge von ca. 25 cm/Holzscheit und einer Restfeuchte von < 10 % verwendet.

3 Messprogramm

Im Rahmen dieses Teilprojektes wurden verschiedene Betriebszustände untersucht:

- Messungen unter Volllast – Messbeginn sofort nach Brennstoffauflage
- Messungen unter Volllast – Messbeginn drei Minuten nach Brennstoffauflage gemäß VDI 4207 Blatt 2 (E)
- Messungen unter Teillast – Messbeginn sofort nach Auflage von reduzierter Brennstoffmenge

Jeder Betriebszustand wurde sowohl mit als auch ohne Verwendung des Nachrüstkatalysators untersucht.

Der Messumfang erstreckte sich auf die Ermittlung der gasförmigen Komponenten Sauerstoff (O₂), Kohlendioxid (CO₂), Kohlenmonoxid (CO), Stickoxide (NO_x) sowie die Bestimmung der Staubkonzentration und der Abgasrandbedingungen.

Unter den Teilnehmern des Projekts wurde vereinbart, bei den Messungen so weit als möglich einheitliche Vorgehensweisen zu wählen, um eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu erhalten.

Die Messungen wurden in verschiedene Messserien aufgeteilt. Die Dauer sollte für jede Messung über einen Zeitraum von 30 Minuten erfolgen, um den gesamten Abbrand zu erfassen. Als Brennholz wurden kammergetrocknete Buchenholzscheite (mit Rinde) mit einer Länge von ca. 25 cm/Holzscheit und einer Restfeuchte von < 10 % gewählt. Da der Ofenhersteller als maximalen Holzdurchsatz eine Menge von 2,6 kg Holz/h vorgibt, wurde für die 30-minütigen Volllastmessungen eine Holzauflage von 1,3 kg Holz gewählt. Für die Teillastmessungen wurde die Holzauflage auf ca. 0,7 kg reduziert. Bei Vorversuchen zeigte sich, dass diese Holzmenge für eine 30-Minuten-Messung zu gering ist. Daher wurde die Messzeit bei diesen Messungen auf 15 Minuten verkürzt.

Um möglichst gleichbleibende Abbrandverhältnisse zu erzielen, wurde der Kaminzug mit Hilfe eines Rauchsaugers bei allen Versuchen auf ca. 14 Pa eingeregelt.

Messserie 1:

In Messserie 1 wurden sechs Messungen unter Volllast nach Einbau des Katalysators der Fa. Linder durchgeführt. Der Start der Messungen erfolgte direkt nach Scheitholzauflage.

Messserie 2:

Messserie 2 umfasste ebenso sechs Messungen mit dem eingebauten Katalysator. Hier wurde allerdings die Holzauflage halbiert um eine Teillast zu erreichen und die Messzeit auf 15 Minuten verkürzt. Der Start der Messungen erfolgte direkt nach Scheitholzauflage.

Messserie 3:

Bei dieser Messserie wurden vier Volllastmessungen mit eingebautem Katalysator wie in Messserie 1 durchgeführt. Allerdings wurde mit den Messungen erst 3 Minuten nach der Holzaufgabe (nach VDI/DIN) begonnen.

Vor den Messserien 4, 5 und 6 wurde der Katalysator der Firma Linder ausgebaut und der Kaminofen in den Originalzustand versetzt.

Messserie 4:

Messserie 4 wurde analog der Messserie 1, ohne Katalysator (Ofen im Originalzustand) durchgeführt.

Messserie 5:

Durchführung der Messungen analog der Messserie 2, ohne Katalysator (Ofen im Originalzustand).

Messserie 6:

Durchführung der Messungen analog der Messserie 3, ohne Katalysator (Ofen im Originalzustand).

Jede Messserie wurde an einem Messtag durchgeführt. Eine Messserie entspricht sechs Einzelmessungen. Ausnahme bildeten die Messserien 3 und 6, mit jeweils vier Messungen.

Da der Holzofen zu Beginn des Messprogramms bzw. an jedem Messtag morgens abgekühlt war, wurde die jeweils erste Messung des Tages als Startmessung bei kaltem Ofen durchgeführt. Die Folgemessungen konnten dann bei betriebswarmem Ofenzustand erfolgen. Die Startmessung wurde bei der Auswertung aufgrund der unterschiedlichen Betriebsbedingungen (Ofenzustand kalt) zum betriebswarmen Ofen der Folgemessungen nicht in die Auswertung einbezogen.

Ablauf einer Messung:

- Anfeuerung des kalten Ofens mit Weichholzstückchen und gewachster Holzwolle als Zündhilfe
- Auflage von Buchenholz bei einer Rest-CO₂-Konzentration von 2 %
- Start der Messung (abhängig von der Messserie direkt oder nach 3 Minuten)
- Dauer einer Messung 15 bzw. 30 Minuten
- Entnahme der Staubprobenahme und Spülung der Staubsonde
- Zwischenfeuerung während der Versorgung der Proben um den Ofen betriebswarm zu halten mit einem Mischholzstück
- Auflage von Buchenholz auf die Glut bei einer Rest-CO₂-Konzentration von 2 % und Start der Folgemessung

4 Messgeräte

Nachfolgend sind die bei den Messungen eingesetzten Messgeräte und Verfahren kurz beschrieben.

4.1 BESTIMMUNG DER ABGASRANDBEDINGUNGEN

Neben den eigentlich zu messenden Abgaskomponenten wurden die sogenannten Abgasrandbedingungen bestimmt. Diese sind zur Berechnung der Ergebnisse auf Normbedingungen und zur Einstellung der isokinetischen Bedingungen bei der Probennahme von Staub erforderlich.

<u>Umgebungsluftdruck:</u>	Barometer, Fa. Airflow
<u>Volumenstrom und Temperatur der Zuluft:</u>	Anemometer Ft25GE, Fa. Hoentzsch
<u>Abgasvolumenstrom:</u>	Berechnung über Tracergasmessung mit CO ₂
<u>Kaminzug:</u>	eingeregelt auf 14 Pa über Rauchsauger, Fa. exodraft
<u>Abgastemperatur:</u>	NiCr-Ni-Thermoelement Typ K, direkt nach Ofenausgang
<u>Temperatur am Katalysator:</u>	NiCr-Ni-Thermoelement Typ K, direkt über Katalysator
<u>Abgasfeuchte:</u>	Adsorption der Abgasfeuchte auf einem mit Calciumchlorid gefüllten Trockenturm, gravimetrische Bestimmung durch Differenzwägung vor und nach der Messung.

Bei jeder Messung wurde die Feuchte des Abgases bestimmt. Hierfür wurde bei jedem Abbrand ein definiertes Abgasvolumen über einen Trockenturm gesaugt. Die Feuchtebestimmung erfolgte für jede Messung gravimetrisch durch Differenzwägung des Trockenturms.

Die Bestimmung des Abgasvolumenstromes erfolgte aufgrund des geringen Volumenstromes im Abgas mit Hilfe der CO₂-Tracergasmethode. Hierzu wurden bei jedem Abbrand dreimal, zu Beginn, bei der Hälfte der Messzeit und am Ende der Messung für eine kurze Zeit ein definiertes Volumen CO₂ in den Abgasstrom eingedüst. Der dadurch verursachte Anstieg an CO₂ im Abgas wurde kontinuierlich erfasst. Aus der durch den Anstieg an CO₂ erfassten Konzentrationserhöhung im Abgas wurde der Abgasvolumenstrom berechnet.

4.2 BESTIMMUNG DER GASFÖRMIGEN ABGASKOMPONENTEN

Die Bestimmung der gasförmigen Abgaskomponenten erfolgte nach den Normen DIN EN 14789 (Sauerstoff), DIN EN 15058 (Kohlenmonoxid), DIN EN 14792 (Stickoxide) und DIN EN 12619 (Gesamtkohlenstoff) in der jeweils gültigen Fassung.

Die gasförmigen Abgaskomponenten wurden kontinuierlich, über den gesamten Messtag verteilt, bestimmt. Für die Auswertung wurden die Messzeiten entsprechend der Staubmessung herangezogen.

Dem Abgasstrom wird über eine Entnahmesonde ein Teilstrom entnommen und über eine beheizte Leitung einem Flammenionisationsdetektor zur Bestimmung von Gesamtkohlenstoff (Gesamt-C) zugeführt. Danach wird das Abgas über einen Messgaskühler getrocknet und einem Multikomponentenmessgerät zur Bestimmung der Abgaskomponenten Sauerstoff (O₂), Kohlendioxid (CO₂), Kohlenmonoxid (CO) und Stickoxide (NO_x) zugeführt.

Messgasaufbereitung:

Kühlung durch Peltier-Effekt und Trocknung im Permeationstrockner, Fa. Gröger & Obst, GOT 100

Messobjekte: O₂, CO₂, CO, NO_x:

Multikomponentenmessgerät: Fa. Horiba, PG 250

Messobjekte: Gesamt-C:

Messgerät: Fa. Testa, FID123

An jedem Messtag wurden die eingesetzten Messgeräte vor den Messungen durch drucklose Aufgabe von Null- und Prüfgas auf die Entnahmesonde justiert. Am Ende jedes Messtages wurde die Justierung durch erneute Aufgabe von Null- und Prüfgas an der Entnahmesonde kontrolliert.



Abbildung 4: Probenahme der gasförmigen Abgaskomponenten (Hintergrund) und Tracergasmessung (Vordergrund)

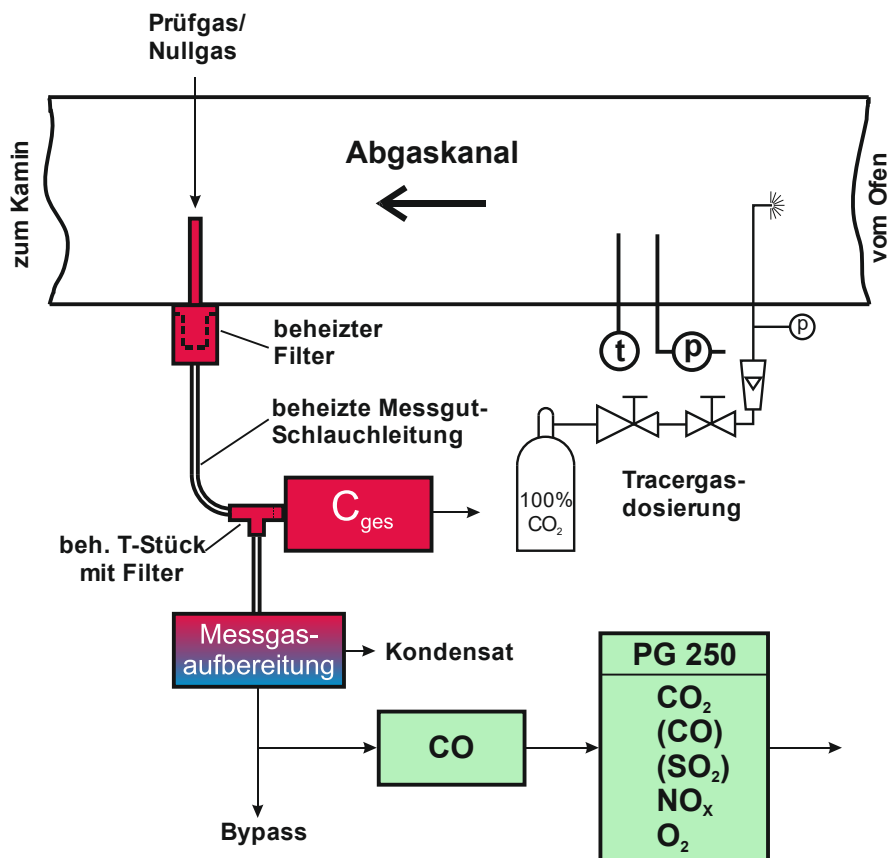


Abbildung 5: Schematische Darstellung der Probenahme von gasförmigen Komponenten und der Tracergasdosierung

4.3 STAUBBESTIMMUNG

Die Bestimmung der Staubkonzentrationen erfolgte nach der Richtlinie VDI 2066 Blatt 1. Aus den Abgasrandbedingungen und dem Wirkdurchmesser der verwendeten Sonde wurde der abzusaugende Volumenstrom errechnet, um isokinetische Probenahmebedingungen nach der 1. BImSchV zu erfüllen (Absaugrate von ca. 135 Litern bei einer Probenahmezeit von 15 Minuten, bezogen auf 1013 hPa, 273 K, trocken).

Aus dem Kernstrom des Abgases wird über einen Sondenkrümmer ein Teilstrom abgesaugt. Dieser wird einer Abscheideeinrichtung für Staubpartikel zugeführt. Die Abscheideeinrichtung befindet sich außerhalb des Abgaskanals (out-stack-Anordnung). Um Kondensationen zu vermeiden wird die gesamte Probenahmeapparatur auf 70 °C beheizt. Die eigentliche Abscheidung der Staubpartikel erfolgt auf einem Quarzplanfilter mit einem Durchmesser von 110 mm.

Die Abbildungen 6 und 7 zeigen den Aufbau der Staubprobenahme.

Um mögliche Staubablagerungen vor der Filtereinheit zu erfassen wird die Entnahmesonde nach jeder Probenahme mit Wasser und Aceton gespült. Der Inhalt der Spüllösung wird nach dem Eindampfen im Trockenschrank gewogen und der jeweiligen Staubfilterprobe zugeschlagen.

Zur Bestimmung der Staubkonzentration werden die Filter vor und nach der Messung, jeweils nach vorheriger Konditionierung im klimatisierten Wägeraum, gewogen. Abbildung 8 zeigt einen bestaubten Filter.

Planfilterkopfgerät: Titan, Fa. Gothe, out-stack, beheizt auf 70 °C

Entnahmesonde: Titan, Fa. Gothe, Wirkdurchmesser 10 mm

Abscheidemedium: Fa. Pall, Quarzfaser Rundfilter, Durchmesser 110 mm

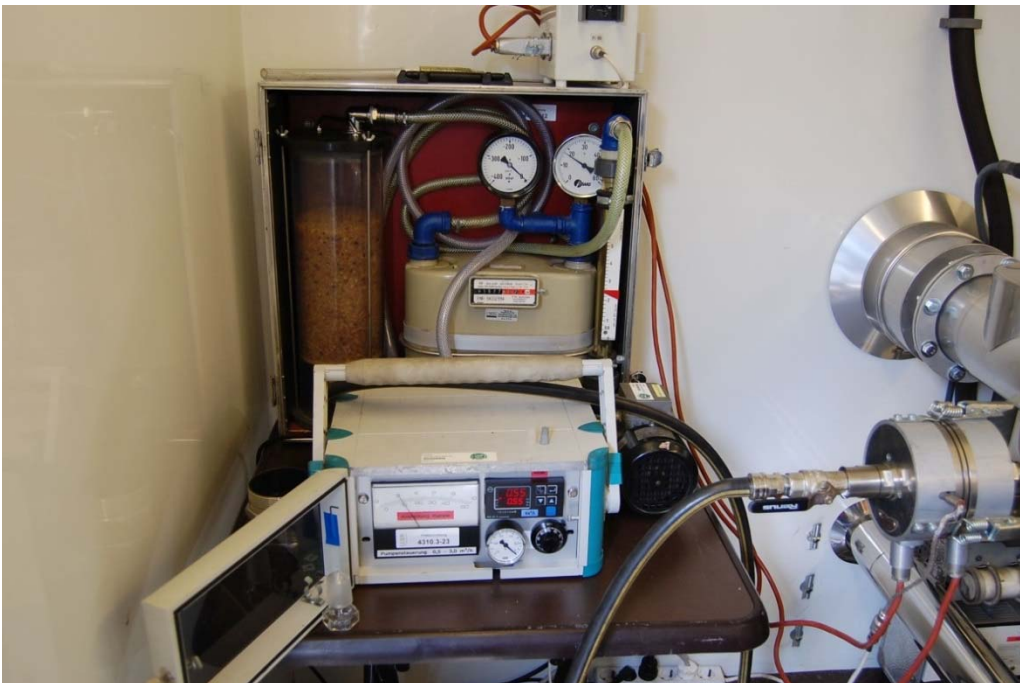


Abbildung 6: Staubprobenahme (out-stack-Anordnung)

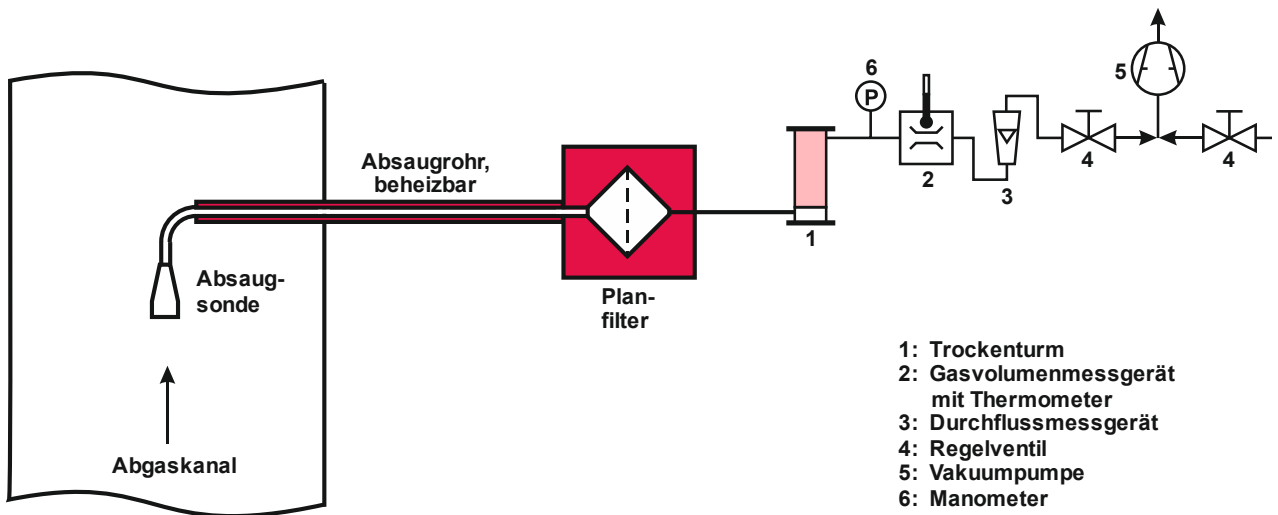


Abbildung 7: Schematische Darstellung der Staubprobenahme (out-stack)

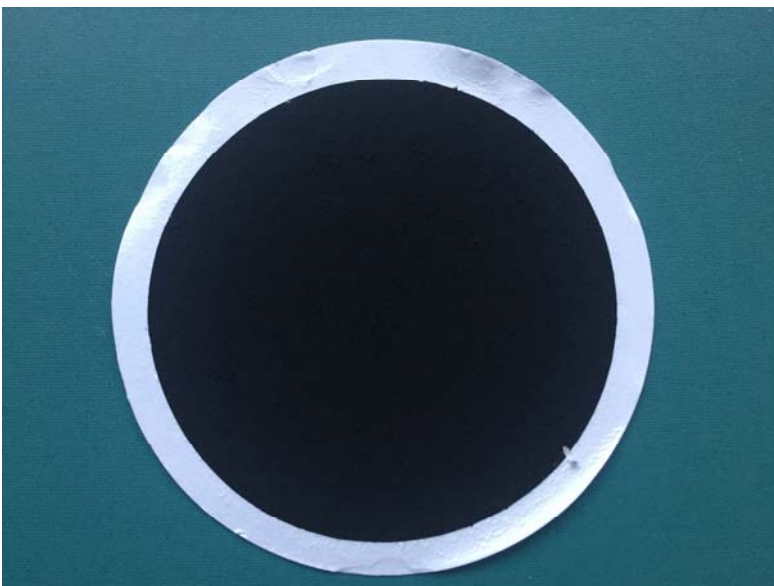


Abbildung 8: bestaubter Filter

5 Ergebnisse

Die Messungen wurden im August 2016 auf dem Versuchsgelände der LUBW in Karlsruhe, Standort Großoberfeld durchgeführt. Der Untersuchungsumfang war auf sechs Arbeitstage verteilt und umfasste 32 Einzelmessungen, in sechs Messreihen.

Die Abbildungen 9 und 10 zeigen typische Verläufe der Abbrände des warmen Ofens mit einer Auflage von 1,3 kg Buchenholz (Abbildung 9) und 0,7 kg (Abbildung 10).

Die Holzaufgabe auf einen betriebswarmen Holzofen verursacht gleich zu Beginn des Abbrandvorganges kurzzeitig einen starken Anstieg der Abgaskomponenten. Gleichzeitig sinkt die Sauerstoffkonzentration durch den Verbrauch für die Verbrennung stark ab. Dieser Effekt ist bei geringerer Holzaufgabe deutlich schwächer ausgeprägt. Bei den Abbildungen ist der Anstieg der Konzentration an Kohlendioxid durch die Eindüsung von Tracergas zu Beginn, zur Hälfte der Messzeit und am Ende der Messung deutlich zu erkennen.

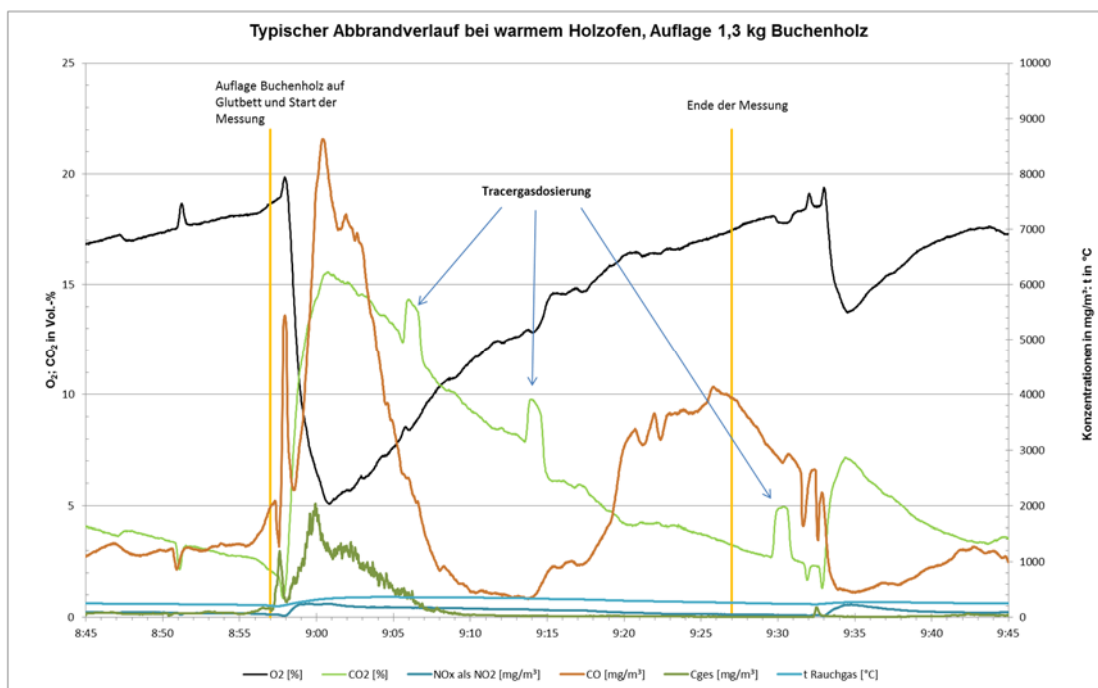


Abbildung 9: typischer Verlauf einer Holzverbrennung bei warmem Ofen; Auflage 1,3 kg Buchenholz; Abbranddauer ca. 30 min

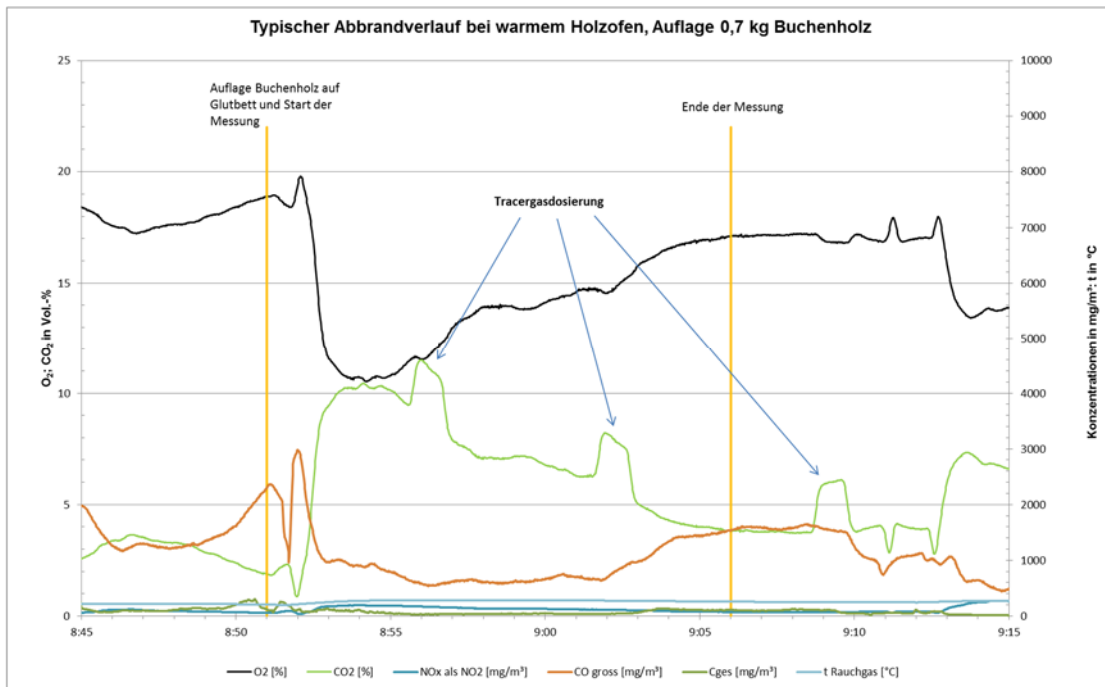


Abbildung 10: typischer Verlauf einer Holzverbrennung bei warmem Ofen; Auflage 0,7 kg Buchenholz; Abbranddauer ca. 15 min

Bei den Abbrandversuchen mit eingebautem Katalysator der Fa. Linder wurde die Abgastemperatur an der Katalysatoroberfläche mit zwei Thermoelementen kontinuierlich gemessen. Die Temperatur lag bei den Messungen im betriebswarmen Holzofen, gemittelt über die Abbrandzeit von 15 bzw. 30 Minuten, zwischen 492 °C (Holzaufgabe 0,7 kg) und 516 °C (Holzaufgabe 1,3 kg).

Der Ofenhersteller gibt für den Betrieb mit Buchenholz einen Wirkungsgrad von 78,8 % an. Bei den durchgeführten Messungen wurde ein Wirkungsgrad von 71% bis 77 %, im Mittel 74 % erreicht (s. Anlage 1).

Im Folgenden sind die Ergebnisse der Messungen zusammengefasst. Die Ergebnisse sind auf Normbedingungen (1013 hPa, 273 K), trockenes Abgas und auf 13 % Sauerstoff bezogen. Einzelergebnisse ohne Bezugsrechnung sind im Anhang zu finden.

Tabelle 1: Messergebnisse der Holzfeuerungen (Mittelwerte über die jeweilige Messdauer)

Datum	Messung	Ofen- zustand	Mess- reihe	Temp.	Auflage	Vol.-strom	Temp.	Abgas-	O ₂	CO ₂	NO _x als NO ₂	CO	Gesamt-C	Staub
				Zuluft [°C]	Brennstoff [kg]	Abluft [m ³ /h]	Abluft [°C]	feuchte [g/m ³]						
01.08.16	1	kalt	1	18	1,32	25,2	240	62	15,1	5,9	127	2382	491	132
01.08.16	2	warm	1	19	1,30	25,6	319	64	12,6	8,3	126	2658	289	250
01.08.16	3	warm	1	20	1,31	26,2	308	60	13,8	7,2	156	919	77	211
01.08.16	4	warm	1	22	1,30	26,2	311	59	13,3	7,6	135	1952	86	195
01.08.16	5	warm	1	23	1,29	25,5	319	58	13,2	7,8	118	2603	262	254
01.08.16	6	warm	1	25	1,32	25,3	319	62	12,8	8,1	108	2964**	298**	290
02.08.16	7	kalt	2	20	1,31	25,6	269	65	14,0	7,1	111	1952	279	109
02.08.16	8	warm	2	21	0,71	24,9	266	60	14,4	6,9	150	1205	83	155
02.08.16	9	warm	2	21	0,74	25,0	292	70	12,5	8,7	154	1287	75	313
02.08.16	10	warm	2	22	0,73	25,0	307	74	12,1	9,0	148	1817	154	323
02.08.16	11	warm	2	22	0,74	25,7	291	76	12,4	8,9	152	1018	97	270
02.08.16	12	warm	2	22	0,71	24,5	276	60	14,2	7,1	153	1434	99	236
03.08.16	13	kalt	3	21	1,29	26,1	265	61	13,9	7,0	123	1988	162	158
03.08.16	14	warm	3	22	1,30	24,9	312	61	13,1	7,7	121	3263**	121**	199
03.08.16	15	warm	3	24	1,31	25,7	318	59	12,0	8,7	156	2595	28	136
03.08.16	16	warm	3	25	1,32	26,8	311	65	13,2	7,6	119	2500**	113**	200
08.08.16	17	kalt	4	18	1,30	26,3	249	58	14,0	7,0	179	1996	268	147
08.08.16	18	warm	4	20	1,29	25,5	316	72	11,8	8,9	119	4780**	356**	268
08.08.16	19	warm	4	22	1,29	25,2	302	66	13,0	7,9	112	3262	281	209
08.08.16	20	warm	4	24	1,27	25,2	308	62	13,2	7,7	107	2957**	233**	226
08.08.16	21	warm	4	25	1,29	26,5	290	68	13,9	7,1	168	1800	149	168
08.08.16	22	warm	4	27	1,31	26,5	297	66	13,6	7,4	124	2066	158	279
09.08.16	23	kalt	5	17	1,30	26,3	225	60	14,8	6,3	142	2056	345	135
09.08.16	24	warm	5	17	0,70	24,6	279	70	12,8	8,3	119	1824	293	235
09.08.16	25	warm	5	17	0,70	26,7	293	74	12,9	8,2	98	3089	611	309
09.08.16	26	warm	5	18	0,69	24,6	265	72	13,7	7,7	120	1579	252	284
09.08.16	27	warm	5	19	0,69	24,7	292	71	12,9	8,1	118	2956	420	348
09.08.16	28	warm	5	19	0,70	24,6	292	69	12,6	8,5	155	1475	147	248
10.08.16	29	kalt	6	15	1,29	25,8	238	57	15,4	5,6	120	2145	199	93
10.08.16	30	warm	6	16	1,31	25,8	309	58	12,3	8,4	99	5852**	333**	291
10.08.16	31	warm	6	17	1,33	25,7	280	61	13,8	7,3	148	1705	85	128
10.08.16	32	warm	6	18	1,32	25,0	308	58	12,9	8,0	137	1457	28	188

*) Konzentrationen norm (1013 hPa, 273 K), trocken mit O₂-Bezug (13%)

***) kurzzeitige Überschreitung des Messbereichsendwertes

Bei einigen Messungen wurde aufgrund der hohen Emissionen der Messbereichsendwert für Gesamtkohlenstoff und Kohlenmonoxid kurzzeitig überschritten. Die Überschreitungen sind in Tabelle 1 markiert. Da diese Überschreitungen jedoch nur wenige Sekunden andauerten wurden die Messwerte bei der Ergebnisbeurteilung mit einbezogen. Der tatsächliche über die Messdauer gemittelte Konzentrationswert liegt bei diesen Messungen etwas über dem angegebenen Zahlenwert.

Da die Emissionen bei Holzabbränden von vielen Faktoren beeinflusst werden und auch Messungen bei gleichen Versuchsabläufen Schwankungen unterliegen, wurden die Messergebnisse der Einzelkomponenten für jede Messreihe in Tabelle 2 zu Mittelwerten zusammengefasst (nur Ofenzustand warm).

Tabelle 1: Messergebnisse der Holzfeuerungen (Mittelwerte über die jeweilige Messdauer)

Tabelle 2: Mittelwerte der Messreihen bei warmem Ofenzustand

Messung	Messserie	Staub [mg/m ³]	NOx [mg/m ³]	CO gross [mg/m ³]	Cges [mg/m ³]
2 - 6	1	240	128	2219	202
18 - 22	4	230	126	2973	235
8 - 12	2	259	151	1352	101
24 - 28	5	285	122	2185	345
14 - 16	3	179	132	2786	87
30 - 32	6	202	128	3005	149

Konzentrationen norm (1013 hPa, 273 K), trocken mit O₂-Bezug (13 %)

In den folgenden Diagrammen sind die Mittelwerte grafisch, mit Angabe der Minimum- und Maximumwerte dargestellt. Betrachtet werden hierbei die Messungen bei betriebswarmem Ofen im konstanten Dauerbetrieb. Die arbeitstäglichen Startmessungen bei kaltem Ofen werden nicht in die Mittelwertbildung mit eingebunden, da beim Ofenkaltstart ein abweichendes Abbrand- und Emissionsverhalten erfolgt. Die Konzentrationen sind auf Normbedingungen (1013 hPa, 273 K), trockenes Abgas und 13 % Sauerstoffgehalt bezogen.

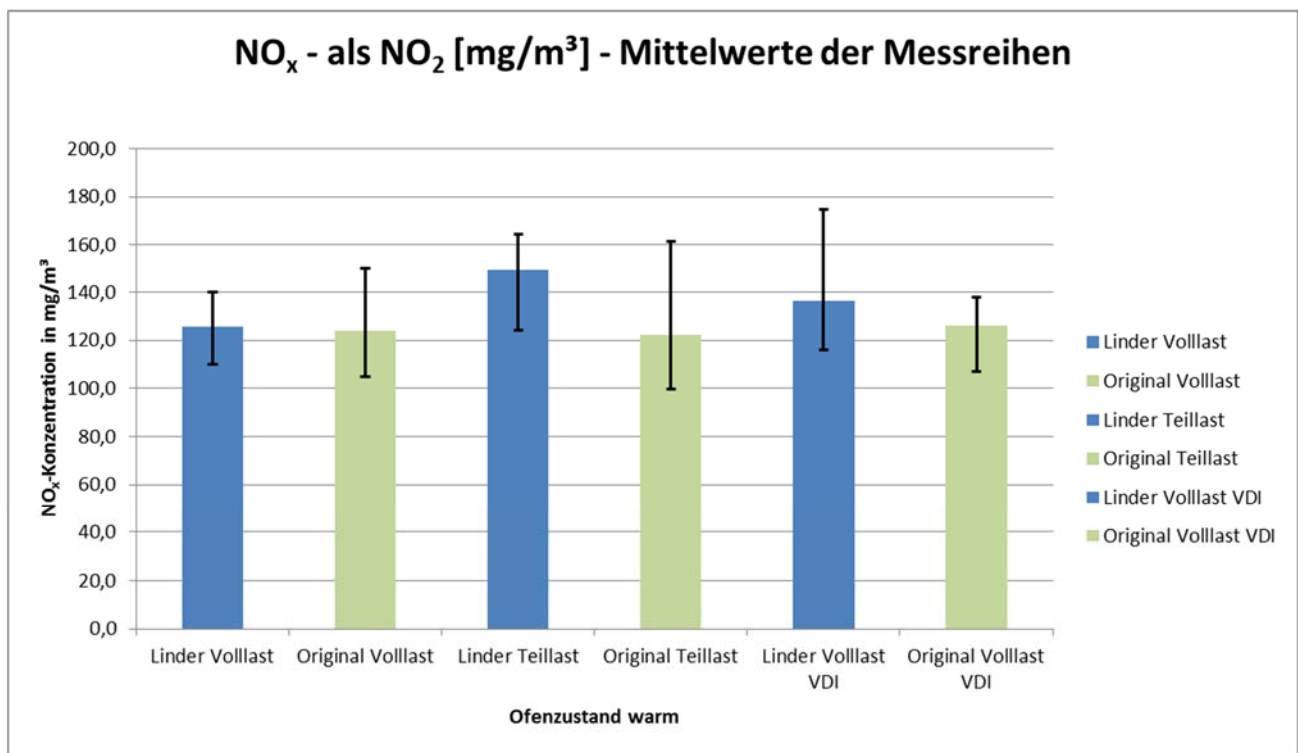


Diagramm 1: Vergleich der Stickoxidkonzentrationen (Mittelwerte) der Messreihen mit Angabe der Minimal- und Maximalwerte; alle Konzentrationen sind auf Normbedingungen (1013 hPa, 273 K), trockenes Abgas und 13 % Sauerstoff bezogen

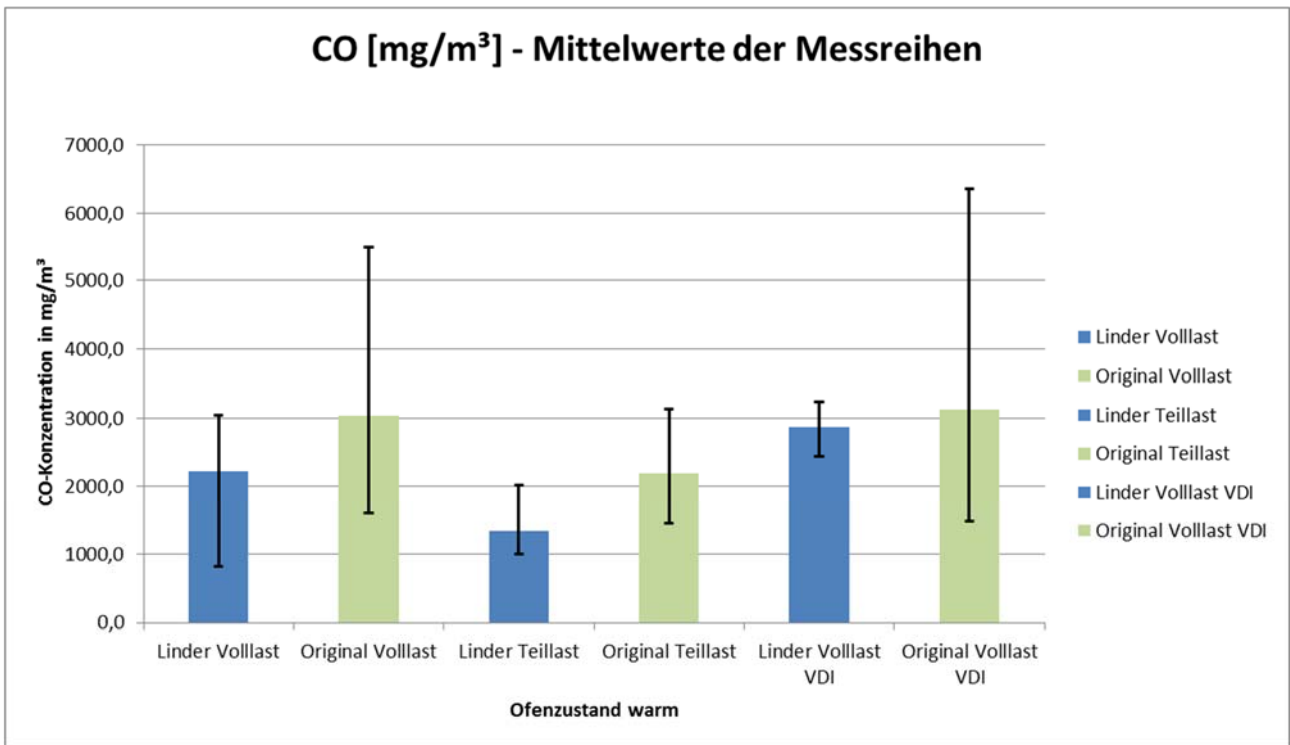


Diagramm 2: Vergleich der Kohlenmonoxidkonzentrationen (Mittelwerte) der Messreihen mit Angabe der Minimal- und Maximalwerte; alle Konzentrationen sind auf Normbedingungen (1013 hPa, 273 K), trockenes Abgas und 13 % Sauerstoff bezogen

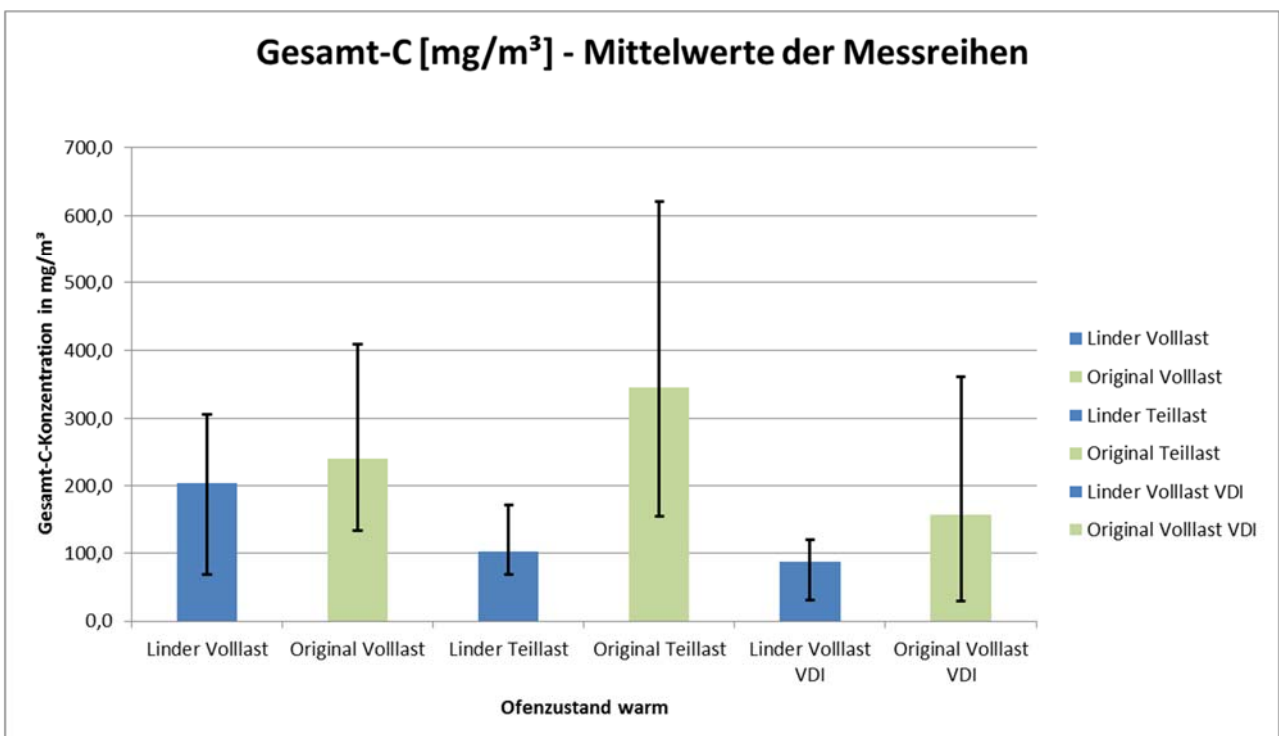


Diagramm 3: Vergleich der Gesamtkohlenstoffkonzentrationen (Mittelwerte) der Messreihen mit Angabe der Minimal- und Maximalwerte; alle Konzentrationen sind auf Normbedingungen (1013 hPa, 273 K), trockenes Abgas und 13 % Sauerstoff bezogen

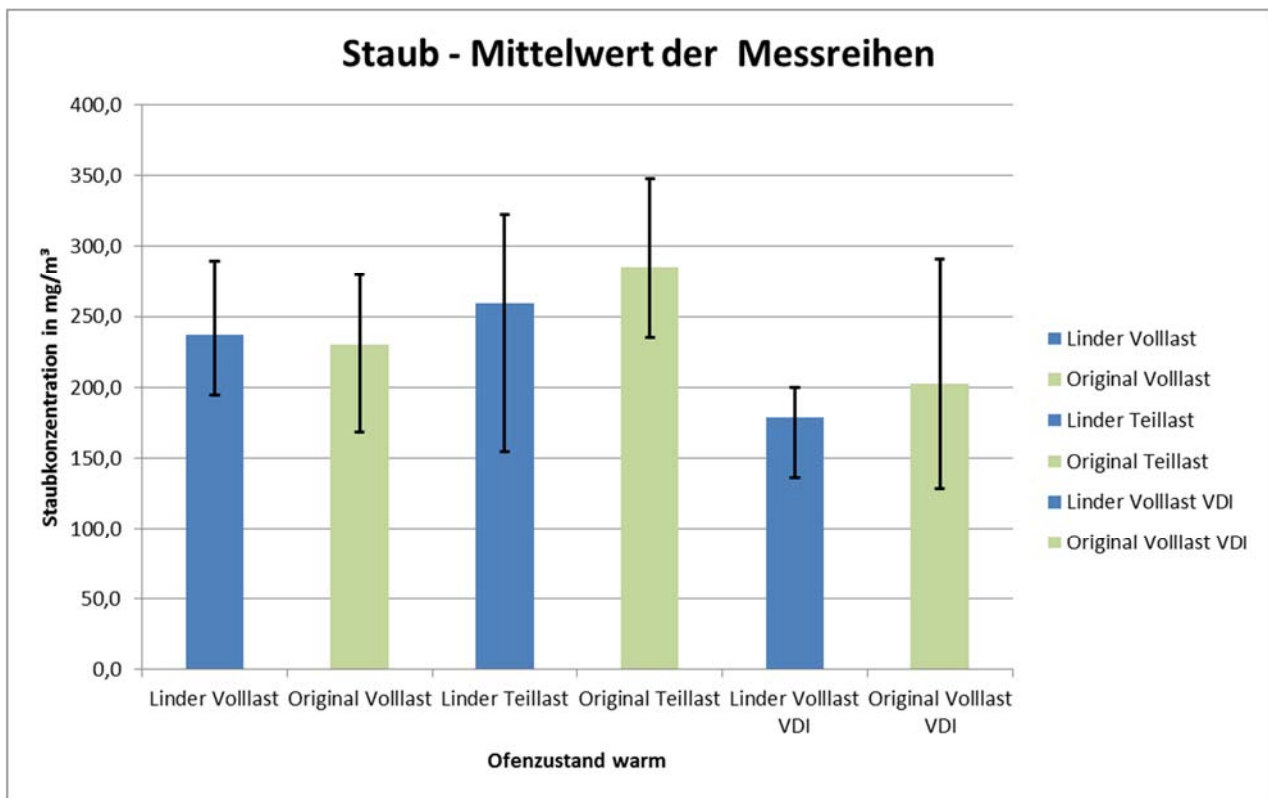


Diagramm 4: Vergleich der Gesamtstaubkonzentrationen (Mittelwerte) der Messreihen mit Angabe der Minimal- und Maximalwerte; alle Konzentrationen sind auf Normbedingungen (1013 hPa, 273 K), trockenes Abgas und 13 % Sauerstoff bezogen

6 Diskussion der Ergebnisse

Die in Kapitel 5 dargestellten Ergebnisse der Holzfeuerungsversuche werden nachfolgend für jede ermittelte Komponente bewertet:

Stickoxide (NO_x als NO₂):

Es lassen sich keine Unterschiede zwischen den Messungen mit und ohne Katalysator bzw. den Messungen nach der Norm (Messbeginn drei Minuten nach Holzauflage) sowohl für die Volllast- (Auflage von 1,3 kg Brennholz) als auch für die Teillastmessungen (Holzauflage von 0,7 kg) feststellen. Das Konzentrationsniveau liegt bei allen Messreihen bei ca. 130 mg/m³.

Kohlenmonoxid (CO):

Die gemittelten Ergebnisse der Messserien liegen bei Verwendung des Katalysators der Fa. Linder sowohl bei Volllast-, Teillast-, als auch bei den Messungen nach der Norm etwas niedriger als die Mittelwerte der Messserien im Originalzustand. Zwischen den Volllastmessungen beim Start der Messungen direkt nach Holzauflage und verzögertem Messbeginn nach der Norm bestehen keine signifikanten Unterschiede.

Gesamtkohlenstoff (Gesamt-C):

Unter Volllast zeigt der Betrieb mit Katalysator keine signifikanten Verbesserungen im Vergleich zu den Messungen im Originalzustand. Bei den Messserien unter Teillast sind die Emissionen an Gesamt-C bei Betrieb mit Katalysator deutlich geringer als ohne Katalysator. Bei den Messungen unter Volllast zeigt sich, dass bei verzögertem Messbeginn nach Norm die gemessenen Emissionen an Gesamt-C geringer ausfallen. Hier ist der Unterschied bei Messungen mit und ohne Katalysator wesentlich geringer. Dies liegt daran, dass der große Anteil an den Gesamt-C-Emissionen direkt nach Holzauflage erfolgt (s. Abbildungen 9 und 10).

Gesamtstaub:

Es lassen sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Messungen mit und ohne Katalysator sowohl für die Holzauflage von 1,3 kg als auch für eine Holzauflage von 0,7 kg (Messbeginn drei Minuten nach Holzauflage) feststellen. Bei den Messungen unter Volllast zeigt sich, dass bei verspätetem Messbeginn nach Norm die gemessenen Staubemissionen ähnlich wie bei den Gesamt-C-Emissionen geringer ausfallen. Auch hier tritt der Effekt auf, dass ein Teil der Staubemissionen direkt nach Holzauflage erfolgt, der bei einem Start der Messung nach 3 Minuten nicht mehr miterfasst wird. Bei den Bestimmungen der Staubmasse zeigte sich, dass bei dem gewählten Messaufbau auf ein Spülen der Staubsonde nach jeder Messung nicht verzichtet werden kann, da im Durchschnitt ca. 20 % der Staubmasse in der Probenahmeapparatur vor dem Filter abgelagert wird.

Die Messwerte der Einzelmessungen innerhalb einer Messserie schwanken für die Komponenten Kohlenmonoxid und Gesamtkohlenstoff wesentlich stärker als bei den gemessenen Komponenten Stickoxide und Gesamtstaub.

Im Rahmen der durchgeführten Messungen konnten keine Emissionsminderungen der gemessenen Komponenten bei Verwendung des Katalysators der Fa. Linder festgestellt werden. Bei den Untersuchungen wurde visuell beobachtet, dass ein Großteil der Flammen um die umgebaute Umlenkplatte herumschlug. Es kann nur ein Teil der Ofenabluft die Katalysatorplatte durchströmen, da ein Großteil der Abluft um die Umlenkplatte geleitet wird. Der Katalysator wird laut Hersteller schon bei Temperaturen von 100 °C aktiv und hält Temperaturen von bis zu 1650 °C stand. Bei den Abbrandversuchen wurden an der Katalysatoroberfläche Temperaturen von ca. 500 °C gemessen. Der Temperaturbereich, bei dem der Katalysator laut Hersteller aktiv ist, wurde bei allen Messungen erreicht und eingehalten.

Die Vergleichsmessungen zwischen Start der Messungen direkt nach Holzaufgabe und Start nach drei Minuten (Norm) zeigen, dass durch den verzögertem Messbeginn nach Norm ein Teil der Emissionen an Gesamtkohlenstoff und Gesamtstaub nicht miterfasst werden. Für die Abgaskomponenten (Stickoxide und Kohlenmonoxid) ist dies nicht der Fall.

7 Anhang

Anlage 1: Konzentrationen der gasförmigen Abgaskomponenten ohne Sauerstoffbezug

Anlage 2: Gesamtstaubkonzentrationen ohne Sauerstoffbezug

Anlage 3: Grafische Darstellung der Einzelergebnisse NO_x

Anlage 4: Grafische Darstellung der Einzelergebnisse CO

Anlage 5: Grafische Darstellung der Einzelergebnisse Gesamt-C

Anlage 6: Grafische Darstellung der Einzelergebnisse Gesamtstaub

Anlage 1: Konzentrationen der gasförmigen Abgaskomponenten ohne Sauerstoffbezug

Datum	Zeit [von]	Zeit [bis]	Messung	Ofen- zustand	Mess- reihe	O ₂ [%]	CO ₂ [%]	NO _x als NO ₂ [mg/m ³]	CO [mg/m ³]	Gesamt-C [mg/m ³]	Kaminzug [Pa]	v Zuluft [m/sec]	t Zuluft [°C]	t Rauchgas [°C]	t Kat1 [°C]	t Kat2 [°C]	η** [%]
01.08.16	07:58:30	08:28:30	1	kalt	1	15,1	5,9	93	1742	359	14,5	0,8	17,7	240	409	408	72
01.08.16	08:57:00	09:27:00	2	warm	1	12,6	8,3	133	2807	305	15,0	0,9	19,3	319	532	542	73
01.08.16	09:50:00	10:20:00	3	warm	1	13,8	7,2	140	825	69	16,3	0,8	20,4	308	503	506	71
01.08.16	10:50:00	11:20:00	4	warm	1	13,3	7,6	129	1871	82	15,8	0,8	21,9	311	528	534	72
01.08.16	11:44:00	12:14:00	5	warm	1	13,2	7,8	115	2542	256	16,0	0,8	22,9	319	528	541	71
01.08.16	12:38:00	13:08:00	6	warm	1	12,8	8,1	110	3036*	305*	16,3	0,8	24,6	319	525	539	72
02.08.16	07:48:00	08:18:00	7	kalt	2	14,0	7,1	98	1719	246	14,8	0,8	19,8	269	495	494	74
02.08.16	08:51:00	09:06:00	8	warm	2	14,4	6,9	124	1001	69	13,8	0,8	20,9	266	467	468	74
02.08.16	09:28:00	09:43:00	9	warm	2	12,5	8,7	164	1373	80	13,1	0,8	21,3	292	503	513	77
02.08.16	10:06:00	10:21:00	10	warm	2	12,1	9,0	165	2022	171	13,6	0,8	21,6	307	527	539	76
02.08.16	10:43:00	10:58:00	11	warm	2	12,4	8,9	163	1092	104	14,2	0,8	21,7	291	505	514	77
02.08.16	11:23:00	11:38:00	12	warm	2	14,2	7,1	130	1225	84	15,0	0,8	22,0	276	460	466	74
03.08.16	08:06:00	08:36:00	13	kalt	3	13,9	7,0	110	1773	145	14,2	0,7	21,0	265	451	454	74
03.08.16	09:00:00	09:30:00	14	warm	3	13,1	7,7	119	3227*	120*	14,6	0,7	22,3	312	522	532	71
03.08.16	10:05:00	10:35:00	15	warm	3	12,0	8,7	175	2911	31	14,3	0,7	23,6	318	531	542	74
03.08.16	11:15:00	11:45:00	16	warm	3	13,2	7,6	116	2441*	110*	15,3	0,7	24,7	311	524	535	72
08.08.16	07:37:00	08:07:00	17	kalt	4	14,0	7,0	156	1746	234	13,7	0,9	18,3	249	428	426	75
08.08.16	08:33:00	09:03:00	18	warm	4	11,8	8,9	137	5499*	409*	14,3	1,1	20,1	316	543	537	74
08.08.16	09:29:00	09:59:00	19	warm	4	13,0	7,9	111	3256	280	14,5	1,1	22,3	302	501	552	73
08.08.16	10:20:00	10:50:00	20	warm	4	13,2	7,7	105	2902*	229*	15,1	1,2	23,8	308	524	535	72
08.08.16	11:11:00	11:41:00	21	warm	4	13,9	7,1	150	1602	132	14,7	1,2	25,2	290	493	512	72
08.08.16	12:08:00	12:38:00	22	warm	4	13,6	7,4	115	1920	147	15,1	1,0	26,5	297	498	528	73
09.08.16	07:45:00	08:15:00	23	kalt	5	14,8	6,3	109	1590	267	13,4	0,9	17,4	225	378	419	75
09.08.16	08:38:00	08:53:00	24	warm	5	12,8	8,3	121	1862	299	14,0	0,9	17,4	279	504	522	76
09.08.16	09:15:00	09:30:00	25	warm	5	12,9	8,2	100	3136	621	14,5	1,0	16,7	293	484	499	74
09.08.16	09:53:00	10:08:00	26	warm	5	13,7	7,7	109	1444	230	14,2	1,0	18,0	265	468	484	76
09.08.16	10:30:00	10:45:00	27	warm	5	12,9	8,1	119	2976	423	15,4	1,1	18,8	292	509	510	74
09.08.16	11:08:00	11:23:00	28	warm	5	12,6	8,5	162	1542	154	14,2	1,2	19,4	292	512	541	76
10.08.16	07:38:00	08:08:00	29	kalt	6	15,4	5,6	84	1500	139	14,6	1,0	14,7	238	403	428	71
10.08.16	08:35:00	09:05:00	30	warm	6	12,3	8,4	107	6352*	333*	14,7	1,2	16,0	309	516	526	72
10.08.16	09:29:00	09:59:00	31	warm	6	13,8	7,3	134	1543	77	13,7	1,1	17,1	280	498	508	73
10.08.16	10:25:00	10:55:00	32	warm	6	12,9	8,0	138	1473	29	14,0	1,1	17,6	308	540	548	73

Konzentrationen norm (1013 hPa, 273 K), trocken ohne Sauerstoffbezug

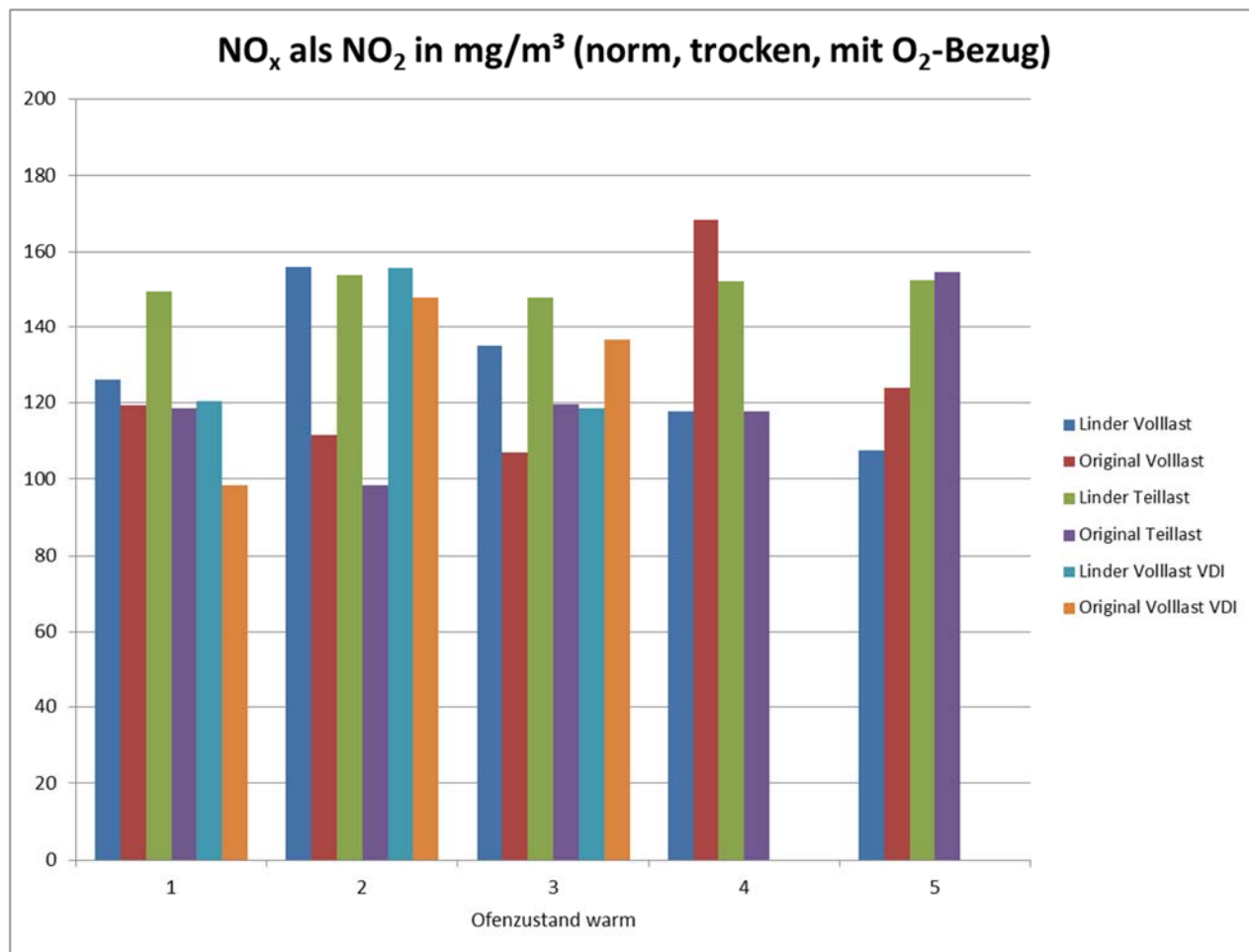
*) kurzzeitige Überschreitung des Messbereichs endwertes

**) Wirkungsgrad η berechnet nach vereinfachter Berechnungsformel

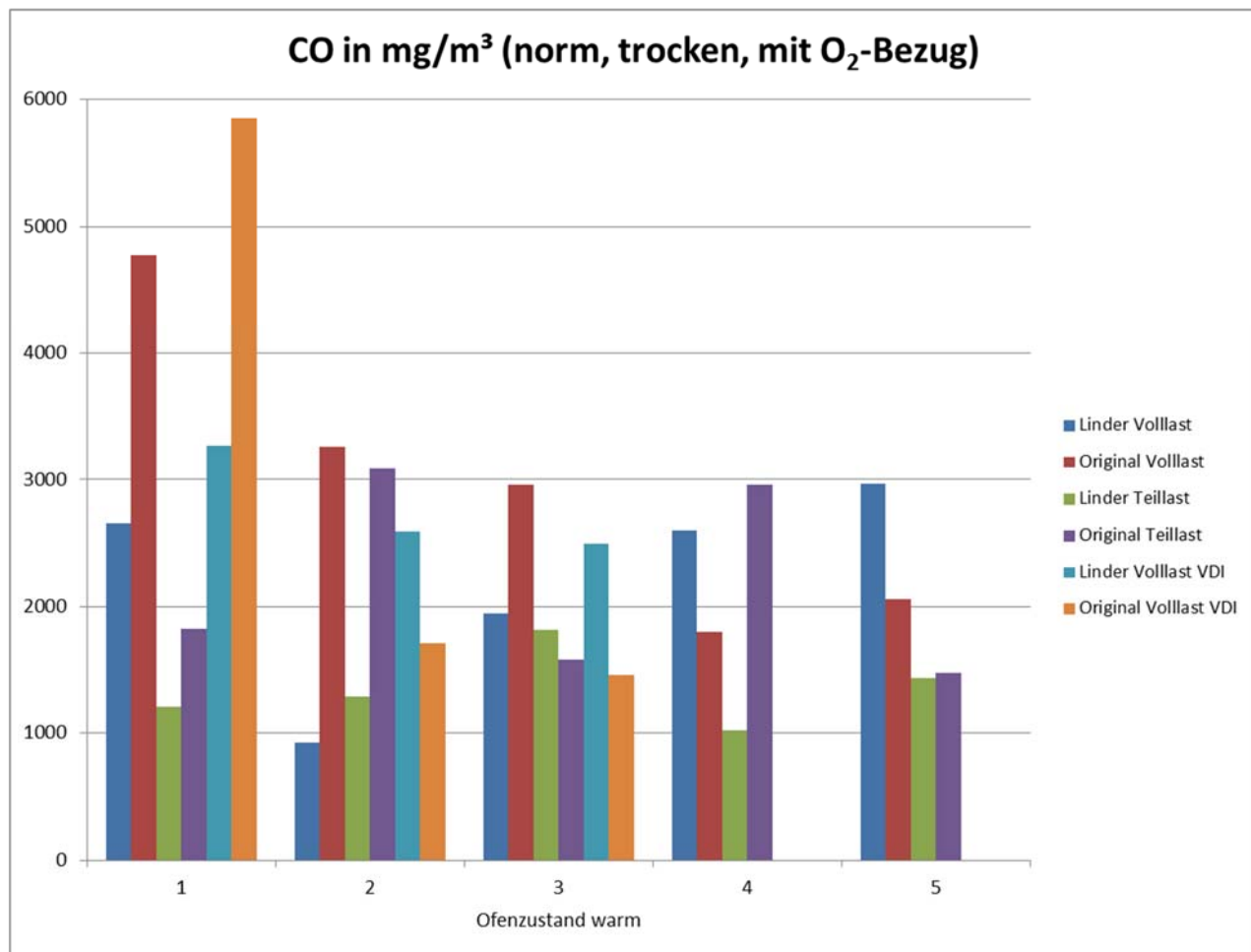
Anlage 2: Gesamtstaubkonzentrationen ohne Sauerstoffbezug

Datum	Zeit [von]	Zeit [bis]	Messung	Ofen- zustand	Mess- reihe	Staubmasse			Spül/Filter [%]
						Filter [mg/m ³]	Spüllsg. [mg/m ³]	Gesamt [mg/m ³]	
01.08.2016	07:58:30	08:28:30	1	kalt	1	73	24	97	33
01.08.2016	08:57:00	09:27:00	2	warm	1	222	40	262	18
01.08.2016	09:50:00	10:20:00	3	warm	1	155	34	189	22
01.08.2016	10:50:00	11:20:00	4	warm	1	161	26	187	16
01.08.2016	11:44:00	12:14:00	5	warm	1	209	39	248	19
01.08.2016	12:38:00	13:08:00	6	warm	1	258	39	297	15
02.08.2016	07:48:00	08:18:00	7	kalt	2	78	17	95	22
02.08.2016	08:51:00	09:06:00	8	warm	2	97	30	128	31
02.08.2016	09:28:00	09:43:00	9	warm	2	278	54	332	19
02.08.2016	10:06:00	10:21:00	10	warm	2	309	50	359	16
02.08.2016	10:43:00	10:58:00	11	warm	2	238	51	290	22
02.08.2016	11:23:00	11:38:00	12	warm	2	165	36	200	22
03.08.2016	08:06:00	08:36:00	13	kalt	3	119	21	140	18
03.08.2016	09:00:00	09:30:00	14	warm	3	169	27	197	16
03.08.2016	10:05:00	10:35:00	15	warm	3	132	22	153	16
03.08.2016	11:15:00	11:45:00	16	warm	3	162	33	195	20
08.08.2016	07:37:00	08:07:00	17	kalt	4	111	18	129	16
08.08.2016	08:33:00	09:03:00	18	warm	4	262	46	308	17
08.08.2016	09:29:00	09:59:00	19	warm	4	178	31	209	17
08.08.2016	10:20:00	10:50:00	20	warm	4	186	35	221	19
08.08.2016	11:11:00	11:41:00	21	warm	4	128	21	149	16
08.08.2016	12:08:00	12:38:00	22	warm	4	220	39	258	18
09.08.2016	07:45:00	08:15:00	23	kalt	5	83	21	104	26
09.08.2016	08:38:00	08:53:00	24	warm	5	205	36	241	17
09.08.2016	09:15:00	09:30:00	25	warm	5	255	58	313	23
09.08.2016	09:53:00	10:08:00	26	warm	5	219	41	259	19
09.08.2016	10:30:00	10:45:00	27	warm	5	289	64	353	22
09.08.2016	11:08:00	11:23:00	28	warm	5	222	39	261	18
10.08.2016	07:38:00	08:08:00	29	kalt	6	47	18	65	37
10.08.2016	08:35:00	09:05:00	30	warm	6	274	42	316	15
10.08.2016	09:29:00	09:59:00	31	warm	6	98	17	115	18
10.08.2016	10:25:00	10:55:00	32	warm	6	172	18	190	11

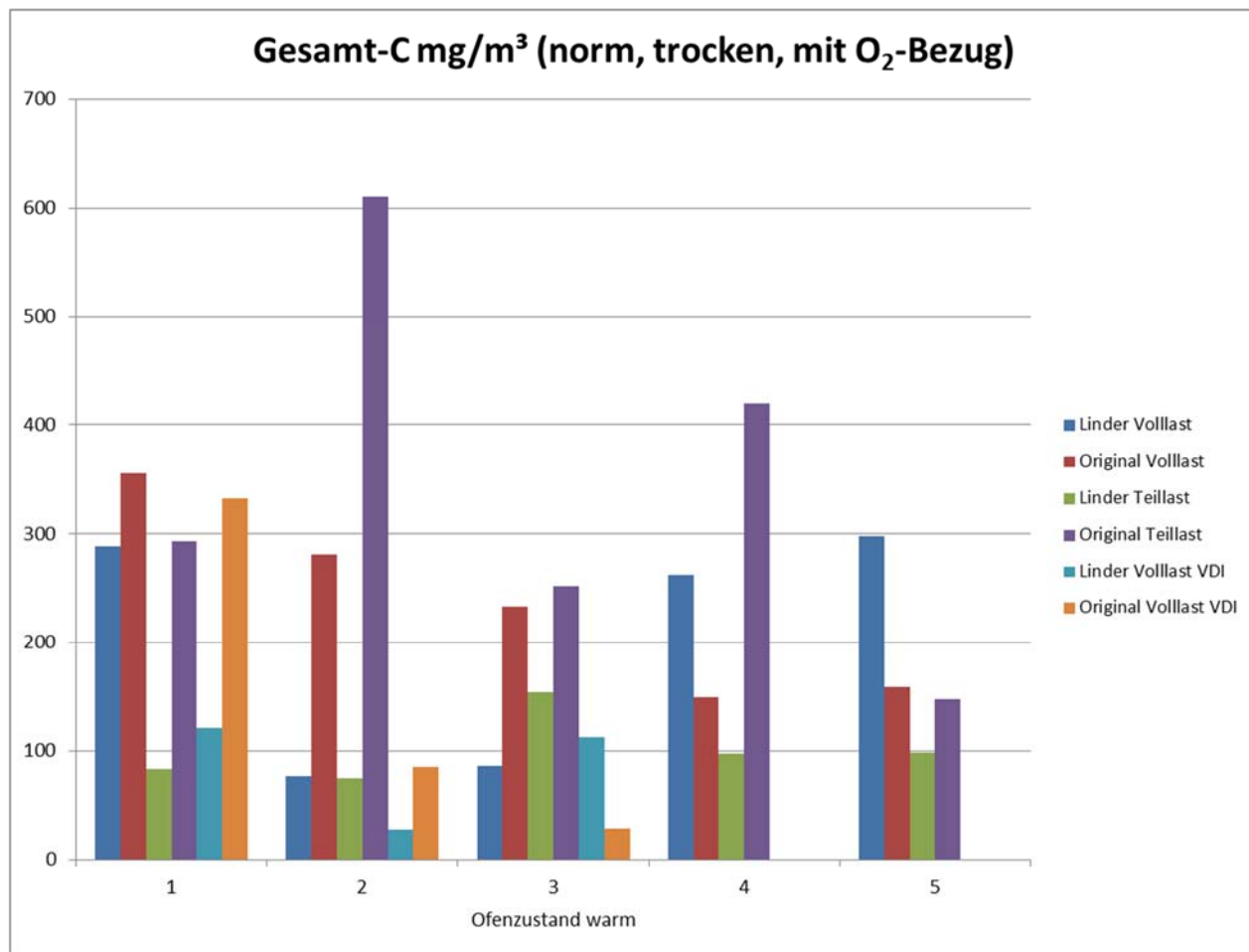
Anlage 3: Grafische Darstellung der Einzelergebnisse NO_x



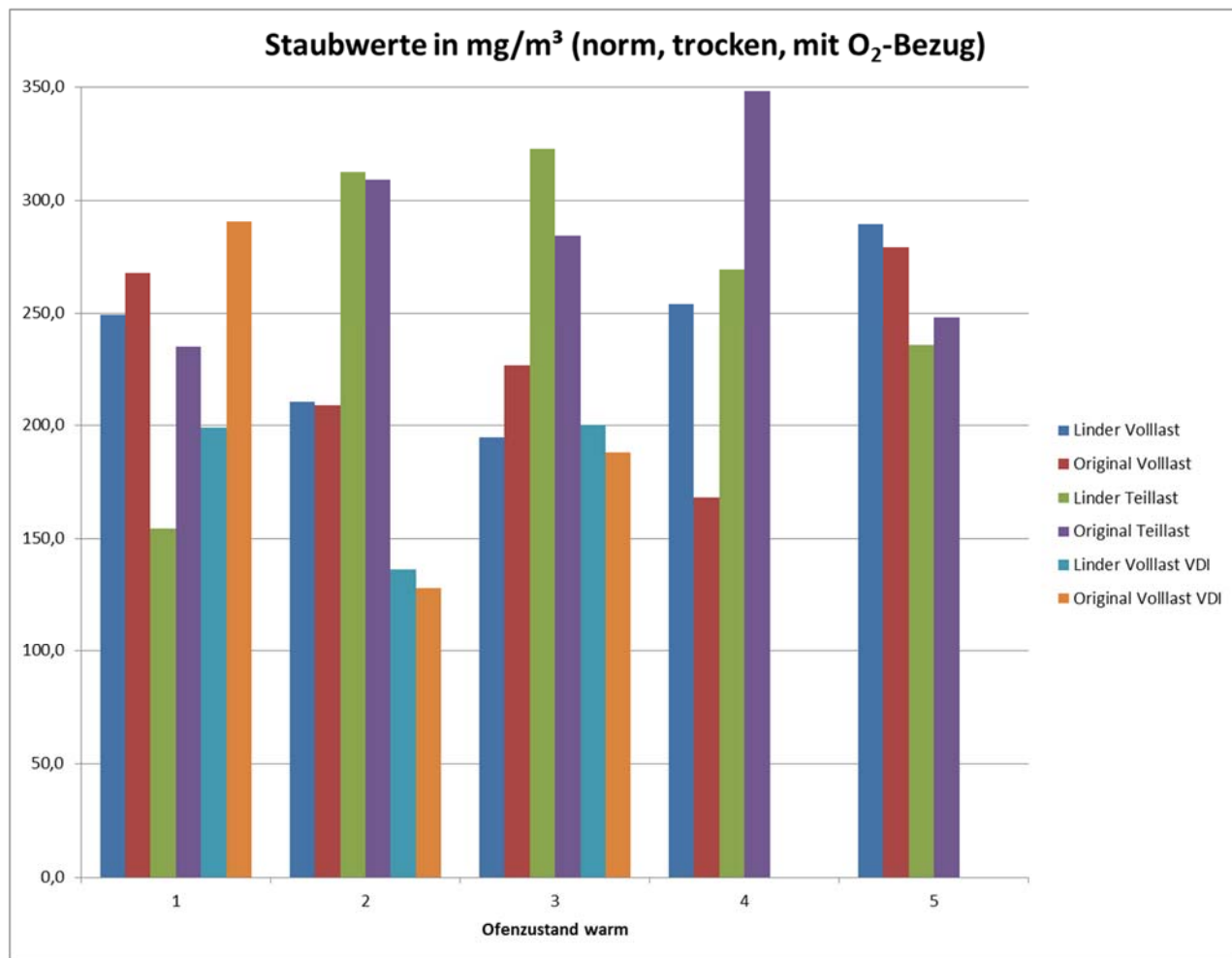
Anlage 4: Grafische Darstellung der Einzelergebnisse CO



Anlage 5: Grafische Darstellung der Einzelergebnisse Gesamt-C



Anlage 6: Grafische Darstellung der Einzelergebnisse Gesamtstaub





Messungen zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit von Schaumkeramik-Abscheidern an einem Kaminofen der Fa. Hark

Acronym: Emiko

Vorgelegt bei:

LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-
Württemberg
Herrn Dr. Bernd-Michael Kemper
Griesbachstr. 1
76185 Karlsruhe

Verfasser:

Hochschule Rottenburg
Marius Wöhler (M.Sc.)
Prof. Dr. Harald Thorwarth

Ansprechpartner:

Prof. Dr. Harald Thorwarth
Hochschule für Forstwirtschaft
Schadenweilerhof, 72108 Rottenburg

13.12.2016





Inhalt

1	Kurzfassung	144
2	Hintergrund und Aufgabenstellung.....	144
3	Methodik	145
3.1	Prüföfen Hark 44 GT EcoPlus.....	145
3.1.1	Schaumkeramik – Dummy.....	145
3.1.2	Linder Schaumkeramik – Dummy.....	147
3.1.3	Wabenkatalysator	148
3.2	Prüfbrennstoff	148
3.3	Prüfaufbau.....	149
3.4	Prüfablauf	150
4	Ergebnisse	153
4.1	Schaumkeramik – Dummy.....	153
4.1.1	Prüfung in Anlehnung an DIN EN 13240	153
4.1.2	Praxisnaher Betrieb	153
4.1.3	Linder Schaumkeramik – Dummy.....	154
4.2	Wabenkatalysator	156
5	Diskussion.....	158
6	Literatur	161
7	Anhang	162



1 Kurzfassung

Im Rahmen des Projektes EMIKO führte die Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg Verbrennungsversuche mit einem 8 kW Scheitholzofen durch. Hierbei wurden eine Schaumkeramik (Fa. Hark), eine katalytisch beschichtete Schaumkeramik (Fa. Linder) und ein Wabenkatalysator (Fa. CLARIANT) in Form von integrierten Systemen auf ihr Emissionsreduktionspotential im praxisnahen Betrieb (und teilweise in Anlehnung an EN 14240) getestet. Die Ergebnisse zeigen keine statistische Emissionsreduktion für die Schaumkeramik. Die anderen katalytisch wirksamen Systeme zeigten teilweise signifikante Emissionsreduktionsraten.

2 Hintergrund und Aufgabenstellung

Im Rahmen der aktuellen Feinstaubdiskussion wird auch der Beitrag der handbeschickten Kaminöfen beobachtet. Im Vergleich zu automatisch beschickten Holzfeuerungen gibt es bei Kaminöfen weniger Möglichkeiten umweltrelevante Emissionen zu mindern. Jedoch werden in den letzten Jahren auch für Kaminöfen Emissionsreduktionstechnologien entwickelt, welche kommerziell am Markt verfügbar sind. Bezüglich deren universellen Einsetzbarkeit sowie deren Zuverlässigkeit und Wirkungsgrade gibt es jedoch noch keine unabhängigen Untersuchungen.

Die Arbeiten im Projekt EMIKO basieren auf einer Beauftragung der Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg (HFR) durch die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW). Hierbei wurde die folgende Aufgabenstellung definiert:

- Ziel ist die Evaluierung der Wirksamkeit eines integrierten Schaumkeramikfilters auf die Emissionen und den Wirkungsgrad eines 8 kW Scheitholzofens der Fa. Hark.
- Vereinbart wurden Versuchstage mit der integrierten Schaumkeramik und mit einem Dummy
- Abbrandversuche in Anlehnung an die Typenprüfung nach EN 13240 und in einem praxisnahen Prüfzyklus.

Zur Vertiefung der Aufgabenstellung und der verbesserten Vergleichbarkeit wurden durch die HFR zusätzlich Versuche an einer katalytisch aktiven Schaumkeramik und an einem Wabenkatalysator durchgeführt. Dieser Bericht fasst die Ergebnisse der direkten Beauftragung und den zusätzlich durchgeführten Arbeiten zusammen. Insgesamt wurden die in Abbildung 1 dargestellten Ofenkonfigurationen untersucht.

	Untersuchung in Anlehnung an EN 13240	Untersuchung gemäß Praxisbetrieb
Schaumkeramik	X	X
Dummy Schaumkeramik (DYI)	X	X
Linder Katalysator	-	X
Dummy Linder (DYII)	-	X
Wabenkatalysator	-	X

Abbildung 1 Versuchsmatrix Projekt EMIKO

3 Methodik

3.1 Prüfofen Hark 44 GT EcoPlus

Alle Versuchsreihen wurden an dem Scheitholzofen *Hark 44 GT EcoPlus* der Fa. Hark GmbH & Co. KG am Prüfstand der Hochschule für Forstwirtschaft in Rottenburg (HFR) durchgeführt. Der Ofen wurde im April 2016 anonymisiert (d.h. nicht im Namen der HFR) beschafft. Tabelle 1 zeigt die technischen Angaben des Herstellers.

Tabelle 1: Herstellerangaben Hark 44 GT EcoPlus

Nennwärmeleistung	8 kW
Außenmaterial	Kacheln
Gewicht	200 kg
Emissionen laut Typenprüfung	CO: 500 mg/m ³
	PM: 15 mg/Nm ³
	η: 89,1
	Abgastemperatur: 280°C

In den Ofen integriert ist das System „*EcoPlus-Technologie*“. Hierunter versteht die Fa. Hark eine neuartig konstruierte Brennkammer mit speziell entwickelter Keramik und einer Gussmulde mit besonderer Formgebung. Zusätzlich befindet sich im oberen Teil der Brennkammer eine als Feinstaubfilter bezeichnete offenporige Schaumkeramik. Diese Schaumkeramik ist nicht katalytisch beschichtet und wird vom Hersteller als „Feinstaubfilter“ beworben. Diese Schaumkeramik besteht aus zwei Platten die locker auf der Brennkammer von oben aufliegen. Hierbei gibt es wie in Abbildung 2 markiert deutliche Bypässe.

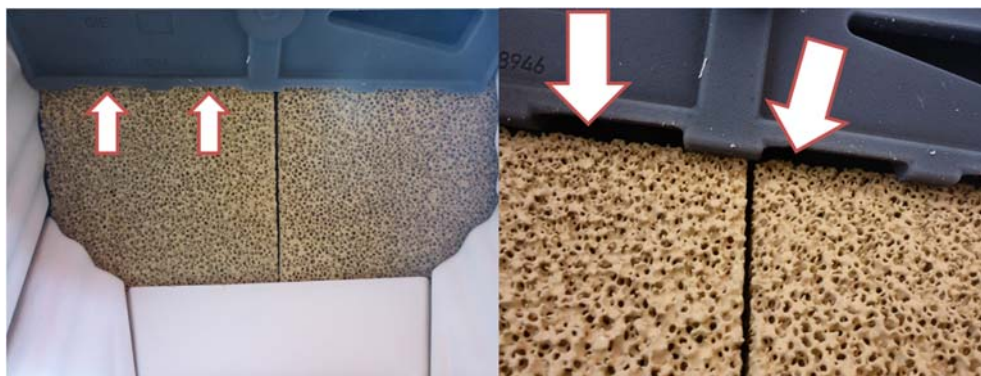


Abbildung 2 Ansicht der Schaumkeramik mit markierten Bypässen

Die Versuche für diese Studie wurden in den in Abbildung 1 dargestellten Ofenkonfigurationen durchgeführt. Im Folgenden werden diese beschrieben:

3.1.1 Schaumkeramik – Dummy

In dieser Konfiguration wurde der mitgelieferte Schaumkeramik Filter getestet und mit Ergebnissen eines Dummies verglichen. Versuche mit einem Dummy sind notwendig, da durch ein einfaches Entfernen der Schaumkeramik die Strömungs- und Druckverhältnisse des Ofens völlig verändert werden würde. Somit wären keine Messungen bei vergleichbaren Verbrennungsverhältnissen ohne Schaumkeramik möglich. Die Herstellung des Dummies erfolgte aus Vermiculite Platten die mit Hilfe von

Bohrungen an die Druckverhältnisse der Schaumkeramik angepasst wurden. Die Überprüfung erfolgt mit Hilfe einer eigens entwickelten Prüfapparatur (siehe Abbildung 3). Diese besteht aus einer luftdichten, an einer Seite offenen Box, die mit einem Dichtheitsprüfgerät (Wöhler DP 600, *Wöhler Technik GmbH*) verbunden ist. Das Dichtheitsprüfgerät gibt einen definierten, einstellbaren Luftstrom bei gleichzeitiger Druckmessung ab. Zur Prüfung des Druckverlustes wurden der Schaumkeramikfilter (oder der Dummy) passgenau in die offene Seite der Box eingesetzt. Anschließend wurden unterschiedliche definierte Luftströme in die Box eingeleitet und der Druck in der Box gemessen.



Abbildung 3 Prüfapparatur zur Bestimmung des Druckverlustes

Die Ergebnisse der Druckverlustmessungen mit der Schaumkeramik und dem entsprechenden Dummy sind in Abbildung 4 dargestellt. Im für einen Scheitholzofen relevanten Bereich von 20 – 40 m³/h zeigt sich eine gute Übereinstimmung.

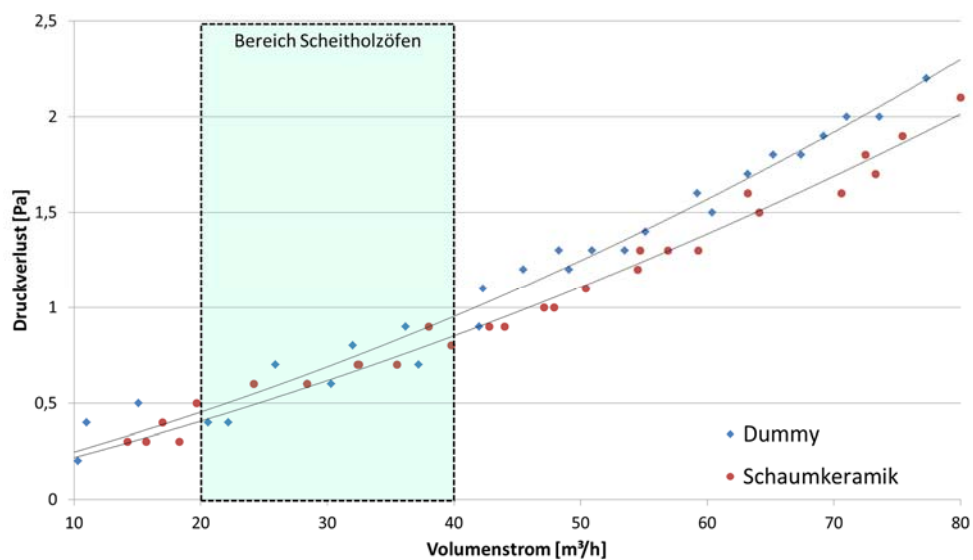


Abbildung 4 Ergebnisse Druckverlust Schaumkeramik/Dummy

3.1.2 Linder Schaumkeramik – Dummy

Zusätzlich zu den Messungen mit der originalen Schaumkeramik wurden Messungen mit einer katalytisch beschichteten Schaumkeramik der Fa. Linder durchgeführt. Dieses System besteht aus einer Schaumkeramikplatte die in die Umlenkplatte von Scheitholzöfen eingepasst wird. Im Rahmen des Projektes EMIKO wurde eine solche Anpassung durch die Fa. Linder für den bei der LUBW geprüften Ofen durchgeführt. Nach Abschluss der Messungen bei der LUBW wurde die Linder Schaumkeramik der HFR für weitere Versuche zur Verfügung gestellt. Die Integration in den *Hark 44 GT ECOplus* wurde durch die HFR vorgenommen (siehe Abbildung 5).



Abbildung 5 Integrierter Linder Katalysator (links), entsprechender Dummy (rechts)

Für Vergleichsmessungen wurde ein entsprechender Dummy nach dem oben beschriebenen Verfahren hergestellt. Abbildung 6 zeigt die entsprechenden Druckverlustmessungen.

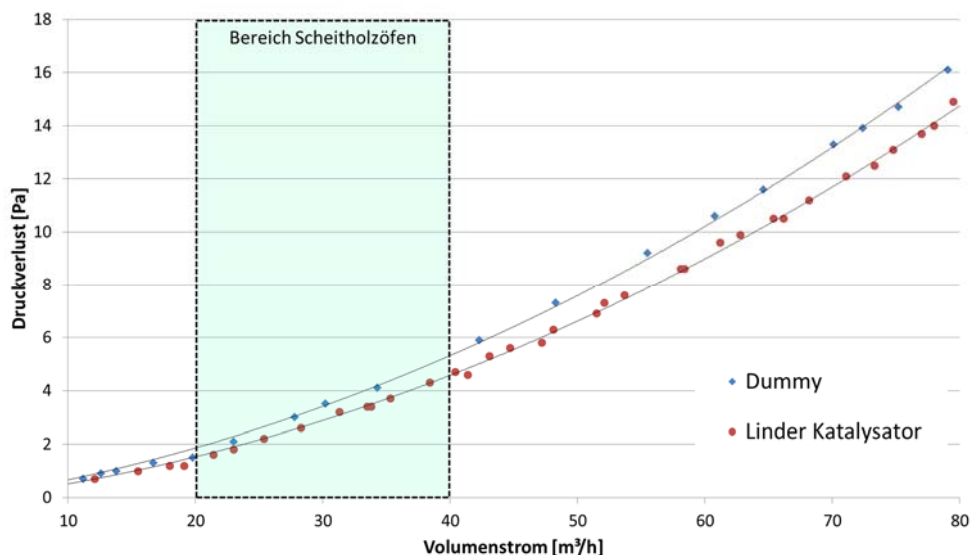


Abbildung 6 Ergebnisse Druckverlust Linder Katalysator/Dummy

3.1.3 Wabenkatalysator

Für Vergleichsmessungen wurden Abbrandversuche mit einem Wabenkatalysator durchgeführt. Der Katalysator „ENVICAT Longlive PLUS“ der Fa. CLARIANT INTERNATIONAL LTD besteht aus einem runden Grundgerüst aus Edelstahl auf dem eine katalytische Beschichtung aufgebracht wurde. Nach Herstellerangaben wurde der Katalysator speziell für die Anwendung in Holzfeuerungen entwickelt. Für die Verbrennungsversuche wurde der Katalysator am Ende des Wärmetauschers direkt vor dem Übergang in den Abgasstutzen ohne Bypass eingebaut. Abbildung 7 zeigt den integrierten Wabenkatalysator bei abgenommener Prüfstrecke.



Abbildung 7 Ansicht des integrierten Wabenkatalysators

Die Versuche mit dem Wabenkatalysator wurden mit gleichzeitig integriertem Dummy wie beschrieben in Kapitel 3.1.1 durchgeführt. Die Berechnung der Reduktionsraten erfolgte mit den Ergebnissen die ausschließlich mit diesem Dummy generiert wurden.

3.2 Prüfbrennstoff

Alle Versuche wurden mit Buchenscheitholz gemäß EN ISO 17225-5 (Klasse A1) durchgeführt. Zur Sicherstellung gleichbleibender Brennstoffeigenschaften wurde das Brennholz aus zwei Bäumen des gleichen Waldstandortes erzeugt. Das Brennholz wurde zuerst technisch getrocknet und anschließend mehrere Wochen unter Dach gelagert, um einen gleichbleibenden Brennstoffwassergehalt sicher zu stellen. Tabelle 2 zeigt die Brennstoffeigenschaften und die entsprechenden Prüfverfahren.

Tabelle 2 Eigenschaften Brennholz

Parameter	Einheit	Messwert	Prüfverfahren
Wassergehalt ^a	[%]	11.6	DIN CEN/TS 14774-2:2004
Aschegehalt ^b	[%]	0.4	DIN EN 14775:2010
Heizwert ^a	[MJ/kg]	15.6	DIN CEN/TS 14918:2005
Element C / H / N / S ^b	[%]	49.1 / 6 / 0.1 / 0.02	DIN CEN/TS 15104:2005

^a im Anlieferungszustand

^b wasserfreie Bezugsbasis



3.3 Prüfaufbau

Alle Verbrennungsversuche wurden im Labor der Hochschule für Forstwirtschaft in Rottenburg durchgeführt. Abbildung 8 zeigt die Prüfstrecke, die über dem Ofen installiert wurde. Die Prüfstrecke verfügt über eine Druckmessung und wird mit Hilfe eines Saugzuggebläses konstant auf 12 ± 2 Pa für alle Versuche geregelt. Für die kontinuierliche Gasmessung ist die Prüfstrecke mit einer Absaugsonde ausgestattet. Für die Gasanalyse kam ein Multigas-Analysator (*Uras26 NDIR photometer, ABB Ltd.*) für Kohlenmonoxid (CO) und Kohlendioxid (CO₂) zum Einsatz. Die Sauerstoffmessung erfolgte mit einem paramagnetischen Analysators (*Magnos 206, ABB Ltd.*). Flüchtige organische Verbindungen (OGC) wurde mit einem FID (Flammenionisationsdetektor - *Fidas24, ABB Ltd.*) gemessen. Die Temperaturmessung des Abgases erfolgte mit einem zentral im Abgasstrom platzierten Thermoelement (Type K). Gasförmige Emissionen und Temperatur wurden kontinuierlich sekundlich aufgezeichnet. Die Messbereiche und Genauigkeiten der Gasanalyse sind in Tabelle 3 zusammengefasst.

Tabelle 3 Spezifikationen der Gasanalyse

Analysator	Messbereich	Genauigkeit
<i>Uras26 NDIR</i>	CO low: 0...1000 ppm CO high: 0...20.000 ppm CO ₂ : 0...20%	≤ 1% des Messbereiches
<i>Magnos 206</i>	O ₂ : 0...25%	≤ 0,5% des Messbereiches
<i>Fidas24</i>	FID low: 0...100 mg/m ³ FID high: 0...10.000 mg/m ³	≤ 2% des Messbereiches

Die Staubmessung erfolgte im unverdünnten Teilstrom des Abgases mit Hilfe einer „Out-stack“ Filtration. Hierzu wird ein Teilvolumenstrom von 10 l/min des Abgases durch eine 12 mm Düse aus der Messstrecke abgesaugt und durch einen auf 180°C beheizten Filterkopf geleitet. Dieser ist mit einer mit Glasfasern gestopften Hülse und einem nachgeschalteten Planfilter bestückt, in denen die Partikel abgeschieden werden. Die thermische Filtrervorbehandlung erfolgte eine Stunde bei 200 °C, die Nachbehandlung eine Stunde bei 180°C. Die abgeschiedene Partikelmasse wird durch Wiegen (*Sartorius CPA124S*, Genauigkeit: 0.1 mg) vor und nach der Abgasbeaufschlagung ermittelt.

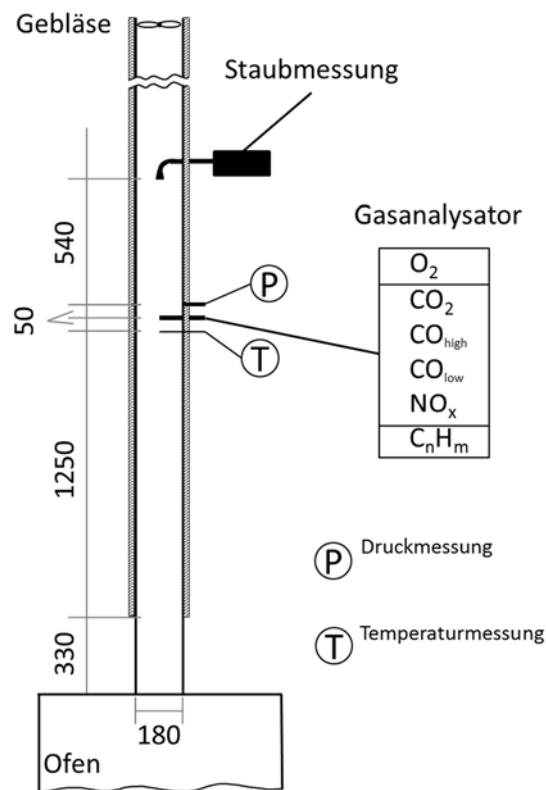


Abbildung 8 Prüfaufbau

3.4 Prüfablauf

Für die Verbrennungsversuche wurden zwei unterschiedliche Prüfabläufe definiert:

Prüfung in Anlehnung an DIN EN 13240

Scheitholzöfen benötigen für die Zulassung für den deutschen Markt eine Typenprüfung nach DIN EN 13240. Auf Seiten der Emissionen werden hierbei CO- und Partikelemissionen ausschließlich in Vollastbetrieb mit vorgeheiztem Ofen (d.h. Glutbett ist vorhanden) gemessen. Hierbei startet die Partikelmessung drei Minuten nach Schließen der Tür nach Brennstoffauflage. Messungen in Anlehnung an die Typenprüfung wurde in diesem Projekt für die Ofenkonfigurationen Schaumkeramik (und entsprechendem Dummy) durchgeführt.

Praxisnaher Betrieb

Im Rahmen des EU Forschungsprojektes „BeReal“ (www.bereal-project.eu) war die HFR an der Entwicklung einer praxisnahen Prüfmethode für Scheitholzöfen beteiligt. Hierbei wurde basierend auf dem realen Nutzerverhalten (ermittelt durch eine europaweite Umfrage und Feldmessungen) eine Prüfmethode entwickelt, die den Praxisbetrieb widerspiegelt [1,2]. Basierend auf dieser Methodik wurden Versuche mit allen Ofenkonfigurationen im Projekt EMIKO durchgeführt. Der Prüfablauf bestand hierbei aus acht hintereinander folgenden Abbränden. Abbildung 9 zeigt unter anderem den typischen Emissions- und Temperaturverlauf des Prüfzyklus. Die ersten zwei Abbrände wurden der Startphase zugeordnet. Anschließend erfolgten vier Abbrände in Vollast und zwei Abbrände in

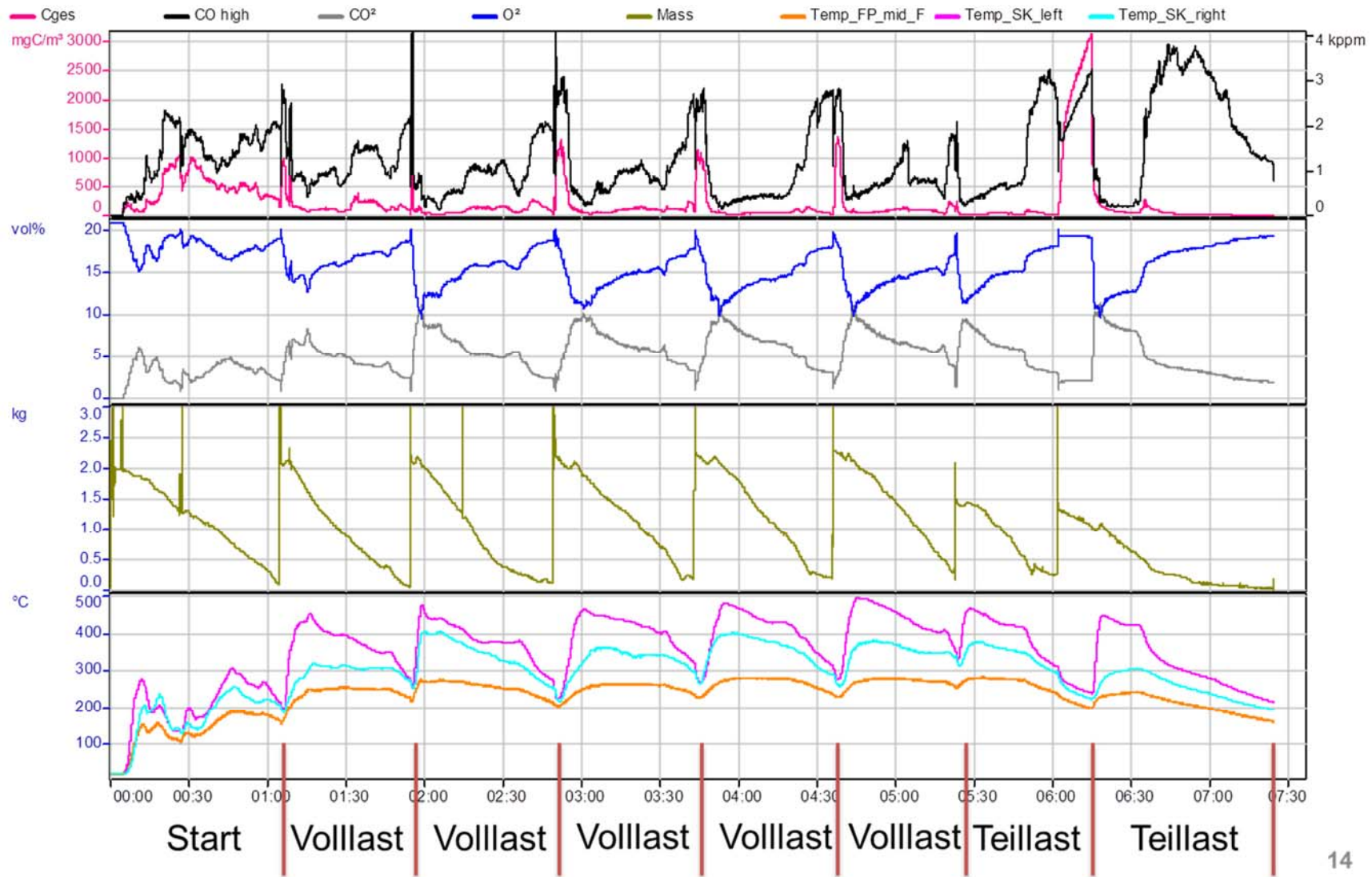


Abbildung 9 Beispiel für Messdatenverlauf des praxisnahen Prüfzyklus

Teillast. Abbildung 10 zeigt die Reihenfolge der Abbrände mit Holzmenge und den Einstellungen der Primärluft (PL) und der Sekundärluft (SL). Die Emissionsmessung erfolgte während der gesamten Abbranddauer. Die Staubmessung startete beim Start des Ofens (bzw. beim Nachlegen von Brennstoff) und endete drei Minuten vor Neuauflage von Brennstoff. Die Neuauflage von Brennstoff erfolgte sobald der CO₂ Wert unter 3% sank. Insgesamt wurden pro Ofenkonfiguration zwei Testzyklen durchgeführt und die Mittelwerte als zeitlich gewichtetes Mittel für die einzelnen Abbrandphasen bzw. einen ganzen Messtag berechnet.

Bei den Messungen nach EN 13240 sind vor dem eigentlichen Prüfabbrand mehrere Abbrände zum Aufbau eines Glutbetts vorgesehen. In dieser Studie wurden diese Abbrände gemäß dem hier beschriebenen praxisnahen Betrieb durchgeführt und ausgewertet.

PL	100%		0%				0%	
SL	100%		100%				70%	
	Abbrand 1	Abbrand 2	Abbrand 3	Abbrand 4	Abbrand 5	Abbrand 6	Abbrand 7	Abbrand 8
	Anzünder & Holzscheite	2 Holzscheite	2 Holzscheite	2 Holzscheite	2 Holzscheite	2 Holzscheite	2 Holzscheite	2 Holzscheite
	2 kg	2 kg	2 kg	2 kg	2 kg	2 kg	1 kg	1 kg
	Startphase		Volllast				Teillast	

Abbildung 10 Testzyklus Praxisbetrieb

Die Auswertung der CO Emissionen, Wärmeabgabe und Wirkungsgrad erfolgte nach EN 13240 [3]. OGC wurden gemäß CEN/TS 15883 ausgewertet [4]. Alle präsentierten Ergebnisse sind arithmetische Mittelwerte die auf Standardbedingungen berechnet (273 K und 1013 Pa) und auf 13% Sauerstoff normalisiert sind. Die unterschiedlichen Verbrennungsphasen (Startphase, Volllast und Teillast) sind zeitlich gewichtete Mittelwerte. Zur Evaluation der Emissionsreduktionsleistung der eingesetzten Einbauten wurde die Reduktionsrate berechnet. Dafür wurden die Emissionen der Dummy Versuche mit den Ergebnissen des eingebauten Emissionsreduktionssystems gemäß Formel 1 verglichen.

Formel 1 Berechnung der Reduktionsrate

$$\text{Reduktionsrate} = \frac{C_{\text{Dummy}} - C_{\text{Converter}}}{C_{\text{Dummy}}} \times 100 [\%]$$

C Dummy Emissionskonzentration mit eingebautem Dummy

C Converter Emissionskonzentration mit eingebautem Reduktionssystem

Positive Reduktionsraten von z.B. 70% bedeuten, dass die Emissionen auf 30% der Dummy Ergebnisse reduziert wurden. Negative Abscheideraten implizieren höhere Emissionen beim Betrieb mit dem integrierten Emissionsreduktionssystem im Vergleich zum Dummy.

Zur statistischen Auswertung wurden die Messwerte der unterschiedlichen Verbrennungsphasen mittels t-Test auf Signifikanz geprüft ($\alpha=0.05$). Der daraus resultierende p Wert wurde wie folgt interpretiert:

- p < 0.01 hoch signifikant
- p < 0.05 signifikant
- 0.32 ≤ p ≤ 0.05 nicht signifikant, aber klare Trend zu erkennen
- p > 0.32 nicht signifikant und auch kein Trend erkennbar

4 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Verbrennungsversuche werden im Folgenden separat für die drei Emissionsreduktionssysteme aufgeführt. Eine grafische Gesamtübersicht zeigt Abbildung 14 im Anschluss an die einzelnen Auswertungen.

4.1 Schaumkeramik – Dummy

Mit der Schaumkeramik und dem entsprechenden Dummy wurden Versuche in Anlehnung an die Typenprüfung und im praxisnahen Betrieb durchgeführt. Diese werden im Folgenden präsentiert.

4.1.1 Prüfung in Anlehnung an DIN EN 13240

Tabelle 4 zeigt die Ergebnisse der Schaumkeramik und Dummy Versuche in Anlehnung an die Typenprüfung. Insgesamt wurden fünf Abbrände in Vollast durchgeführt und die besten zwei Abbrände (CO Wert als Auswahlkriterium) ausgewählt und als zeitlich gewichtetes Mittel dargestellt. Die Ergebnisse zeigen eine negative Reduktionsrate bei CO (-6%), und positive Reduktionsraten bei OGC (23%) und PM (20%). Basierend auf den zwei Versuchstagen in Anlehnung an DIN EN 13240 ist eine statistische Auswertung der Abscheideleistung der Schaumkeramik nicht möglich. Aus den Versuchen im Praxisbetrieb und den an der HFR vorliegenden Erfahrungen ist bei den gemessenen Werten jedoch von keiner signifikanten Abscheidung auszugehen.

Tabelle 4 Ergebnisse Verbrennungsversuche Schaumkeramik und entsprechender Dummy in Anlehnung an EN 13240

Phase	Abbrände [n]	CO	OGC	PM	O ₂	λ	T _{FG}	η	HO
		[mg/m ³ _{13vol.-%O₂}]			[vol.-%]	[-]	[°C]	[%]	[kW]
Schaumkeramik									
nach 13240	2	773	38	25	13,8	2,9	286	71,6	8,6
Dummy									
nach 13240	2	726	47	30	14,3	3,3	297	72,2	10,0
Abkürzungen: λ... Lambda, T _{FG} ...Abgastemperatur, η... Wirkungsgrad, HO...Heizleistung									

4.1.2 Praxisnaher Betrieb

Die Ergebnisse der praxisnahen Betriebsweise des Ofens sind in Tabelle 5 zusammengefasst. Die Ergebnisse der Versuche mit Schaumkeramik und dem Dummy zeigen sehr ähnliche Restsauerstoffgehalte und Abgastemperaturen. Dies zeigt, dass durch den Einsatz des Dummies ähnliche Strömungsverhältnisse im Brennraum erreicht wurden und somit die Verbrennungsbedingungen vergleichbar sind.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse einen deutlichen Einfluss der Verbrennungsphasen auf die Emissionen des Scheitholzofens. Startphasen und der Betrieb in Teillast zeichnen sich durch teilweise deutlich höhere Emissionen aus.



Tabelle 5 Ergebnisse Verbrennungsversuche Schaumkeramik und entsprechender Dummy im praxisnahem Betrieb

Phase	Abbrände [n]	CO	OGC	PM	O ₂	λ	T _{FG}	η	HO
		[mg/m ³ _{13vol.-%O₂}]			[vol.-%]	[-]	[°C]	[%]	[kW]
Schaumkeramik									
Alle Abbrände	21	2142	175	55	15,7	4,2	233	70,5	7,0
Startphase	6	3790	346	86	17,0	4,7	196	67,8	6,8
Volllast	10	1310	102	41	15,3	3,7	253	71,5	7,7
Teillast	5	1515	73	40	14,5	3,2	246	72,2	5,4
Dummy									
Alle Abbrände	21	2009	141	57	15,5	4,0	247	70,0	7,3
Startphase	6	3109	237	89	16,4	4,6	211	69,3	7,8
Volllast	10	1420	105	42	15,4	3,8	265	69,6	7,5
Teillast	5	1881	85	48	14,5	3,2	257	71,8	5,7

Abkürzungen: λ... Lambda, T_{FG}...Abgastemperatur, η... Wirkungsgrad, HO...Heizleistung

Abbildung 11 zeigt die Reduktionsraten der CO, OGC und PM Emissionsraten für die Schaumkeramik Versuche. In der Evaluation aller Abbrände zeigen sich negative Reduktionsraten für CO (-7%) und OGC (-24%). D.h. beim Betrieb mit der Schaukeramik zeigte der Ofen schlechtere Abgaswerte im Vergleich zum Betrieb mit Dummy. Für PM wurde eine Abscheiderate von 3% berechnet.

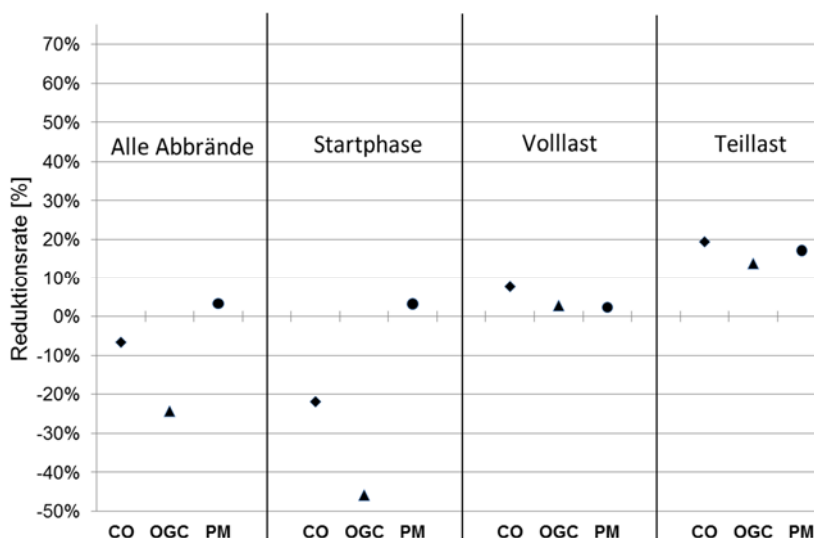


Abbildung 11 Reduktionsraten der Schaumkeramik

Bei der Betrachtung aller Abbrände (und somit dem Praxisbetrieb) ergibt die statistische Auswertung der Messwerte keine signifikante Reduktion der Emissionen (CO: p=0,93; OGC: p=0,64, PM: p=0,65).

4.1.3 Linder Schaumkeramik – Dummy

Die Ergebnisse der Abbrandversuche mit der katalytische beschichteten Schaumkeramik und dem entsprechenden Dummy sind in Tabelle 6 zusammengefasst. Wie zuvor bei der original Schaumkeramik beschrieben wurde bei den Versuchen mit der Linder Schaumkeramik und dem entsprechenden Dummy gleichbleibende Verbrennungsbedingungen erreicht. Wie zuvor zeigt sich auch bei diesem Versuchsaufbau ein deutlicher Einfluss der Verbrennungsphasen auf die Emissionen des Scheitholzofens.



Tabelle 6 Ergebnisse Verbrennungsversuche Linder Schaumkeramik und Dummy im praxisnahem Betrieb

Phase	Abbrände [n]	CO	OGC	PM	O ₂	λ	T _{FG}	η	HO
		[mg/m ³ _{13vol.-%O₂}]			[vol.-%]	[-]	[°C]	[%]	[kW]
Linder Schaumkeramik									
Alle Abbrände	16	1417	71	41	15,1	3,6	244	70,7	7,3
Startphase	4	1588	72	74	15,2	3,6	221	73,3	10,7
Volllast	8	1283	78	30	15,4	3,6	253	69,5	6,9
Teillast	4	1629	50	37	15,2	3,6	240	71,5	5,0
Dummy									
Alle Abbrände	16	1762	102	57	15,2	3,6	242	70,7	7,4
Startphase	4	1757	73	76	15,4	3,7	214	73,5	10,5
Volllast	8	1501	103	51	15,1	3,4	260	69,5	7,5
Teillast	4	2399	128	55	15,6	3,9	225	71,7	4,6

Abkürzungen: λ... Lambda, T_{FG}... Abgastemperatur, η... Wirkungsgrad, HO... Heizleistung

In der Auswertung aller Abbrände zeigt die Linder Schaumkeramik eine signifikante Reduktionsrate für CO (20%; p=0.02) und PM (29%; p=0.02). Für OGC wurde ein klarer Trend festgestellt (31%; p=0.06). Die Reduktionsleistung variiert in den unterschiedlichen Verbrennungsphasen. Die niedrigsten Reduktionsraten wurden in der Startphase des Ofens gemessen. Im Volllastbetrieb zeigen sich für CO (15%, p=0,05) signifikante und für PM (41%, p=0,00) hoch signifikante Reduktionsraten (OGC: 25%, p=0,36).

Generell weist die Messung von Abgasen einer Scheitholzfeuerung von OGC's mit Hilfe eines FID's eine relativ hohe Schwankungsbreite der Messwerte auf. Hiermit lassen sich die häufig fehlende statistische Signifikanz von Messwerten, die sich prozentual deutlich unterscheiden, erklären.

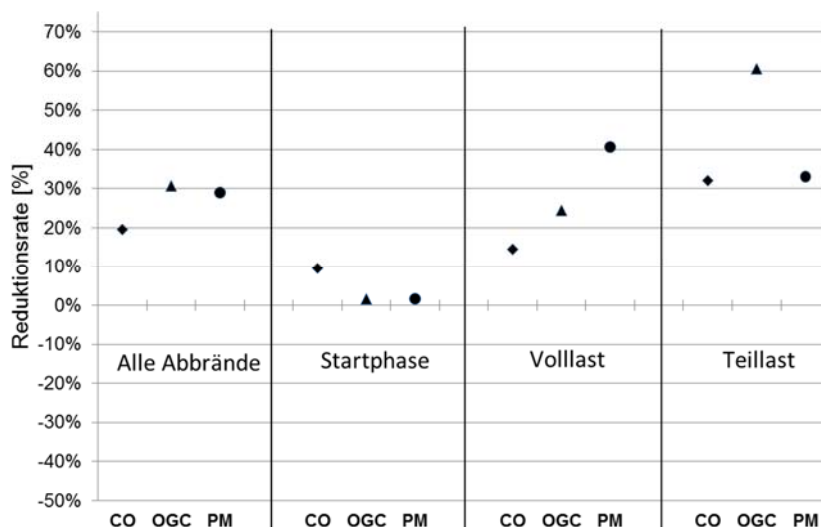


Abbildung 12 Reduktionsraten der katalytischen Schaumkeramik

Zusammenfassend zeigt die katalytisch beschichtete Schaumkeramik eine signifikante Reduktionsrate für Emissionen. Diese Funktionalität deckt sich mit anderen publizierten Untersuchungen [5].



4.2 Wabenkatalysator

Die Ergebnisse der Abbrandversuche (siehe Tabelle 7) wurden zur Berechnung der Reduktionsrate mit den Ergebnissen der Versuche mit dem Schaumkeramik-Dummy verglichen (siehe Tabelle 5).

Tabelle 7 Ergebnisse Verbrennungsversuche mit dem Wabenkatalysator im praxisnahem Betrieb

Phase	Abbrände [n]	CO	OGC	PM	O ₂	λ	T _{FG}	η	HO
		[mg/m ³ _{13vol.-%O₂}]			[vol.-%]	[-]	[°C]	[%]	[kW]
Wabenkatalysator									
Alle Abbrände	16	566	62	42	14,5	3,3	257	70,1	7,6
Startphase	4	939	100	61	15,4	3,8	222	73,5	8,2
Volllast	8	379	50	32	14,3	3,2	273	73,3	8,0
Teillast	4	583	43	43	13,6	2,8	258	74,9	5,8

Abkürzungen: λ... Lambda, T_{FG}... Abgastemperatur, η... Wirkungsgrad, HO... Heizleistung

Der Wabenkatalysator reduziert die CO Emissionen signifikant ($p < 0,05$) in allen Verbrennungsphasen und in der Kalkulation aller Abbrände (Reduktionraten siehe Abbildung 13). Bei den OGC Emissionen kam es bei der Betrachtung aller Abbrände und in der Volllastphase zu einer signifikanten Reduktion ($p < 0,05$) oder zu einem klaren Trend in den anderen Abbrandphasen (Startphase: $p = 0,07$; Teillast: $p = 0,08$). Die Reduktion der PM Emissionen war ebenfalls signifikant in der Betrachtung aller Abbrände ($p = 0,04$) und in der Volllastphase ($p = 0,01$). Ein klarer Trend zeigt sich in der Startphase ($p = 0,08$) und keine Signifikanz in der Teillastphase ($p = 0,42$).

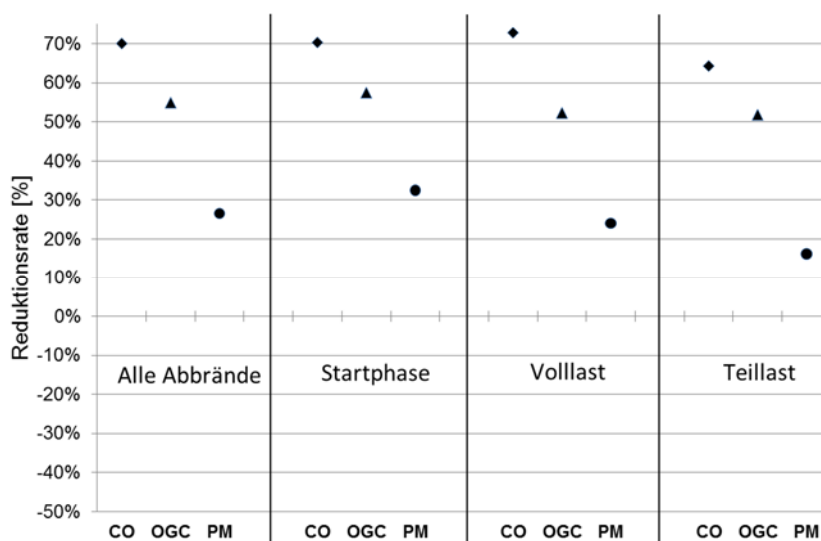


Abbildung 13 Reduktionsraten des Wabenkatalysators

Der Ofenbetrieb mit dem integrierten Wabenkatalysator zeigte im Verhältnis zu den anderen eingesetzten Technologien die höchsten Reduktionsraten.

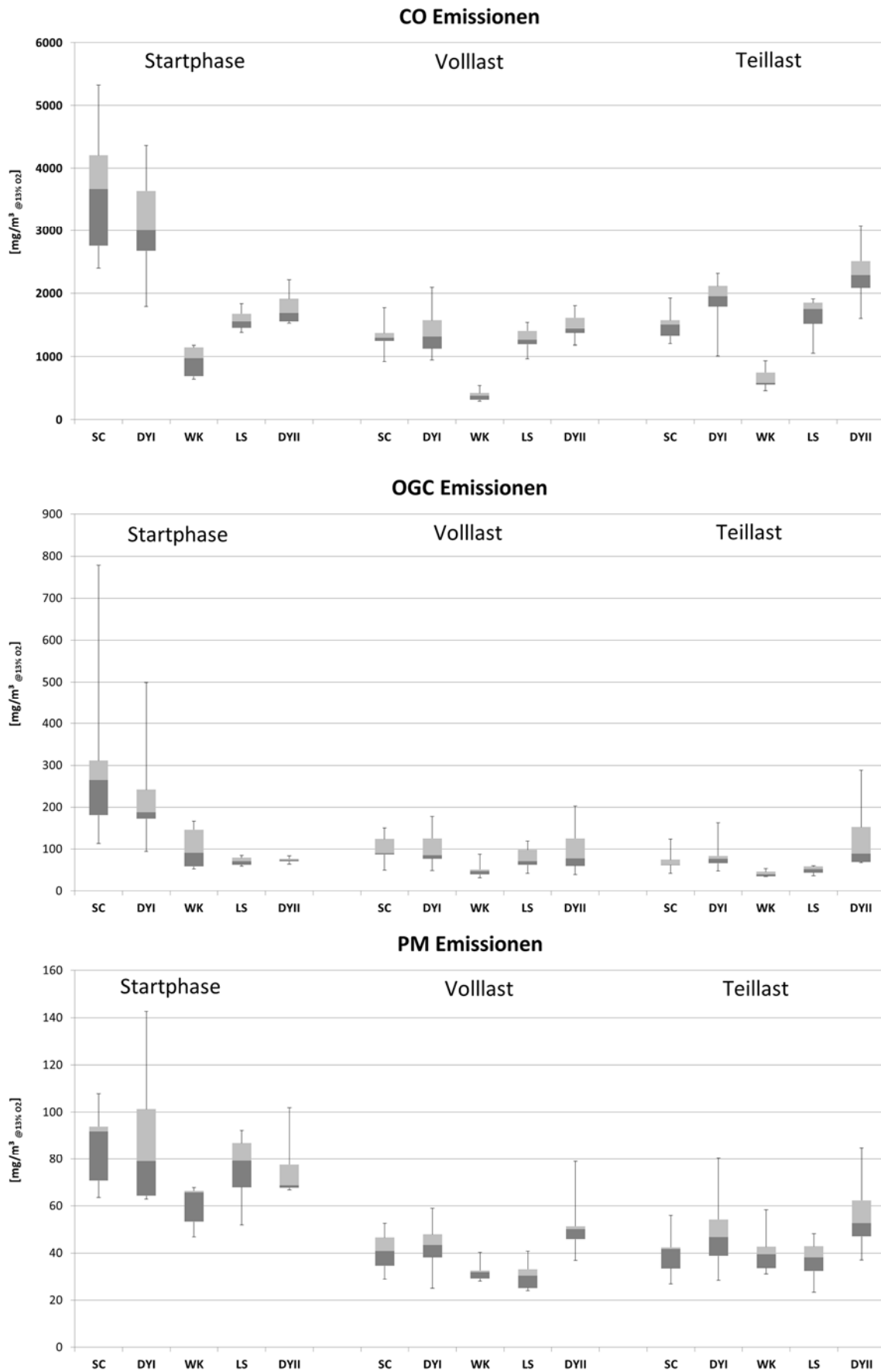


Abbildung 14 Übersicht Emissionen - Abkürzungen: SC... Schaumkeramik, DYI... Dummy f. Schaumkeramik, WK... Wabenkatalysator, LS... Linder Schaumkeramik, DYII... Linder Dummy



5 Diskussion

Im Rahmen dieser Studie wurden drei integrierte Emissionsreduktionsmaßnahmen in einem 8 kW Scheitholzofen im Rahmen von Verbrennungsversuchen untersucht. Die Messergebnisse zeigten für die drei unterschiedlichen Technologien deutlich unterschiedliche Ergebnisse in Bezug auf das Emissionslevel und die Reduktionsleistungen.

Für die Ofenkonfiguration mit Schaumkeramik wurden Versuche in Anlehnung an die Typenprüfung gemäß EN 13240 und nach einem praxisnahem Prüfzyklus durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen deutlich niedrigere Emissionswerte in den Versuchen gemäß Typenprüfung. Diese Unterschiede lassen sich zum Teil wie folgt erklären:

- Die gewerteten Abbrände für die Typenprüfung erfolgen bei Volllastbetrieb des Ofens nach dem Aufheizen. Dadurch wird der Brennstoff auf eine Grundglut aufgelegt. Für das Aufheizen des Ofens sind mehrere Abbrände vorgeschrieben, die nicht bewertet werden. Abbrandphasen die im praktischen Betrieb vorkommen (Startphase, Teillast) zeichnen sich meist durch höhere Emissionen aus (siehe Tabelle 4) und werden in der Typenprüfung nicht berücksichtigt.
- Die Messung der Partikelemissionen erfolgt bei Prüfung gemäß Typenprüfung drei Minuten nach dem Schließen der Ofentür (d.h. nach Auflage einer neuen Brennstoffladung). In Scheitholzöfen erfolgt die Verbrennung des Brennstoffs in Chargen. Charakteristisch hierfür sind hohe Emissionen direkt nach der Auflage von neuem Brennstoff auf das vorhandene Glutbett. Durch das ausgewählte Partikelemissionsmessfenster in der Typenprüfung wird dieser anfängliche Emissionspeak teilweise nicht mitgemessen.

Die im Rahmen dieser Studie gemessenen Wirkungsgrade beim Betrieb gemäß Typenprüfung mit etwa 72% weichen deutlich von der Typenprüfung des Herstellers von 89% ab. Im Rahmen dieser Studie erfolgte die Typenprüfung in Anlehnung an EN 13240, was zu kleinen Abweichungen im Versuchsaufbau (z.B. Abstände der Messöffnungen) gegenüber der exakten Methodik gemäß Typenprüfung führt. Grund hierfür ist, dass für die praxisnahe Prüfmethodik eine etwas andere Prüfstrecke verwendet wurde [2]. Die aus dieser Abweichung des Prüfaufbau zu vermutenden Auswirkungen auf die Wirkungsgradberechnung sind allerdings als sehr niedrig einzustufen. Eine mögliche und deutlich gravierendere Abweichung ist, dass im Fall dieser Studie der Wirkungsgrad und die Emissionen für die gleichen Abbrände bewertet wurden. Gemäß 13240 ist es je nach Interpretation möglich, für die Wirkungsgradbestimmung extra Versuche durchzuführen. Aus wissenschaftlicher Sicht ist der Betrieb eines Scheitholzofens (ohne Wassertasche) mit einem Wirkungsgrad von 89% nicht unter Einhaltung von Emissionsgrenzwerten bzw. dem Betrieb laut Bedienungsanleitung des Ofens möglich.

Die Ergebnisse zeigen, dass bei der von der Fa. Hark eingebaute Schaumkeramik keine signifikante Reduktionsraten von gas- und partikelförmigen Emissionen nachgewiesen werden konnten. Generell kann eine Schaumkeramik ohne katalytische Beschichtung beim Einsatz im Rauchgas zur Reduktion von Partikelemissionen führen. Hierbei wirkt die poröse Struktur wie ein Tiefenfilter der Partikel filtert [6]. Der organische Anteil dieser Partikel kann dann bei hohen Temperaturen (z.B. in der Volllastphase) abgebrannt werden. Dieser Effekt eines Tiefenfilters funktioniert allerdings nur bei gleichmäßiger Durchströmung des Filterkörpers. Im Fall der integrierten Schaumkeramik im Hark Ofen könnte eine unzureichende Durchströmung aufgrund der zahlreichen Bypässe eine Erklärung für die fehlende Reduktionsleistung sein. Über den Einsatz der Schaumkeramik in einer Scheitholzfeuerung liegen bisher keine Publikationen vor, die wissenschaftlich die Wirkungsweise einer



Schaumkeramik im Abgas einer Holzkleinfeuerung beschreibt. Daher ist aktuell auch keine wissenschaftlich fundierte Aussage über die Gründe der fehlenden Abscheideleistung möglich.

Im Rahmen dieser Studie konnte eine signifikante Emissionsreduktion durch die katalytisch beschichtete Schaumkeramik der Fa. Linder nachgewiesen werden. In wie weit die gemessene Partikelabscheidung auf die katalytischen Reaktionen auf der Filteroberfläche oder auf der Tiefenfilterwirkung des porösen Materials zurückzuführen ist, lässt sich mit der für diese Studie gewählten Methodik nicht bestimmen.

Grundsätzlich fungiert die Integration eines durchströmten oder umströmten Bauteils im Abgasweg eines Scheitholzofens wie eine Zugbremse. Je nach Einbausituation und Entfernung zur Brennkammer kann diese Zugbremse Auswirkungen auf die Verbrennungsbedingungen haben. Bei Verbrennungsversuchen am Prüfstand lassen sich diese Auswirkungen in der Regel nicht messen, da die Versuche mit einem kontrollierten Unterdruck in der Prüfstrecke durchgeführt werden. Bei den Druckverlustmessungen zeigten die zwei Schaumkeramiksysteme deutlich unterschiedliche Widerstände gegen durchströmende Luft. Beim Betrieb in einem Scheitholzofen unter Naturzugbedingungen kann davon ausgegangen werden, dass dies zu einer primären Veränderung der Verbrennung führt. Dies wird bedingt durch veränderte Druckverhältnisse in der Verbrennungskammer aufgrund der unterschiedlich stark ausgeprägten Zugbremse. Das Wissen über diesen Primäreffekt ist wichtig für die Beurteilung von nachrüstbaren Emissionsreduktionssystemen. Bei der Nachrüstung z.B. durch das Ersetzen einer Umlenkplatte durch eine beschichtete Schaumkeramik kann es zu einer deutlichen Veränderung der Verbrennungsbedingungen kommen. Ein dann verändertes Emissionsverhalten des Ofens kann anschließend von dem Primäreffekt oder der direkten Wirkung des Bauteils (z.B. katalytische Reaktion) kommen. Es ist davon auszugehen, dass dieser beschriebene Primäreffekt bei jedem Ofen individuell ist. Das heißt ein nachgerüstetes Emissionsreduktionssystem kann in verschiedenen Öfen unterschiedliche Effekte erzeugen.

Insgesamt zeigten die Versuche mit dem Wabenkatalysator die höchsten Reduktionsraten, vor allem der gasförmigen Emissionen. Dies konnte aufgrund eigener Erfahrungen und publizierter Studien erwartet werden [8–11]. Grundsätzlich sind bei der Integration von Abgasreinigungseinheiten in Scheitholzöfen, die im Naturzug betrieben werden, Limitierungen bei der Verringerung von Querschnitten im Abgasweg zu beachten. Zur Sicherstellung der Betriebssicherheit auch bei sich aufgrund von Verbrennungsrückständen zusetzten Filter werden in der Regel Bypässe eingebaut. Der Hintergrund für die Versuche mit dem integrierten Wabenkatalysator war das Aufzeigen der technisch möglichen Abscheideleistungen mit auf dem Markt verfügbarer Technologie und somit erfolgte eine Integration ohne Bypass an einer einfach zugänglichen Stelle am Ende des Wärmetauschers im Ofen. Diese Position ist in Bezug auf die Durchströmung und das an dieser Stelle vorherrschende Wärmeprofil nicht die optimalste Position, obwohl die höchste Funktionalität gemessen wurde. Es kann davon ausgegangen werden, dass bei einer optimierten Integration bzw. einer neuen Ofenentwicklung mit direkt integriertem Katalysator noch deutlich bessere Abscheideraten erreicht werden können. Bei der Integration von Katalysatoren in Scheitholzöfen sind Fragen der Landzeitstabilität, Auswirkungen der katalytischen Reaktion auf die Abgaszusammensetzung und der Betriebssicherheit der Verbrennungsstätte zurzeit noch offen.

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen unabhängig von der geprüften Ofenkonfiguration einen deutlichen Einfluss der Verbrennungsphasen auf die Emissionen des Scheitholzofens. Diese Unterschiede lassen sich unter anderem durch veränderte Verbrennungstemperaturen in z.B. Start- und Teillast-



phasen und durch unterschiedliche Brennstoff-Verbrennungsluft Verhältnisse in unterschiedlichen Verbrennungsphasen erklären.



6 Literatur

- [1] Wöhler M, Andersen JS, Becker G, Persson H, Reichert G, Schön C, Schmidl C, Jaeger D, Pelz SK. Investigation of real life operation of biomass room heating appliances – Results of a European survey. *Applied Energy*. doi:10.1016/j.apenergy.2016.01.119 2016;169:240–9.
- [2] Reichert G, Hartmann H, Haslinger W, Oehler H, Pelz S, Schmidl C et al. beReal - Development of a New Test Method for Firewood Roomheaters Reflecting Real Life Operation: ETA-Florence Renewable Energies; 2016.
- [3] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. Roomheaters fired by solid fuel - Requirements and test methods; German version EN 13240:2001 + A2:2004;97.100.30(13240:2001 + A2:2004). Berlin: Beuth Verlag GmbH; 2005.
- [4] DIN Deutsches Institut für Normung e.V. Residential solid fuel burning appliances – Emission test methods;97.100.30(15883). Berlin: Beuth Verlag GmbH; 2010.
- [5] Hartmann H, Mack R. Performance of foam ceramic elements in log wood stoves. Presentation at IEA Task 32 Workshop; Available from: <http://www.ieabcc.nl/>. [November 22, 2016].
- [6] Gabathuler JP, Mizrah T, Eckert L, Fischer A, Käser P, Maurer A. New Developments of Ceramic Foam as a Diesel Particulate Filter. In: SAE Technical Paper Series.
- [7] Wöhler M, Reichert G, Kirchhof J, Schwabl M, Schmidl C, Haslinger W. Performance of a catalyst in a test stand under conditions similar to a stove. Presentation at World Sustainable Energy Days 2013.
- [8] Ozil F, Tschamber V, Haas F, Trouvé G. Efficiency of catalytic processes for the reduction of CO and VOC emissions from wood combustion in domestic fireplaces. *Fuel Processing Technology*. doi:10.1016/j.fuproc.2009.03.019 2009;90(9):1053–61.
- [9] Hukkanen A, Kaivosoja T, Sippula O, Nuutinen K, Jokiniemi J, Tissari J. Reduction of gaseous and particulate emissions from small-scale wood combustion with a catalytic combustor. *Atmospheric Environment*. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.01.016 2012;50:16–23.
- [10] Bindig R, Butt S, Hartmann I, Matthes M, Thiel C. Application of Heterogeneous Catalysis in Small-Scale Biomass Combustion Systems. *Catalysts*. doi:10.3390/catal2020223 2012;2(4):223–43.
- [11] Bachmaier H, Hartmann H, Schmidl C. Flue Gas Catalysts for Wood Combustion: Test Stand Results: Proceedings of 22nd European Biomass Conference and Exhibition: ETA-Florence Renewable Energies; 2014.
- [12] Reichert G, Schmidl C, Haslinger W, Schwabl M, Moser W, Aigenbauer S, Wöhler M, Hochenauer C. Investigation of user behavior and assessment of typical operation mode for different types of firewood room heating appliances in Austria. *Renewable Energy*. doi:10.1016/j.renene.2016.01.092 2016;93:245–54.



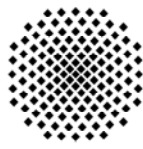
7 Anhang

Im Folgenden werden alle durchgeführten Versuchsabbrände aufgelistet. Insgesamt wurden für diese Studie 96 Abbrände an 13 Tagen durchgeführt (Gesamtversuchsdauer rund 80 Std.). Die in Spalte 3 genutzten Abkürzungen sind in Abbildung 14 beschrieben.

ID	Phase	Konfiguration	CO	OGC	PM	O ₂	T _{FG}	η
			[mg/m ³ _{13vol.-%O₂}]			[vol.-%]	[°C]	[%]
1	Startphase	SC	3911	295	94	16,7	184	71,5
2	Startphase	SC	3419	235	108	16,5	179	73,8
3	Startphase	SC	4303	316	90	17,2	176	69,9
4	Startphase	SC	2397	113	64	16,4	232	66,6
5	Startphase	SC	2532	163	64	16,5	233	66,2
6	Startphase	SC	5322	779	94	18,2	186	61,1
7	Volllast	SC	1253	87	34	15,0	243	72,1
8	Volllast	SC	1302	144	53	14,9	250	71,4
9	Volllast	SC	1383	86	51	14,7	236	73,9
10	Volllast	SC	1275	87	39	14,8	248	72,1
11	Volllast	SC	1235	130	44	14,7	254	71,8
12	Volllast	SC	1040	91	35	14,8	261	71,2
13	Volllast	SC	921	50	29	16,7	261	72,1
14	Volllast	SC	1307	76	32	16,5	263	71,4
15	Volllast	SC	1772	104	43	14,9	256	70,4
16	Volllast	SC	1507	150	47	15,2	253	69,7
17	Teillast	SC	1200	42	42	14,4	245	73,7
18	Teillast	SC	1322	61	33	14,4	246	73,6
19	Teillast	SC	1498	62	27	14,9	258	70,3
20	Teillast	SC	1919	74	42	14,4	234	70,9
21	Teillast	SC	1569	123	56	14,4	243	72,9
22	Startphase	DYI	4360	498	143	17,1	166	72,3
23	Startphase	DYI	3756	256	104	16,6	177	73,2
23	Startphase	DYI	3284	170	92	15,8	203	73,2
24	Startphase	DYI	2654	197	63	16,7	225	65,9
25	Startphase	DYI	1790	94	64	16,1	249	66,1
26	Startphase	DYI	2714	178	66	16,3	250	64,9
27	Volllast	DYI	1897	178	59	15,6	242	69,5
28	Volllast	DYI	1603	121	46	15,2	256	69,4
29	Volllast	DYI	1071	49	38	14,4	271	70,9
30	Volllast	DYI	2094	163	48	15,7	251	67,4
31	Volllast	DYI	948	82	48	14,5	265	71,1
32	Volllast	DYI	1230	82	27	14,9	270	68,8
33	Volllast	DYI	1300	87	25	17,1	267	70,6
34	Volllast	DYI	1093	66	41	16,6	282	70,0
35	Volllast	DYI	1463	75	39	14,9	266	69,2
36	Volllast	DYI	1320	126	48	14,5	276	69,9
37	Teillast	DYI	1785	66	39	14,8	252	71,6
38	Teillast	DYI	1010	83	47	13,9	260	73,8
39	Teillast	DYI	2311	48	28	14,8	265	69,6
40	Teillast	DYI	1950	162	80	14,8	245	71,9
41	Teillast	DYI	2111	76	54	13,9	260	72,9
42	Startphase	LS	1621	77	92	15,3	160	81,2
43	Startphase	LS	1474	59	73	14,4	186	80,4
44	Startphase	LS	1832	84	52	15,8	252	66,7
45	Startphase	LS	1376	64	85	15,2	264	68,3
46	Volllast	LS	1064	65	24	14,1	262	72,8
47	Volllast	LS	1238	76	25	15,6	252	68,1



48	Volllast	LS	1397	107	33	15,3	256	69,1
49	Volllast	LS	1230	95	41	15,4	251	69,2
50	Volllast	LS	1405	51	31	15,3	258	69,4
51	Volllast	LS	1283	41	25	14,4	249	67,7
52	Volllast	LS	1537	119	34	15,7	241	69,3
53	Volllast	LS	964	66	30	15,0	251	71,3
54	Teillast	LS	1824	46	23	15,3	232	71,7
55	Teillast	LS	1055	36	35	15,0	248	71,5
56	Teillast	LS	1908	58	41	15,3	234	72,3
57	Teillast	LS	1667	59	48	15,0	244	70,7
58	Startphase	DYII	1810	72	69	15,1	160	81,4
59	Startphase	DYII	2214	84	102	15,3	164	80,2
60	Startphase	DYII	1521	74	68	15,4	256	68,1
61	Startphase	DYII	1561	64	67	15,7	257	67,1
62	Volllast	DYII	1329	38	51	14,4	274	70,1
63	Volllast	DYII	1177	60	37	15,1	255	70,2
64	Volllast	DYII	1481	87	51	14,7	267	69,4
65	Volllast	DYII	1803	165	49	15,1	257	69,6
66	Volllast	DYII	1381	67	79	15,1	258	68,3
67	Volllast	DYII	1750	202	52	15,3	246	68,4
68	Volllast	DYII	1562	59	48	14,9	263	69,3
69	Volllast	DYII	1388	112	39	14,7	257	71,3
70	Teillast	DYII	2246	107	50	15,4	229	71,6
71	Teillast	DYII	3076	70	37	15,8	233	68,3
72	Teillast	DYII	1600	67	55	15,4	228	73,6
73	Teillast	DYII	2321	288	85	15,8	203	72,5
74	Startphase	WK	1140	166	66	15,7	181	77,8
75	Startphase	WK	1176	115	66	15,7	181	77,6
76	Startphase	WK	805	55	68	15,0	264	69,6
77	Startphase	WK	646	66	47	15,4	255	69,2
78	Volllast	WK	313	31	40	13,9	266	73,7
79	Volllast	WK	539	87	32	14,3	262	72,8
80	Volllast	WK	320	44	28	13,8	272	73,6
81	Volllast	WK	463	65	28	13,8	269	73,5
82	Volllast	WK	292	37	33	15,7	278	73,5
83	Volllast	WK	355	47	32	15,7	275	72,9
84	Volllast	WK	305	34	32	13,7	279	73,1
85	Volllast	WK	422	47	32	13,4	280	73,6
86	Teillast	WK	457	34	31	14,0	255	74,6
87	Teillast	WK	579	45	40	13,3	263	75,6
88	Teillast	WK	746	53	58	14,0	256	75,1
89	Teillast	WK	557	39	43	13,3	258	74,3
90	Typenprüfung	SC	1120	67	33	17,2	277	70,5
91	Typenprüfung	SC	735	37	21	13,8	289	71,5
92	Typenprüfung	SC	812	38	29	13,9	282	71,6
93	Typenprüfung	SC	1293	80	20	14,2	283	70,4
94	Typenprüfung	DYI	651	49	25	15,8	284	72,8
95	Typenprüfung	DYI	982	51	35	12,9	306	71,9
96	Typenprüfung	DYI	999	66	28	12,8	314	71,7
97	Typenprüfung	DYI	801	45	35	12,9	311	71,8
Abkürzungen: λ ... Lambda, T_{FG} ...Abgastemperatur, η ... Wirkungsgrad, HO...Heizleistung								



Durchführung von Messungen an einer ausgewählten Sekundärmaßnahme für kleine Biomassefeuerungen



Institut für Feuerungs- und
Kraftwerkstechnik (IFK)

**Durchführung von Messungen an einer ausgewählten Sekundärmaßnahme
für kleine Biomassefeuerungen**

Dr.-Ing. Michael Struschka

Dipl.-Ing. Julia Goy

M.Sc. Winfried Juschka

Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik (IFK)

Universität Stuttgart

Pfaffenwaldring 23, 70569 Stuttgart

Tel.: +49 711 685 6 8275

ifk@ifk.uni-stuttgart.de

<http://www.ifk.uni-stuttgart.de>

Messungen im Auftrag des
Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg
(Kernerplatz 9, 70182 Stuttgart) und der
Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW)
(Griesbachstr. 1, 76185 Karlsruhe)

Dezember 2016

Inhalt

1	Einleitung.....	170
2	Versuchsaufbau und Durchführung.....	171
2.1	Feuerungsprüfstand.....	171
2.2	Eingesetzte Geräte	172
2.2.1	Einzelraumfeuerstätte.....	172
2.2.2	Sekundärmaßnahme	173
2.2.3	Messtechnik.....	175
2.3	Versuchsdurchführung.....	178
2.4	Versuchsprogramm	180
3	Ergebnisse.....	183
3.1	Mittelwerte für die untersuchten Betriebszustände.....	183
3.2	Normalbetrieb	184
3.3	Betrieb mit reduzierter Leistung	189
3.4	Betrieb mit reduzierter Luftzufuhr	193
3.5	Betrieb im Zwischenabbrand	197
3.6	Messungen mit zusätzlicher Abscheidestrecke	198
3.7	Einflussgrößen auf den Abscheidegrad	199
3.8	Bewertung des Abscheidegrades nach DIN spec 33999	203
3.9	Staubmessungen nach Elektroabscheidern	206
3.9.1	Wiedereintrag von Partikeln	206
3.9.2	Ablagerungen an der Staubprobenahmesonde	207
3.9.3	Verdünnung durch Spülluft.....	208
4	Zusammenfassung	209
5	Quellenverzeichnis	210
6	Anhang.....	211

1 Einleitung

Zur Schließung von Wissenslücken für die Bewertung von Sekundärmaßnahmen für kleine Biomassefeuerungen sollen Messungen an einem Kleinelektrofilter im Einsatz an einer Einzelraumfeuerung an einem Technikums-Prüfstand durchgeführt werden.

Für die Untersuchungen wurde der Kleinelektrofilter OekoTube des Hersteller OekoSolve AG verwendet, der von Schröder Abgastechnologie für die Untersuchungen zur Verfügung gestellt wurde und laut Herstellerangaben für alle Holzfeuerungen mit einer Leistung bis 40 kW geeignet ist. Der Elektrofilter wird am Schornsteinende montiert und soll in Verbindung mit einem Kaminofen vom Typ Modena des Herstellers Hase Kaminofenbau GmbH eingesetzt werden. Mit den Untersuchungen sollen Wissenslücken hinsichtlich des Betriebs- und Abscheideverhaltens derartiger Elektrofilter geschlossen werden. Bei den Untersuchungen sollen die Abbrandbedingungen und der Prüfablauf variiert werden.

Außerdem soll bewertet werden, ob unmittelbar nach dem Elektrofilter auch Staubmessungen durchgeführt werden können oder ob durch die vorhandene Restladung der Partikel eine zu große Messunsicherheit verursacht wird.

Der vorhandene Feuerungsprüfstand soll für den Einsatz des Elektrofilters umgebaut werden. Hierzu soll im Wesentlichen am Schornsteinende der Elektrofilter mit Messstrecke eingebaut werden. Im Rahmen von Vorversuchen sollen die notwendigen Rahmenbedingungen für das Gerät eingestellt und ein standardisierter Prüfablauf festgelegt werden. In Abstimmung mit allen Projektbeteiligten soll ein detailliertes Versuchsprogramm ausgearbeitet werden.

In diesem Messbericht werden die verwendeten Geräte (Elektrofilter und Kaminofen), Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung, Ergebnisse und Schlussfolgerungen dargestellt.

2 Versuchsaufbau und Durchführung

Die Messungen sollen an einem Feuerungsprüfstand für Kleinfeuerungen im Technikum des IFK stattfinden. Nachfolgend werden die Einzelheiten hierzu beschrieben.

2.1 Feuerungsprüfstand

Beim verwendeten Prüfstand handelt es sich um einen Feuerungsprüfstand für biomassebetriebene Kleinfeuerungen. Für den Einsatz eines Kleinelektrofilters wird der reguläre Prüfstand um die notwendigen Komponenten erweitert, vor allem um den Elektrofilter selbst und die für die Messung hinter dem Elektroabscheider benötigte Reingas-Messstrecke.

Über eine Abgashaube ist die Feuerung vom Rauchgasfördergebläse entkoppelt, so dass ein druckloser, naturzuggetriebener Betrieb realisiert ist. Über das Fördergebläse kann das Niveau des Schornsteinunterdruckes eingestellt werden.

Der Prüfstand ist in Abbildung 2.1 dargestellt. Nach der Feuerung befindet sich die Messstrecke 1 (Rohgas) und im Anschluss daran der Abscheider. Unmittelbar danach folgt die Messstrecke 2 (Reingas). Die notwendigen Ein- und Auslaufstrecken nach VDI 2066 Blatt 1 (2006) sind eingehalten. Die Messstrecke 2 befindet sich direkt am Ende des Elektrofilters, da eine weiter weg versetzte Messstrecke eine zusätzliche Abscheidefläche zur Folge hätte, die im realen Einsatz einen solchen Abscheiders nicht vorhanden wäre. Dies entspricht auch den Vorgaben der DIN spec 33999 (2014) für Messungen mit Schornsteinaufsatzabscheidern, um Ergänzungsmessungen zur Ermittlung der Staubabscheidung in der zusätzlichen Abscheidefläche zu vermeiden.

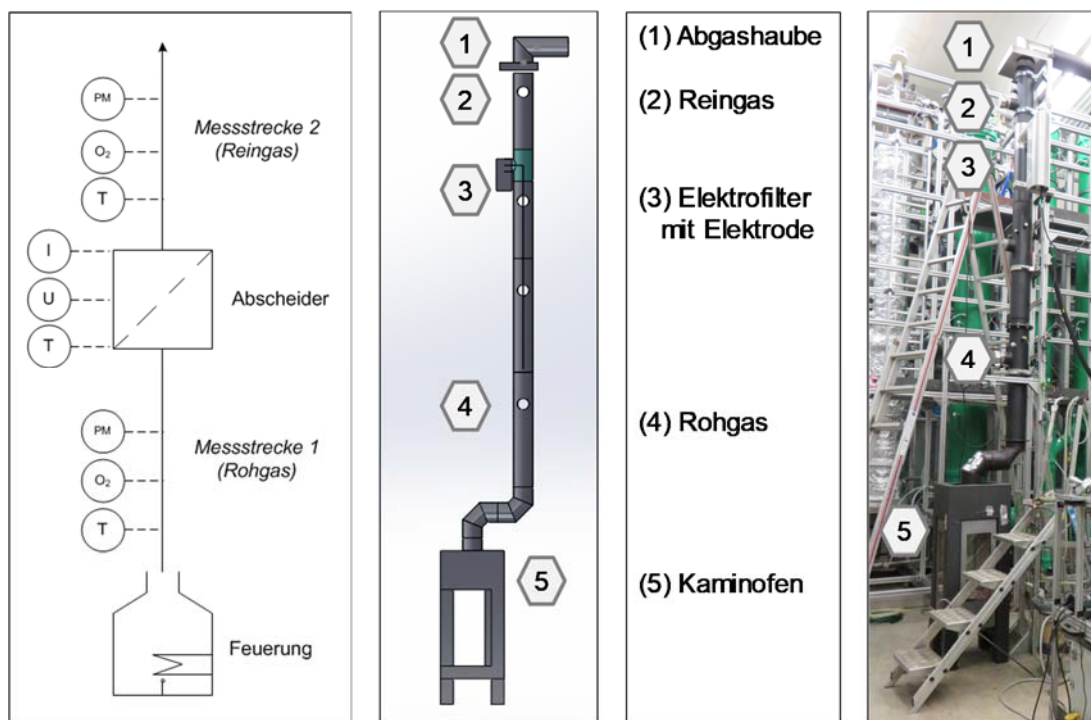


Abbildung 2.1 Prüfstand: links: Schema mit Messstrecken; mittig: Planungsansicht; rechts: Foto des Prüfstands im Technikum

In Abbildung 2.2 ist der Prüfstand nochmals schematisch mit Höhenangaben dargestellt.

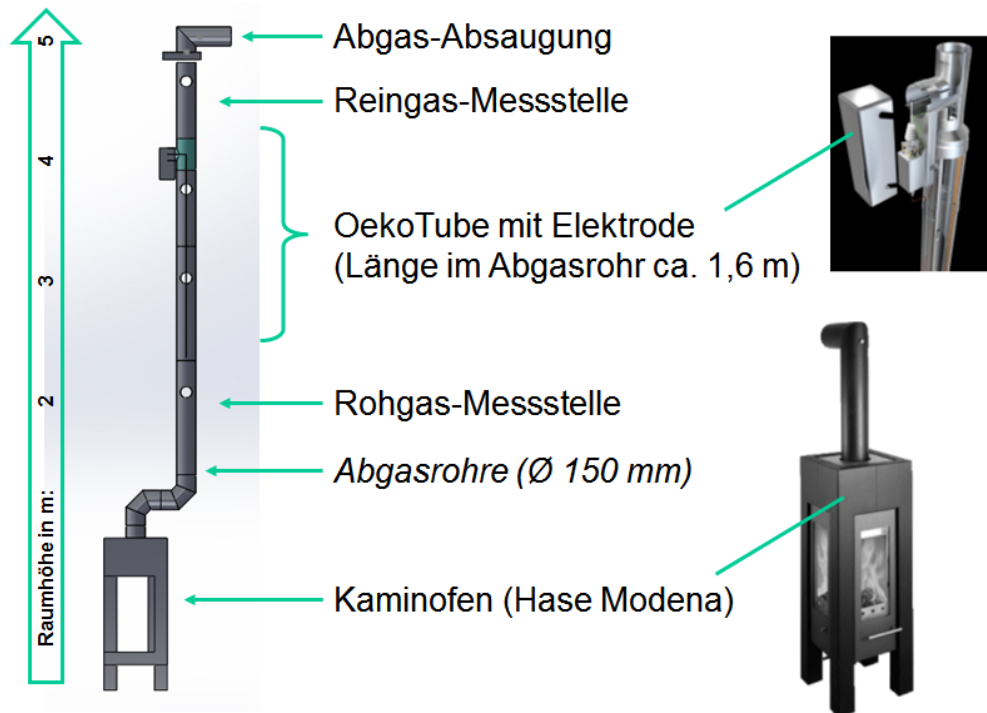


Abbildung 2.2 Prüfstand schematisch mit Höhenangaben (Foto Kaminofen: Hase, 2011)

2.2 Eingesetzte Geräte

Im Folgenden Abschnitt werden die für die Messungen verwendete Feuerung, die Sekundärmaßnahme und auch die eingesetzte Messtechnik beschrieben.

2.2.1 Einzelraumfeuerstätte

Bei der eingesetzten Einzelraumfeuerstätte handelt es sich um einen Kaminofen Typ Modena der Firma Hase Kaminofenbau GmbH mit einer Nennwärmeleistung von 8 kW, siehe Abbildung 2.3 (Hase, 2011). Der Kaminofen besitzt drei Sichtscheiben und einen Rost und ist zur Verbrennung von stückigen Brennstoffen geeignet. Der Kaminofen wird in einer handelsüblichen Ausstattung verwendet.

Durch zwei Verbrennungsluftschieber am Gerät kann die Luftzufuhr eingestellt werden. Die Einstellung von Primärluft und Sekundärluft erfolgt separat voneinander. Der Brennstoffrost kann über einen zusätzlichen Bedienhebel geöffnet oder geschlossen bzw. gerüttelt werden.

Das Gerät ist vom Hersteller für den Betrieb von naturbelassenem, stückigem Holz in Form von Buchenscheitholz, Holzbriketts und Braunkohlenbriketts zugelassen. Ein Auszug aus der Bedienungsanleitung für die Geräteeinstellung bei Nenn- oder Teillastbetrieb ist in Tabelle 2.1 enthalten (Hase, 2011).


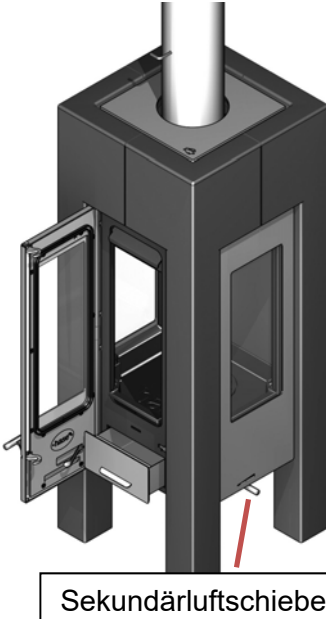
Kaminofen Foto	Kaminofen Zeichnung	Technische Daten
		<p>Nennwärmeleistung 8 kW Kleinste Leistung 4,1 kW</p> <p>Auszug Prüfung: CO₂-Gehalt: 8,64 Vol% CO-Gehalt * 1.125 mg/m³ Staubgehalt *: 62 mg/m³ Wirkungsgrad 79 %</p> <p>(* bei 13 Vol% O₂)</p>

Abbildung 2.3 Kaminofen Typ Modena der Firma Hase Kaminofenbau GmbH (Auszug aus Hase, 2011)

Tabelle 2.1 Kaminofen Typ Modena der Firma Hase Kaminofenbau GmbH - Auszug aus Bedienungsanleitung (Hase, 2011)

Einstellungen mit Nennlast		Einstellungen mit reduzierter Leistung	
Nachlegen / Heizen mit Nennleistung		Heizen mit kleiner Wärmeleistung	
Vorgehensweise	Stellung der Bedienelemente	Vorgehensweise	Stellung der Bedienelemente
Primärluft und Sekundärluft einstellen	Primärluftschieber (I) ganz nach vorne ziehen. Sekundärluftschieber (II) auf Stellung 2	Primärluft schließen	Primärluftschieber (I) ganz nach vorne ziehen.
Feuerrost schließen	Feuerrostschieber [a] eindrücken	Sekundärluft einstellen	Sekundärluftschieber (II) auf Stellung 1
Zwei Holzzscheite von insgesamt ca. 2 kg mit der Stirnseite nach Vorne zeigend einlegen. Nur eine Lage Brennstoff nachlegen	Feuerraumtür öffnen	Feuerrost schließen	Feuerrostschieber hineinschieben
Feuerraumtür schließen		Zwei Holzzscheite mittig im Feuerraum (insgesamt ca. 1 kg) nachlegen	

2.2.2 Sekundärmaßnahme

Bei der eingesetzten Sekundärmaßnahme handelt es sich um einen Röhrenelektrofilter zur Partikelabscheidung auf der Schornsteinmündung, siehe Abbildung 2.4. Das Gerät besitzt eine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung („Bauartzulassung“) vom DIBt mit der Zulassungsnummer Z-7.4-3451 vom 26.2.2015 (DIBt, 2015).

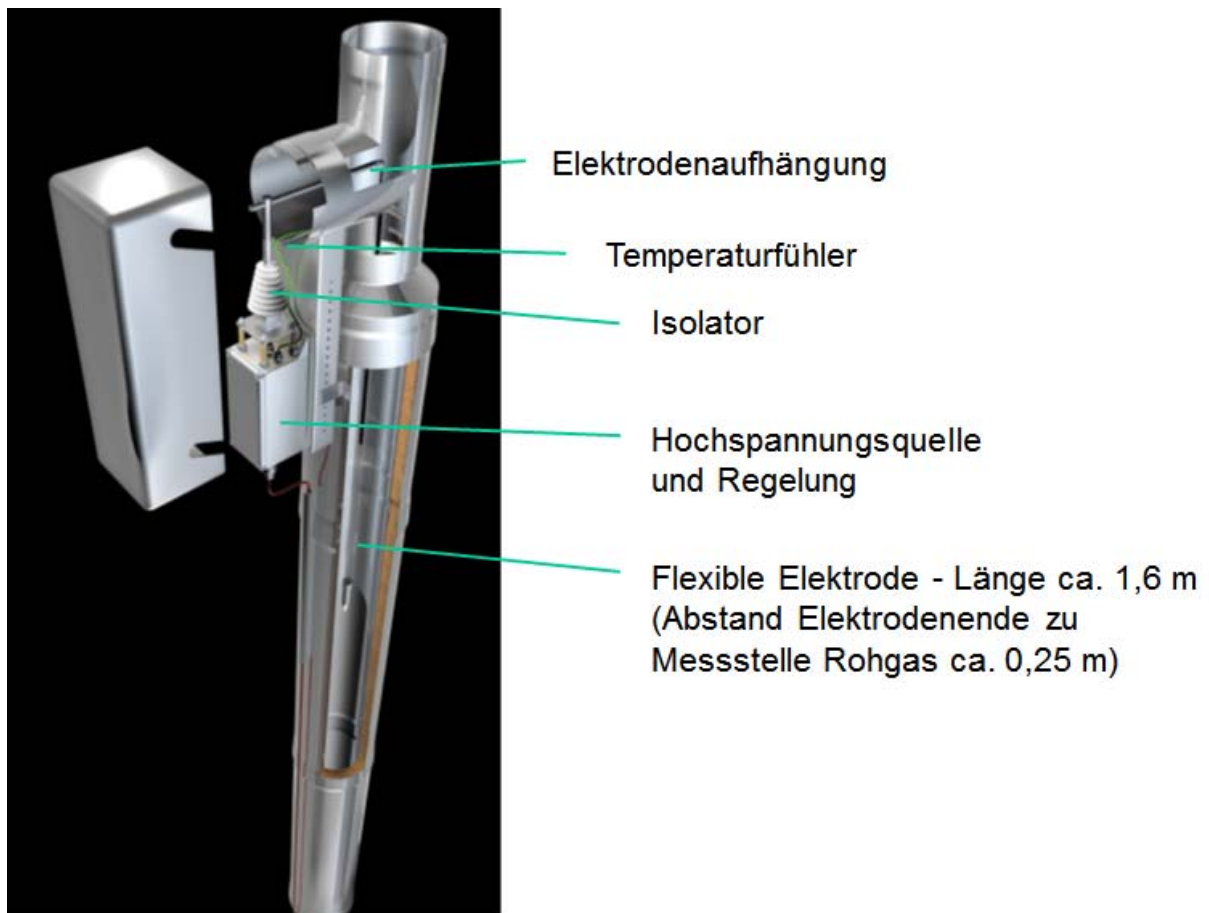


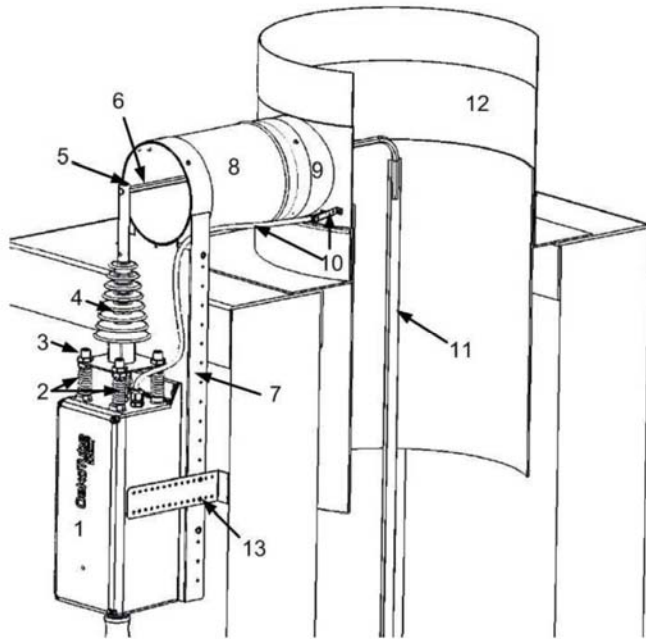
Abbildung 2.4 Aufbau des Feinstaubfilters OekoTube (Schröder, 2014)

Der Abscheider besteht aus einem T-Stück, durch das eine ca. 1,6 m lange Elektrode in das Abgasrohr eingebracht ist. Die Rohrstrecke unterhalb des Abscheiders muss ausreichend senkrecht verlaufen. Die Elektrode ist schwingend gelagert und über einen Isolator mit dem Hochspannungsnetzteil in der außenliegenden Steuereinheit verbunden. Durch einen Magnetschalter wird sichergestellt, dass ein Betrieb des Gerätes nur bei geschlossener Schutzabdeckung möglich ist. An der Steuereinheit ist ebenfalls ein Thermoelement angeschlossen, welches in das Abgasrohr montiert wird, um die Abgastemperatur zu überwachen. Die so erfasste Abgastemperatur dient als Steuergröße, um die Hochspannung ab einer festgelegten Temperaturschwelle ein- oder abzuschalten.

Laut Herstellerinformationen (Schröder, 2014)

- ist der Abscheider für alle Holzfeuerungen mit einer Leistung kleiner als 40 kW geeignet und wird auf das Kaminende montiert
- weist der Abscheider einen geprüften Abscheidegrad von 95 % auf (bei gemauerten Kaminen ohne metallisches Kernrohr kann die Abscheidewirkung 5-7 % tiefer sein)
- ist der zuständige Schornsteinfeger zu informieren, damit dieser innerhalb des ersten Betriebsmonats eine Kontrolle des Gerätes vornimmt und das Reinigungsintervall festlegt.

Eine Detailansicht des Abscheiders ist in Abbildung 2.5 dargestellt.



- 1 Elektronikbox
- 2 Federn
- 3 Einstellmuttern
- 4 Isolator
- 5 Madenschraube zur Fixierung der sechskantigen Elektrodenhalterung (6)
- 6 Sechskantige Elektrodenhalterung
- 7 Konsole zur Befestigung der Elektronikbox
- 8 Verbindungsrohr
- 9 T-Stück-Stutzen
- 10 Halter für Temperaturfühler und Kabel
- 11 Flexible Elektrode
- 12 T-Stück
- 13 Montagewinkel

Abbildung 2.5 Detailansicht des Feinstaubfilters OekoTube (Schröder, 2014)

2.2.3 Messtechnik

Der eingesetzte Elektroabscheider verwendet Spülluft zur Freihaltung des Isolators. Dies führt zu einer Verdünnung des Abgases im Reingas mit Umgebungsluft. Um dies bei der Auswertung der Versuche und der Umrechnung der Emissionswerte auf einen Bezugssauerstoffgehalt berücksichtigen zu können, muss die Sauerstoffkonzentration im Reingas zusätzlich erfasst werden. Die CO₂-Konzentration im Reingas wird zu Kontrollzwecken ebenfalls gemessen. In Tabelle 2.2 sind die erfassten Messgrößen bei den Untersuchungen und in Tabelle 2.3 sind Angaben zu den verwendeten Gasanalysatoren aufgelistet.

Tabelle 2.2 Messgrößen (kontinuierliche und diskontinuierliche) für die Untersuchungen

Feuerung	Brennstoffmenge (je Abbrand)
Rohgas	Temperatur Unterdruck (Schornsteinzug) O ₂ , CO ₂ , CO, VOC Staub
Elektroabscheider	Hochspannung Stromfluss Temperatur
Reingas	Temperatur O ₂ (CO ₂) und Staub
Umgebung	Temperatur Druck

Tabelle 2.3 Gemessene Gaskomponenten, Messprinzipien der Gasanalytoren und verwendete Prüfgaskonzentrationen

Messgröße	Messgerät	Messprinzip	Prüfgas	Messbereich
Rohgas				
CO ₂ [Vol%]	Binos 100 2M Rosemount	nicht dispersive Infrarotabsorption	12,1 Vol. %	0 - 20 Vol. %
CO [ppm]	Binos 100 Rosemount	nicht dispersive Infrarotabsorption	802 ppm	0 - 1.000 ppm
CO [Vol%]	Binos 100 2M Rosemount	nicht dispersive Infrarotabsorption	0,701 Vol. %	0 - 3 Vol. %
O ₂ [Vol%]	Oxynos 100 Rosemount	Paramagnetismus	9,99 Vol. %	0 - 25 Vol. %
VOC [ppm]	FID 123 Testa	Flammenionisation	79 ppm	0 - 1.000 ppm
Reingas				
O ₂ [Vol%]	Oxynos 100 Rosemount	Paramagnetismus	9,99 Vol. %	0 - 25 Vol. %
CO ₂ [Vol%]	Binos 100 Rosemount	nicht dispersive Infrarotabsorption	12,1 Vol. %	0 - 20 Vol. %

Die Staubmessungen erfolgten entsprechend dem Standardreferenzmessverfahren nach VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 (2006) in Verbindung mit der VDI-Richtlinie 4206 Blatt 2 (2015), in der die Anpassungen in der Messdurchführung an Kleinf Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe beschrieben ist. Beim Referenzmessverfahren wird ein Teilstrom dem Abgas entnommen und über einen Planfilter geleitet, der in ein Filterkopfgerät eingesetzt ist. Die Ablagerungen in der Entnahmesonde vor dem Filter werden durch Spülen gelöst und in Spügläschen aufgefangen. Die Spülflüssigkeit wird verdampft. Aus der Massendifferenz der Planfilter und der Spügläschen vor und nach der Probenahme und dem abgesaugten Volumen wird die Staubkonzentration im Abgas bestimmt.

Aufgrund der relativ geringen Durchmesser der Abgasrohre wurden bei den Messungen keine Netzmessungen durchgeführt und das Filterkopfgerät wurde stets außerhalb des Abgasrohres eingesetzt und auf eine definierte Temperatur elektrisch beheizt.

Für die Untersuchungen standen zwei identische Messaufbauten für die Staubprobenahme zur Verfügung, deren Zuverlässigkeit und Messgenauigkeit bereits ausführlich untersucht wurden (z.B. Schäfer, 2016).

Die schematische Darstellung eines Messaufbaus zeigt die Abbildung 2.6. Ein Teilvolumenstrom des Abgases wird isokinetisch im Kernstrom mit der Entnahmesonde (1) abgesaugt. Der enthaltene Staub wird auf dem Planfilter (2) im Filterkopfgerät abgeschieden. Die externe Heizvorrichtung (12) sorgt dafür, dass die Filtrationstemperatur, die mit einem Temperaturfühler (8) gemessen wird, nicht unter einen bestimmten Wert fällt. Anschließend gelangt der Teilvolumenstrom in einen Tropfenabscheider (3), wo kondensierte Feuchtigkeit in Form von Tröpfchen abgeschieden wird. Für die Trocknung des Teilvolumenstroms ist der anschließende mit Silicagel gefüllte Trockenturm (4) vorgesehen. Der Verdichter (5) fördert dann das trockene und abgekühlte Probegas zum Gaszähler (7), wo das Volumen, die

Temperatur (9) und der Druck (10) am Eintritt zum Gaszähler gemessen werden. Der Bypass an der Pumpe ist zur Regelung des Volumenstroms vorgesehen. Für kleine Volumenströme wird das Magnetventil (6) geöffnet und ein großer Teil des Volumenstroms wird im Kreis gefördert. Für große Volumenströme wird das Magnetventil geschlossen und der ganze Fördervolumenstrom gelangt zum Gaszähler. Die Regelung des Messaufbaus und die Erfassung der Mess- und Regelwerte erfolgt über ein Programm, das auf dem Programmiersystem LabVIEW des Herstellers National Instruments beruht.

Zur Überprüfung des Messaufbaus auf Leckagen wird vor jeder Messreihe eine Dichtheitsprüfung anhand eines festgelegten Kriteriums durchgeführt. Vor der Messung wird das Filterkopfgerät ausreichend aufgeheizt, um eine Kondensation von Wasserdampf in der Entnahmesonde und auf dem Filter zu verhindern. Nach der Probenahme wird die Sonde aus dem Abgaskanal entnommen, der Filterhalter mit dem belegten Planfilter ausgebaut und alle Bauteile vor dem Planfilter gespült.

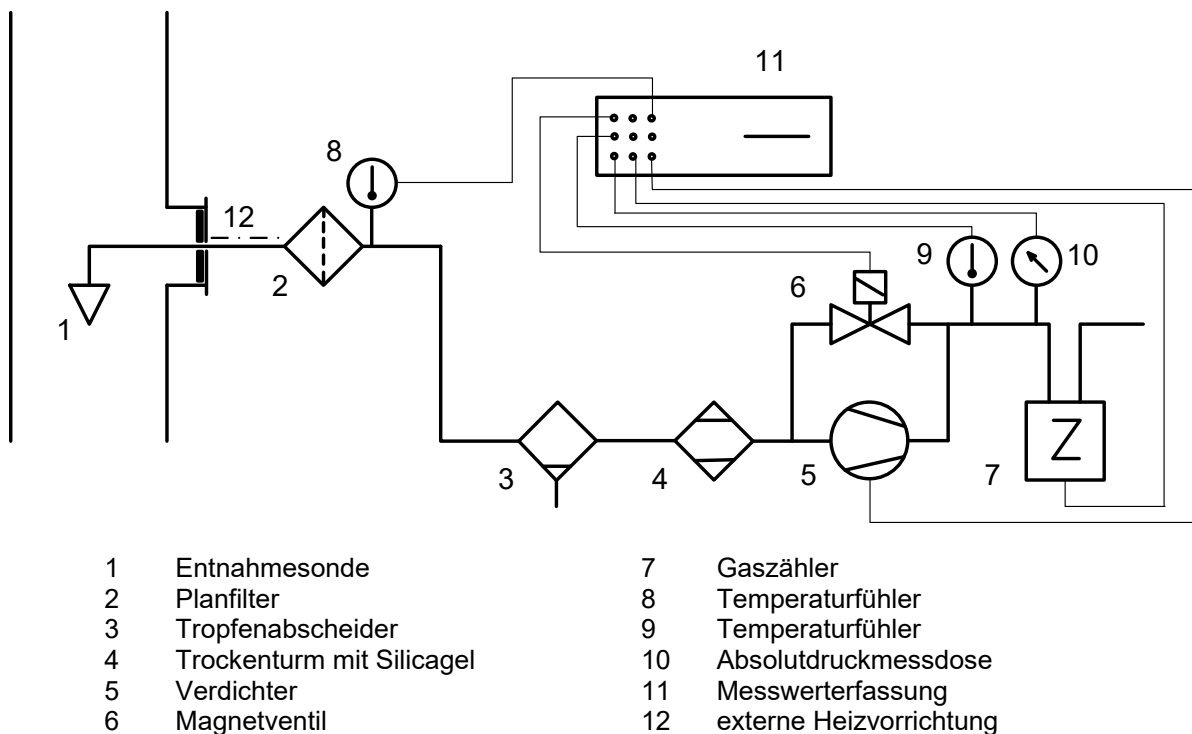


Abbildung 2.6 Schematische Darstellung eines Messaufbaus zur Staubprobenahme nach dem Standardreferenzmessverfahren

Das Standardreferenzmessverfahren nach VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 (2006) wurde für die Messungen an Kleinf Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe in einigen Punkten an die Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 (2015) angepasst, siehe hierzu Tabelle 2.4. Nach jeder Messung erfolgte eine Spülung der Entnahmesonde.

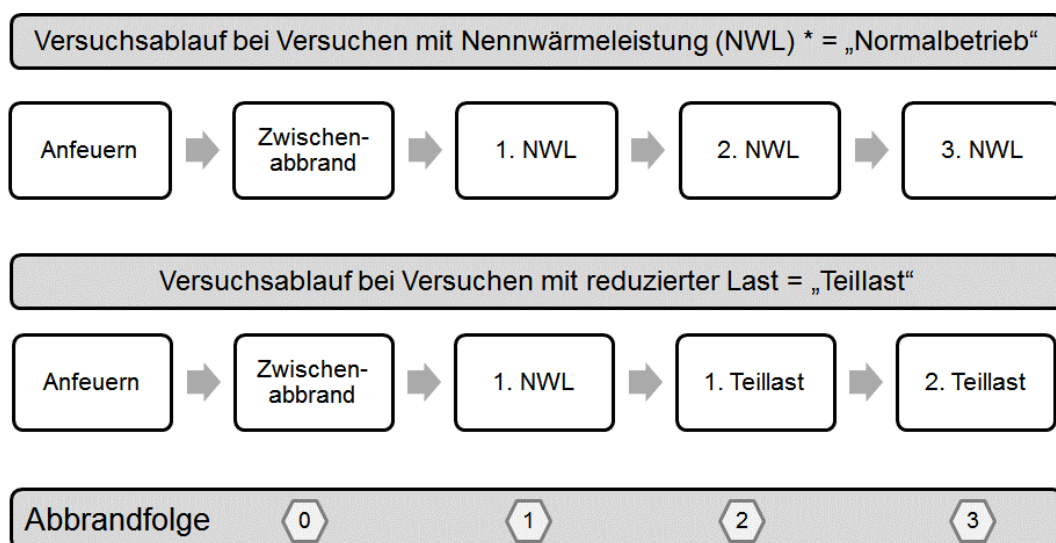
Tabelle 2.4 Staubmessungen im Geltungsbereich der 1. BImSchV (2010) nach VDI-Richtlinien 4206 Blatt 2 (2015) im Vergleich zur VDI 2066 Blatt 1 (2006)

Unterschiede bei	VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 (2006) (Standardreferenzmessverfahren)	VDI-Richtlinie 4206 Blatt 2 (2015) (Messungen bei Eignungsprüfung)
Probenahmedauer	30 min	15 min *
Vorbehandlung Filter	1 h bei 180 °C	1 h bei 110 °C ± 5 K
Vorbehandlung Spügläschen	1 h bei 180 °C	1 h bei 110 °C ± 5 K
Filtrationstemperatur	Rauchgastemperatur oder 160 °C	70 °C ± 5 K
Nachbehandlung Filter	1 h bei 160 °C	1 h bei 110 °C ± 5 K
Nachbehandlung Spügläschen	1 h bei 160 °C	1 h bei 110 °C ± 5 K
Spülvorgang	nach jeder Messreihe	nach jeder Messung
Spüflüssigkeit	destilliertes Wasser, Aceton	destilliertes Wasser sowie Lösung aus je 50 % Isopropanol und Aceton

* für Messungen an Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe, ausgenommen Einzelraumfeuerungsanlagen (hier: beträgt die Probenahmedauer 30 min)

2.3 Versuchsdurchführung

Der Versuchsablauf wird so festgelegt, dass eine Versuchsreihe jeweils an einem Tag durchgeführt werden kann. Jeder Versuchstag (siehe Abbildung 2.7) beginnt mit dem Anfeuern des Kaminofens mit 0,5 kg fein gespaltenem Anfeuerholz aus Weichholz. Danach erfolgt ein Zwischenabbrand mit kleineren Holzstücken (Buchenholz). Als erster richtiger Abbrand erfolgt dann der erste Versuch bei Nennwärmeleistung (1. NWL) mit Buchenholzstücken. Je nachdem erfolgen dann zwei weitere Versuche bei NWL oder es erfolgt der Wechsel auf einen Betrieb in Teillast.



* bei Versuchen mit Luftmangel wurde Versuchsablauf entsprechend Normalbetrieb durchgeführt

Abbildung 2.7 Versuchsablauf an einem Versuchstag je nach Wärmeleistung bei Nennwärmeleistung („Normalbetrieb“) oder bei reduzierter Leistung („Teillast“)

Die Bedienung des eingesetzten Kaminofens wurde, wenn möglich, entsprechend der Bedienungsanleitungen des Herstellers vorgenommen, siehe Tabelle 2.5. Der Rost war bei allen Versuchen voll geöffnet. Abbildung 2.8 zeigt die Einstellungen der Luftschieber am Kaminofen bei den durchgeführten Versuchen.

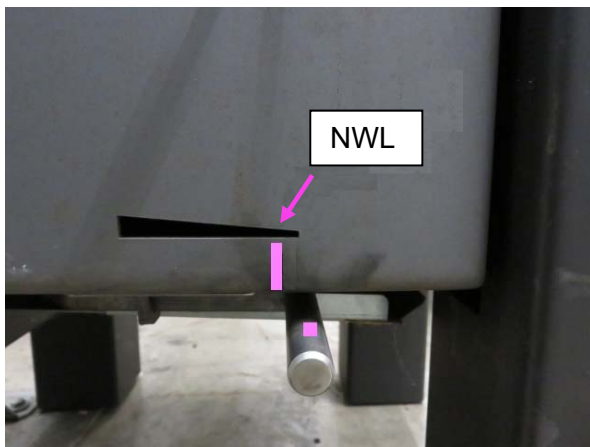
Tabelle 2.5 Bedienung des Kaminofens für die Versuche (angelehnt an die Empfehlung der Bedienungsanleitung (Hase, 2011))

Zustand	Brennstoff	Primärluft *	Sekundärluft *
Anheizen	0,5 kg feines Holz	offen	offen
Zwischenabbrand	ca. 1 kg (3 - 4 kleinere Holzscheite)	etwas schließen	offen
Nennwärmeleistung (Normalbetrieb)	2 kg (zwei Holzscheite)	fast geschlossen	zweite Einkerbung
Luftmangel **	2 kg (zwei Holzscheite)	fast geschlossen	fast geschlossen
Teillast	1 kg (zwei Holzscheite)	fast geschlossen	zweite Einkerbung

* für Position Luftschieber siehe Abbildung 2.8

** lt. Herstellerangaben nicht vorgesehen

Stellung Primärluftschieber



Stellung Sekundärluftschieber

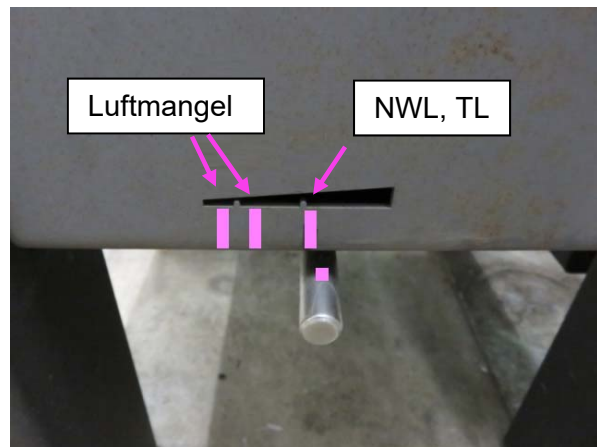


Abbildung 2.8 Einstellungen der Luftschieber am Kaminofen für die Abbrandversuche (NWL: Nennwärmeleistung bzw. Normalbetrieb, TL: Teillast)

Kriterium für das Nachlegen der nächsten Brennstoffcharge war jeweils eine CO₂-Konzentration im Rohgas von 3 Vol.%. Wurde diese CO₂-Konzentration am Abbrandende erreicht, war der Versuch zu Ende und die Restglut wurde geschürt und über der Fläche gleichmäßig verteilt. Nach dem Schüren wurde wiederum gewartet bis die CO₂-Konzentration diesen Wert erreicht hatte, dann wurde die nächste Holzcharge aufgegeben. Während des Chargenabbrandes erfolgten keine Eingriffe in den Verbrennungsablauf, d.h. es wurde weder die Luftmenge verändert noch wurde geschürt bzw. der Rost bewegt.

In Abbildung 2.9 ist die Anordnung des Holzes bei den Holzaufgaben (Anheizen, Zwischenabbrand und Nennwärmeleistung) gezeigt. Bei der Auflage von mehreren Holzstücken wurde darauf geachtet, dass diese jeweils in etwa dieselbe Masse und Abmessungen hatten.



Abbildung 2.9 Anordnung des Holzes im Feuerraum des Kaminofens (links: Anheizen, Mitte: Zwischenabbrand, rechts: Nennwärmeleistung bzw. Normalbetrieb)

Für die Messungen wurde, mit Ausnahme des feinen Anfeuerholzes (Nadelhölzer), ausschließlich luftgetrocknetes Buchenscheitholz mit (teilweise) anhaftender Rinde und einem Wassergehalt von 12,2 Massen-% verwendet.

Beim Elektroabscheider wurden folgende Einstellungen gewählt:

- Hochspannung: Vorgabe 24 kV (lt. Bedienungsanleitung geeignet für Abgasrohrdurchmesser 150 mm (Schröder, 2014))
- als Schwellentemperatur für das Einschalten der Hochspannung wurde die Temperaturdifferenz zwischen einer Vergleichstemperatur in der Elektronikbox des Abscheiders und der Abgastemperatur ($\Delta T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$) gewählt. Die Einschalttemperatur lag in den Versuchen bei ca. $50 \text{ }^\circ\text{C}$.

Nach Einbau des Elektrofilters wurde dieser in Vorversuchen in Betrieb genommen. Nach den Vorversuchen und während der Durchführung des Versuchsprogramms erfolgten keine Abreinigungen der Abgasrohre und damit der Abscheideflächen des Elektrofilters.

2.4 Versuchsprogramm

Bei den Versuchen wurden verschiedene Betriebsvarianten der Feuerung untersucht, wobei der Fokus auf einem normalen Betrieb nach Herstellerangaben lag. Dieser „Normalbetrieb“ stellt einen Betrieb mit Nennwärmeleistung und mit Lufteinstellungen weitestgehend nach Herstellerangaben dar. Der Normalbetrieb lässt also gute Verbrennungsbedingungen mit niedrigeren Emissionen erwarten.

Ausgehend hiervon wurden ebenfalls Versuche mit einem Betrieb bei reduzierter Leistung (Teillast) durchgeführt, da davon ausgegangen wird, dass dies in der Praxis häufig vorkommt. Die Teillast wird durch eine verringerte Brennstoffmenge je Abbrand eingestellt, wobei die Einstellungen zur Luftzufuhr gegenüber dem Normalbetrieb gleich bleiben.

Als weitere Variante wird ein Betrieb mit reduzierter Luftzufuhr untersucht, welcher einen Betrieb im Luftmangel und schlechten Verbrennungsbedingungen darstellt. Hier wird eine Brennstoffmenge wie für Nennwärmeleistung aufgegeben und die Luftzufuhr über die Sekundärluft deutlich reduziert. Die Schieberstellung für Primärluft wurde gegenüber den Versuchen mit Nennwärmeleistung nicht verändert. Für die Sekundärluftzugabe wurden zwei Schieberstellungen gewählt, um unterschiedlich schlechte Verbrennungsbedingungen einzustellen.

Neben den Betriebsbedingungen des Kaminofens wurden bei den Versuchen auch die Messintervalle der Staubmessung und die Auswertintervalle der kontinuierlichen Gasmessungen variiert. Grund hierfür sind unterschiedliche Vorgehensweisen bei der Typprüfung der Heizgeräte nach DIN EN 13240 (2005) in Verbindung mit der DIN CEN/TS 15883 (2009) sowie bei der Prüfung von Staubabscheidern nach der DIN spec 33999 (2014).

Diese Normen erfassen die tatsächlich vorliegenden Staubemissionen des Gesamtabbrandes in unterschiedlichen Anteilen durch die Anwendung unterschiedlicher Messintervalle. Diese unterscheiden sich sowohl im Messbeginn als auch in der Messdauer. Um zu verdeutlichen, inwieweit sich hierdurch die gemessenen Staubkonzentrationen ändern, wurden sowohl Probenahmen entsprechend der Typprüfung für die Feuerstätten als auch für die Staubminderungseinrichtungen durchgeführt. Im Vergleich hierzu wurden exemplarisch die gasförmigen Konzentrationen des gesamten Abbrandes ausgewertet, die praxisnahe Verhältnisse wiedergeben. Die unterschiedlichen Vorgaben sind in Tabelle 2.6 aufgeführt.

Tabelle 2.6 Charakterisierung der Messdauer für die Staubprobenahme im Projekt

Charakterisierung der Messdauer	Staubprobenahme	
	Start	Dauer
praxisnah (im Projekt nur für Gaskonzentrationen)	unmittelbar nach Brennstoffaufgabe	gesamter Abbrand
Typprüfung Raumheizer (DIN EN 13240 (2005) und für Staub nach DIN CEN/TS 15883, 2009)	3 min nach Brennstoffaufgabe	30 min
Prüfverfahren Staubminderungseinrichtungen (DIN spec 33999, 2014)	30 s nach Brennstoffaufgabe	15 min

Da es sich um Messungen an einer Staubminderungseinrichtung handelt, wird primär das Vorgehen nach DIN spec 33999 (2014) angewendet. Bei der Darstellung der Versuchsergebnisse wird das jeweilige verwendete Messintervall angegeben.

In Abbildung 2.10 ist das durchgeführte Versuchsprogramm für die Messungen am Kaminofen mit Elektrofilter mit den durchgeführten Versuchsreihen für den Normalbetrieb, den Teillastbetrieb und für den Betrieb bei Luftmangel zusammengefasst dargestellt.

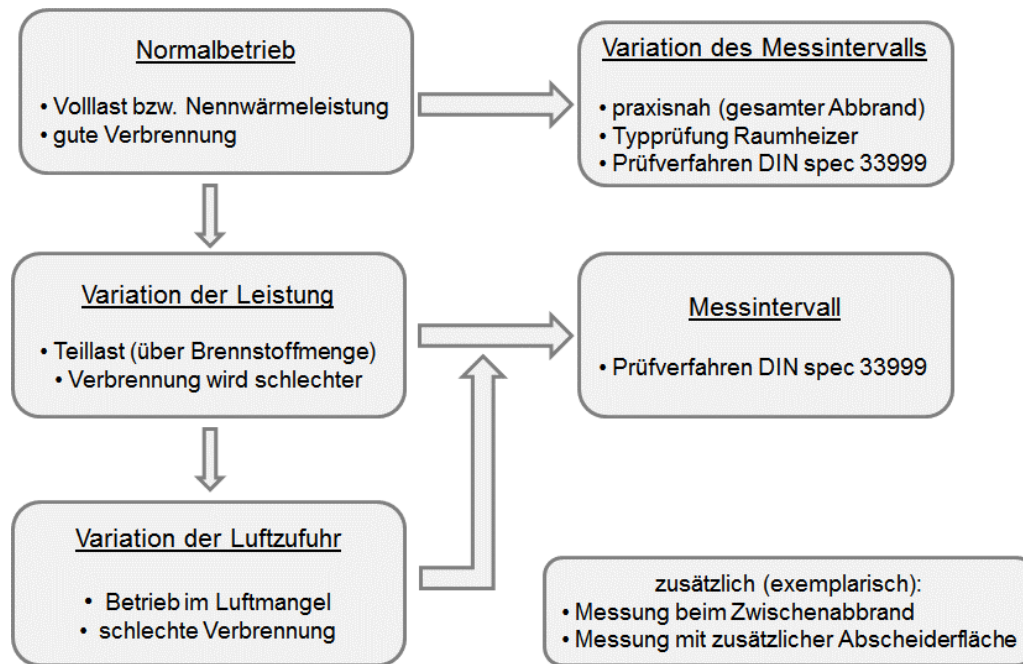


Abbildung 2.10 Versuchsprogramm bei Messungen am Kaminofen mit Elektrofilter

Exemplarisch wurden zusätzliche Messungen durchgeführt. Zum einen wurden die Emissionen des Zwischenabbrandes ermittelt und zum anderen wurde eine Messung mit einer zusätzlichen Abscheiderfläche nach dem Elektrofilter durchgeführt.

Diese ergab sich dadurch, dass der Prüfstand nach der Abgashaube (siehe Abbildung 2.1) als Verdünnungstunnel konzipiert ist und damit Messungen am Ende des Verdünnungstunnels möglich sind. Hierdurch ergibt sich eine weitere Abscheidestrecke von ca. 6 m bei einem Rohrdurchmesser von 150 mm. Über die Abgashaube erfolgt eine zusätzliche Abgasverdünnung mit Raumluft.

3 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Versuchsergebnisse unterschieden nach den untersuchten Betriebsbedingungen des Kaminofens (Normalbetrieb, Teillastbetrieb mit reduzierter Holzaufgabemenge und Luftmangelbetrieb durch reduzierte Luftzufuhr) dargestellt. Die detaillierten Messergebnisse für jeden der durchgeführten Versuche sind im Anhang aufgelistet.

Je Betriebsvariante erfolgen eine Darstellung eines typischen Versuchsablaufs und eine Zusammenstellung der je Versuch gemittelten Messwerte, unterschieden für Roh- und Reingas. Hierbei wird ggf. für die gasförmigen Messkomponenten unterschieden zwischen den Mittelwerten für die Staubprobenahme und für den Gesamtabbrand. Mit vorgestellt werden die ergänzenden Messungen für den Zwischenabbrand und mit zusätzlicher Abscheidestrecke nach dem Elektrofilter im Verdünnungstunnel.

Anhand der Untersuchungsergebnisse werden die Auswirkungen des Ofenbetriebs, der Abbrandfolge und des Messintervalls diskutiert. Außerdem wird die Qualität der Staubmessungen unmittelbar nach Elektrofilter bewertet.

3.1 Mittelwerte für die untersuchten Betriebszustände

In Tabelle 3.1 sind die Mittelwerte der Gas- und Staubkonzentrationen und des Abscheidegrades vom Elektrofilter in Abhängigkeit des Ofenbetriebs zusammengefasst dargestellt.

Tabelle 3.1 Mittelwerte der Gas- und Staubkonzentrationen und des Abscheidegrades vom Elektrofilter in Abhängigkeit des Ofenbetriebs

Mittelwerte für den Ofenbetrieb - für den Gesamtabbrand						
Rohgas	O ₂	CO ₂	CO	VOC *	bezogen auf 13 Vol.% O ₂	
	in Vol.%	in Vol.%	in mg/m ³	in mgC/m ³	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³
Normalbetrieb **	13,5	7,2	1.735	56	1.875	61
Teillast	14,4	6,5	1.412	85	1.719	103
Luftmangelbetrieb	11,4	9,6	4.857	251	3.809	195

Mittelwerte für den Ofenbetrieb - für die Dauer der Staubprobenahme							
Rohgas	O ₂	CO	VOC *	Staub	bezogen auf 13 Vol.% O ₂		
	in Vol.%	in mg/m ³	in mgC/m ³	in mg/m ³	Staub in mg/m ³	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³
Normalbetrieb **	9,9	1.446	114	74	53	1.033	81
Teillast	12,9	1.302	111	68	67	1.278	108
Luftmangelbetrieb	9,2	11.142	621	282	201	8.254	455

Mittelwerte für den Ofenbetrieb - für die Dauer der Staubprobenahme				
Reingas	O ₂	Staub	Staub in mg/m ³	Abscheidegrad
	in Vol.%	in mg/m ³	(bei 13 Vol% O ₂)	in %
Normalbetrieb **	17,9	19	51	8%
Teillast	19,4	10	49	26%
Luftmangelbetrieb	18,6	21	76	61%

* VOC bezogen auf Kohlenstoff und feuchtes Abgas

** nur Messintervalle nach Prüfverfahren DIN spec 33999 (2014) berücksichtigt

Hierbei wurden jeweils arithmetische Mittelwerte der dargestellten Größen aus allen Versuchen der jeweiligen Ofenbetriebsart (Normalbetrieb, Teillastbetrieb mit reduzierter Holzaufgabemenge und Betrieb bei Luftmangel) gebildet. Für den Normalbetrieb beinhalten die Mittelwerte nur Messergebnisse mit Messintervallen nach Prüfverfahren DIN spec 33999.

Im Teillastbetrieb nehmen, im Vergleich zur Nennwärmeleistung bzw. zum Normalbetrieb für den Gesamtabbrand im Rohgas, die O₂- und VOC-Konzentrationen zu und die CO-Konzentration leicht ab. Für die Messdauer der Staubprobenahme nehmen im Rohgas die Staub- und auch die CO-Konzentration gegenüber dem Normalbetrieb zu.

Im Luftmangelbetrieb nimmt die O₂-Konzentration gegenüber den beiden anderen Betriebszuständen sowohl im Gesamtabbrand als auch während der Dauer der Staubprobenahme im Rohgas deutlich ab. Hierdurch entstehen Luftmangelsituationen in den Reaktionsbereichen des Kaminofens, wodurch die CO-, VOC- und Staubkonzentrationen stark ansteigen. Im Reingas nimmt die O₂-Konzentration zu, da der über den Elektroabscheider als Spülluft zugeführte Luftvolumenstrom in etwa konstant bleibt und der Abgasvolumenstrom abnimmt.

Aufgrund unterschiedlicher Abscheidegrade des Elektrofilters steigen im Reingas die Staubkonzentrationen bei Teillast oder beim Luftmangelbetrieb nicht so stark an wie im Rohgas. Im Normalbetrieb werden im Mittel nur leicht positive Abscheidegrade bei der untersuchten Kombination von Elektrofilter und Kaminofen ermittelt. D.h. bereits abgeschiedene Stäube (aus dem aktuellen Abbrand oder auch aus Abbränden zuvor) bleiben nicht an der Rohrwand haften, sondern lösen sich im Abbrandverlauf wieder ab und werden ausgetragen.

Mit zunehmender Staubkonzentration infolge der Verschlechterung der Verbrennungsbedingungen ändern sich die Staubzusammensetzungen (Anteil von Teeren und teerartigen Substanzen nehmen zu) und damit die Staubeigenschaften. Die Folge ist eine verbesserte Haftung des bereits abgeschiedenen Staubes an der Wandung des Abgasrohres, wodurch der Wiedereintrag abnimmt und sich der Abscheidegrad erhöht.

3.2 Normalbetrieb

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Versuche im Normalbetrieb mit Variation des Messintervalls beschrieben. Im Normalbetrieb wurde der Kaminofen mit Nennwärmeleistung und einer angepassten Luftpfehlung betrieben. Hierbei liegen für die Feuerung gute Verbrennungsbedingungen vor, wodurch sich meist vergleichsweise geringe Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung (CO, VOC und Staub) ergeben.

Untersucht wurde hierbei die Auswirkung unterschiedlicher Messintervalle für die Staubmessung. Nach der Typprüfung für Raumheizer (DIN EN 13240 (2005) in Verbindung mit DIN CEN/TS 15883 (2009) für Staub) erfolgte die Staubprobenahme 3 min nach Brennstoffaufgabe für 30 Minuten. Unmittelbar nach der Brennstoffaufgabe auf eine vorhandene Grundglut bei einer CO₂-Konzentration von 3 Vol.% im Abgas (Rohgas) wurde die Fülltür geschlossen und 3 Minuten gewartet. Diese Zeit war für eine gute Zündung des Brennstoffes meist ausreichend, so dass beim Start der Staubprobenahme bereits eine gute Flammenbildung erkennbar war und höhere CO₂-Konzentrationen vorlagen. Am Ende der Staubprobenahme war auch meist die Hauptverbrennungsphase beendet und es erfolgte der Übergang zur Ausbrandphase, in deren Verlauf die CO-Konzentration dann deutlich ansteigt.

In Abbildung 3.1 sind typische Verläufe der Gaskonzentrationen im Rohgas des Kaminofens beim Normalbetrieb dargestellt. Bei diesem Abbrand handelt es sich um den dritten Versuch mit Nennwärmeleistung des Versuchstages (siehe auch Abbildung 2.7).

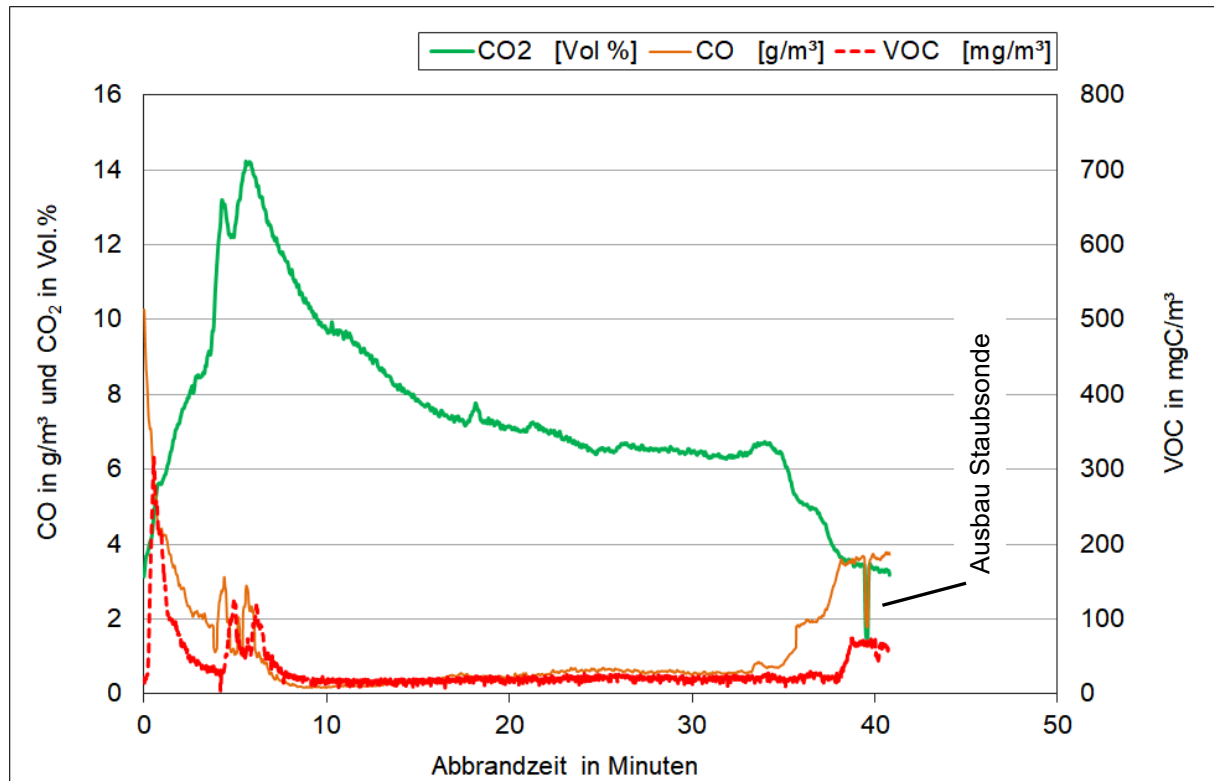


Abbildung 3.1 Verlauf der Gas-Konzentrationen im Rohgas des Kaminofens beim Normalbetrieb für den gesamten Abbrand (Versuch 03)

Die Zündung des neu aufgelegten Brennstoffes auf die Grundglut erfolgt innerhalb der ersten Minute des Abbrandes, meistens bereits nach spätestens 30 Sekunden. Der Abbrand beginnt mit der Anbrandphase und dem hierbei typischen Anstieg der CO- und VOC-Konzentrationen und der Zunahme der CO₂-Konzentration, die ein Maß für den Brennstoffumsatz ist. Nach dem sich die Flamme im Feuerraum weiter ausgebreitet hat und mit zunehmenden Temperaturen nehmen die Konzentrationen an Produkten der unvollständigen Verbrennung mit Beginn der Hauptverbrennungsphase ab. Im Verlauf der Hauptverbrennungsphase erreicht die CO₂-Konzentration ihr Maximum, dementsprechend geht der Luftüberschuss zurück. Steigt die CO₂-Konzentration hierbei zu stark an, können Luftmangelsituationen mit einem Anstieg von Produkten unvollständiger Verbrennung entstehen.

Gegen Ende des Abbrandes mit Beginn der Ausbrandphase steigt die CO-Konzentration wieder an. Die CO₂-Konzentration sinkt langsam aber stetig ab, dementsprechend nimmt der Luftüberschuss zu. Sind in dieser Verbrennungsphase noch geringe Reste von nicht vollständig entgastem Brennstoff vorhanden, steigt die VOC-Konzentration wieder etwas an.

Der Elektroabscheider wurde bei allen Versuchen im selben Betriebsmodus betrieben. Es traten hierbei keine Fehlermeldungen oder Ausfälle auf. In Abbildung 3.2 sind typische Verläufe der Spannung U und des Stromes I sowie der Temperatur im Abgas für den Elektrofil-

ter beim Normalbetrieb des Kaminofens während des gesamten Abbrandes gezeigt. Mit aufgeführt ist das Statussignales (1 = ein, 0 = aus) für den Filterbetrieb.

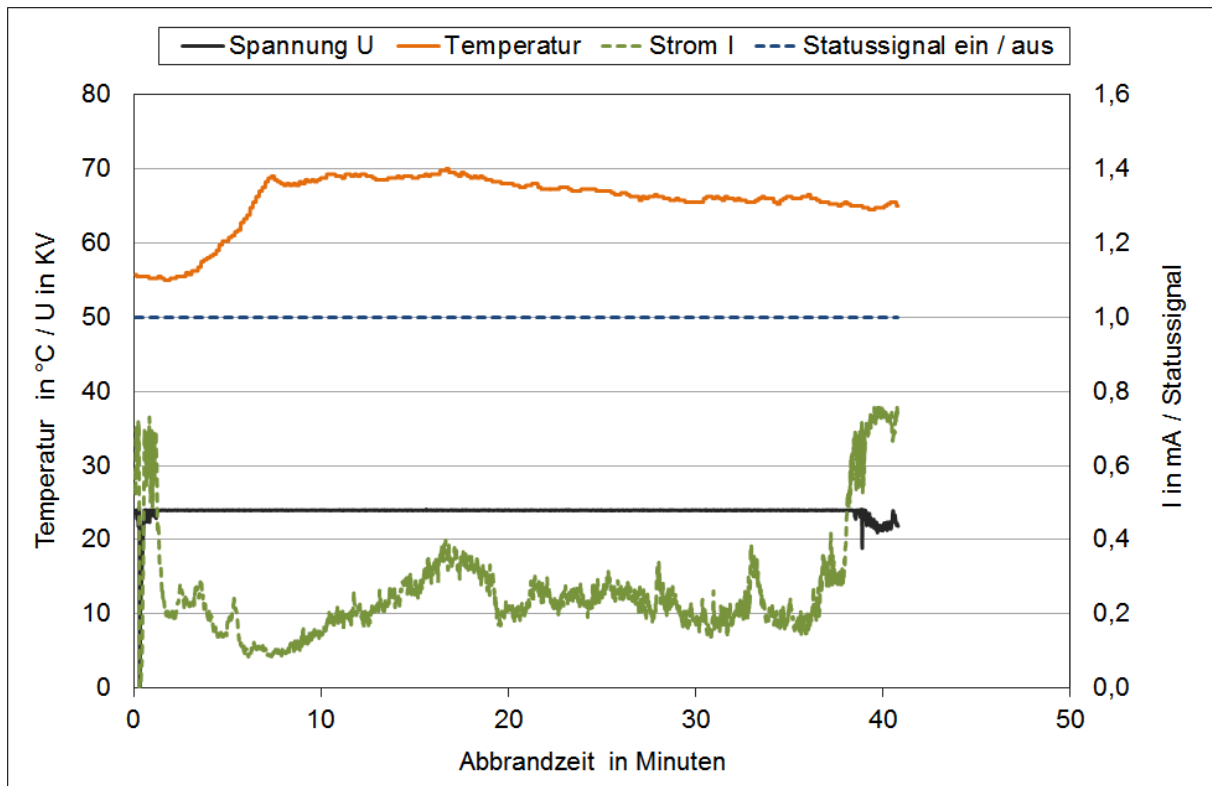


Abbildung 3.2 Verlauf der Spannung U und des Stromes I sowie der Temperatur im Abgas für den Elektrofilter sowie des Statussignales (1 = ein, 0 = aus) beim Normalbetrieb des Kaminofens während des gesamten Abbrandes (Versuch 03)

Der Elektrofilter war während des gesamten Abbrandes in Betrieb und die Spannung an der Elektrode lag meistens beim Sollwert von 24 kV. Während der Anbrandphase und in geringem Maße beim Ausbau der Staubsonde traten Schwankungen bei der Elektrodenspannung auf, die mit höheren Stromflüssen einhergingen.

Die Mittelwerte der CO- bzw. VOC-Konzentrationen der Versuche für den Normalbetrieb sind in Abbildung 3.3 und Abbildung 3.4, unterschieden nach Gesamtabbrand und den Messintervallen für die Staubmessung nach Typprüfung Raumheizer bzw. Prüfverfahren DIN spec 33999, aufgeführt. Sowohl in der Versuchsreihe für die Probenahme nach Typprüfung als auch nach DIN spec 33999 wurden jeweils 3 Abbrände bei Nennwärmeleistung durchgeführt. Allerdings traten beim dritten Abbrand für die Probenahme nach Prüfverfahren DIN spec 33999 wesentlich höhere Emissionen im Vergleich zu den ersten beiden Abbränden auf, weshalb dieser Abbrand dem Betrieb bei Luftmangel zugeordnet wurde.

Die mittleren CO-Konzentrationen für die Staubprobenahme nach Typprüfung und für DIN spec 33999 unterscheiden sich nur wenig und sind deutlich niedriger als die Mittelwerte für den Gesamtabbrand. Beim Gesamtabbrand werden die CO-Spitzen in der Anbrandphase und der CO-Anstieg in der Ausbrandphase vollständig erfasst. Ebenso wie beim Gesamtabbrand nehmen für die Dauer der Staubprobenahme die jeweils gemittelten CO-Konzentrationen mit zunehmender Abbrandfolge ab.

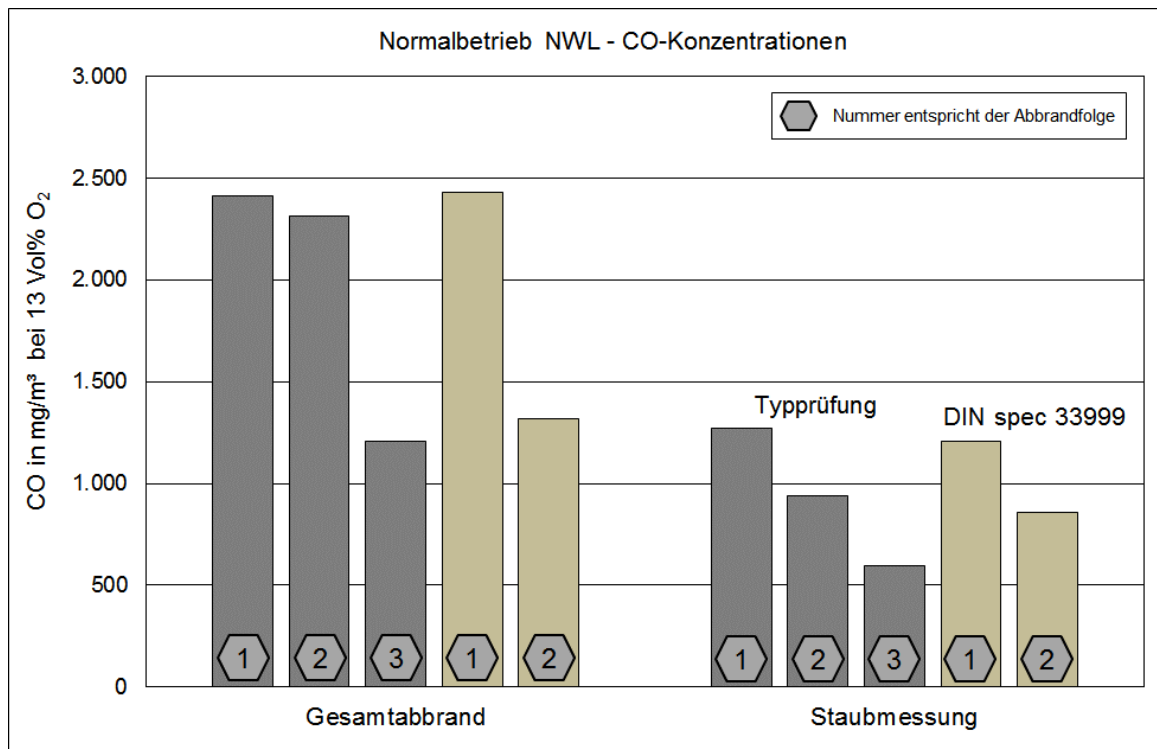


Abbildung 3.3 CO-Konzentrationen bei 13 Vol.% O₂: Ergebnisse für Normalbetrieb; links: Mittelwerte des gesamten Abbrandes, rechts: Mittelwerte für das Messintervall der Staubmessung nach Typprüfung Raumheizer bzw. Prüfverfahren DIN spec 33999

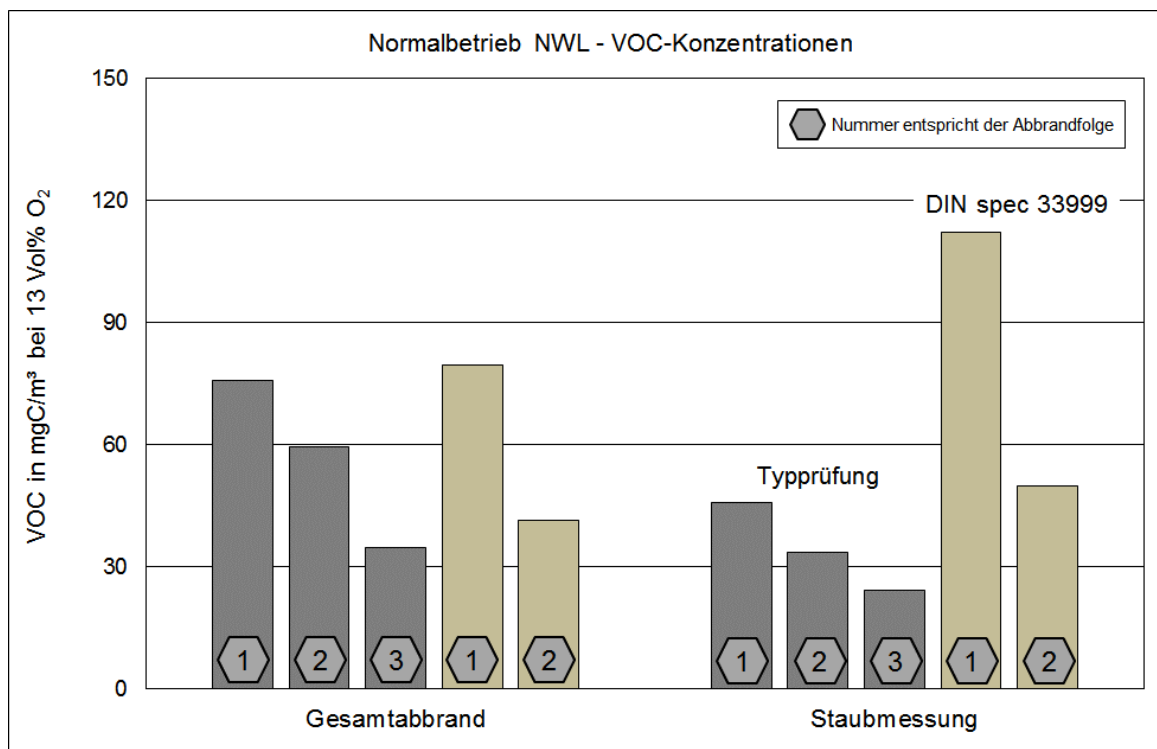


Abbildung 3.4 VOC-Konzentrationen bei 13 Vol.% O₂: Ergebnisse für Normalbetrieb; links: Mittelwerte des gesamten Abbrandes, rechts: Mittelwerte für das Messintervall der Staubmessung nach Typprüfung Raumheizer bzw. Prüfverfahren DIN spec 33999

Für die Staubprobenahme nach Typprüfung und für DIN spec 33999 unterscheiden sich die mittleren VOC-Konzentrationen deutlicher und sind sowohl niedriger oder auch höher als die Mittelwerte für den Gesamtbrand. Beim Gesamtabbrand werden die VOC-Spitzen in der Anbrandphase und ein ggf. vorliegender VOC-Anstieg in der Ausbrandphase vollständig erfasst.

Der Unterschied in den mittleren VOC-Konzentrationen für die Staubprobenahme nach Typprüfung und nach DIN spec 33999 ergibt sich hierbei durch die unterschiedlichen Probenahmezeiten. So tritt im Normalbetrieb meist zu Beginn der Hauptverbrennungsphase eine kurze Luftmangelsituation mit erhöhten VOC-Konzentrationen auf, die bei beiden Messintervallen vollständig erfasst wird. Nach dieser kurzen VOC-Spitze nimmt die Konzentration wieder deutlich ab und bleibt dann auch niedrig, was sich bei einem längeren Messintervall stärker auf die Mittelwertbildung auswirkt.

Ebenso wie beim Gesamtabbrand nehmen für die Dauer der Staubprobenahme die jeweils gemittelten VOC-Konzentrationen mit zunehmender Abbrandfolge ab.

In Abbildung 3.5 sind die gemessenen Staubkonzentrationen für den Normalbetrieb mit Probenahme nach Typprüfung Raumheizer und Prüfverfahren DIN spec 33999 für die Messungen im Rohgas vor Elektrofilter und im Reingas nach Elektrofilter aufgeführt.

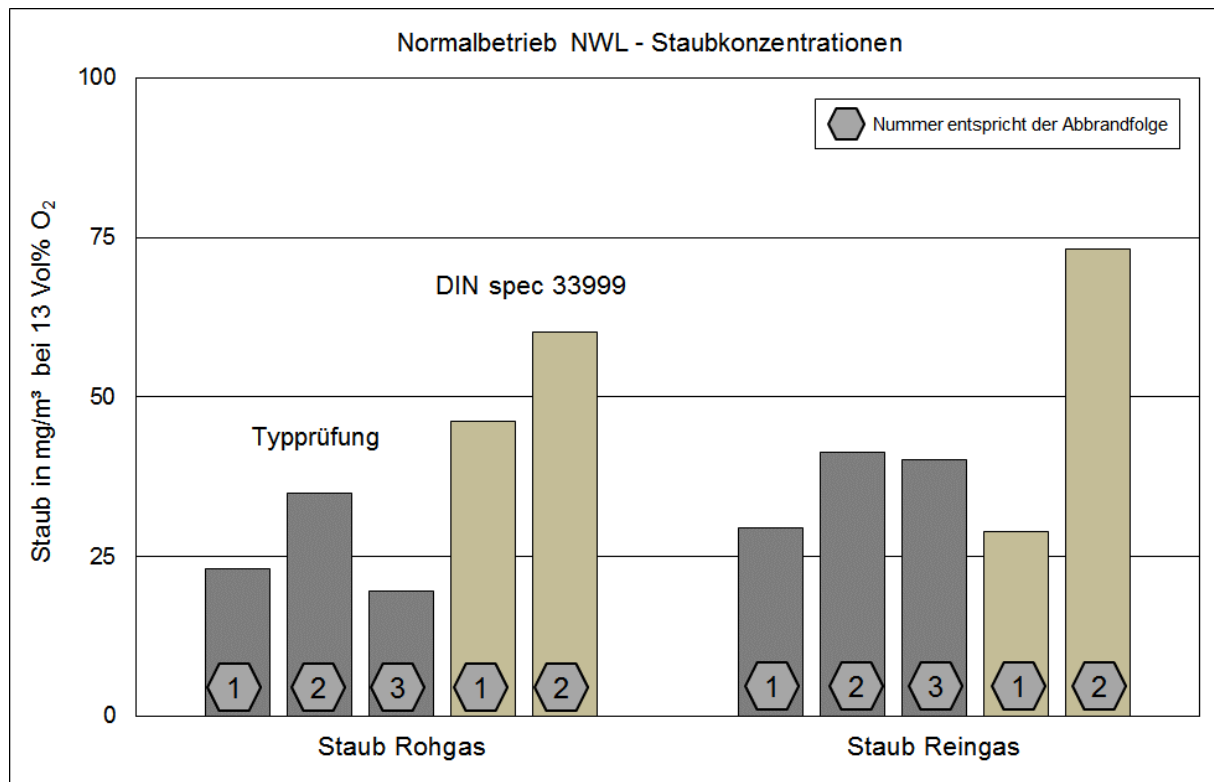


Abbildung 3.5 Staubkonzentrationen bei 13 Vol.% O₂: Ergebnisse für Normalbetrieb; links: Mittelwerte für die Messung im Rohgas; rechts: Mittelwerte für die Messung im Reingas jeweils für Messintervall nach Typprüfung Raumheizer bzw. Prüfverfahren DIN spec 33999

Da erhöhte Staubkonzentrationen bei ungünstigen Verbrennungsbedingungen, z.B. lokaler Luftmangel, in Verbindung mit erhöhten CO- und VOC-Konzentrationen auftreten, ergeben

sich hier durch unterschiedliche lange Probenahmezeiten auch unterschiedliche Konzentrationen im Rohgas, analog zur VOC-Konzentration.

Die Staubkonzentration im Reingas wird vom Abscheideverhalten des Elektrofilters bestimmt. Im Roh- und Reingas erfolgten entsprechend dem gewählten Messintervall jeweils zeitgleich die Probenahmen. Bei allen Versuchen im Normalbetrieb war der Elektrofilter im üblichen eingestellten Betriebsmodus und störungsfrei in Betrieb.

Im Normalbetrieb liegen bei dem Kaminofen relativ geringe Staubkonzentrationen vor, die im Messintervall nach Typenprüfung Raumheizer im Mittel 26 mg/m^3 (bezogen auf 13 Vol.% O_2) betragen. Neben geringen Anteilen von anorganischen Stäuben (aus Aschebestandteilen, wie z.B. Kaliumverbindungen) enthält der Staub vor allem Ruß. Dieser wird im Elektrofilter elektrisch geladen und agglomeriert in der Gasphase oder bei der Abscheidung an der Rohrinne wand zu sehr lockeren Gebilden, die nur schlecht an der Rohrwand haften bleiben und sehr leicht wieder in den Gaststrom eingetragen werden.

Hierdurch ergibt sich bei dem Elektrofilter meist keine messbare positive Abscheideleistung, erhöhte negative Abscheideleistungen werden dann gemessen, wenn bereits abgeschiedene Stäube (z.B. aus einem Zwischenabbrand oder aus einer nicht erfassten Verbrennungsphase wie z.B. die ersten 3 Minute nach der Brennstoffaufgabe) während der Staubprobenahme ausgetragen werden.

Das Haftungsvermögen des abgeschiedenen Staubes an der Rohrinne wand bzw. dessen Neigung zum Wiedereintrag hängt u.a. stark von den Staubeigenschaften ab, weshalb dieses Untersuchungsergebnis nicht ohne weiteres auf andere Stäube (Stäube mit anderer Zusammensetzung und anderen Staubeigenschaften) und damit andere Feuerungsanlagen übertragen werden kann.

3.3 Betrieb mit reduzierter Leistung

Der Betrieb mit reduzierter Wärmeleistung (Teillast) wurde beim Kaminofen durch eine geringere Holzaufgabemenge und mit den Lufteinstellungen wie bei Nennwärmeleistung realisiert. Durch die geringere Holzaufgabemenge (nur noch ein Holzstück statt zwei wie bei Nennwärmeleistung) erfolgte die Zündung und Flammenausbildung verzögert, die maximale CO_2 -Konzentration in der Hauptverbrennungsphase nimmt ab und insgesamt verkürzt sich auch die Abbrandzeit je Holzcharge. In Abbildung 3.6 sind typische Verläufe der Gaskonzentrationen im Rohgas des Kaminofens beim Teillastbetrieb dargestellt. Bei diesem Abbrand handelt es sich um den zweiten Versuch mit Teillast des Versuchstages (siehe auch Abbildung 2.7).

Bei den Teillastversuchen erfolgten die Staubprobenahmen nur entsprechend dem Prüfverfahren nach DIN spec 33999 (2014).

Abbildung 3.7 zeigt typische Verläufe der Spannung U und des Stromes I sowie der Temperatur im Abgas für den Elektrofilter beim Teillastbetrieb des Kaminofens während des gesamten Abbrandes. Mit aufgeführt ist das Statussignal (1 = ein, 0 = aus) für den Filterbetrieb. Eine Abschaltung des Filters aufgrund einer Störung oder einer zu hohen Stromstärke erfolgte während den Teillastabbränden nicht.

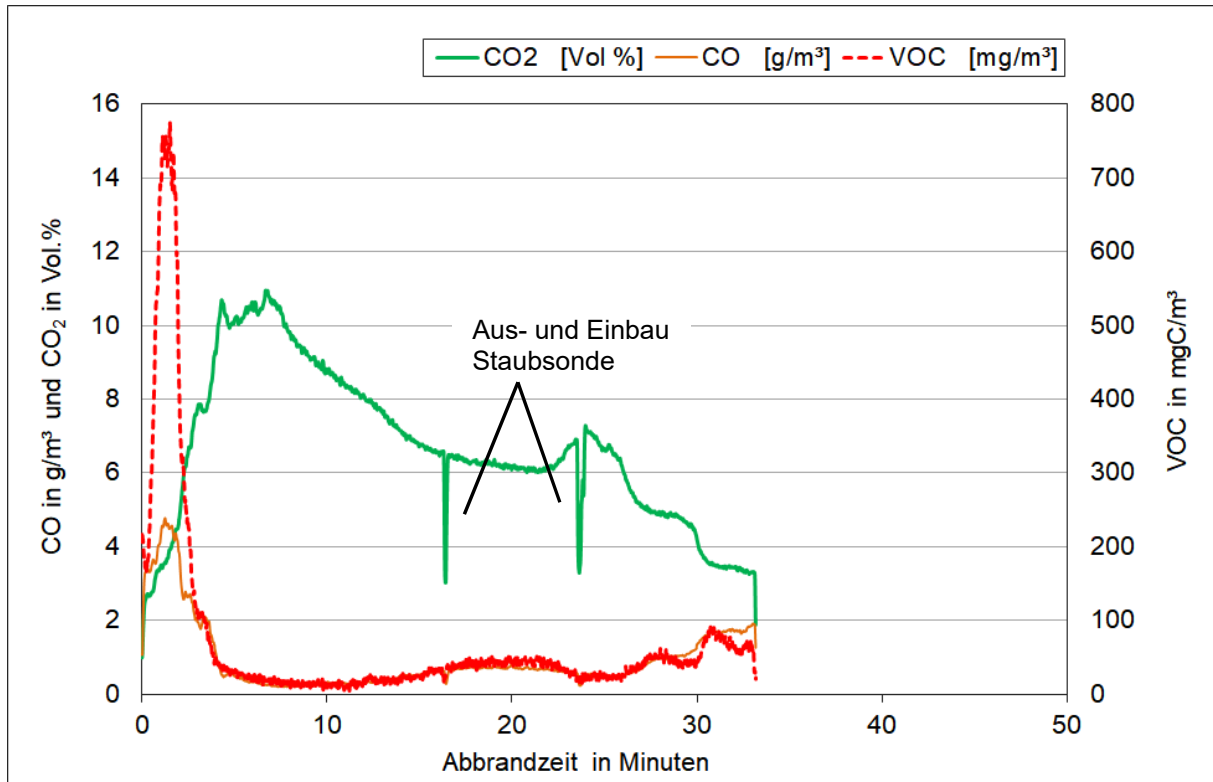


Abbildung 3.6 Verlauf der Gas-Konzentrationen im Rohgas des Kaminofens beim Teillastbetrieb für den gesamten Abbrand (Versuch 19)

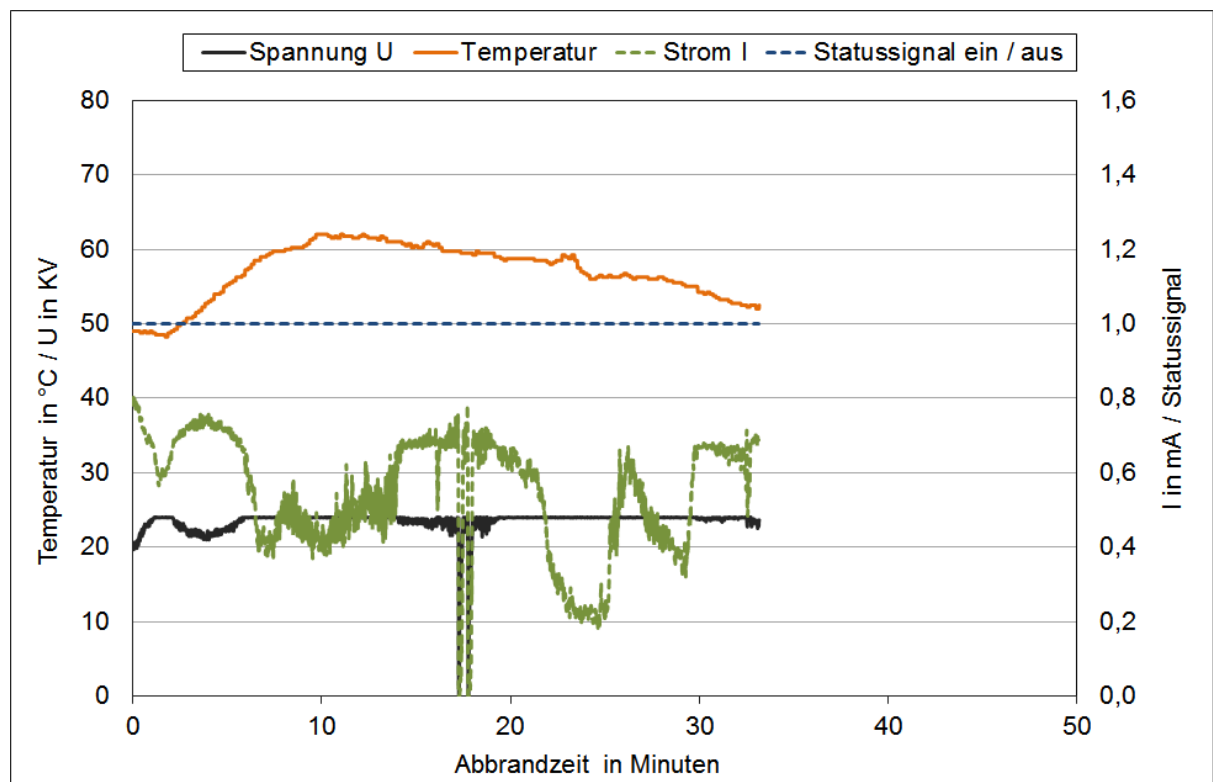


Abbildung 3.7 Verlauf der Spannung U und des Stromes I sowie der Temperatur im Abgas für den Elektrofilter sowie des Statussignales (1 = ein, 0 = aus) beim Teillastbetrieb des Kaminofens während des gesamten Abbrandes (Versuch 19)

Die Filterspannung lag in den Teillastversuchen meistens ebenfalls beim Sollwert von 24 kV mit geringen Schwankungen am Beginn des Chargenbrandes (nur Versuch 19) und beim Aus- bzw. Einbau der Staubsonde. Größere Schwankungen traten, im Vergleich zum Normalbetrieb, beim Stromfluss auf, wobei öfters Werte von 0,6 mA oder höher erreicht wurden.

Die Mittelwerte der CO-Konzentrationen der Versuche für den Teillastbetrieb sind in Abbildung 3.8, unterschieden nach Gesamtabbrand und dem Messintervall für die Staubmessung nach Prüfverfahren DIN spec 33999, aufgeführt. Da ein geringer Teil der Anbrandphase und vor allem die Ausbrandphase mit erhöhten CO-Konzentrationen bei der Probenahme von 15 Minuten nach Prüfverfahren DIN spec 33999 (2014) nicht erfasst wird, sind die mittleren CO-Konzentrationen des Gesamtabbrandes höher als die Mittelwerte für die Dauer der Staubprobenahme. Eine Abhängigkeit der mittleren CO-Konzentrationen von der Abbrandfolge ist nicht erkennbar.

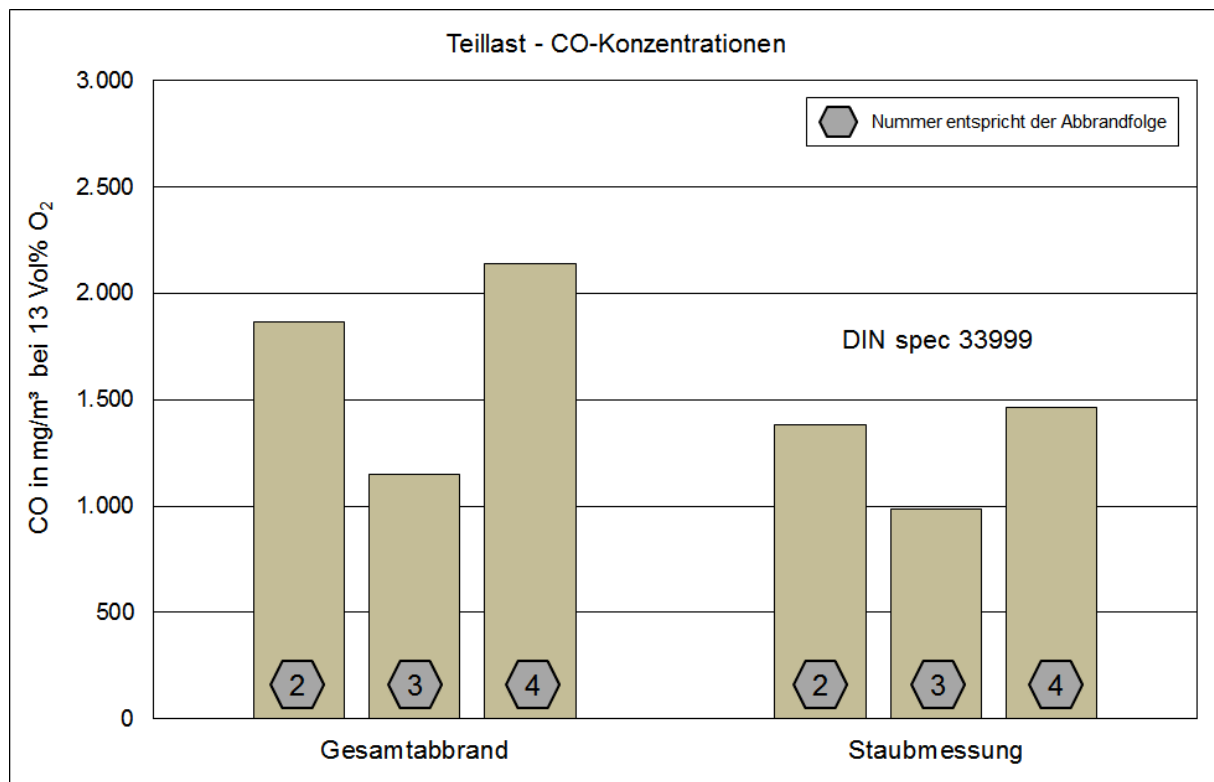


Abbildung 3.8 CO-Konzentrationen bei 13 Vol.% O₂: Ergebnisse für Betrieb mit Teillast; links: Mittelwerte des gesamten Abbrandes, rechts: Mittelwerte für das Messintervall der Staubmessung nach DIN spec 33999

In Abbildung 3.9 sind die Mittelwerte der VOC-Konzentrationen und in Abbildung 3.10 die Staubkonzentrationen der Versuche für den Teillastbetrieb aufgeführt. Bei der VOC-Konzentration wird unterschieden nach Gesamtabbrand und dem Messintervall für die Staubmessung nach Prüfverfahren DIN spec 33999. Die VOC-Mittelwerte für die Dauer der Staubprobenahme nach DIN spec 33999 sind niedriger oder höher als die Mittelwerte des Gesamtabbrandes, je nach Verlauf der VOC-Konzentration beim Teillastbetrieb.

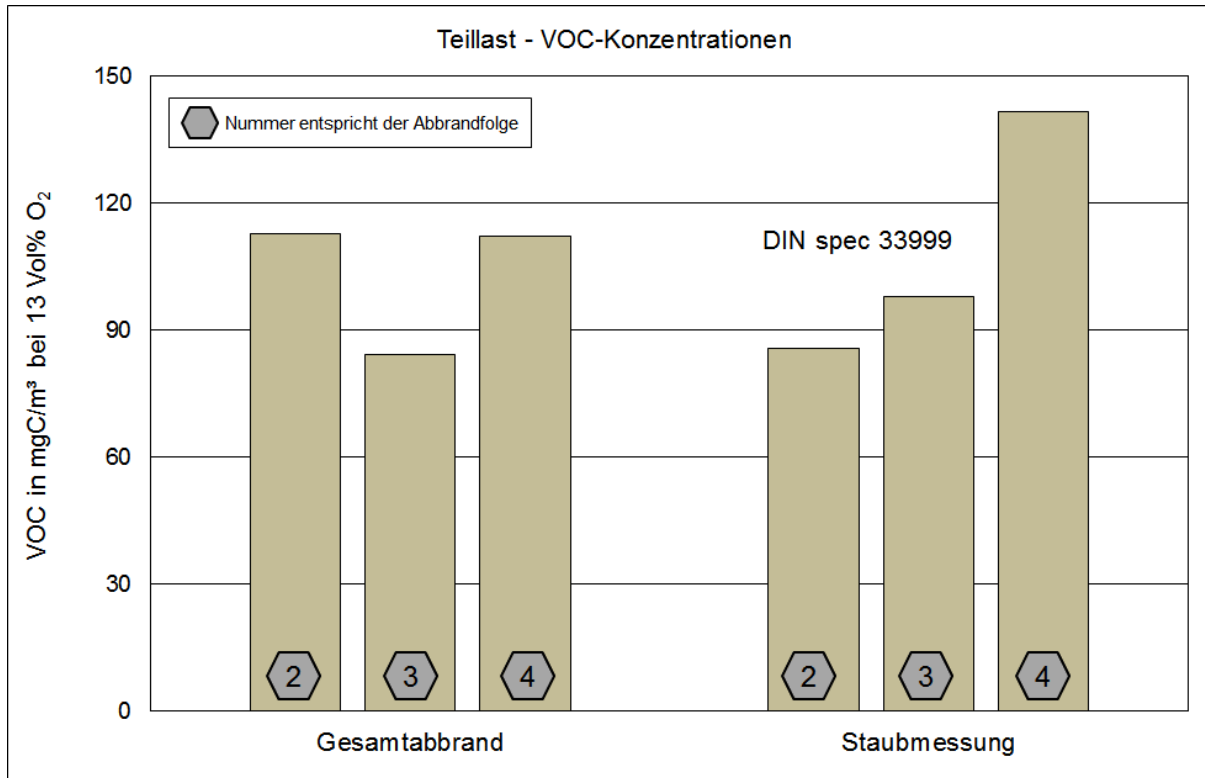


Abbildung 3.9 VOC-Konzentrationen bei 13 Vol.% O₂: Ergebnisse für Betrieb mit Teillast; links: Mittelwerte des gesamten Abbrandes, rechts: Mittelwerte für das Messintervall der Staubmessung nach DIN spec 33999

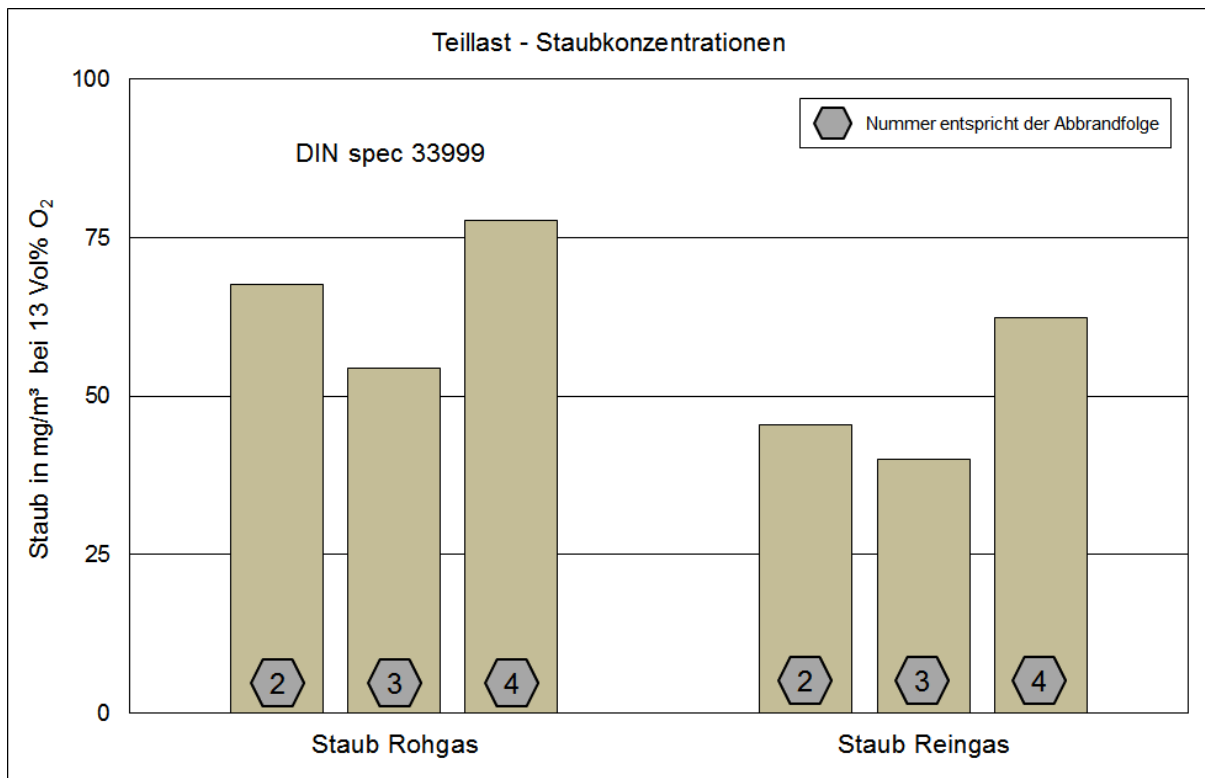


Abbildung 3.10 Staubkonzentrationen bei 13 Vol.% O₂: Betrieb mit Teillast; links: Mittelwerte für die Messung im Rohgas; rechts: Mittelwerte für die Messung im Reingas jeweils für Messintervall nach DIN spec 33999

Höhere VOC-Konzentrationen im Messintervall nach DIN spec 33999 werden vor allem dann ermittelt, wenn ein VOC-Peak nur in diesem Intervall auftritt (siehe Staubmessung 4). Steigen die VOC-Konzentrationen auch in der Ausbrandphase nochmals an, liegen die mittleren Konzentrationen für den Gesamtabbrand höher als im Messintervall nach DIN spec 33999 (siehe Abbrandfolge 2).

Beim Teillastbetrieb steigen die Staubkonzentrationen im Rohgas gegenüber dem Normalbetrieb bei Nennwärmeleistung deutlich an. Durch die veränderten Verbrennungsbedingungen im Teillastbetrieb (höherer Luftüberschuss, niedrigere Verbrennungstemperaturen, verzögertes Anbrennen und Durchzünden des Brennstoffes) ändern sich auch die Staubeigenschaften, der Anteil von Teeren und hochsiedenden organischen Verbindungen im Staub nimmt zu. Hierdurch verbessert sich die Abscheideleistung des Elektrofilters etwas, da die Neigung des Staubes zum Wiedereintrag abnimmt.

3.4 Betrieb mit reduzierter Luftzufuhr

Der Betrieb mit reduzierter Luftzufuhr (Luftmangelbetrieb) wurde beim Kaminofen durch eine verminderte Sekundärluftzugabe bei gleicher Holzaufgabemenge und Primärlufteinstellung wie bei Normalbetrieb realisiert. Durch die geringere Sekundärluftmenge treten im Flammenbereich Luftmangelsituationen auf, die maximale CO₂-Konzentration in der Hauptverbrennungsphase nimmt zu und insgesamt verlängert sich die Abbrandzeit je Holzcharge. Die Sekundärluftmenge wurde bei den Abbränden etwas variiert, um unterschiedlich starke Luftmangelsituationen und damit auch CO-, VOC- und Staubkonzentrationen einzustellen (siehe hierzu auch Abbildung 2.8).

In Abbildung 3.11 sind typische Verläufe der Gaskonzentrationen im Rohgas des Kaminofens beim Luftmangelbetrieb dargestellt. Bei diesem Abbrand handelt es sich um den zweiten Versuch mit reduzierter Luftzufuhr des Versuchstages (siehe auch Abbildung 2.7).

Bei reduzierter Luftzufuhr steigen die CO- und VOC-Konzentrationen nach dem Anbrennvorgang im Verlauf der Hauptverbrennungsphase an und erreichen beim kleinsten Luftüberschuss bei maximaler CO₂-Konzentration die höchsten Werte. Mit abnehmender CO₂-Konzentration sinken die CO- und VOC-Konzentrationen auf ein Minimum ab und steigen dann im Verlauf der Ausbrandphase wieder an.

Bei den Versuchen mit reduzierter Luftzufuhr erfolgten die Staubprobenahmen nur entsprechend dem Prüfverfahren nach DIN spec 33999 (2014).

Abbildung 3.12 zeigt typische Verläufe der Spannung U und des Stromes I sowie der Temperatur im Abgas für den Elektrofilter beim Luftmangelbetrieb des Kaminofens während des gesamten Abbrandes. Mit aufgeführt ist das Statussignal (1 = ein, 0 = aus) für den Filterbetrieb. Eine Abschaltung des Filters aufgrund einer Störung oder einer zu hohen Stromstärke erfolgte während den Luftmangelabbränden nicht.

Bei den Versuchen mit reduzierter Luftzufuhr lag die Filterspannung, mit Ausnahme der letzten Minuten des Abbrandes, beim Sollwert von 24 kV. Der Stromfluss liegt in der Anbrennphase am niedrigsten, während der Hauptverbrennungsphase und am Beginn der Ausbrandphase treten nur geringe Schwankungen auf, mit fortschreitender Ausbrandphase nimmt dieser deutlich zu.

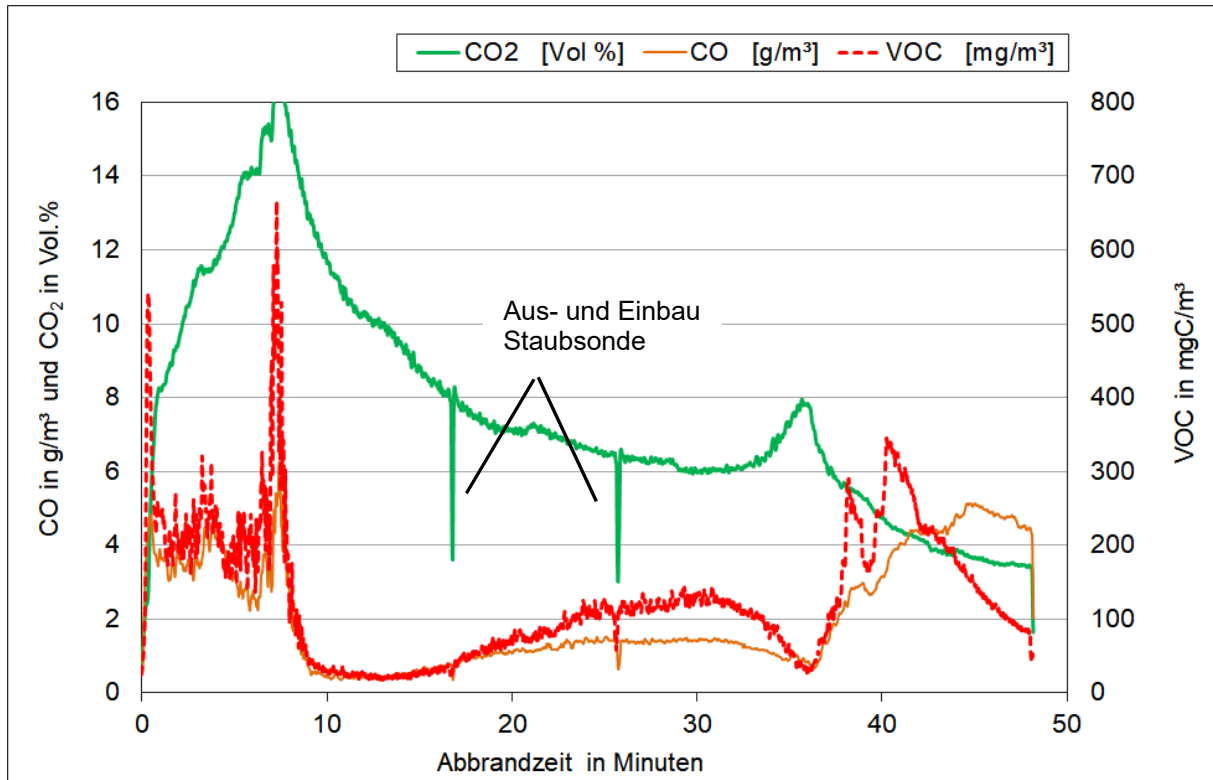


Abbildung 3.11 Verlauf der Gas-Konzentrationen im Rohgas des Kaminofens beim Luftmangelbetrieb für den gesamten Abbrand (Versuch 15)

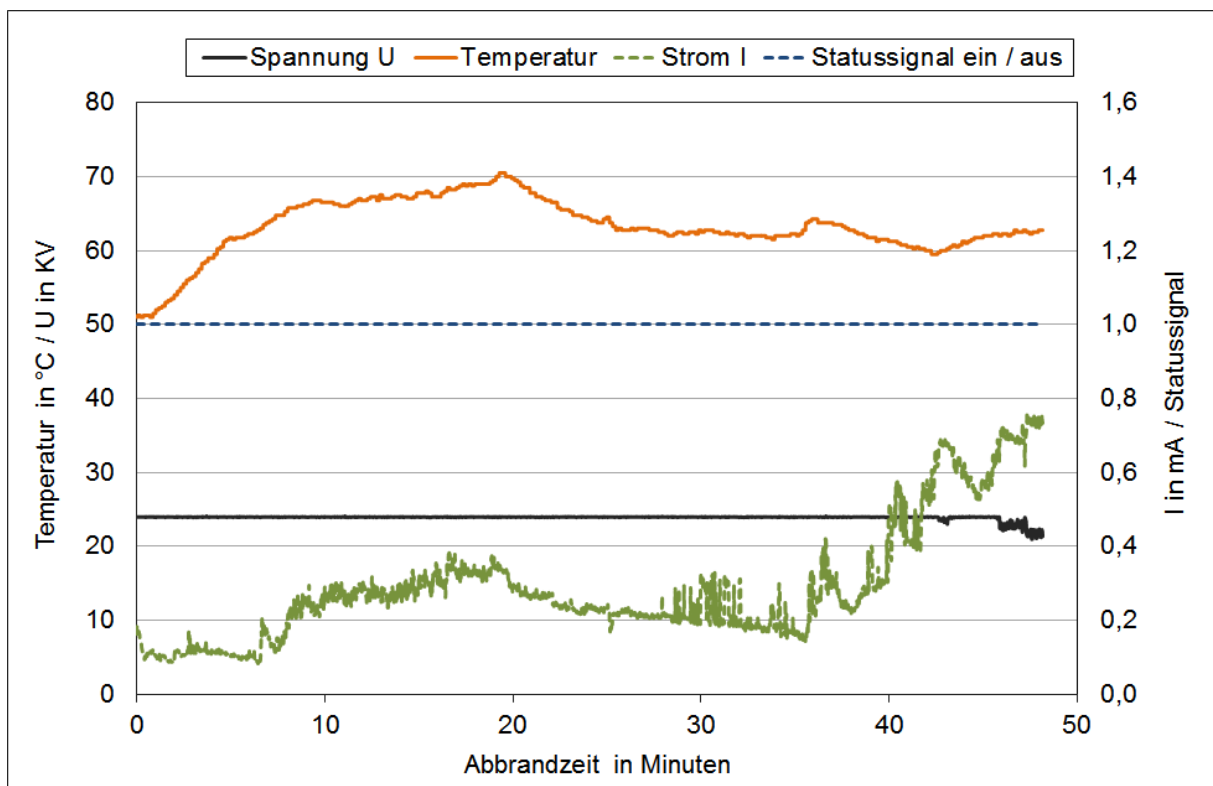


Abbildung 3.12 Verlauf der Spannung U und des Stromes I sowie der Temperatur im Abgas für den Elektrofilter sowie des Statussignales (1 = ein, 0 = aus) für Luftmangelbetrieb des Kaminofens während des gesamten Abbrandes (Versuch 15)

Die Mittelwerte der CO-Konzentrationen der Versuche für den Luftmangelbetrieb sind in Abbildung 3.13, unterschieden nach Gesamtabbrand und dem Messintervall für die Staubmessung nach Prüfverfahren DIN spec 33999, aufgeführt. Da ein geringer Teil der Anbrandphase und vor allem die Ausbrandphase mit erhöhten CO-Konzentrationen bei der Probenahme von 15-Minuten nach Prüfverfahren DIN spec 33999 (2014) nicht erfasst wird, sind die mittleren CO-Konzentrationen des Gesamtabbrandes höher als die Mittelwerte für die Dauer der Staubprobenahme. Dies gilt allerdings nur bei vergleichsweise geringen CO-Konzentrationen für den Gesamtabbrand bis ca. 3.000 mg/m³ (bei 13 Vol.% O₂).

Bei höheren CO-Konzentrationen treten sehr hohe Spitzenkonzentrationen in der Hauptverbrennungsphase bei hohen CO₂-Konzentrationen auf, gegen Ende der Hauptverbrennungsphase und in der Ausbrandphase liegen die CO-Konzentrationen bei einem höheren Luftüberschuss dann deutlich niedriger. Diese hohen Spitzenkonzentrationen werden bei der Staubprobenahme nach Prüfverfahren DIN spec 33999 vollständig erfasst, die geringeren Konzentrationen bei abfallender CO₂-Konzentration dagegen nur teilweise.

Eine Abhängigkeit der mittleren CO-Konzentrationen von der Abbrandfolge kann bei den Versuchen mit Luftmangel nicht bewertet werden, da die Sekundärlufteinstellungen mit der Abbrandfolge z.T. verändert wurden.

Neben einer Versuchsreihe mit 3 nacheinander durchgeführten Abbränden (Abbrandfolge 1 bis 3) entsprechend dem in Abbildung 2.7 dargestellten Versuchsablauf, wurde ein Versuch im Normalbetrieb (Abbrandfolge 3) aufgrund der erhöhten Emissionen dem Luftmangelbetrieb zugeordnet und es wurde ein Versuch unter Luftmangelbedingungen (Abbrandfolge 4) im Anschluss an eine Versuchsreihe mit Normalbetrieb durchgeführt.

In Abbildung 3.14 sind die Mittelwerte der VOC-Konzentrationen der Versuche für den Luftmangelbetrieb, unterschieden nach Gesamtabbrand und dem Messintervall für die Staubmessung nach Prüfverfahren DIN spec 33999, aufgeführt. Die Mittelwerte für die Dauer der Staubprobenahme nach DIN spec 33999 sind etwas oder deutlich höher als die Mittelwerte des Gesamtabbrandes, je nach Verlauf der VOC-Konzentration beim Luftmangelbetrieb.

Sehr hohe VOC-Konzentrationen im Messintervall nach DIN spec 33999 liegen vor allem dann vor, wenn in der Hauptverbrennungsphase die VOC-Konzentrationen über längere Zeit sehr stark ansteigen. Erfolgt nur ein kurzzeitiger Anstieg der VOC-Konzentrationen in der Hauptverbrennungsphase sind die Unterschiede der mittleren Konzentrationen für den Gesamtabbrand und für das Messintervall nach DIN spec 33999 geringer.

Abbildung 3.15 zeigt die Mittelwerte der Staubkonzentrationen der Versuche für den Luftmangelbetrieb für die Probenahme nach Prüfverfahren DIN spec 33999.

Beim Luftmangelbetrieb steigen die Staubkonzentrationen im Rohgas gegenüber dem Normalbetrieb bei Nennwärmeleistung deutlich an. Durch die veränderten Verbrennungsbedingungen bei Luftmangel (geringerer Luftüberschuss, höhere Verbrennungstemperaturen) ändern sich auch die Staubeigenschaften, der Anteil von Teeren und hochsiedenden organischen Verbindungen im Staub nimmt stark zu. Hierdurch verbessert sich die Abscheideleistung des Elektrofilters deutlich, da die Neigung des Staubes zum Wiedereintrag stark abnimmt.

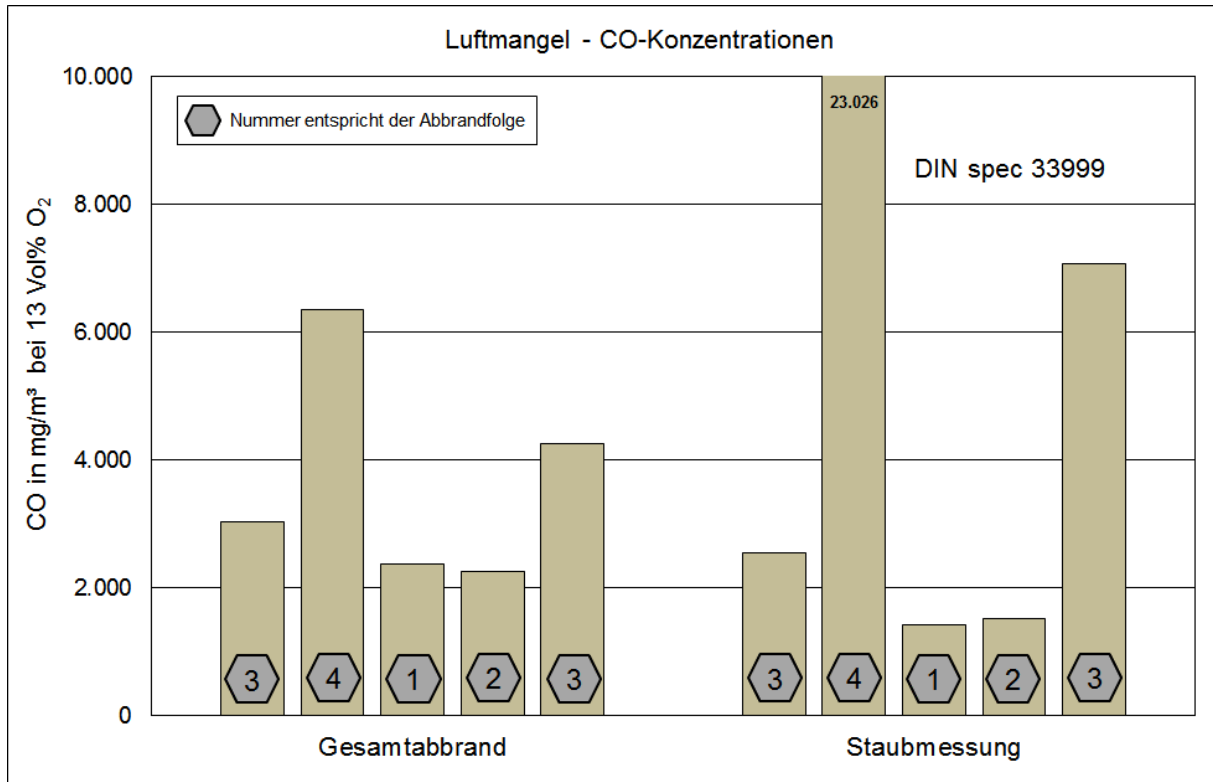


Abbildung 3.13 CO-Konzentrationen bei 13 Vol.% O₂: Ergebnisse für Betrieb mit reduzierter Luftzufuhr (Luftmangel); links: Mittelwerte des gesamten Abbrandes, rechts: Mittelwerte für das Messintervall der Staubmessung nach DIN spec 33999

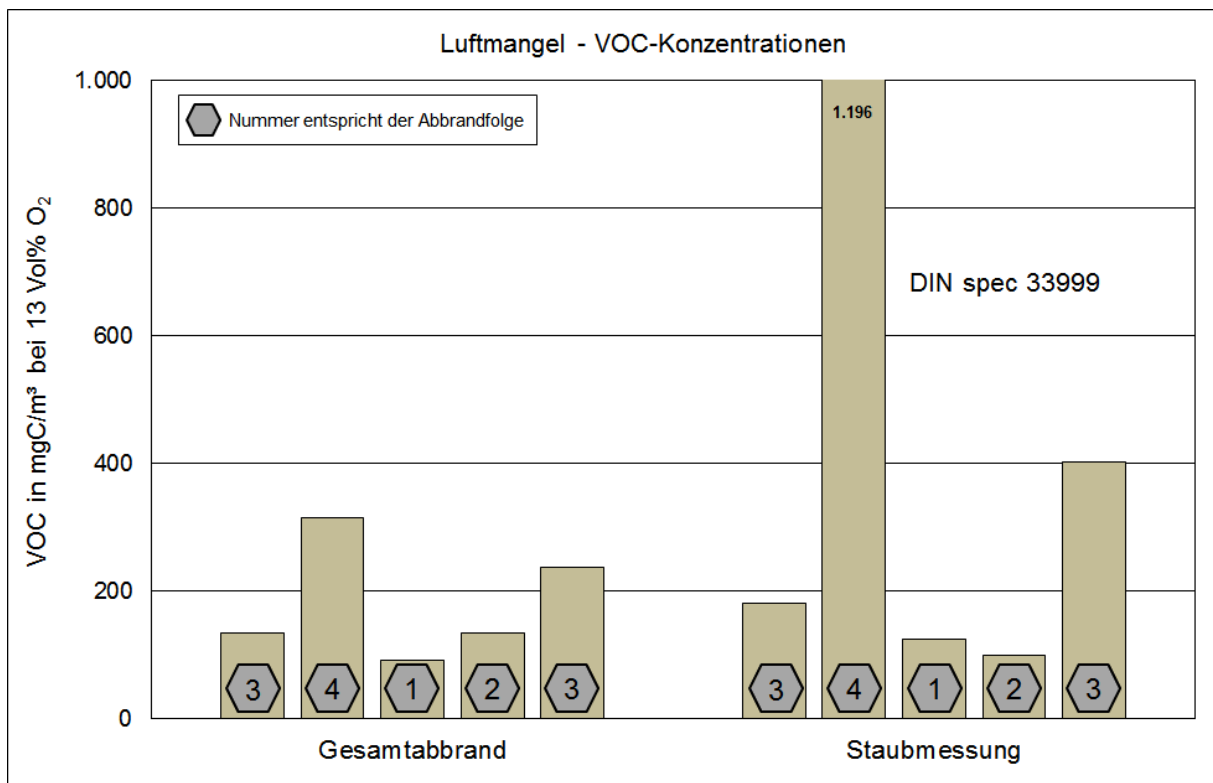


Abbildung 3.14 VOC-Konzentrationen bei 13 Vol.% O₂: Ergebnisse für Betrieb mit reduzierter Luftzufuhr (Luftmangel); links: Mittelwerte des gesamten Abbrandes, rechts: Mittelwerte für das Messintervall der Staubmessung nach DIN spec 33999

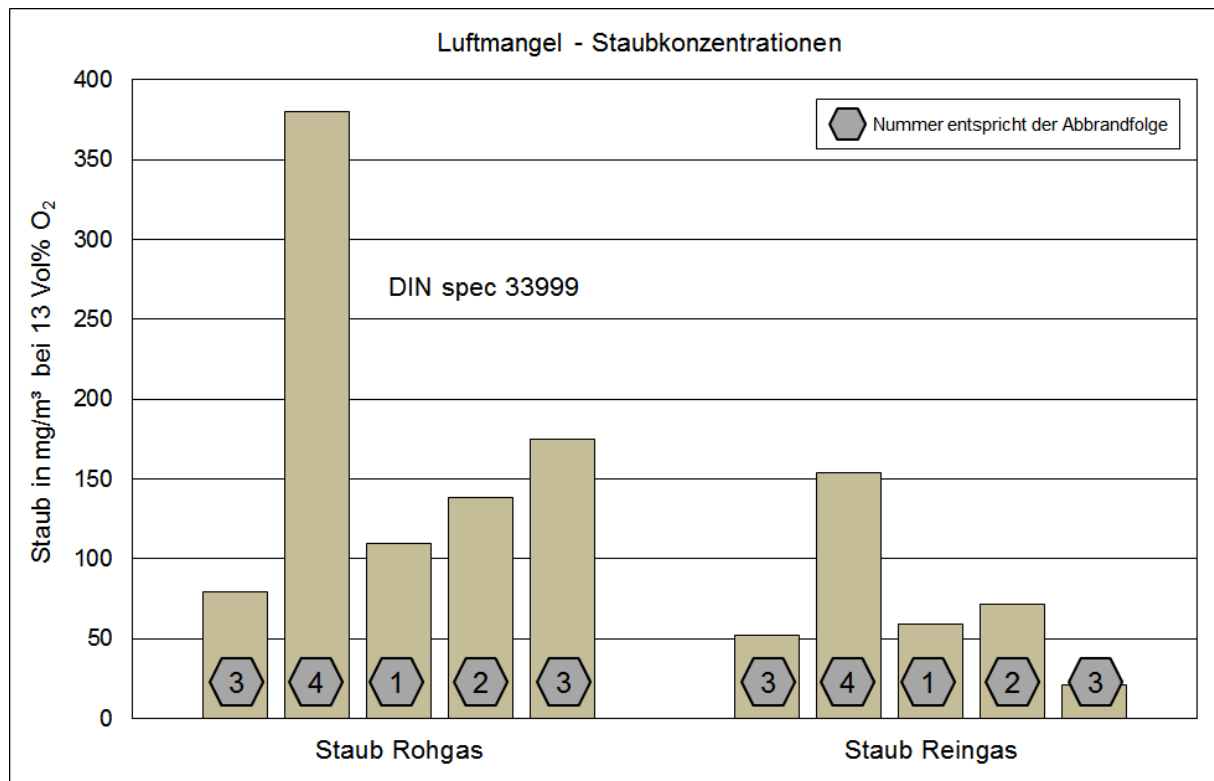


Abbildung 3.15 Staubkonzentrationen bei 13 Vol.% O₂: Betrieb mit reduzierter Luftzufuhr (Luftmangel); links: Mittelwerte für die Messung im Rohgas; rechts: Mittelwerte für die Messung im Reingas, Messintervalle nach DIN spec 33999

3.5 Betrieb im Zwischenabbrand

Zusätzlich zu den bereits erläuterten Messungen wurde exemplarisch das Emissionsverhalten des Kaminofens für den Zwischenabbrand (siehe auch Abbildung 2.7) untersucht, da diese Abbrandbedingungen üblicherweise in der Praxis regelmäßig bei der Nutzung des Kaminofens auftreten. Während des Aufheizvorganges des kalten Kaminofens mit feinem Anfeuerholz und einer ersten Chargenaufgabe von kleineren Holzstücken ändern sich die Abbrandbedingungen aufgrund des Temperaturanstieges in der Feuerstätte.

Beim Anfeuern mit feinem Holz wird ein kurzer und intensiver Abbrand erzeugt, der bei Einhaltung der empfohlenen Holzaufgabemenge von 0,5 kg auch mit vergleichsweise geringen Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung verbunden ist. Mit Aufgabe der Holzcharge für den Zwischenabbrand stellt sich ein typischer Chargenabbrand ein. Hierbei ist die Anbrandphase ähnlich kurz wie beim Normalbetrieb, verbunden mit einem Anstieg der CO- und VOC-Konzentrationen. In der Hauptverbrennungsphase gehen, aufgrund der noch niedrigen Feuerraumtemperatur, die Konzentration an CO und VOC nicht auf das niedrige Niveau des Normalbetriebs zurück. So sind für den Gesamtabbrand und für das Staubmessintervall nach Prüfverfahren DIN spec 33999 die bezogenen Mittelwerte für CO, VOC und Staub im Rohgas insgesamt höher als beim Normalbetrieb. Die mittleren bezogenen CO-Konzentrationen sind sogar höher als im Teillastbetrieb und die VOC-Konzentrationen erreichen das Niveau des Luftmangelbetriebs.

In Tabelle 3.2 sind die Mittelwerte der Gas- und Staubkonzentrationen und des Abscheidegrades vom Elektrofilter für den Zwischenabbrand aufgeführt. Aufgrund des höheren Abscheidegrades ist die Staubkonzentration im Reingas geringer als beim Normalbetrieb.

Tabelle 3.2 Mittelwerte der Gas- und Staubkonzentrationen und des Abscheidegrades vom Elektrofilter für den Zwischenabbrand (Staub: Messintervall nach Prüfverfahren DIN spec 33999)

Mittelwerte für den Ofenbetrieb - für den Gesamtabbrand						
Rohgas	O ₂	CO ₂	CO	VOC *	bezogen auf 13 Vol.% O ₂	
	in Vol.%	in Vol.%	in mg/m ³	in mgC/m ³	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³
Zwischenabbrand	15,1	5,7	1.916	226	2.619	308

Mittelwerte für den Ofenbetrieb - für die Dauer der Staubprobenahme							
Rohgas	O ₂	CO	VOC *	Staub	bezogen auf 13 Vol.% O ₂		
	in Vol.%	in mg/m ³	in mgC/m ³	in mg/m ³	Staub in mg/m ³	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³
Zwischenabbrand	15,2	2.632	360	42	58	3.632	496

Mittelwerte für den Ofenbetrieb - für die Dauer der Staubprobenahme				
Reingas	O ₂	Staub	Staub in mg/m ³	Abscheidegrad
	in Vol.%	in mg/m ³	(bei 13 Vol% O ₂)	in %
Zwischenabbrand	19,5	8	41	29%

* VOC bezogen auf Kohlenstoff und feuchtes Abgas

3.6 Messungen mit zusätzlicher Abscheidestrecke

Der Elektrofilter-Prüfstand war nach der Abgashaube als Verdünnungstunnel konzipiert, womit auch Messungen mit einer erheblich vergrößerten Abscheiderfläche möglich sind.

Hierbei erfolgt die Versuchsdurchführung wie üblich, der Kaminofen wurde mit Nennwärmeleistung betrieben, die Position der Messung hinter dem Abscheider wird von der Reingas-Messstelle unmittelbar nach dem Elektrofilter zum Ende des Verdünnungstunnels verlegt, wodurch sich eine zusätzliche Abscheidestrecke von ca. 6 m ergibt. In Tabelle 3.3 sind die Mittelwerte der Gas- und Staubkonzentrationen und des Abscheidegrades vom Elektrofilter für die Messung im Verdünnungstunnel aufgeführt.

Tabelle 3.3 Mittelwerte der Gas- und Staubkonzentrationen und des Abscheidegrades vom Elektrofilter für die Messung im Verdünnungstunnel (Staub: Messintervall nach Prüfverfahren DIN spec 33999)

Mittelwerte für den Ofenbetrieb - für den Gesamtabbrand						
Rohgas	O ₂	CO ₂	CO	VOC *	bezogen auf 13 Vol.% O ₂	
	in Vol.%	in Vol.%	in mg/m ³	in mgC/m ³	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³
Normalbetrieb	15,0	5,8	2.494	179	3.332	239

Mittelwerte für den Ofenbetrieb - für die Dauer der Staubprobenahme							
Rohgas	O ₂	CO	VOC *	Staub	bezogen auf 13 Vol.% O ₂		
	in Vol.%	in mg/m ³	in mgC/m ³	in mg/m ³	Staub in mg/m ³	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³
Normalbetrieb	13,0	1.844	149	51	51	1.854	150

Mittelwerte für den Ofenbetrieb - für die Dauer der Staubprobenahme				
Reingas (Verdünnungstunnel)	O ₂	Staub	Staub in mg/m ³	Abscheidegrad
	in Vol.%	in mg/m ³	(bei 13 Vol% O ₂)	in %
Normalbetrieb	19,0	5	21	58%

* VOC bezogen auf Kohlenstoff und feuchtes Abgas

Die Staubkonzentration bei eingeschaltetem Elektroabscheider beträgt bei dieser Messung 51 mg/m^3 im Rohgas und 21 mg/m^3 im Reingas (jeweils bezogen auf 13 Vol.% O_2), was einem Abscheidegrad von 58 % entspricht. Anhand dieses exemplarischen Versuchs ergibt sich der Eindruck, dass eine zusätzliche Abscheidestrecke hinter dem Elektrofilter die Abscheideleistung erhöht. Inwieweit sich hier auch ein positiver Einfluss auf das Wiedereintragsverhalten ergibt, müsste separat bewertet werden.

3.7 Einflussgrößen auf den Abscheidegrad

Das Abscheideverhalten des eingesetzten Elektrofilters hängt wesentlich vom Betriebszustand des Kaminofens und von der Abbrandfolge ab. Der Betriebszustand des Kaminofens (Normalbetrieb, Betrieb mit reduzierter Leistung bzw. Luftzufuhr) beeinflusst die Staubkonzentration, die Partikelanzahlkonzentration und die Staubeigenschaften.

Die guten Verbrennungsbedingungen im Normalbetrieb führen bei dem eingesetzten Kaminofen zu vergleichsweise niedrigen Staubkonzentrationen im Abgas und einem hohen Rußanteil im Staub. Durch die elektrische Ladung agglomeriert dieser Staub in der Gasphase oder auf der Abscheidefläche des Elektrofilters (Rohrinnenwand) zu relativ großen lockeren Gebilden mit schlechtem Haftungsvermögen an der Rohrwand, wodurch leicht ein Wiedereitrag in den Abgasstrom erfolgen kann.

Bei schlechteren Verbrennungsbedingungen und zunehmenden Anteilen von hochsiedenden organischen Verbindungen und Teeren im Staub nimmt das Haftungsvermögen des abgeschiedenen Staubes zu, es bilden sich weniger oder keine der großen lockeren Agglomerate mehr und dementsprechend nimmt die Abscheideleistung des Filters zu. Der bei den Untersuchungen ermittelte Zusammenhang zwischen Betriebszustand des Kaminofens und Abscheideverhalten des Elektrofilters ist in Abbildung 3.16 und in Abbildung 3.17 zusammengefasst dargestellt.

Im Normalbetrieb bei günstigen Verbrennungsbedingungen im Kaminofen konnte höchstens beim ersten Chargenabbrand ein positiver Abscheidegrad ermittelt werden. Im Mittel für alle durchgeführten Versuche mit Normalbedingungen ergibt sich ein Abscheidegrad von - 27 %. Für die beiden untersuchten Messintervalle ergeben sich, auch aufgrund der unterschiedlichen Anzahl von Abbrandfolgen, unterschiedliche mittlere Abscheidegrade. So beträgt der Mittelwert des Abscheidegrades für Versuche mit Messintervall nach Typprüfung Raumheizer - 50 % und für das Messintervall nach Prüfverfahren DIN spec 33999 8 %.

Bei Normalbetrieb ist ein gewisser Einfluss der Abbrandfolge auf den Abscheidegrad des Elektrofilters zu erkennen. Zu Beginn des Versuchstages beim ersten Chargenabbrand bei Nennwärmeleistung (Abbrandfolge 1) ist in der Tendenz eine höhere Abscheidewirkung beim Elektrofilter zu erkennen als bei den folgenden Chargenabbränden. Der Abscheidegrad für den ersten Chargenabbrand liegt beim Messintervall nach Typprüfung Raumheizer im negativen Bereich und beim Messintervall nach DIN spec 33999 im positiven Bereich. In den darauf folgenden Abbränden verschlechtert sich der Abscheidegrad. Spätestens beim 3. Abbrand am Versuchstag ist der Abscheidegrad deutlich negativ, da im Versuchsverlauf vermehrt bereits abgeschiedene Partikel aus dem Abgasrohr ausgetragen werden, die zu einer Erhöhung der Staubkonzentration im Reingas führen.

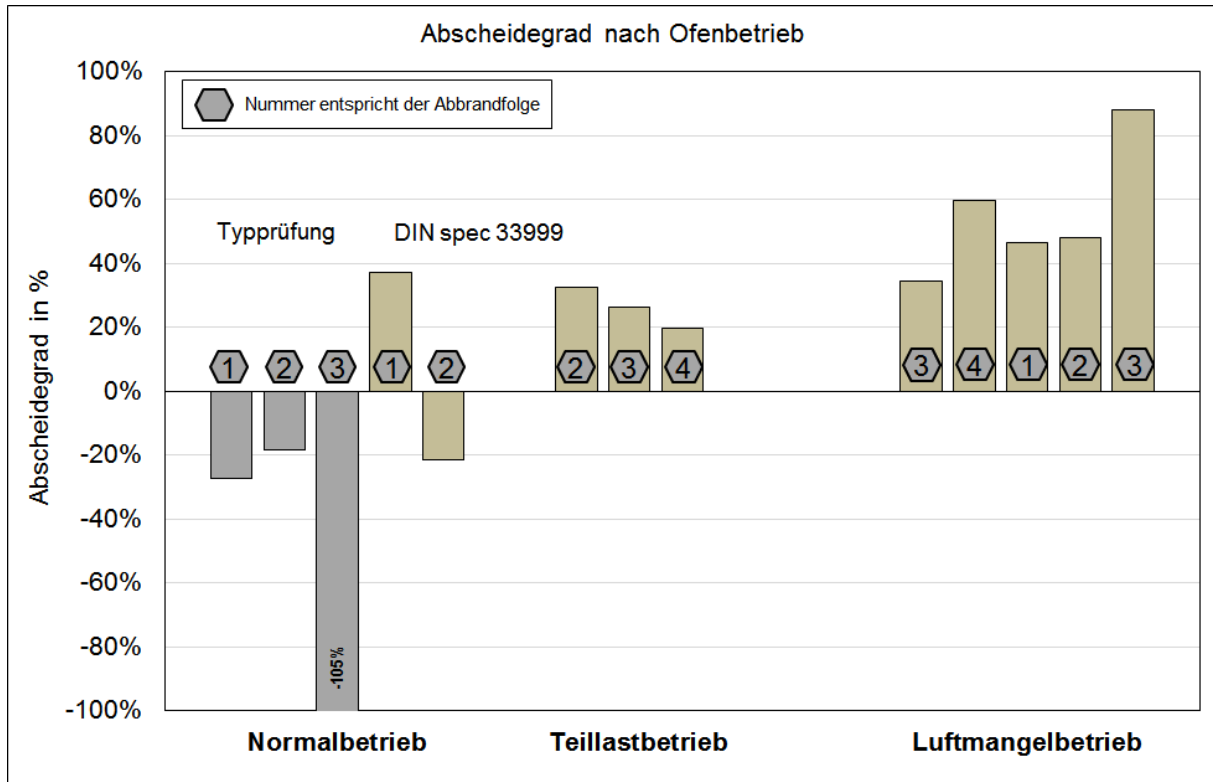


Abbildung 3.16 Abscheidegrad des Elektrofilters in Abhängigkeit vom Ofenbetrieb: Normalbetrieb, Teillastbetrieb und Luftmangelbetrieb

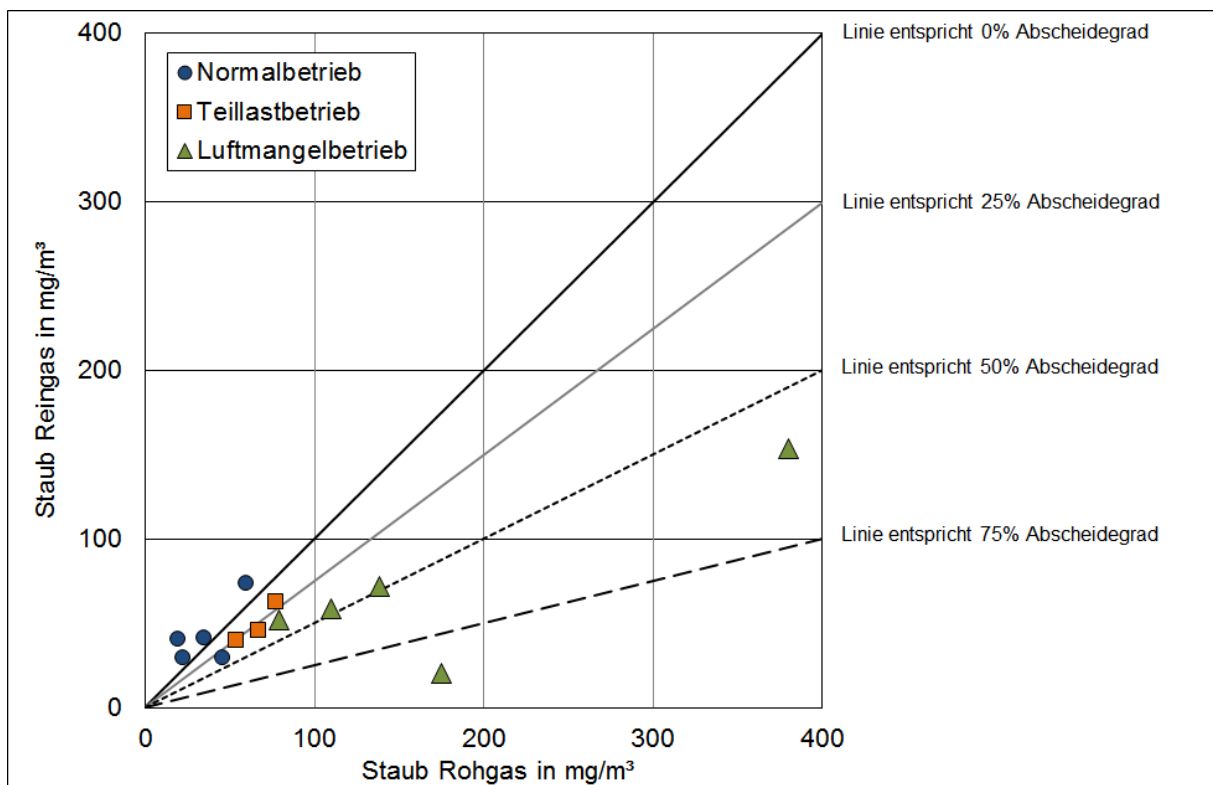


Abbildung 3.17 Gegenüberstellung der Staubkonzentrationen für Roh- und Reingas in Abhängigkeit vom Ofenbetrieb (Norm-, Teillast- und Luftmangelbetrieb)

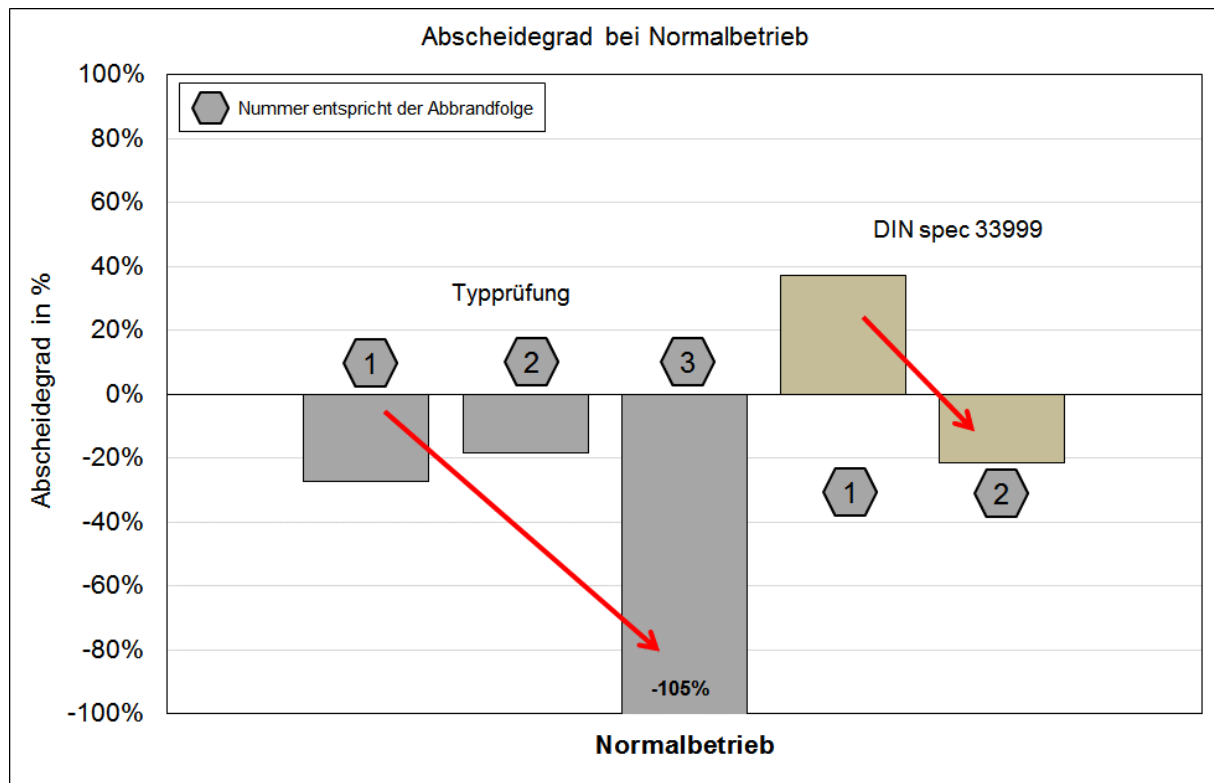


Abbildung 3.18 Auswirkung der Abbrandfolge auf den Abscheidegrad bei den Versuchen im Normalbetrieb

Zu erkennen ist der Wiedereintrag an agglomerierten Partikeln mit hohem Rußanteil, die sowohl auf den Planfiltern von der Staubprobenahme als auch auf der Probenahmesonde zu sehen sind, siehe Abbildung 3.19.

Bei den beiden anderen Betriebszuständen (Teillast- und Luftmangelbetrieb) ist so ein Verhalten nicht zu erkennen. Der wesentliche Unterschied zum Normalbetrieb dürfte hierbei in einer Änderung der Partikeleigenschaften (ggf. der Partikelanzahlkonzentration) zu sehen sein. So ändert sich die Zusammensetzung der emittierten Partikel gegenüber dem Normalbetrieb, es werden vermehrt Teere und hochsiedende organische Verbindungen gebildet.

Dies zeigt sich durch das Auftreten von Holzgeruch an den Planfiltern, wogegen sämtliche Planfilter der Versuche im Normalbetrieb geruchlos sind. Außerdem ist die Spülflüssigkeit der Probenahmesonde bei der Staubmessung bräunlich verfärbt, was ebenfalls auf Teere und hochsiedende organische Verbindungen im Abgas hinweist. Eine Auswahl verschiedener Planfilter zeigt Abbildung 3.20.

Der Planfilter für den Versuch 01 als Beispiel für den Normalbetrieb stellt einen typischen Rohgasfilter dar, hier treten kaum Unterschiede zwischen den Versuchen bei den unterschiedlichen Betriebszuständen auf, lediglich die Menge der Beladung des Filters bzw. die Höhe der Staubkonzentration ändert sich.

Bei den Filtern im Reingas ist dies anders, hier ändert sich auch das Aussehen in Abhängigkeit der Abscheideleistung des Elektrofilters. So sind beim Reingasfilter für den Versuch 02 größere Agglomerate zu erkennen, die auf einen Wiedereintrag abgeschiedener Stäube schließen lässt.

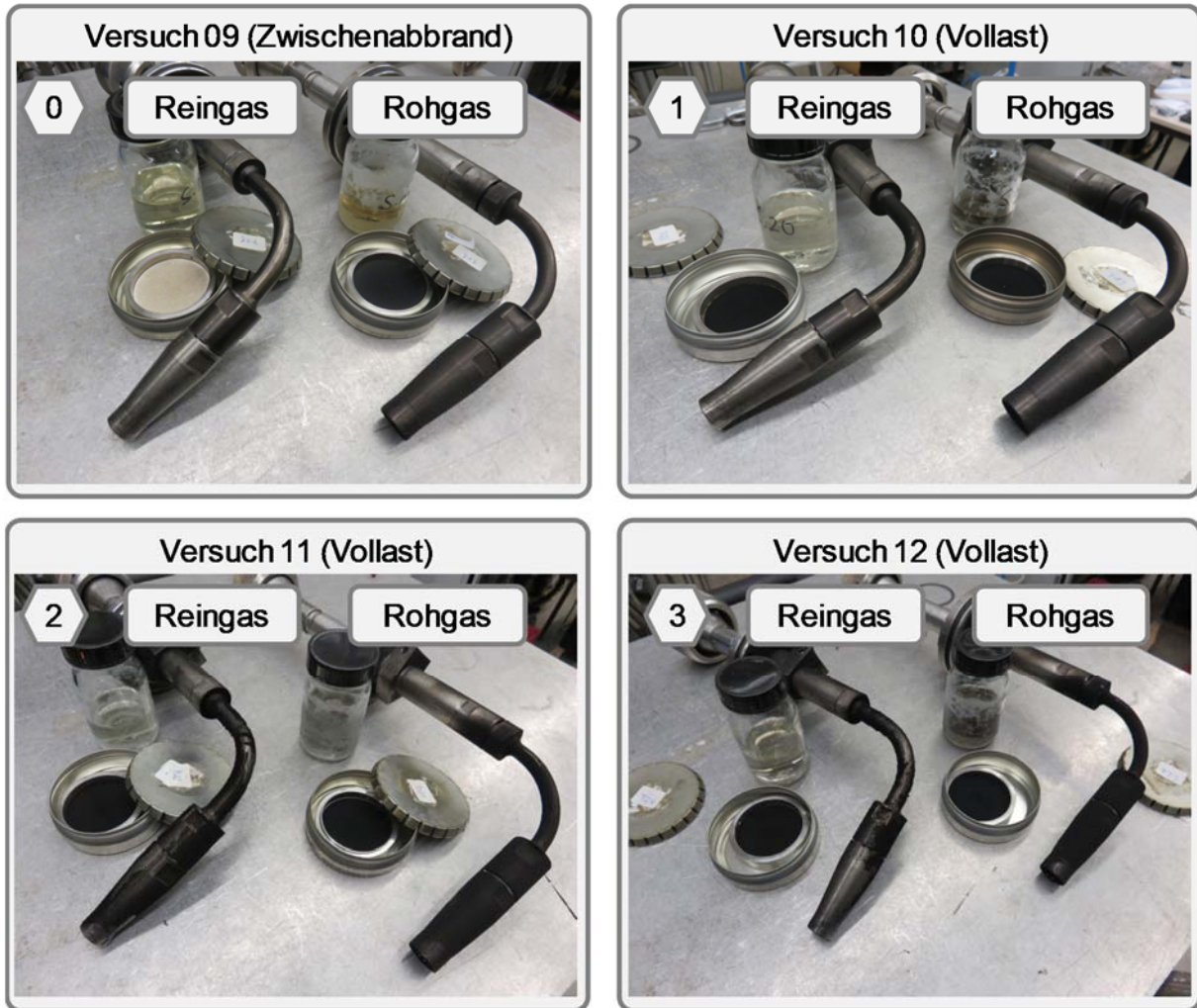


Abbildung 3.19 Staubmessung: Probennahmesonden, Planfilter und Spülflüssigkeit für die Versuche 09 bis 12 an einem Versuchstag mit Normalbetrieb, jeweils links Reingas und rechts Rohgas

Auch bei positiven Abscheidegraden im Normalbetrieb (Versuch V 10) sind die Filter im Reingas schwarz. Erst bei anderen Betriebszuständen ergeben sich hellere und bräunlichere Färbungen. Die dunkleren bräunlichen Färbungen lassen auf einen erhöhten Gehalt an Teeren bzw. hochsiedenden organischen Verbindungen schließen.

Teere bzw. hochsiedende organische Verbindungen beeinflussen letztlich auch die elektrischen Eigenschaften der im Abgas enthaltenen Partikel, weshalb sich die Haftungsneigung der Partikel im Abgasrohr erhöht und somit der Abscheidegrad verbessert, in dem der Wiedereintrag großer Agglomerate von abgeschiedenen Partikeln reduziert wird.

Da die Abgasgeschwindigkeit (feuchtes Abgas) auch abhängig ist vom Betriebszustand (im Mittel für alle Versuche mit Normalbetrieb: 0,84 m/s; mit Teillastbetrieb: 0,78 m/s und im Luftmangelbetrieb: 0,65 m/s), könnte diese ebenfalls einen gewissen Einfluss auf das Abscheideverhalten des Elektrofilters haben, da bei niedrigen Abgasgeschwindigkeiten mehr Zeit für die Wanderung der geladenen Partikel zur Rohrwandung zur Verfügung steht. Inwieweit sich die Abscheideleistung des Elektrofilters durch geringere Strömungsgeschwindigkeiten im feuchten Abgas verändert, kann anhand der vorliegenden Versuchsergebnisse nicht bewertet werden.

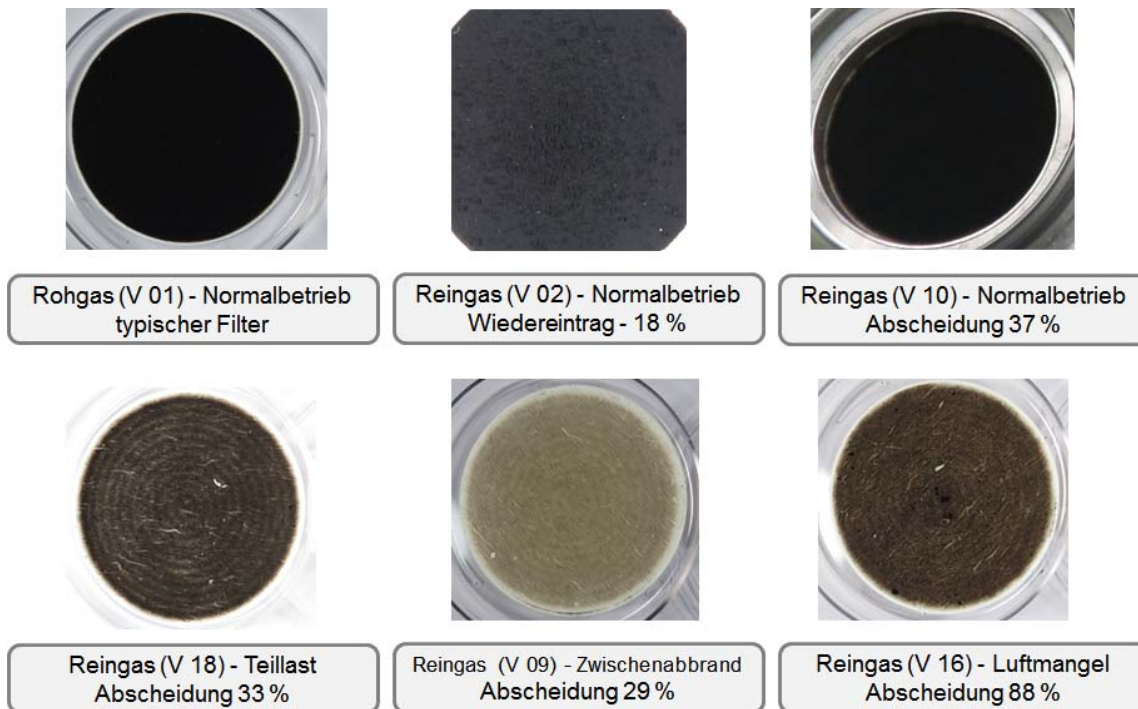


Abbildung 3.20 Auswahl verschiedener typischer Planfilter der Staubmessung für Roh- und Reingas bei unterschiedlichen Betriebszuständen

3.8 Bewertung des Abscheidegrades nach DIN spec 33999

Die ermittelten Abscheidegrade wurden bisher als Einzelwerte oder als arithmetische Mittelwerte dargestellt. Das Prüfverfahren nach DIN spec 33999 (2014) sieht vor, dass aus den Messergebnissen auch ein signifikanter Abscheidegrad ermittelt wird, der letztlich zur Bewertung der Staubabscheider dient. Im Folgenden wird die Anwendung dieses Berechnungsverfahrens an den in diesem Projekt ermittelten Ergebnissen zusammengefasst erläutert. Die Auswertung der Daten erfolgt hierbei nach Kapitel 5 der DIN spec 33999 (2014) für die Prüfung von Abscheidern für handbeschickte Feuerungen ohne Gebläse.

Zur Auswertung der Daten werden diese in zwei unterschiedliche Klassen eingeordnet. Die Klassen werden als Abgasstaubzustände bezeichnet - Abgasstaubzustand 1 „gut“ entspricht einem Feuerungszustand mit niedrigeren Emissionen, Abgasstaubzustand 2 „schlecht“ entspricht einem höheren Emissionsniveau. Für beide Klassen sind zulässige Konzentrationsbereiche für die Parameter (jeweils angegeben in mg/m^3 und bezogen auf Rohgas und auf 13 Vol.% O_2) Staub, CO und TVOC (entspricht VOC) vorgegeben. Neben dem, aus der Gesamtstaubkonzentration von Rohgas und Reingas berechnetem Abscheidegrad, wird auch ein korrigierter Abscheidegrad berücksichtigt. Dieser wird unter Berücksichtigung des Blindabscheidegrades, z.B. gemessen bei ausgeschaltetem Abscheider, ermittelt.

Zur Darstellung und Bewertung der Messergebnisse wird dann schließlich der signifikante Staubabscheidegrad pro Abgasstaubzustand berechnet. Hierbei soll ein möglicher Wiedereintrag von Partikeln ins Abgas durch wiederholte Messung ohne Zwischenabreinigung des Messaufbaus während eines Abgasstaubzustandes mitberücksichtigt werden.

Für die Anwendung dieser Vorgehensweise auf die Messergebnisse werden diese den Abgasstaubzuständen „gut“ und „schlecht“ zugeordnet, siehe Tabelle 3.4. Dem Abgasstaubzustand 1 „gut“ entsprechend DIN spec 33999 (2014) können insgesamt sieben Versuche zugeordnet werden. Hierbei sind die Vorgaben der DIN spec 33999 bezüglich den Bereichen der Staubkonzentration im Rohgas von 40 - 100 mg/m³ und der CO-Konzentration von 300 - 4.000 mg/m³ (jeweils bezogen auf 13 Vol.% O₂) erfüllt. Für die bei den Messungen einzuhaltenden VOC-Konzentrationen werden im Prüfverfahren keine Vorgaben gemacht.

Tabelle 3.4 Zuordnung der Messergebnisse zum Abgasstaubzustand „gut“ entsprechend DIN spec 33999 (2014) und zum neu definierten Abgasstaubzustand „schlecht“ für die Berechnung des signifikanten Staubabscheidegrades

Abgasstaubzustand 1 "gut": Staubkonz. 40-100 mg/m ³ (Zuordnung der Messergebnisse entsprechend DIN spec 33999 - Tabelle 2 (2014))											
Versuch	Mittelwert Staubprobenahme - Rohgas							Mittelwert Staubprobenahme - Reingas			
	CO	VOC *	Staub	O ₂	bezogen auf 13 Vol.% O ₂			Staub	O ₂	Staub in mg/m ³	Abscheidegrad
	in mg/m ³	in mgC/m ³	in mg/m ³	in Vol.%	Staub in mg/m ³	CO in mg/m ³	VOC in mgC/m ³	in mg/m ³	in Vol.%	(bei 13 Vol.% O ₂)	in %
09	2.632	360	42	15,2	58	3.632	496	8	19,5	41	29%
10	1.731	161	66	9,6	46	1.208	112	12	17,6	29	37%
11	1.161	68	82	10,2	60	857	50	27	18,1	73	-21%
12	4.089	292	127	8,2	79	2.543	181	22	17,5	52	35%
18	1.352	84	66	13,2	68	1.384	86	8	19,6	45	33%
19	996	99	55	12,9	54	986	98	9	19,2	40	26%
20	1.559	151	83	12,5	78	1.463	142	12	19,4	62	20%

neuer Abgasstaubzustand "schlecht": Staubkonz. > 100 mg/m ³ (Zuordnung der Messergebnisse in Anlehnung an DIN spec 33999 (2014))											
Versuch	Mittelwert Staubprobenahme - Rohgas							Mittelwert Staubprobenahme - Reingas			
	CO	VOC *	Staub	O ₂	bezogen auf 13 Vol.% O ₂			Staub	O ₂	Staub in mg/m ³	Abscheidegrad
	in mg/m ³	in mgC/m ³	in mg/m ³	in Vol%	Staub in mg/m ³	CO in mg/m ³	VOC in mgC/m ³	in mg/m ³	in Vol.%	(bei 13 Vol.% O ₂)	in %
13	27.301	1.418	451	11,5	380	23.026	1.196	38	19,0	154	60%
14	2.085	183	162	9,2	110	1.416	124	20	18,2	59	46%
15	2.105	138	193	9,9	138	1.508	99	20	18,7	72	48%
16	13.077	744	323	6,2	175	7.065	402	6	18,6	21	88%

* VOC bezogen auf Kohlenstoff und feuchtes Abgas

In DIN spec 33999 (2014) sind für den Abgasstaubzustand 2 „schlecht“ nur Messergebnisse heranzuziehen, bei denen die Staubkonzentration im Bereich von 150 - 300 mg/m³, die CO-Konzentration im Bereich von 3.000 - 8.000 mg/m³ und die VOC-Konzentration bei über 200 mg/m³ (jeweils im Rohgas und bezogen auf 13 Vol.% O₂) liegt. Für die durchgeführten Messungen am Kaminofen mit Elektroabscheider trifft dies nur auf einen Versuch (V 16) zu.

Da Stichproben mit diesem Umfang in der Statistik nicht verarbeitet werden können, wird hier ein neuer Abgasstaubzustand „schlecht“ definiert. Diesem werden alle Versuche mit Staubkonzentrationen im Rohgas von > 100 mg/m³ (bezogen auf 13 Vol.% O₂) zugeordnet, was für insgesamt 4 Versuche zutrifft. Die in der DIN spec 33999 (2014) enthaltenen Vorgaben bezüglich den Konzentrationen an CO und VOC werden allerdings nur teilweise erfüllt.

In Tabelle 3.5 sind die Ergebnisse der Berechnungen nach DIN spec 33999 (2014) für die beiden Abgasstaubzustände dargestellt. Beim Abgasstaubzustand „gut“ errechnet sich der signifikante Staubabscheidegrad zu -27 % bei einem gemittelten Abscheidegrad von 23 %. Der modifizierte neue Abgasstaubzustand „schlecht“ liefert einen signifikanten Abscheidegrad von -1 % bei einem gemittelten Abscheidegrad von 61 %.

Tabelle 3.5 Berechnung der signifikanten Staubabscheidegrade für die Abgasstaubzustände „gut“ und „schlecht“ nach DIN spec 33999 (2014)

Abgasstaubzustand, Zuordnung nach Tabelle 3.4			"gut"	"schlecht" **
Anzahl der Einzelwerte	n	-	7	4
Studentfaktor für 95 % Vertrauensbereich	t *	-	2,47	3,18
Standardabweichung der gemessenen Abscheidegrade in %	s	%	20	19
erweiterte Ergebnisunsicherheit in %	U	%	50	61
mittlerer Staubabscheidegrad in %	η_m	%	23	61
signifikanter Staubabscheidegrad in %	η_{sig}	%	-27	-1

* Studentfaktoren nach DIN spec 33999 (2014) (ggf. linear interpoliert)

** Abgaszustand „schlecht“ entsprechend neuer Definition

Die negativen Ergebnisse der signifikanten Abscheidegrade bei positiven gemittelten Abscheidegraden ergeben sich durch die hohe Schwankungsbreite der Messwerte bei gleichzeitig recht niedriger Anzahl an Messwerten pro Zustand, die als hohe Unsicherheit in die statistische Berechnung eingehen.

Eine Abschätzung der Eignung eines Staubabscheiders für eine Feuerung, an der ein nach DIN spec 33999 (2014) geprüfter Staubabscheider eingesetzt werden soll, kann nach Anhang C der Norm durchgeführt werden. Diese erfolgt durch Gewichtung und Verrechnung der gemittelten Abscheidegrade der beiden Abgasstaubzustände, je nachdem welches Emissionsniveau bei der Feuerung zu erwarten ist. Die Ergebnisse dieser Berechnung ist in Tabelle 3.6 zusammengestellt.

Tabelle 3.6 Bewertung der Eignung des untersuchten Staubabscheiders in Abhängigkeit der CO-Klasse nach DIN spec 33999 - Anhang C (2014) für die Abgasstaubzustände 1 („gut“) und 2 („schlecht“) nach Tabelle 3.4

Bewertung der Eignung des Staubabscheiders in Abhängigkeit der CO-Klasse (nach DIN spec 33999 - Anhang C (2014))			CO-Klasse 1,25 g/m ³	CO-Klasse 2 g/m ³	CO-Klasse 4 g/m ³
mittlerer Staubabscheidegrad von Abgasstaubzustand 1 in %	$\eta_{1,m}$	%	23	23	23
Gewichtungsfaktor für den Abgasstaubzustand 1	F1	-	0,6	0,4	0,2
mittlerer Staubabscheidegrad von Abgasstaubzustand 2 in %	$\eta_{2,m}$	%	61	61	61
Gewichtungsfaktor für den Abgasstaubzustand 2	F2	-	0,4	0,6	0,8
bewerteter, gemittelter Abscheidegrad	$\eta_{b,m}$	%	38	45	53

Das Ergebnis dieser Berechnungen ist beispielsweise so zu verstehen, dass wenn der vermessene Staubabscheider an einer Feuerung in der CO-Klasse bis 1,25 mg/m³ (Mittelwerte der CO-Konzentrationen der Feuerung bezogen auf 13 Vol.% O₂) eingesetzt wird, mit einem durchschnittlichen Staubabscheidegrad von 38 % zu rechnen wäre (unter Berücksichtigung der zugrunde liegenden Messungen und beschriebenen Berechnungen).

Gegenüber der Vorgehensweise nach DIN spec 33999 (2014) erfolgten in den durchgeführten Untersuchungen zwischen den Messungen der beiden Abgasstaubzuständen keine Keh-

rungen bzw. Reinigungen des Versuchsaufbaus (z.B. Elektrofilter mit Abscheidestrecke) und bei den Berechnungen wurde der arithmetisch gemittelten Abscheidegrad verwendet. Eine Korrektur dieses Abscheidegrades um den Blindabscheidegrad (Staubabscheidung in der Abscheidestrecke bei ausgeschaltetem Elektrofilter) erfolgte nicht, da erfahrungsgemäß der Blindabscheidegrad in diesem Anwendungsfall bei der vorhandenen Länge der Abscheidestrecke bis zur Reingas-Messstelle im Bereich der Messunsicherheit des Standardreferenzmessverfahren für Staub nach VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 (2006) liegt (siehe z.B. Struschka et al., 2015).

Eine Bewertung des untersuchten Staubabscheiders im Hinblick auf den Stand der Technik könnte nach der VDI-Richtlinie 3670 (2016) erfolgen. Zweck der Richtlinie ist die Beschreibung von Merkmalen zum Stand der Technik von Staubabscheidern („nachgeschaltete Staubminderungseinrichtungen“) für den Einsatz an Feuerungen im Geltungsbereich der 1.BImSchV. Hierin sind für Einzelraumfeuerungen erreichbare Abscheidegrade als Orientierung zum Stand der Technik angegeben. Unterschieden wird, wie in der DIN spec 33999 (2014) nach zwei Bereichen. Für den Bereich „Abgaszustand bei Staub 40 - 100 mg/m³“ wird ein erreichbarer Abscheidegrad von 60 % oder mehr, für den Bereich „Abgaszustand bei Staub 150 - 300 mg/m³“ werden 50 % oder mehr angegeben. Ob sich die Empfehlungen auf den gemittelten oder signifikanten Abscheidegrad nach DIN spec 33999 beziehen, ist nicht konkretisiert.

3.9 Staubmessungen nach Elektroabscheidern

Immer wieder kommen Diskussionen über messtechnische Probleme bei der Staubmessung hinter Elektroabscheidern auf. Daher sollen nachfolgend die Erfahrungen aus den durchgeführten Messungen bezüglich auftretender Phänomene und möglicher Ablagerungen an den Staubprobenahmesonden beschrieben werden.

3.9.1 Wiedereintrag von Partikeln

Ein typisches Phänomen, vor allem bei einfach aufgebauten Elektroabscheidern, ist der Wiedereintrag von bereits abgeschiedenen Partikeln. Diese wiedereingetragenen, groben Partikel-Agglomerate werden z.T. auch als „Flocken“ bezeichnet.

Das Phänomen trat ebenfalls im Rahmen der durchgeführten Versuche auf und gestaltet sich als eine Verschleppung von Partikeln im Laufe des Versuchstages von Abbrand zu Abbrand. Partikel, die in vorherigen Abbränden im Abgasrohr anhaften und in diesem Moment aus dem Gasstrom entfernt werden, gelangen in zu einem späteren Zeitpunkt als Wiedereintrag zurück in das Abgas und werden in der Reingas-Messung als Staubkonzentration erfasst. Dies führt dann in der Berechnung des Abscheidegrads zu negativen Werten.

Tritt dieser Vorgang regelmäßig während den Messungen auf und wird der Wiedereintrag bei der Staubmessung auch erfasst, so ergibt sich im Grundsatz eine korrekte Bewertung des Abscheidegrades. Vorgehensweisen bei der Ermittlung des Abscheidegrades von Staubabscheidern mit dem Ziel, diese regelmäßigen Vorgänge nicht zu erfassen, führen zu einer zu positiven Bewertung des Abscheidegrades.

3.9.2 Ablagerungen an der Staubprobenahmesonde

Immer wieder kam es zu stark belegten Probenahmesonden der Staubmessung im Reingas, siehe Abbildung 3.21. Dies trat nicht bei allen Versuchen, sondern nur bei bestimmten Bedingungen auf. Agglomerierte Partikel, die teilweise Restladungen aus dem Elektroabscheider mit sich tragen, lagern sich auch an der Probenahmesonde im Reingas ab. Dies tritt immer dann auf, wenn die Staubkonzentration im Reingas gegenüber der Konzentration im Rohgas erhöht ist, wenn es also zu (rechnerisch) negativen Abscheidegraden kommt.

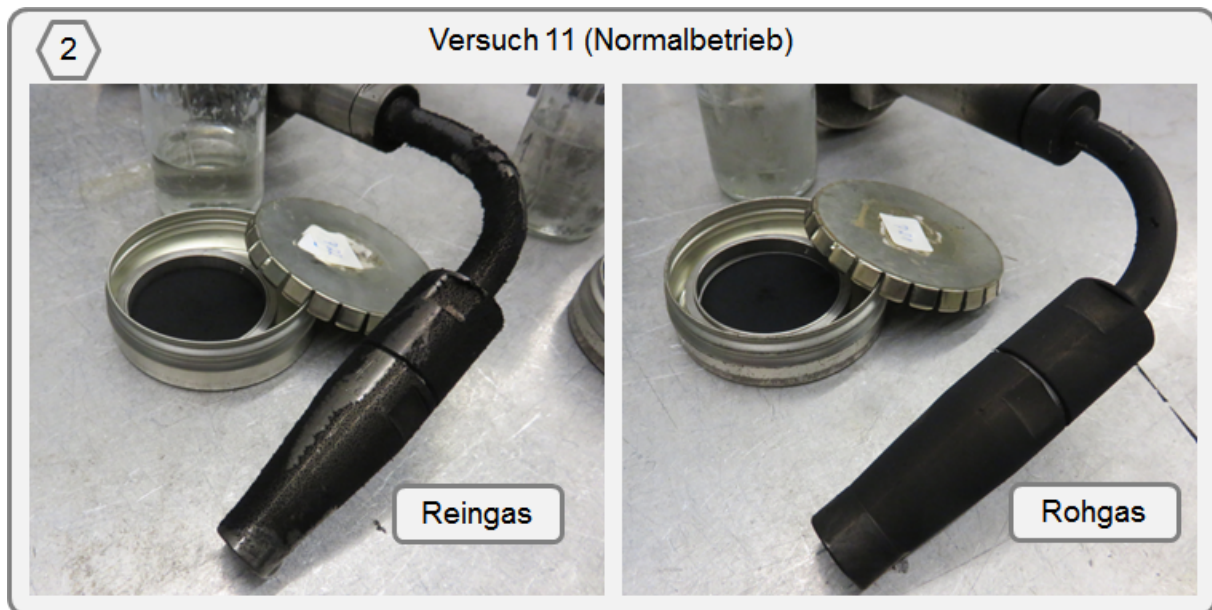


Abbildung 3.21 Ablagerungen an der Staubprobenahmesonde - Beispiel aus Versuch 11; links: Sonde Reingas mit Belag aus agglomerierten Partikeln, rechts: Sonde Rohgas mit dünnem gleichmäßigen Staubbelag

Die Sonde im Rohgas ist in der Regel mit einem dünnen Belag aus feinen Partikeln belegt. Liegt eine positive Abscheidewirkung vor, zeigt die Sonde im Reingas ein ähnliches Bild wie im Rohgas mit nur sehr wenig Belag.

Das unterschiedliche Verhalten der Ablagerungen ist zum Vergleich nachfolgend in Abbildung 3.22 dargestellt. Zu sehen sind links Beispiele von Sonden im Reingas mit starken agglomerierten Ablagerungen bei negativen Abscheidegraden und rechts ohne agglomerierte Ablagerungen bei positiven Abscheidegraden. Vielfach wird vermutet, dass beim Auftreten von starken Agglomeraten auf den Staubsonden mit erhöhten Messunsicherheiten bei der Staubmessung zu rechnen ist. Allerdings wurde diese Vermutung bisher nicht belegt.

Die eigenen Erfahrungen bei diesen Messungen und auch bei anderen ähnlichen Untersuchungen (z.B. Struschka et al, 2015) ergaben keine Hinweise, dass die Messunsicherheit bei der Staubmessung durch geladene Agglomerate wesentlich erhöht wird. So waren z.B. beim Normalbetrieb die Anteile der Staubmassen in der Spülflüssigkeit im Roh- und Reingas nahezu identisch (Rohgas: 32 %, Reingas 34 %). Dies zeigt, dass sich die Agglomerate nicht verstärkt in der Staubsonde ablagern.



Abbildung 3.22 Abhängigkeit der Ablagerungen an der Staubprobennahmesonde vom Abscheidegrad. Beispiele für Sonden mit und ohne agglomerierte Ablagerungen

3.9.3 Verdünnung durch Spülluft

Durch die Spülluft des Isolators vom Elektroscheider, wird das Abgas mit Umgebungsluft verdünnt. Dies beeinflusst die Messung im Reingas.

Über die kontinuierliche Messung der Sauerstoffkonzentration zeitgleich in Rohgas und Reingas kann diese Verdünnung bestimmt werden. Dies wird als Verdünnungsverhältnis angegeben. Zu Kontrollzwecken wurde bei den Versuchen ebenfalls die CO₂-Konzentration gemessen, diese wird aber in den Ergebnistabellen nicht aufgeführt. Das Verdünnungsverhältnis kann über die Sauerstoffkonzentration oder auch über die CO₂-Konzentration berechnet werden.

Im Mittel beträgt das Verdünnungsverhältnis bei den Versuchen mit Normalbetrieb zwischen 3 bis 4, bei Betrieb mit Luftmangel und Teillast liegt es mit 5 bis 6 etwas höher. Die höhere Abgasverdünnung bei den Versuchen mit Teillast und beim Luftmangelbetrieb ergibt sich dadurch, dass der über den Elektroabscheider als Spülluft zugeführte Luftvolumenstrom bei allen untersuchten Betriebszuständen in etwa konstant bleibt und der Abgasvolumenstrom abnimmt.

4 Zusammenfassung

Zur Schließung von Wissenslücken hinsichtlich des Betriebs- und Abscheideverhaltens von Sekundärmaßnahmen für kleine Biomassefeuerungen wurden Messungen an einem Kleinelektrofilter im Einsatz an einer Einzelraumfeuerung an einem Technikums-Prüfstand durchgeführt.

Für die Untersuchungen wurde der Kleinelektrofilter OekoTube des Hersteller OekoSolve AG verwendet, der laut Herstellerangaben für alle Holzfeuerungen mit einer Leistung bis 40 kW geeignet ist. Der am Schornsteinende montiert Elektrofilter wurde in Verbindung mit einem Kaminofen vom Typ Modena des Herstellers Hase Kaminofenbau GmbH eingesetzt.

Der vorhandene Feuerungsprüfstand wurde für den Einsatz des Elektrofilters derart umgebaut, dass sich am Schornsteinende der Elektrofilter mit Messstrecke befand. Die Untersuchungen zur Bewertung des Abscheideverhaltens des Elektrofilters erfolgten nach einem standardisierten Prüfablauf, in dem u.a. das Messintervall für die Staubmessung variiert wurde. Außerdem erfolgten Staubmessungen bei unterschiedlichen Betriebsbedingungen (Betrieb bei Nennwärmeleistung, bei Teillast und bei Luftmangel) des Kaminofens.

Hierbei zeigte sich, dass das Abscheideverhalten des Elektrofilters stark von den Betriebsbedingungen und damit von den Staubeigenschaften (und ggf. der Partikelanzahlkonzentration) abhängt. Im Betrieb bei Nennwärmeleistung bei guten Verbrennungsbedingungen und vergleichsweise niedrigen Staubkonzentrationen vor Elektrofilter ergeben sich aufgrund von Wiedereinträgen bereits abgeschiedener Stäube im Mittel nur geringe Abscheidegrade. Mit zunehmender Staubkonzentration im Teillast- und Luftmangelbetrieb nimmt die Abscheideleistung des Elektrofilters zu. Der zunehmende Anteil von Teeren und höhersiedenden organischen Verbindungen im Staub reduziert die Wiedereintragsneigung deutlich, wodurch sich der Abscheidegrad entsprechend erhöht. Bei diesen Betriebszuständen treten allerdings erhöhte CO- und VOC-Konzentrationen auf, die eigentlich vermieden werden sollten.

Bei den Untersuchungen ergaben sich keine Hinweise, dass sich durch die Anordnung der Messstelle unmittelbar nach Elektrofilter und durch die dort im Abgas vorhandenen geladenen größeren Agglomerate die Messunsicherheit der Staubmessung wesentlich erhöht, so dass deren Aussagekraft eingeschränkt wäre.

Insgesamt zeigten die Untersuchungen, dass die Abscheidegrade von kleinen, einfach aufgebauten Elektrofilters sehr stark von den Randbedingungen bei der Anwendung abhängen. In dem untersuchten Fall waren dies vor allem die Staubeigenschaften, die durch die Variation der Betriebsbedingungen des Kaminofens verändert wurden.

5 Quellenverzeichnis

DIBt, 2015.

Allgemeine bauaufsichtliche Zulassung. Staubabscheider für Abgasanlagen. System OekoTube OT2. Antragsteller: OekoSolve AG, CH-8889 Plons. Deutsches Institut für Bautechnik (DIBt), Berlin.

DIN CEN/TS 15883, Februar 2009.

Häusliche Feuerstätten für feste Brennstoffe - Emissionsprüfverfahren. Beuth Verlag, Berlin.

DIN EN 13240, Oktober 2005.

Raumheizer für feste Brennstoffe. Anforderungen und Prüfungen. Beuth Verlag, Berlin.

DIN spec 33999, Dezember 2014.

Emissionsminderung - kleine und mittlere Feuerungsanlagen (gemäß 1. BImSchV). Prüfverfahren zur Ermittlung der Wirksamkeit von nachgeschalteten Staubminderungseinrichtungen. Beuth Verlag, Berlin.

Hase, 2011.

Bedienungsanleitung Kaminofen Modena. Hase Kaminofenbau GmbH, Trier.

Schäfer, Christian, 2016.

Messgenauigkeit bei der Ermittlung der Staubkonzentration im Abgas von Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe. Fortschritt-Berichte VDI, Reihe 15 Umwelttechnik, Nr. 258. VDI-Verlag Düsseldorf.

Schräder, 2014.

Installationsanleitung OekoTube. Schröder Abgastechnologie. Karl Schröder Nachf., Kamen.

Struschka, Michael; Winter, Patricia; Baumbach, Günter:

Überprüfung der Wirksamkeit von Staubabscheidern für Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe. Endbericht Forschungsprojekt, Aktenzeichen Deutschen Bundesstiftung Umwelt AZ 30972. Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik (IFK), Universität Stuttgart, März 2015.

VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1, November 2006.

Messen von Partikeln, Staubmessung in strömenden Gasen. Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung. Beuth Verlag, Berlin.

VDI-Richtlinie 3670, April 2016.

Nachgeschaltete Staubminderungseinrichtungen für Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe. Beuth Verlag, Berlin.

VDI-Richtlinie 4206 Blatt 2, Februar 2015.

Mindestanforderungen und Prüfpläne für Messgeräte zur Überwachung der Emissionen an Kleinfeuerungsanlagen. Messgeräte zur Ermittlung von partikelförmigen Emissionen. Beuth Verlag, Berlin.

6 Anhang

Normalbetrieb																
Versuch	Gesamtabbrand					Mittelwert Staubprobenahme - Rohgas					Mittelwert Staubprobenahme - Reingas					
	O ₂ in Vol%	CO ₂ in Vol%	CO in mg/m ³	VOC in mg/m ³	CO in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	VOC in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	CO in mg/m ³	Staub in mg/m ³	O ₂ in Vol%	Staub in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	CO in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	OGC in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	Staub in mg/m ³	O ₂ in Vol%	Abscheidegrad in %	
01	13,8	6,8	2.157	68	2.410	76	1.338	48	12,6	23	1.272	46	11	18,0	29	-27%
02	14,5	6,1	1.886	48	2.313	59	1.032	37	12,2	35	938	34	17	17,8	41	-18%
03	13,2	7,5	1.175	34	1.207	35	634	26	12,5	20	596	24	16	17,7	40	-105%
10	13,7	7,0	2.211	72	2.433	80	1.731	161	9,6	46	1.208	112	12	17,6	29	37%
11	13,3	7,5	1.260	40	1.317	41	1.161	68	10,2	60	857	50	27	18,1	73	-21%
<i>mittel Typprüfung</i>	13,8	6,8	1.739	50	1.977	57	1.001	37	12,4	26	935	34	15	17,8	37	-50%
<i>mittel DIN spec 33999</i>	13,5	7,2	1.735	56	1.875	61	1.446	114	9,9	53	1.033	81	19	17,9	51	8%

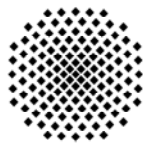
Teillast																
Versuch	Gesamtabbrand					Mittelwert Staubprobenahme - Rohgas					Mittelwert Staubprobenahme - Reingas					
	O ₂ in Vol%	CO ₂ in Vol%	CO in mg/m ³	VOC in mg/m ³	CO in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	VOC in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	CO in mg/m ³	Staub in mg/m ³	O ₂ in Vol%	Staub in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	CO in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	OGC in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	Staub in mg/m ³	O ₂ in Vol%	Abscheidegrad in %	
18	14,8	6,1	1.447	88	1.866	113	1.352	84	13,2	68	1.384	86	8	19,6	45	33%
19	14,3	6,6	968	71	1.151	84	996	99	12,9	54	986	98	9	19,2	40	26%
20	14,2	6,7	1.822	95	2.140	112	1.559	151	12,5	78	1.463	142	12	19,4	62	20%
<i>mittel DIN spec 33999</i>	14,4	6,5	1.412	85	1.719	103	1.302	111	12,9	67	1.278	108	10	19,4	49	26%

Betrieb im Luftmangel																
Versuch	Gesamtabbrand					Mittelwert Staubprobenahme - Rohgas					Mittelwert Staubprobenahme - Reingas					
	O ₂ in Vol%	CO ₂ in Vol%	CO in mg/m ³	VOC in mg/m ³	CO in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	VOC in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	CO in mg/m ³	Staub in mg/m ³	O ₂ in Vol%	Staub in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	CO in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	OGC in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	Staub in mg/m ³	O ₂ in Vol%	Abscheidegrad in %	
12	13,8	7,0	2.725	120	3.042	134	4.089	292	8,2	79	2.543	181	22	17,5	52	35%
13	10,9	9,8	8.051	400	6.361	316	27.301	1.418	11,5	380	23.026	1.196	38	19,0	154	60%
14	13,3	7,7	2.284	88	2.370	92	2.085	183	9,2	110	1.416	124	20	18,2	59	46%
15	13,4	7,6	2.134	128	2.250	135	2.105	138	9,9	138	1.508	99	20	18,7	72	48%
16	8,0	13,4	6.958	388	4.257	238	13.077	744	6,2	175	7.065	402	6	18,6	21	88%
<i>mittel DIN spec 33999</i>	11,4	9,6	4.857	251	3.809	195	11.142	621	9,2	201	8.254	455	21	18,6	76	61%

Zwischenabbrand		Gesamtabbrand						Mittelwert Staubprobenahme - Rohgas						Mittelwert Staubprobenahme - Reingas				
		Versuch	O ₂ in Vol%	CO ₂ in Vol%	CO in mg/m ³	VOC in mg/m ³	CO in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	VOC in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	CO in mg/m ³	Staub in mg/m ³	O ₂ in Vol%	Staub in mg/m ³	CO in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	OGC in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	Staub in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	O ₂ in Vol%	Abscheidegrad in %	
	09	15,1	5,7	1.916	226	2.619	308	2.632	360	42	15,2	58	3.632	496	8	19,5	41	29%

alle Versuche									
Versuch	Gesamtabbrand								
	Betriebszustand	Dauer in min	Brennstoffaufgabe in kg	Feuerungswärmeleistung in kW	Wärmeleistung in kW	Abgasverluste nach DIN in %	übrige Verluste nach DIN in %	Wirkungsgrad nach DIN in %	Temperatur Reingas in °C
01	Normalbetrieb	49	2,1	10,8	8,3	20,7	2,6	76,7	72
02	Normalbetrieb	57	2,1	9,6	7,4	20,5	2,5	76,9	72
03	Normalbetrieb	41	2,1	13,0	10,3	19,3	1,8	78,9	78
09	Zwischenabbrand	39	1,5	10,0	7,7	20,3	2,7	77,0	48
10	Normalbetrieb	56	2,0	9,2	7,0	21,4	2,6	76,0	66
11	Normalbetrieb	45	2,0	11,4	8,8	21,0	1,8	77,1	69
12	Luftmangelbetrieb	56	2,0	9,3	7,0	21,9	2,9	75,1	65
13	Luftmangelbetrieb	100	2,0	5,2	4,4	9,6	5,0	85,5	32
14	Luftmangelbetrieb	46	1,9	11,0	8,3	22,3	2,5	75,2	63
15	Luftmangelbetrieb	48	2,0	10,6	8,2	20,7	2,4	76,9	59
16	Luftmangelbetrieb	31	2,0	16,5	14,4	9,3	3,5	87,2	39
17	Normalbetrieb *	57	2,0	9,1	6,7	23,2	3,1	73,6	55
18	Teillast	36	1,2	8,8	6,7	22,2	2,2	75,6	49
19	Teillast	33	1,3	9,9	7,5	22,0	1,7	76,3	53
20	Teillast	34	1,2	9,1	6,9	22,1	2,4	75,5	58

* Reingasmessstelle im Verdünnungstunnel



Kurzbericht zu ergänzenden Messungen mit dem Kleinelektrofilter OekoTUBE des Hersteller OekoSolve AG



Institut für Feuerungs- und
Kraftwerkstechnik (IFK)

**Kurzbericht zu ergänzenden Messungen mit dem Kleinelektrofilter OekoTube
des Hersteller OekoSolve AG**

Dr.-Ing. Michael Struschka

Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik (IFK)
Universität Stuttgart
Pfaffenwaldring 23, 70569 Stuttgart
Tel.: +49 711 685 6 8275
ifk@ifk.uni-stuttgart.de
<http://www.ifk.uni-stuttgart.de>

Messungen in Ergänzung zum Auftrag des
Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg
(Kernerplatz 9, 70182 Stuttgart) und der
Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW)
(Griesbachstr. 1, 76185 Karlsruhe)

März 2018

Inhalt

1	Einleitung.....	219
2	Versuchsaufbau und Durchführung.....	220
	2.1 Versuchsdurchführung.....	222
	2.2 Versuchsprogramm	223
3	Ergebnisse.....	224
4	Zusammenfassung	230
5	Quellenverzeichnis	231
6	Anhang.....	232

1 Einleitung

Für die ergänzenden Untersuchungen sollte die aktuelle Version des Kleinelektrofilters OekoTube des Hersteller OekoSolve AG verwendet werden. Dieser unterscheidet sich laut Herstellerangaben von der im Jahr 2016 eingesetzten Version durch eine höhere maximal mögliche Filterspannung (30 kV statt 24 kV) und einer Softwareanpassung zur besseren Ausregelung von Spannungsüberschlägen. Der am Schornsteinende montiert Elektrofilter sollte hierbei ebenfalls in Verbindung mit dem Kaminofen vom Typ Modena des Herstellers Hase Kaminofenbau GmbH und zusätzlich im Vergleich hierzu an einem Kaminofen vom Typ Lagos desselben Herstellers eingesetzt werden.

Mit diesen zusätzlichen Messungen sollte untersucht werden, inwieweit sich eine höhere Filterspannung beim Einsatz am Kaminofen Modena und andere Partikeleigenschaften beim Einsatz am Kaminofen Lagos auf das Abscheideverhalten des Elektrofilters auswirken.

Auslöser für diese weiteren Messungen waren die Ergebnisse der vorangegangenen Untersuchungen am Kaminofen Modena mit dem älteren Filtertyp in denen sich zeigte, dass das Abscheideverhalten des Elektrofilters stark von den Betriebsbedingungen des Kaminofens und damit von den Staubeigenschaften (und ggf. der Partikelanzahlkonzentration) abhängt (siehe hierzu auch Messbericht des IFK im Anhang III). Hierbei ergaben sich im Betrieb bei Nennwärmeleistung bei guten Verbrennungsbedingungen und vergleichsweise niedrigen Staubkonzentrationen vor Elektrofilter aufgrund von Wiedereinträgen bereits abgeschiedener Stäube im Mittel nur geringe Abscheidegrade. Mit zunehmender Staubkonzentration im Teillast- und Luftmangelbetrieb nahm die Abscheideleistung des Elektrofilters zu. Der zunehmende Anteil von Teeren und höhersiedenden organischen Verbindungen im Staub reduzierte die Wiedereintragsneigung deutlich, wodurch sich der Abscheidegrad entsprechend erhöhte.

2 Versuchsaufbau und Durchführung

Für die aktuellen Untersuchungen wurden der vorhandene Feuerungsprüfstand und die vorhandene Messtechnik (siehe Kapitel 2.1 und 2.2.3 im Anhang III) verwendet. Abbildung 2.1 zeigt den Prüfstand schematisch mit Höhenangaben und die beiden eingesetzten Kaminöfen.

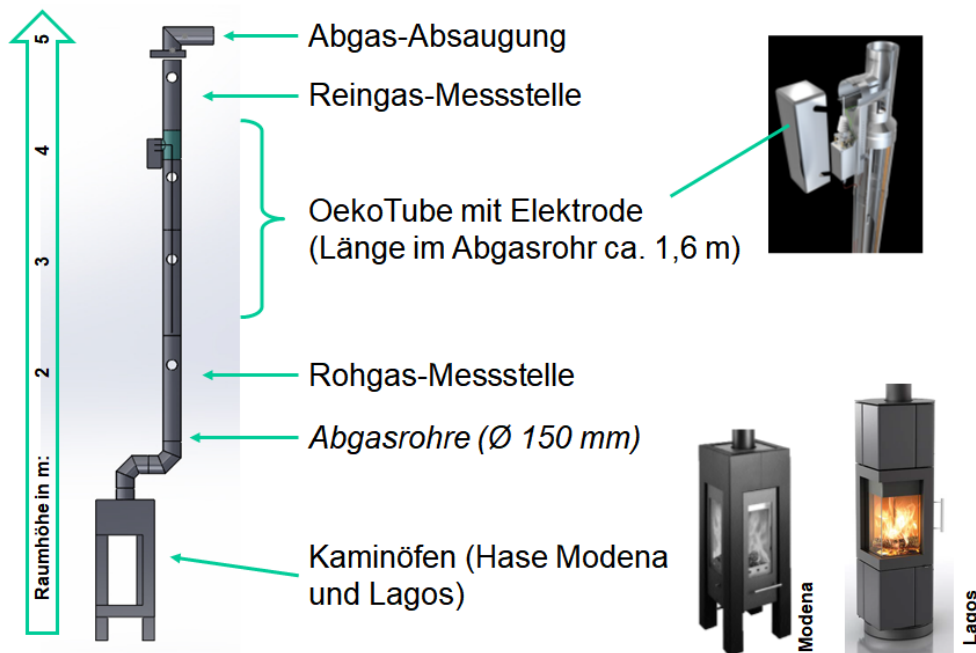


Abbildung 2.1 Prüfstand schematisch mit Höhenangaben (Foto Kaminöfen: Hase, 2011 und Hase, 2012)

Am Elektrofilter wurde eine neue Elektronikbox (Typ OT-2, Detailansicht des Filters siehe Abbildung 2.5 im Anhang III) eingebaut, mit der eine maximale Elektrodenspannung von 30 kV möglich ist. Bei der älteren Version der Elektronikbox war die maximale Elektrodenspannung auf 24 kV begrenzt. Außerdem wurde in der aktuellen Version der Elektronikbox eine Softwareanpassung zur besseren Ausregelung von Spannungsüberschlägen vorgenommen.

Der zusätzlich eingesetzte Kaminofen vom Typ Lagos der Firma Hase Kaminofenbau GmbH hat eine Nennwärmeleistung von 5 kW und besitzt eine abgewinkelte Sichtscheibe sowie einen Rost und ist zur Verbrennung von stückigen Brennstoffen geeignet. Der Kaminofen wird in einer handelsüblichen Ausstattung verwendet. siehe Abbildung 2.2 (Hase, 2012).

Durch zwei Verbrennungsluftschieber am Gerät kann die Luftzufuhr eingestellt werden. Die Einstellung von Primärluft und Sekundärluft erfolgt separat voneinander. Der Brennstoffrost kann über einen zusätzlichen Bedienhebel geöffnet oder geschlossen bzw. gerüttelt werden.

Das Gerät ist vom Hersteller für den Betrieb von naturbelassenem, stückigem Holz in Form von Scheitholz und Braunkohlenbriketts zugelassen. Ein Auszug aus der Bedienungsanleitung für die Geräteeinstellung bei Nennlastbetrieb ist in Tabelle 2.1 enthalten (Hase, 2012).

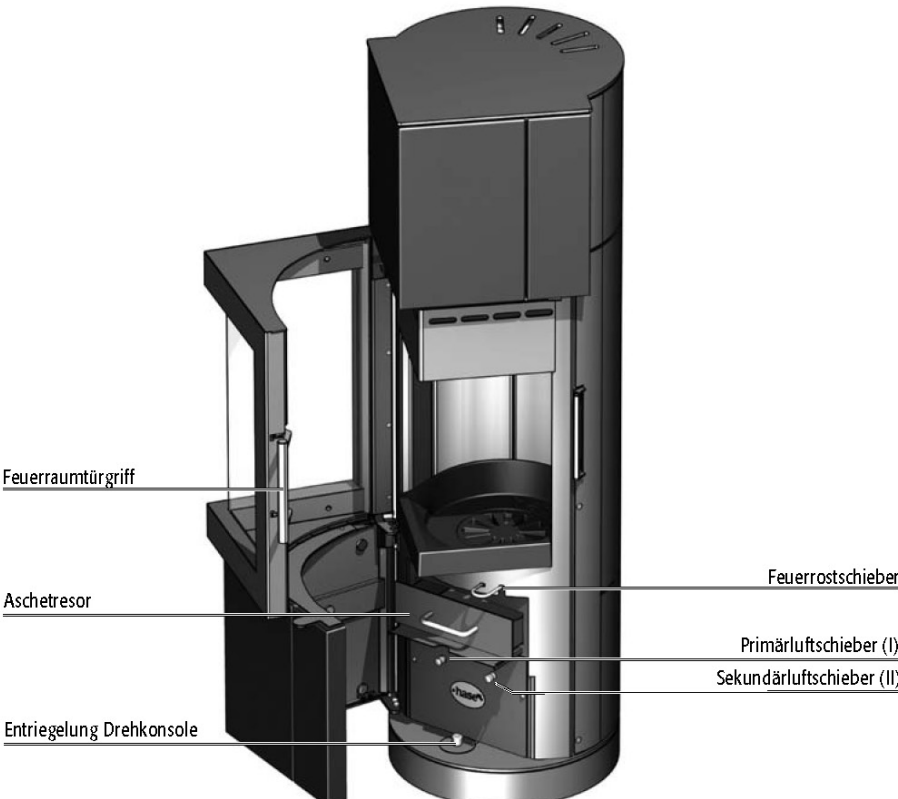
Kaminofen Lagos	Technische Daten
	<p>Nennwärmeleistung 5 kW kleinste Leistung 3,1 kW</p> <p>Auszug Prüfung für Scheitholz: CO-Gehalt * 1.117 mg/m³ Staubgehalt * < 10 mg/m³ Wirkungsgrad 81 % (* bei 13 Vol% O₂)</p>

Abbildung 2.2 Kaminofen Typ Lagos der Firma Hase Kaminofenbau GmbH (Auszug aus Hase, 2012)

Tabelle 2.1 Kaminofen Typ Lagos der Firma Hase Kaminofenbau GmbH - Auszug aus Bedienungsanleitung (Hase, 2012)

Einstellungen zum Heizen mit Nennlast	
Nachlegen / Heizen mit Nennleistung	
Vorgehensweise	Stellung der Bedienelemente
Primärluft und Sekundärluft einstellen.	Primärluftschieber (I) schließen, Sekundärluftschieber (II) auf Markierung 2. (s. Abb. 7)
Feuerrost schließen.	Feuerrostschieber hineinschieben.
Zwei Holzstücke von insgesamt ca. 1,4 kg mit der Stirnseite nach vorne zeigend einlegen. Nur eine Lage Brennstoff nachlegen.	

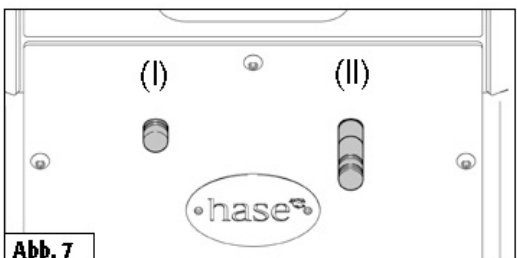


Abb. 7

Der Kaminofen Modena ist in Kapitel 2.2.1 im Anhang III beschrieben.

2.1 Versuchsdurchführung

Der Versuchsablauf wurde in Anlehnung an die in Anhang III (Kapitel 2.3) gewählte Vorgehensweise festgelegt. Es wurde jeweils eine Versuchsreihe je Messtag durchgeführt, wobei jeder Versuchstag (siehe Abbildung 2.3) mit dem Anfeuern des Kaminofens mit ca. 0,5 kg fein gespaltenem Anfeuerholz aus Weichholz startete. Danach erfolgten ein oder zwei Zwischenabbrände mit kleineren Holzstücken (Buchenholz) und dann der erste Abbrand bei Nennwärmeleistung (1. Volllast) mit Buchenholzstücken, der vermessen wurde. Im Anschluss wurden bis zu sechs weiteren Versuchen bei Volllast durchgeführt. Bei Verzögerungen im Versuchsablauf wurde ein weiterer Zwischenabbrand während den Volllastversuchen vorgenommen.

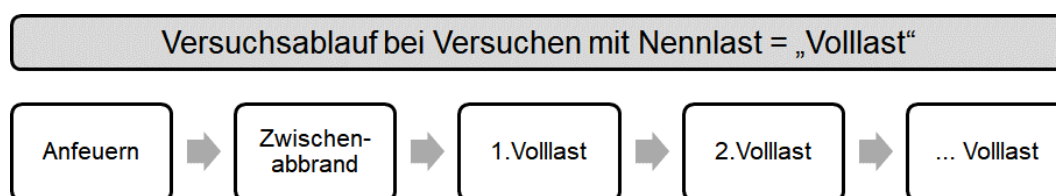


Abbildung 2.3 Versuchsablauf an einem Versuchstag bei Nennwärmeleistung

Die Einstellung der Luftschieber und die Holzaufgabemengen erfolgten jeweils in Anlehnung an die Herstellerangaben (siehe Tabelle 2.2 für Typ Lagos; siehe auch Tabelle 2.5 im Anhang III für Typ Modena) und wurden während den Messungen mit Volllast nicht geändert. Teillastversuche oder Versuche mit reduzierter Verbrennungsluftmenge wurden nicht durchgeführt.

Tabelle 2.2 Bedienung des Kaminofens Lagos für die Versuche bei Nennwärmeleistung (angelehnt an die Empfehlung der Bedienungsanleitung (Hase, 2012))

Zustand	Brennstoff	Primärluft *	Sekundärluft
Anheizen	0,5 kg feines Holz	offen	offen
Zwischenabbrand	ca. 1 kg (3 - 4 kleinere Holzscheite)	offen	offen
Nennwärmeleistung	ca. 1,5 kg (zwei Holzscheite)	erste Einkerbung	zweite Einkerbung

* Rost immer ganz offen

Kriterium für das Nachlegen der nächsten Brennstoffcharge war, wie beim Kaminofen Modena, eine CO₂-Konzentration im Rohgas von ca. 3 Vol.%. Wurde diese CO₂-Konzentration am Abbrandende erreicht, war der Versuch zu Ende und die Restglut wurde geschürt und über der Fläche gleichmäßig verteilt. Nach dem Schüren wurde wiederum gewartet bis die CO₂-Konzentration diesen Wert erreicht hatte, dann wurde die nächste Holzcharge aufgegeben. Zur besseren Zündung der Holzcharge wurde ggf. der Aschekasten für einige Sekunden geöffnet. Während des Chargenabbrandes erfolgten keine Eingriffe in den Verbrennungsab-

lauf, d.h. es wurde weder die Luftmenge verändert noch wurde geschürt bzw. der Rost bewegt.

Für die Messungen wurde, ausschließlich luftgetrocknetes Buchenscheitholz mit (teilweise) anhaftender Rinde und einem Wassergehalt von 12,2 Massen-% verwendet.

Beim Elektroabscheider wurden für die Versuche mit beiden Kaminöfen folgende Einstellungen gewählt:

- Hochspannung: Sollwert-Vorgabe 30 kV
- Schwellentemperatur für das Einschalten des Filters: ca. 50 °C.

Nach Einbau der neuen Elektronikbox in den Elektrofilter wurde dieser vom Hersteller in Betrieb genommen.

2.2 Versuchsprogramm

Die zusätzlichen Versuche wurden ausschließlich im Bereich der Nennwärmeleistung der beiden Kaminöfen durchgeführt. Die Staubmessungen im Roh- und Reingas wurden zeitgleich nach der Brennstoffaufgabe (beim Kaminofen Modena: 30 s nach Brennstoffaufgabe; beim Kaminofen Lagos: zwischen 1 und 3 min nach Brennstoffaufgabe) gestartet.

Hierdurch wurde die Partikelemission des Anbrennvorganges nahezu vollständig erfasst. Die längere Wartezeit von der Brennstoffaufgabe bis zum Messbeginn beim Kaminofen Lagos ergab sich, im Vergleich zum Kaminofen Modena, durch das verlangsamte Zünden der Holzcharge. Die Messdauer für die Staubmessung betrug jeweils 15 Minuten. Die Dauer des Chargenabbrandes lag jeweils im Bereich von 45 Minuten.

3 Ergebnisse

In Tabelle 3.1 sind die Mittelwerte der Gas- und Staubkonzentrationen und des Abscheidegrades vom Elektrofilter beim Betrieb der beiden Kaminöfen im Bereich der Nennwärmeleistung zusammengefasst dargestellt. Für die Abbrände bei Nennwärmeleistung und eingeschaltetem Elektrofilter wurden jeweils arithmetische Mittelwerte der dargestellten Größen für den jeweiligen Versuchstag bzw. die beiden durchgeführten Versuchstage gebildet. Die Ergebnisse der einzelnen Versuche sind im Anhang aufgeführt.

Tabelle 3.1 Mittelwerte der Gas- und Staubkonzentrationen und des Abscheidegrades vom Elektrofilter für die Kaminöfen Modena und Lagos beim Betrieb mit Nennwärmeleistung

Mittelwerte für Nennwärmeleistung - für den Gesamtabbrand							
Rohgas	Versuchstag	O ₂ in Vol.%	CO ₂ in Vol.%	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³	bezogen auf 13 Vol.% O ₂	
						CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³
Modena	22.11.2017	12,9	7,8	1.741	89	1.700	84
	29.11.2017	13,6	6,9	1.629	74	1.785	82
	beide Versuchstage	13,3	7,3	1.681	81	1.746	83
Lagos	30.11.2017	12,9	7,5	3.388	173	3.351	169
	07.12.2017	12,7	7,6	2.131	151	2.089	148
	beide Versuchstage	12,8	7,6	2.760	162	2.720	159

Mittelwerte für Nennwärmeleistung - für die Dauer der Staubprobenahme								
Rohgas	Versuchstag	O ₂ in Vol.%	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³	Staub in mg/m ³	bezogen auf 13 Vol.% O ₂		
						Staub in mg/m ³	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³
Modena	22.11.2017	10,2	2.281	124	166	122	1.654	90
	29.11.2017	10,1	1.733	119	153	112	1.257	86
	beide Versuchstage	10,1	1.986	122	159	117	1.440	88
Lagos	30.11.2017	9,9	3.249	266	148	111	2.383	204
	07.12.2017	10,7	2.288	223	106	87	1.886	188
	beide Versuchstage	10,3	2.768	245	127	99	2.134	196

Mittelwerte für Nennwärmeleistung - für die Dauer der Staubprobenahme					
Reingas	Versuchstag	O ₂ in Vol.%	Staub in mg/m ³	Staub in mg/m ³ (bei 13 Vol% O ₂)	Abscheidegrad in %
Modena	22.11.2017	17,4	25	55	54
	29.11.2017	16,9	31	60	46
	beide Versuchstage	17,2	28	58	50
Lagos	30.11.2017	18,3	9	28	71
	07.12.2017	18,3	5	15	80
	beide Versuchstage	18,3	7	22	76

* VOC bezogen auf Kohlenstoff und feuchtes Abgas

Für die Dauer der Staubprobenahme liegen im Rohgas die auf 13 Vol% O₂ bezogenen CO- und VOC-Mittelwerte für den Kaminofen Lagos höher als beim Kaminofen Modena, wogegen eine niedrigere Staubkonzentration beim Kaminofen Lagos gemessen wurde. Im Reingas wurde beim Kaminofen Lagos im Mittel eine Staubkonzentration von 22 mg/m³ (bei 13 Vol% O₂) ermittelt, die deutlich niedriger ist als beim Typ Modena mit 58 mg/m³ (bei 13 Vol% O₂),

wodurch sich im Mittel eine höhere Abscheidelistung des Elektrofilters für den Kaminofen Lagos (76 % gegenüber 50 % beim Kaminofen Modena) ergibt.

Ein Vergleich der Mittelwerte der Gas- und Staubkonzentrationen und des Abscheidegrades vom Elektrofilter beim Betrieb der beiden Kaminöfen im Bereich der Nennwärmeleistung für die aktuellen Messungen im Jahr 2017 und den älteren Messungen aus dem Jahr 2016 sind in Tabelle 3.2 aufgelistet.

Tabelle 3.2 Vergleich der Mittelwerte der Gas- und Staubkonzentrationen und des Abscheidegrades vom Elektrofilter für den Kaminofen Modena aus den Messungen im Jahr 2017 und 2016 beim Betrieb mit Nennwärmeleistung

Mittelwerte für Nennwärmeleistung - für den Gesamtabbrand							
Rohgas	Versuche im Jahr	O ₂ in Vol.%	CO ₂ in Vol.%	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³	bezogen auf 13 Vol.% O ₂	
						CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³
Modena	Mittelwert 2017	13,3	7,3	1.681	81	1.746	83
	Mittelwert 2016 **	13,5	7,2	1.735	56	1.875	61

Mittelwerte für Nennwärmeleistung - für die Dauer der Staubprobenahme								
Rohgas	Versuche im Jahr	O ₂ in Vol.%	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³	Staub in mg/m ³	bezogen auf 13 Vol.% O ₂		
						Staub in mg/m ³	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³
Modena	Mittelwert 2017	10,1	1.986	122	159	117	1.440	88
	Mittelwert 2016 **	9,9	1.446	114	74	53	1.033	81

Mittelwerte für Nennwärmeleistung - für die Dauer der Staubprobenahme					
Reingas	Versuche im Jahr	O ₂ in Vol.%	Staub in mg/m ³	Staub in mg/m ³ (bei 13 Vol.% O ₂)	Abscheidegrad in %
Modena	Mittelwert 2017	17,2	28	58	50
	Mittelwert 2016 **	17,9	19	51	8

* VOC bezogen auf Kohlenstoff und feuchtes Abgas

** nur Messintervalle nach Prüfverfahren DIN spec 33999 berücksichtigt

Die Messintervalle für den Betrieb des Kaminofens Modena während der Messungen im Jahr 2016 und 2017 sind gleich, d.h. Start der Messung 30 Sekunden nach der Brennstoffaufgabe für eine Messdauer von jeweils 15 Minuten. Während sich für den Gesamtabbrand die ermittelten CO₂- und CO-Konzentrationen nur wenig unterscheiden, zeigen sich für die Dauer der Staubprobenahme doch größere Unterschiede im Abbrandverhalten. So liegen im Rohgas vor allem die CO- und Staubkonzentrationen in den aktuellen Messungen höher als in der älteren Messreihe. Die Staubkonzentrationen im Reingas unterscheiden sich dagegen nur wenig, was zu einem höheren Abscheidegrad des Elektrofilters bei den aktuellen Messungen führt.

Obwohl vergleichbare Randbedingungen (z.B. Kaminzug) für den Betrieb des Kaminofens und eine identische Vorgehensweise bei den Versuchen gewählt wurden, ergaben sich etwas andere Abbrandverläufe, siehe Abbildung 3.1. Bei den dargestellten jeweils typischen Verläufen fällt auf, dass bei der Messung im November 2017 deutlich höhere CO- und VOC-Spitzenkonzentrationen nach der Holzaufgabe und bei maximaler CO₂-Konzentration in der Hauptverbrennungsphase erreicht wurden. Dies kann als wesentliche Ursache dafür angesehen, dass auch die Staubkonzentrationen im Mittel in den ersten 15 Minuten des Abbrandes höher waren als bei den Messungen im Jahr 2016.

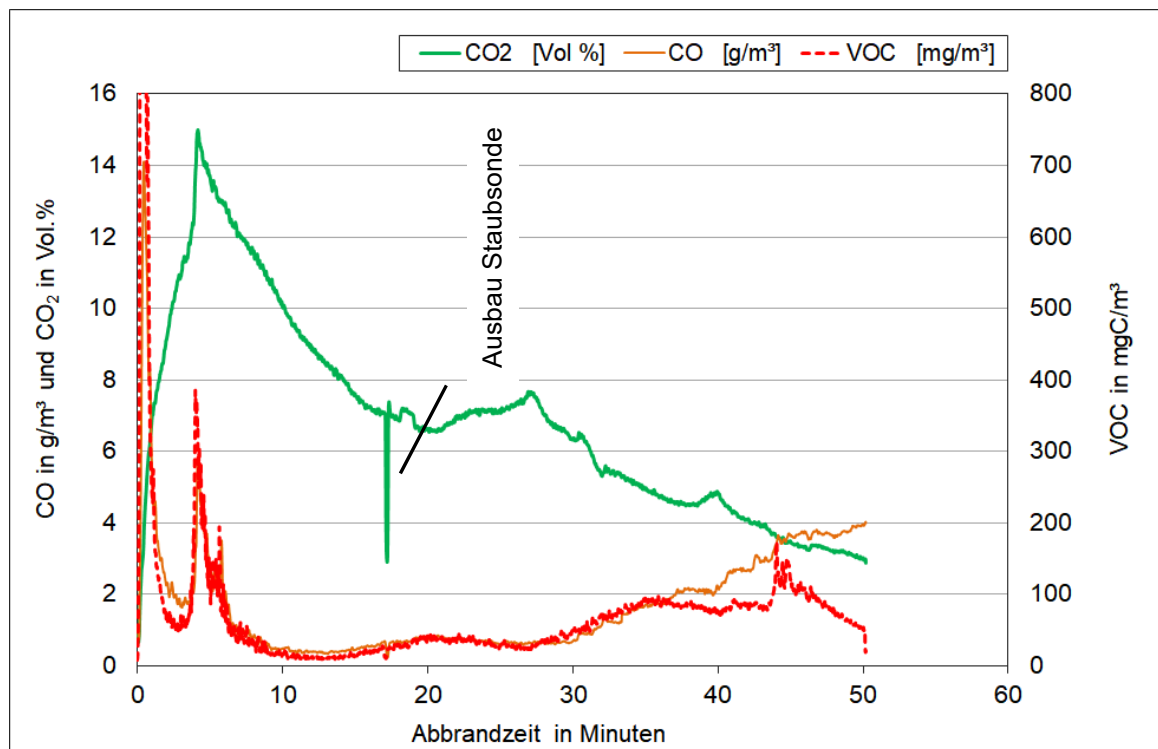
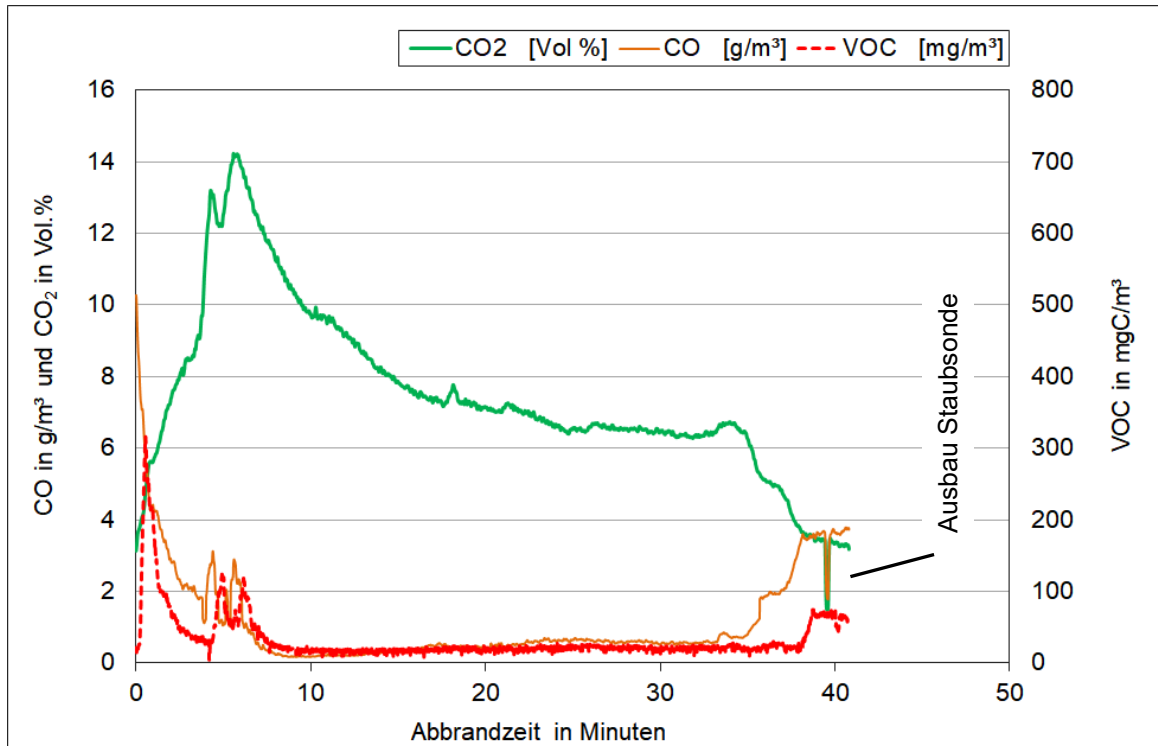


Abbildung 3.1 Verlauf der Gaskonzentrationen im Rohgas des Kaminofens Modena beim Betrieb mit Nennwärmeleistung für den gesamten Abbrand
 oben: Versuch 03 der Messungen im Jahr 2016
 unten: 3. Abbrand am 22.11.2017

In Abbildung 3.2 sind für die Kaminöfen Modena und Lagos beim Betrieb mit Nennwärmeleistung die Mittelwerte der Gas- und Staubkonzentrationen (oben) und der Abscheidegrade vom Elektrofilter (unten) vergleichend dargestellt.

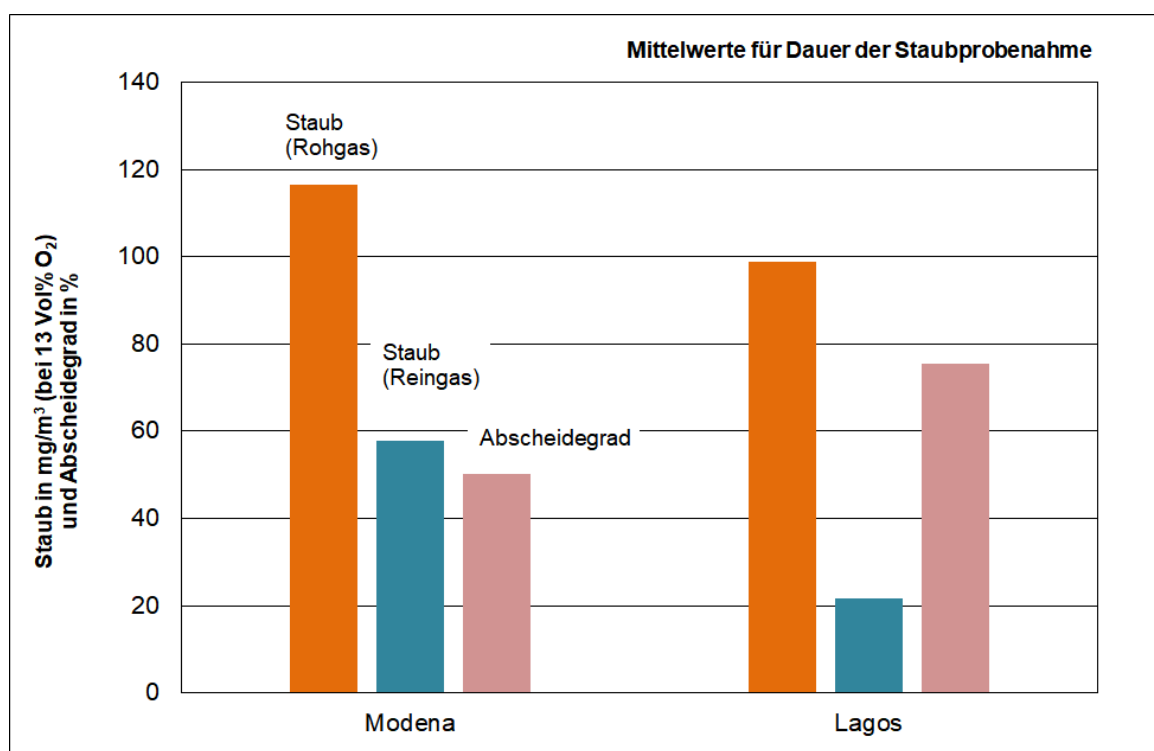
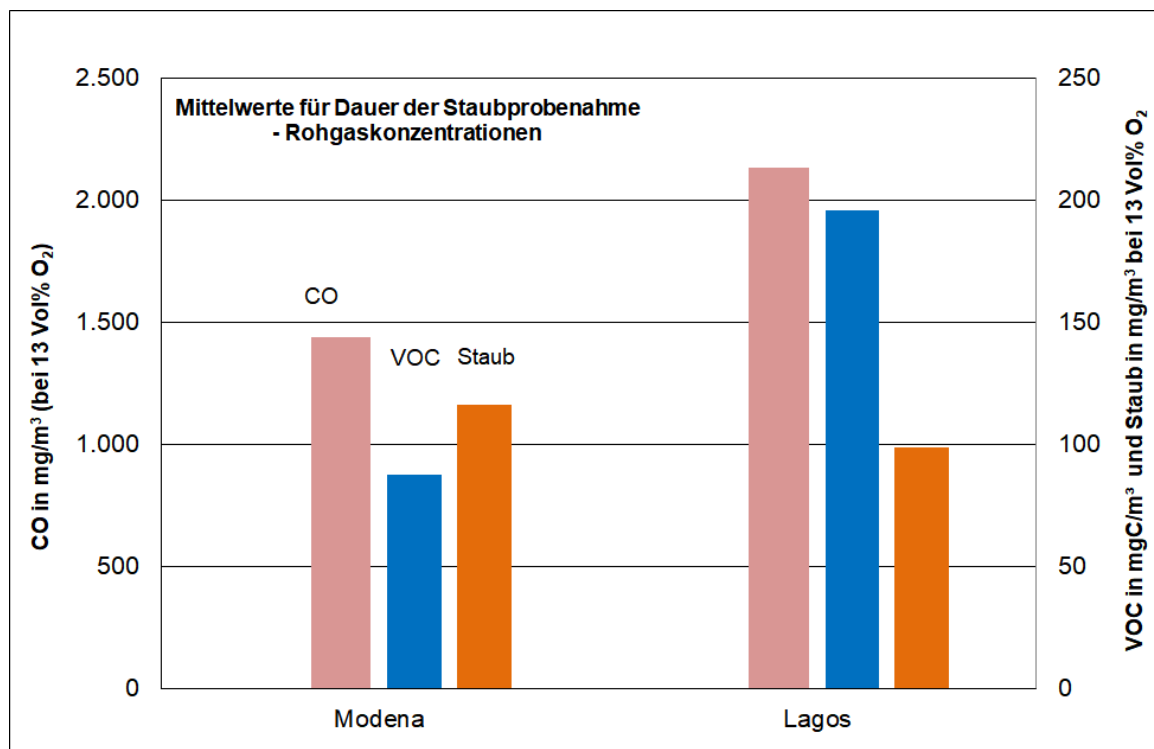


Abbildung 3.2 Mittelwerte der Gas- und Staubkonzentrationen (oben) und des Abscheidegrades vom Elektrofilter (unten) für die Kaminöfen Modena und Lagos beim Betrieb mit Nennwärmeleistung

Das Abscheideverhalten der Stäube und das Haftungsvermögen des abgeschiedenen Staubes an der Rohrwand bzw. dessen Neigung zum Wiedereintrag hängen u.a. stark von den Staubeigenschaften ab.

Beim Kaminofen Lagos liegen insgesamt und vor allem in den ersten 15 Minuten nach der Brennstoffaufgabe andere Verbrennungsbedingungen im Vergleich zum Kaminofen Modena vor. Typische Verläufe der Gaskonzentrationen im Rohgas des Kaminofens Lagos beim Betrieb mit Nennwärmeleistung für den gesamten Abbrand sind in Abbildung 3.3 dargestellt.

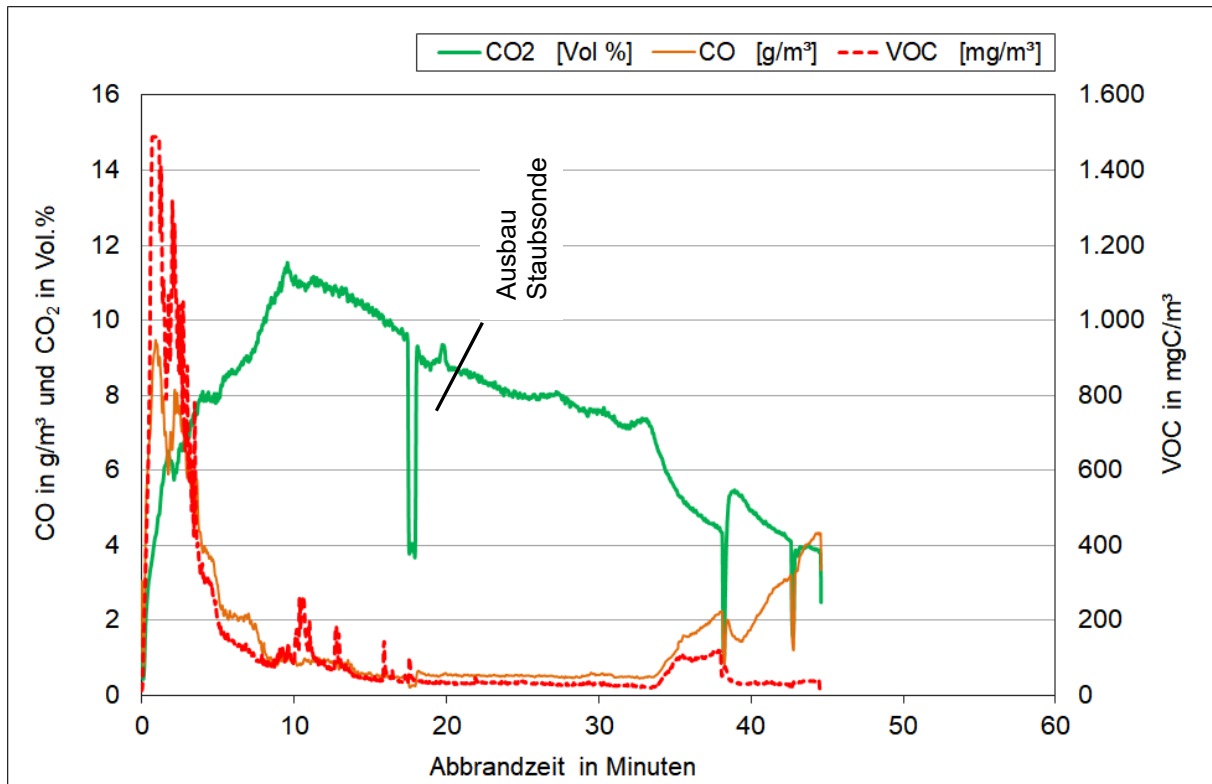


Abbildung 3.3 Verlauf der Gaskonzentrationen im Rohgas des Kaminofens Lagos beim Betrieb mit Nennwärmeleistung für den gesamten Abbrand (3. Abbrand am 7.12.2017)

So wurden beim Typ Lagos während der Dauer der Staubprobenahme höhere CO- und VOC-Konzentrationen im Rohgas gemessen, allerdings bei im Mittel etwas geringeren Staubkonzentrationen. Im Reingas lagen die Staubkonzentrationen beim Kaminofen Lagos am niedrigsten und damit die Abscheideleistung des Elektrofilters am höchsten.

Durch das geänderte Abbrandverhalten ist auch davon auszugehen, dass sich die Staubzusammensetzung etwas geändert hat. In Verbindung mit der höheren Filterspannung wurde ein besseres Abscheideverhalten des Filters erreicht, siehe hierzu auch Tabelle 3.3 und Tabelle 3.4 (für die Messungen an den beiden Kaminöfen Modena und Lagos).

Tabelle 3.3 Mittelwerte für die Betriebsdaten des Elektrofilters für die Messungen im Jahr 2017 und 2016 beim Betrieb am Kaminofen Modena bei Nennwärmeleistung für den Gesamtabbrand (oben) und die Dauer der Staubprobenahme (unten)

Elektrofilter		für den Gesamtabbrand			
Kaminofen	Versuche im Jahr	Hochspannung in kV	Strom in mA	Leistung in W	Betriebszeit in %
Modena	Mittelwert 2017	26,1	0,59	15,4	99,6
	Mittelwert 2016 **	23,7	0,34	8,0	100,0

Elektrofilter		für die Dauer der Staubprobenahme			
Kaminofen	Versuche im Jahr	Hochspannung in kV	Strom in mA	Leistung in W	Betriebszeit in %
Modena	Mittelwert 2017	26,8	0,54	14,5	99,0
	Mittelwert 2016 **	24,0	0,33	8,0	99,9

Tabelle 3.4 Mittelwerte für die Betriebsdaten des Elektrofilters für die Messungen an den beiden Kaminöfen Modena und Lagos bei Nennwärmeleistung für den Gesamtabbrand (oben) und die Dauer der Staubprobenahme (unten)

Elektrofilter		für den Gesamtabbrand			
Kaminofen	Versuchstag	Hochspannung in kV	Strom in mA	Leistung in W	Betriebszeit in %
Modena	22.11.2017	26,0	0,58	15,2	99,1
	29.11.2017	26,1	0,60	15,5	100,0
	beide Versuchstage	26,1	0,59	15,4	99,6
Lagos	30.11.2017	22,2	0,56	12,6	88,8
	07.12.2017	25,7	0,62	15,9	99,6
	beide Versuchstage	24,0	0,59	14,2	94,2

Elektrofilter		für die Dauer der Staubprobenahme			
Kaminofen	Versuchstag	Hochspannung in kV	Strom in mA	Leistung in W	Betriebszeit in %
Modena	22.11.2017	26,2	0,55	14,4	97,8
	29.11.2017	27,3	0,54	14,6	100,0
	beide Versuchstage	26,8	0,54	14,5	99,0
Lagos	30.11.2017	23,9	0,57	13,8	93,2
	07.12.2017	26,6	0,60	15,8	99,8
	beide Versuchstage	25,1	0,58	14,7	96,2

4 Zusammenfassung

Im Anschluss an das Projekt "Durchführung von Messungen an einer ausgewählten Sekundärmaßnahme für kleine Biomassefeuerungen" (siehe Anhang III) wurden ergänzende Untersuchungen mit der aktuellen Version des Kleinelektrofilters OekoTube des Hersteller OekoSolve AG durchgeführt. Diese unterscheidet sich laut Herstellerangaben von der im Jahr 2016 eingesetzten Version durch eine höhere maximal mögliche Filterspannung (30 kV statt 24 kV) und einer Softwareanpassung zur besseren Ausregelung von Spannungsüberschlägen. Der am Schornsteinende montiert Elektrofilter wurde in Verbindung mit dem bereits verwendeten Kaminofen vom Typ Modena des Herstellers Hase Kaminofenbau GmbH und zusätzlich im Vergleich hierzu an einem Kaminofen vom Typ Lagos desselben Herstellers eingesetzt.

Mit diesen zusätzlichen Messungen wurde untersucht, inwieweit sich eine höhere Filterspannung beim Einsatz am Kaminofen Modena und andere Partikeleigenschaften beim Einsatz am Kaminofen Lagos auf das Abscheideverhalten des Elektrofilters auswirken. Auslöser für diese weiteren Messungen waren die Ergebnisse der vorangegangenen Untersuchungen am Kaminofen Modena mit dem älteren Filtertyp in denen sich zeigte, dass das Abscheideverhalten des Elektrofilters stark von den Betriebsbedingungen des Kaminofens und damit von den Staubeigenschaften abhängt.

Bei den aktuellen Messungen mit erhöhter Filterspannung ergaben sich beim Kaminofen Modena, im Vergleich zu den im Anhang III vorgestellten Ergebnissen, höher Abscheideraten des Elektrofilters. Allerdings lag bei den Messungen auch ein etwas verändertes Abbrandverhalten des Kaminofens vor, wodurch vor allem während der Dauer der Staubprobenahme höhere CO- und VOC-Konzentrationen gemessen wurden. Auch die Staubkonzentration vor Elektrofilter lag dadurch höher. Die Staubkonzentration im Reingas nahm allerdings, gegenüber den älteren Messungen, nur geringfügig zu, so dass sich im Mittel eine Abscheideleistung des Elektrofilters von 50 % ergibt.

Beim Kaminofen Lagos wurde im Mittel mit 76 % der höchste Abscheidegrad bei den beiden untersuchten Kaminöfen ermittelt. Hier waren, im Vergleich zum Modena, die Verbrennungsbedingungen während der Dauer der Staubprobenahme schlechter, was sich vor allem an höheren CO- und VOC-Konzentrationen zeigte. Die Staubkonzentrationen im Rohgas waren dagegen etwas niedriger als beim Typ Modena. Durch das verzögerte Anbrennverhalten der Holzcharge nach der Brennstoffaufgabe ergaben sich beim Typ Lagos höhere und länger andauernde CO- und VOC-Konzentrationen in der Anbrandphase.

Die Ergebnisse der ergänzenden Untersuchungen bestätigen die Schlussfolgerung aus Anhang III, dass das Abscheideverhalten des Elektrofilters stark von den Abbrand- und Betriebsbedingungen des Kaminofens und damit von den Staubeigenschaften abhängt. Somit sind allgemeingültige Aussagen zur Effizienz des Elektrofilters in Verbindung mit Kaminöfen nur mit Einschränkungen möglich.

5 Quellenverzeichnis

Hase, 2011.

Bedienungsanleitung Kaminofen Modena. Hase Kaminofenbau GmbH, Trier.

Hase, 2012.

Bedienungsanleitung Kaminofen Lagos. Hase Kaminofenbau GmbH, Trier.

6 Anhang

Modena - Rohgas - Gesamtabbbrand										Elektrofilter									
Versuchstag	O ₂ in Vol. %	CO ₂ in Vol. %	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³	bezogen auf 13 Vol. % O ₂		Hochspannung in kV	Strom in mA	Leistung in W	Betriebszeit in %									
					CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³													
22.11.2017	11h32m_17.11.22	14,0	6,5	1.295	71	1.490	81	0,6	16,0	100,0									
	12h29m_17.11.22	14,1	6,5	1.576	44	1.828	51	0,6	16,0	100,0									
	13h30m_17.11.22	13,8	6,9	1.746	76	1.940	84	0,6	13,7	94,5									
	14h30m_17.11.22	13,5	7,2	1.265	65	1.346	69	0,6	15,0	100,0									
	15h34m_17.11.22	11,1	9,5	2.198	107	1.771	86	0,6	15,4	100,0									
	16h29m_17.11.22	10,6	10,3	2.366	169	1.825	131	0,6	15,2	100,0									
	Mittelwert	12,9	7,8	1.741	89	1.700	84	0,6	15,2	99,1									
29.11.2017	11h04m_17.11.29	14,2	6,3	2.142	115	2.530	136	0,6	15,6	100,0									
	12h08m_17.11.29	13,9	6,7	1.835	55	2.061	62	0,6	16,0	100,0									
	13h10m_17.11.29	13,9	6,7	1.755	64	1.968	72	0,6	15,8	100,0									
	14h05m_17.11.29	14,5	6,1	1.379	98	1.703	121	0,6	15,5	100,0									
	15h06m_17.11.29	13,1	7,3	1.371	47	1.389	47	0,6	15,7	100,0									
	16h11m_17.11.29	12,8	7,7	1.492	57	1.453	55	0,6	15,6	100,0									
	Mittelwert	13,6	6,9	1.629	74	1.785	82	0,6	15,5	100,0									
Mittelwert beide Versuchstage										13,3	7,3	1.681	81	1.746	83	26,1	0,6	15,4	99,6

Modena - Rohgas - Dauer der Staubprobenahme										Elektrofilter										
Versuchstag	O ₂ in Vol. %	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³	Staub in mg/m ³	Staub in mg/m ³	bezogen auf 13 Vol. % O ₂		Hochspannung in kV	Strom in mA	Leistung in W	Betriebszeit in %									
						CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³													
22.11.2017	11h32m_17.11.22	11,8	1.853	86	129	112	1.602	74	0,6	16,0	100,0									
	12h29m_17.11.22	10,8	1.218	60	141	111	957	47	0,6	16,0	100,0									
	13h30m_17.11.22	10,6	1.762	96	169	130	1.350	73	0,5	10,7	86,9									
	14h30m_17.11.22	9,4	2.298	117	169	116	1.577	80	0,5	13,9	100,0									
	15h34m_17.11.22	8,9	3.672	185	243	160	2.419	122	0,5	14,8	100,0									
	16h29m_17.11.22	9,6	2.882	203	148	103	2.017	142	0,6	14,9	100,0									
	Mittelwert	10,2	2.281	124	166	122	1.654	90	0,5	14,4	97,8									
29.11.2017	11h04m_17.11.29	10,0	1.793	106	190	138	1.303	77	0,5	14,6	100,0									
	12h08m_17.11.29	10,5	2.153	152	171	130	1.634	115	0,6	16,0	100,0									
	13h10m_17.11.29	10,1	2.029	140	172	126	1.491	103	0,5	14,6	100,0									
	14h05m_17.11.29	11,9	865	41	104	92	759	36	0,5	14,0	100,0									
	15h06m_17.11.29	9,0	1.500	117	139	92	995	78	0,5	14,8	100,0									
	16h11m_17.11.29	10,0	1.464	123	132	95	1.058	89	0,6	15,4	100,0									
	Mittelwert	10,1	1.733	119	153	112	1.257	86	0,5	14,6	100,0									
Mittelwert beide Versuchstage										10,1	1.986	122	159	117	1.440	88	26,8	0,5	14,5	99,0

Modena - Reingas - Dauer der Staubprobenahme				Elektrofilter	
Versuchstag		O ₂ in Vol. %	Staub in mg/m ³	bez. auf 13 Vol. % O ₂ Staub in mg/m ³	Abscheideleistung in %
22.11.2017	_11h32m_17.11.22	18,0	19	52	53
	_12h29m_17.11.22	17,5	29	67	39
	_13h30m_17.11.22	17,4	27	60	54
	_14h30m_17.11.22	17,2	30	63	46
	_15h34m_17.11.22	16,9	29	58	64
	_16h29m_17.11.22	17,4	14	32	69
	Mittelwert	17,4	25	55	54
29.11.2017	_11h04m_17.11.29	17,0	31	61	56
	_12h08m_17.11.29	16,7	28	53	59
	_13h10m_17.11.29	16,8	57	110	13
	_14h05m_17.11.29	17,5	21	49	47
	_15h06m_17.11.29	16,6	22	39	57
	_16h11m_17.11.29	17,3	17	37	62
	_16h57m_17.11.29	16,8	37	71	36
Mittelwert	16,9	31	60	46	
Mittelwert beide Versuchstage		17,2	28	58	50

Lagos - Reingas - Dauer der Staubprobenahme				Elektrofilter	
Versuchstag		O ₂ in Vol. %	Staub in mg/m ³	bez. auf 13 Vol. % O ₂ Staub in mg/m ³	Abscheideleistung in %
30.11.2017	_10h27m_17.11.30	17,5	13	29	68
	_11h29m_17.11.30	18,3	5	16	80
	_12h25m_17.11.30	18,4	15	45	56
	_13h32m_17.11.30	18,5	12	41	42
	_14h33m_17.11.30	19,0	7	28	86
	_16h04m_17.11.30	18,0	4	9	92
	Mittelwert	18,3	9	28	71
07.12.2017	_10h03m_17.12.07	19,1	3	11	89
	_10h57m_17.12.07	18,4	8	24	88
	_11h51m_17.12.07	18,4	9	29	69
	_12h37m_17.12.07	18,2	3	7	73
	_13h33m_17.12.07	18,1	2	6	86
	_14h20m_17.12.07	17,8	6	15	77
Mittelwert	18,3	5	15	80	
Mittelwert beide Versuchstage		18,3	7	22	76

Lagos - Rohgas - Gesamtabbbrand										Elektrofilter			
Versuchstag	O ₂ in Vol.%	CO ₂ in Vol.%	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³	bezogen auf 13 Vol.% O ₂		Hochspannung in kV	Strom in mA	Leistung in W	Betriebszeit in %			
					CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³							
30.11.2017	_10h27m_17.11.30	12,7	7,5	4.894	81	4.742	78	21,7	0,6	12,9	89,6		
	_11h29m_17.11.30	13,8	6,6	2.407	72	2.669	80	19,8	0,5	9,5	78,2		
	_12h25m_17.11.30	13,3	7,0	3.971	165	4.137	172	22,6	0,6	12,9	90,0		
	_13h32m_17.11.30	11,8	8,7	3.650	325	3.181	283	20,0	0,5	9,3	77,5		
	_14h33m_17.11.30	13,9	6,5	2.543	215	2.868	242	25,3	0,6	15,0	97,3		
	_16h04m_17.11.30	11,9	8,5	2.861	180	2.511	158	23,9	0,7	16,0	100,0		
	Mittelwert	12,9	7,5	3.388	173	3.351	169	22,2	0,6	12,6	88,8		
07.12.2017	_10h03m_17.12.07	14,1	6,3	2.370	178	2.769	208	24,4	0,7	16,0	100,0		
	_10h57m_17.12.07	13,0	7,3	3.032	211	3.048	212	26,7	0,6	16,0	100,0		
	_11h51m_17.12.07	12,8	7,5	1.686	135	1.640	132	24,7	0,6	15,1	97,9		
	_12h37m_17.12.07	12,1	8,2	1.478	98	1.328	88	26,8	0,6	16,0	100,0		
	_13h33m_17.12.07	11,9	8,4	1.438	102	1.262	90	25,4	0,6	16,0	100,0		
	_14h20m_17.12.07	12,0	8,1	2.784	180	2.485	161	26,4	0,6	16,0	100,0		
	Mittelwert	12,7	7,6	2.131	151	2.089	148	25,7	0,6	15,9	99,6		
Mittelwert beide Versuchstage		12,8	7,6	2.760	162	2.720	159	24,0	0,6	14,2	94,2		

Lagos - Rohgas - Dauer der Staubprobennahme										Elektrofilter			
Versuchstag	O ₂ in Vol.%	CO in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³	Staub in mg/m ³	bezogen auf 13 Vol.% O ₂		Hochspannung in kV	Strom in mA	Leistung in W	Betriebszeit in %			
					Staub in mg/m ³	VOC * in mgC/m ³							
30.11.2017	_10h27m_17.11.30	7,5	3.486	155	92	2.057	133	25,7	0,6	16,0	100,0		
	_11h29m_17.11.30	9,6	1.550	111	78	1.090	40	25,1	0,6	14,2	96,3		
	_12h25m_17.11.30	10,0	4.004	141	102	2.903	209	22,7	0,5	11,4	86,7		
	_13h32m_17.11.30	10,6	3.564	92	71	2.747	252	19,8	0,4	8,8	76,2		
	_14h33m_17.11.30	12,5	3.136	437	204	2.963	413	26,4	0,6	16,0	100,0		
	_16h04m_17.11.30	9,2	3.754	265	117	2.535	179	23,6	0,7	16,0	100,0		
	Mittelwert	9,9	3.249	148	111	2.383	204	23,9	0,6	13,8	93,2		
07.12.2017	_10h03m_17.12.07	13,7	2.321	93	101	2.541	276	27,8	0,6	16,0	100,0		
	_10h57m_17.12.07	11,3	4.465	234	192	3.669	401	25,6	0,6	15,1	99,1		
	_11h51m_17.12.07	11,2	2.542	290	93	2.081	237	26,8	0,6	16,0	100,0		
	_12h37m_17.12.07	9,7	1.213	76	28	860	54	25,6	0,6	16,0	100,0		
	_13h33m_17.12.07	10,0	1.429	85	43	1.039	62	25,6	0,6	16,0	100,0		
	_14h20m_17.12.07	8,5	1.756	150	65	1.124	96	27,1	0,6	16,0	100,0		
	Mittelwert	10,7	2.288	106	87	1.886	188	26,6	0,6	15,8	99,8		
Mittelwert beide Versuchstage		10,3	2.768	127	99	2.134	196	25,1	0,6	14,7	96,2		