



Berichte aus dem TFZ

Bewertung kostengünstiger Staubabscheider für Einzelfeuerstätten und Zentralheizungskessel



Bewertung kostengünstiger Staubabscheider für Einzelfeuerstätten und Zentralheizungskessel



Bewertung kostengünstiger Staubabscheider für Einzelfeuer- stätten und Zentralheizungskessel

Autoren:

Susanne Kiener (TFZ)
Peter Turowski (TFZ)
Dr. Hans Hartmann (TFZ)
Gerhard Schmoeckel (LfU)

Mitarbeiter (Versuchstechnik und Labor, TFZ):

Alexander Marks
Elisabeth Rist
Stephan Winter
Rainer Dadlhuber

Berichte aus dem TFZ 23

Straubing, September 2010

Titel: Bewertung kostengünstiger Staubabscheider für Einzelfeuerstätten und Zentralheizungskessel

Autoren (TFZ): Susanne Kiener, Peter Turowski, Dr. Hans Hartmann
Autoren (LfU): Gerhard Schmoeckel

Projektleiter: Dr. Hans Hartmann

in Kooperation mit: Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg:
Referate Luftreinhaltung bei Anlagen (Ref. 21),
Organische Analytik (Ref. 74),
Schwermetallanalytik (Ref. 72)

Bezirksskaminkehrermeister der Region Straubing:
Hans Ritt, Holger Frischhut, Markus Eckl, Josef Zierhut

Regierung von Niederbayern, Landshut
Stadt Straubing – Umweltamt

Industriepartner:
APP Applied Plasma Physics AS, Sandnes, Norwegen
Kutzner + Weber GmbH, Maisach,
Spanner RE² GmbH, Neufahrn i. NB,
TH-Alternativ-Energie, Seeg

Der vorliegende Bericht ist im Rahmen des gleichnamigen Forschungsprojektes mit Förderung durch das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BayStMELF) erstellt worden. Die Charakterisierung der angefallenen Stäube und Schornsteinaschen wurde in Eigenleistung des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU) erbracht. Außerdem wurden Sach- bzw. Personalleistungen der o.g. Industriepartner und Kaminkehrer eingebracht.

Die Verantwortung für den Inhalt der hier vorliegenden Veröffentlichung liegt bei den oben genannten Autoren.

© 2010
Technologie- und Förderzentrum (TFZ)
im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, Straubing

Alle Rechte vorbehalten.

Kein Teil dieses Werkes darf ohne schriftliche Einwilligung des Herausgebers in irgendeiner Form reproduziert oder unter Verwendung elektronischer Systeme verarbeitet, vervielfältigt, verbreitet oder archiviert werden.

ISSN: 1614-1008

Hrsg.: Technologie- und Förderzentrum (TFZ)
im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe
Schulgasse 18, 94315 Straubing

E-Mail: poststelle@tfz.bayern.de
Internet: www.tfz.bayern.de

Redaktion: Dr. Hans Hartmann
Verlag: Eigenverlag, Technologie- und Förderzentrum (TFZ)
Erscheinungsort: Straubing
Erscheinungsjahr: 2010
Gestaltung: Susanne Kiener, Peter Turowski, Dr. Hans Hartmann

Fotonachweis: APP Applied Plasma Physics AS (2), HDG Bavaria GmbH (31), Kutzner + Weber GmbH (1), Spanner RE² GmbH (3), TH-Alternativ-Energie (4), TFZ (5-30, 33-37, 52)

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	5
Abbildungsverzeichnis	7
Tabellenverzeichnis.....	13
1 Einleitung	15
2 Zielsetzung.....	17
3 Material und Methoden	19
3.1 Elektrostatische Staubabscheider.....	19
3.2 Feldversuch.....	23
3.3 Lärmmessung	36
3.4 Feuerungsprüfstand	37
3.4.1 Beschreibung der verwendeten Feuerungen	37
3.4.2 Aufbau des Versuchsstandes	43
3.4.3 Mess- und Analyseverfahren	47
3.4.4 Versuchsvarianten	51
3.4.5 Versuchsbrennstoffe	52
3.4.6 Versuchsdurchführung.....	53
3.4.7 Versuchsauswertung	55
3.5 Analyseverfahren der abgeschiedenen Stäube.....	56
4 Ergebnisse und Diskussion	57
4.1 Ergebnisse aus dem Feldversuch	57
4.1.1 Auffälligkeiten und Störungen	57
4.1.2 Reinigungsintervalle und Asche.....	61
4.1.3 Abgasmessung an einer Hackschnitzelanlage mit SFF50-Abscheider	66
4.1.4 Betriebsverhalten der untersuchten Staubabscheider.....	67
4.1.5 Lärmmessung	74
4.1.6 Optimierungsmöglichkeiten.....	76
4.2 Ergebnisse vom Feuerungsprüfstand.....	78
4.2.1 Gesamtstaub und Staubabscheidegrade	78
4.2.1.1 Ergebnisse und Versuchsvarianten.....	78
4.2.1.2 Einordnung der Staubmessergebnisse	84
4.2.2 Gasförmige Emissionen und weitere Randbedingungen der Messungen	88
4.2.3 Partikelgebundene Emissionen von PAK, EC/OC und Schwermetallen	91
4.2.4 Einfluss des Brennstoffwassergehaltes beim Kaminofen.....	97
4.2.5 Staubanfall im Rauchrohr des Versuchsaufbaus	101
4.3 Stromverbrauch der untersuchten Staubabscheider.....	102
4.4 Analyse der abgeschiedenen Stäube.....	104
4.4.1 Analyse der Stäube aus dem Feldtest	104
4.4.2 Analyse der Stäube aus den Prüfstandsversuchen.....	107

5	Zusammenfassung	111
6	Quellenverzeichnis	115
7	Anhang	119
7.1	Einzelergebnisse der Staubmessungen.....	119
7.2	Gasförmige Schadstoffemissionen in den Versuchsvarianten (Prüfstandsmessungen)	121
7.3	Einzelergebnisse der Lärmmessungen	133
7.4	Einzelergebnisse der Staubanalysen	137

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Schematische Darstellung des KW Zumikron der Kutzner + Weber GmbH (Werksbild).....	21
Abbildung 2:	Schematische Darstellung des APP Residential ESP von Applied Plasma Physics AS (Werksbild, geändert)	21
Abbildung 3:	Beschriftete Darstellung des SFF20 der Spanner RE ² GmbH (Werksbild)	22
Abbildung 4:	Schematische Darstellung von Aufbau und Funktion des Abscheiders von TH-Alternativ-Energie (Werksbild).....	23
Abbildung 5:	Kaminofen vor dem Einbau des Abscheiders	26
Abbildung 6:	KW Zumikron im Rauchrohr	26
Abbildung 7:	Kaminofen vor dem Einbau des Abscheiders	27
Abbildung 8:	KW Zumikron im Rauchrohr, Schaltkasten an der Wand und Datalogger des TFZ am Boden	27
Abbildung 9:	KW Zumikron im Rauchrohr vor dem Nachheizkasten	28
Abbildung 10:	KW Zumikron im Kachelofen	28
Abbildung 11:	Schaltkasten und Datalogger	28
Abbildung 12:	KW Zumikron nach einem Küchenherd	29
Abbildung 13:	KW Zumikron im Rauchrohr	29
Abbildung 14:	Kaminofen.....	30
Abbildung 15:	APP Residential ESP auf dem Kamin	30
Abbildung 16:	Kaminofen 1	31
Abbildung 17:	Kaminofen 2.....	31
Abbildung 18:	Abscheider auf dem Kamin	31
Abbildung 19:	Grundofen	32
Abbildung 20:	Tür zur Befüllung des Grundofens.....	32
Abbildung 21:	Schaltkasten des APP Residential ESP	32
Abbildung 22:	APP Residential ESP auf dem Kamin	32
Abbildung 23:	Scheitholzessel mit nachgeschaltetem SFF20	33
Abbildung 24:	Rauchrohr-Anschlüsse des SFF20.....	33
Abbildung 25:	Pelletkessel mit nachgeschaltetem SFF20.....	34
Abbildung 26:	Spanner SFF20.....	34
Abbildung 27:	Hackschnitzelkessel.....	35

Abbildung 28: Spanner SFF50 mit Stromzähler und Datalogger	35
Abbildung 29: Kaminofen KK 50 F „Moon“ der Firma Wodtke	38
Abbildung 30: Kaminofen Oregon der Magyar GmbH	40
Abbildung 31: Schnittbild des HDG SL 14 von HDG Bavaria (Werksbild)	41
Abbildung 32: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus und der Messstellen für die Dauerversuchsmessungen an den Staubabscheidern am TFZ	44
Abbildung 33: Verwendete konusförmige Mischkammer zur Abgas- Teilstromverdünnung (Eigenentwicklung TFZ). Linkes Bild: Darstellung mit Flansch für Anschluss an Filterhalter. Rechtes Bild: Anschluss der Probengassonde; oben: Anschluss für tangential einströmende gereinigte Verdünnungsluft; rechts: Anschluss für Filterhalter	46
Abbildung 34: Links: Innenseite des Rauchrohrs nach Feuerungsbetrieb mit dem KW Zumikron. Rechts: zur Reinigung herausgenommene Elektrodenhalterung des KW Zumikron- nach Betrieb	65
Abbildung 35: APP R _{esidential} ESP nach dem Einbau (links) und in Betrieb (rechts).....	65
Abbildung 36: Kopf (links) und Deckel (rechts) des APP R _{esidential} ESP mit Ascheablagerungen.....	66
Abbildung 37: Bild oben: Obere Öffnungsklappe des SFF20, linke Seite mit Ascheablagerungen, rechte Seite gereinigt. Bilder unten: untere Öffnungsklappe des SFF20 mit Ascheablagerungen (links: ungereinigt; rechts:gereinigt)	66
Abbildung 38: Betriebsverhalten des KW Zumikron an einem Kachelofen	68
Abbildung 39: Betriebsverhalten des KW Zumikron an einem Kaminofen mit Spannungsüberschlägen	69
Abbildung 40: Betriebsverhalten des APP R _{esidential} ESP an einem Grundofen	70
Abbildung 41: Betriebsverhalten des APP R _{esidential} ESP an einem Kaminofen.....	70
Abbildung 42: Betriebsverhalten des APP R _{esidential} ESP an einem Kaminofen mit Spannungsüberschlägen	71
Abbildung 43: Betriebsverhalten des SFF20 an einem Pelletkessel.....	73
Abbildung 44: Betriebsverhalten des SFF50 an einem Hackschnitzelkessel.....	73
Abbildung 45: Betriebsverhalten des SFF20 am HDG SL 14 am Feuerungsprüfstand	74
Abbildung 46: Staubemissionen und Abscheidegrade bei Versuchsvariante 1 (APP Residential ESP nach Oregon Kaminofen). Abscheidegrad: Differenz zwischen Rohgas (unverdünnt oder Teilstromverdünnung) und Reingas (Verdünnungstunnel), der jeweils größere Wert ist dargestellt.....	79

Abbildung 47: Staubemissionen und Abscheidegrade bei Versuchsvariante 2 (KW Zumikron nach Wodtke „Moon“ Kaminofen). Abscheidegrad: Differenz zwischen Rohgas (unverdünnt oder Teilstromverdünnung) und Reingas (Verdünnungstunnel), der jeweils größere Wert ist dargestellt.	80
Abbildung 48: Staubemissionen und Abscheidegrade bei Versuchsvariante 3 (APP Residential ESP nach Wodtke „Moon“ Kaminofen). Abscheidegrad: Differenz zwischen Rohgas (unverdünnt oder Teilstromverdünnung) und Reingas (Verdünnungstunnel), der jeweils größere Wert ist dargestellt.	81
Abbildung 49: Staubemissionen und Abscheidegrade bei Versuchsvariante 4 (KW Zumikron nach Oregon Kaminofen). Abscheidegrad: Differenz zwischen Rohgas (unverdünnt oder Teilstromverdünnung) und Reingas (Verdünnungstunnel), der jeweils größere Wert ist dargestellt.	82
Abbildung 50: Staubemissionen und Abscheidegrade bei Versuchsvariante 5 (SFF20 nach HDG SL 14). Abscheidegrad: Differenz zwischen Rohgas (unverdünnt oder Teilstromverdünnung) und Reingas (Verdünnungstunnel), der jeweils größere Wert ist dargestellt.	83
Abbildung 51: Staubemissionen und Abscheidegrade bei Versuchsvariante 6 (TH Kamin-Feinstaubkiller nach HDG SL 14). Abscheidegrad: Differenz zwischen Rohgas (unverdünnt oder Teilstromverdünnung) und Reingas (Verdünnungstunnel), der jeweils größere Wert ist dargestellt.	84
Abbildung 52: Abscheider KW Zumikron mit nachfolgendem Abgasrohr am Ende der Versuchsphase am Prüfstand nach mehrwöchigem Betrieb nach dem Kaminofen Oregon	86
Abbildung 53: Mittelwerte der Messungen mit dem Diffusion Size Classifier (DiSC) zur Messung von Anzahlkonzentration und mittlerem Durchmesser. Rot: Partikelabscheider aus, grün: Partikelabscheider ein, blau: Abscheidegrad des Partikelabscheiders. (Grafik gemäß [15]).....	88
Abbildung 54: Verlauf der Konzentrationen von CO, CO ₂ und O ₂ während des Abbrandes einer Brennstoffauflage an einem Kaminofen (Wodtke „Moon“)	92
Abbildung 55: Zusammenhang zwischen partikelgebundenen PAK-Emissionen und Kohlenmonoxidemissionen	94
Abbildung 56: Partikelgebundene Emissionen an organischem Kohlenstoff (OC) in Abhängigkeit vom Kohlenmonoxid(CO)-Ausstoß	95
Abbildung 57: Partikelgebundene Emissionen an elementarem Kohlenstoff (EC) in Abhängigkeit vom Kohlenmonoxid(CO)-Ausstoß	96
Abbildung 58: Brennstoffwassergehaltsabhängige Staubemissionen im unverdünnten Rohgas (Abbildung oben) und mit Teilstromverdünnung (Abbildung unten), gemessen mit dem Kaminofen Oregon. Brennstoff: Buchenscheitholz, Mittelwerte von je 3 Messungen.....	98

Abbildung 59: Kohlenmonoxidemissionen gemessen im unverdünnten Rohgas des Kaminofens Oregon bei verschiedenen Brennstoffwassergehalten. Brennstoff: Buchenscheitholz, Mittelwerte von je 3 Messungen	99
Abbildung 60: Emissionen an organischem gebundenen Kohlenstoff (Gesamt Kohlenstoff) gemessen im unverdünnten Rohgas des Kaminofens Oregon bei verschiedenen Brennstoffwassergehalten. Brennstoff: Buchenscheitholz, Mittelwerte von je 3 Messungen	99
Abbildung 61: Elektrische Leistungsaufnahme der Staubabscheider im Betrieb und im Stand-by-Modus mit ausgeschalteter Hochspannungsquelle.....	103
Abbildung 62: Kohlenmonoxidemissionen bei Versuchsvariante 1, Mittelwert: 3.508 mg/Nm ³ , Variationskoeffizient: 59 %.....	121
Abbildung 63: Emission an organisch gebundenem Kohlenstoff (Gesamt-C) bei Versuchsvariante 1, Mittelwert: 614 mg/Nm ³ , Variationskoeffizient: 134 %	122
Abbildung 64: Emissionen bei Versuchsvariante 1, Mittelwert: 173 mg/Nm ³ , Variationskoeffizient: 32 %	122
Abbildung 65: Kohlenmonoxidemissionen bei Versuchsvariante 2, Mittelwert: 1.914 mg/Nm ³ , Variationskoeffizient: 68 %.....	123
Abbildung 66: Emission an organisch gebundenem Kohlenstoff (Gesamt-C) bei Versuchsvariante 2, Mittelwert: 225 mg/Nm ³ , Variationskoeffizient: 112 %	124
Abbildung 67: Emission bei Versuchsvariante 2, Mittelwert: 154 mg/Nm ³ , Variationskoeffizient: 8 %	124
Abbildung 68: Kohlenmonoxidemissionen bei Versuchsvariante 3, Mittelwert: 1.898 mg/Nm ³ , Variationskoeffizient: 66 %.....	125
Abbildung 69: Emission an organisch gebundenem Kohlenstoff (Gesamt-C) bei Versuchsvariante 3, Mittelwert: 261 mg/Nm ³ , Variationskoeffizient: 119 %	126
Abbildung 70: Emissionen bei Versuchsvariante 3, Mittelwert: 153 mg/Nm ³ , Variationskoeffizient: 10 %	126
Abbildung 71: Kohlenmonoxidemissionen bei Versuchsvariante 4, Mittelwert: 3.488 mg/Nm ³ , Variationskoeffizient: 35 %.....	127
Abbildung 72: Emission an organisch gebundenem Kohlenstoff (Gesamt-C) bei Versuchsvariante 4, Mittelwert: 394 mg/Nm ³ , Variationskoeffizient: 63 %	128
Abbildung 73: Emission bei Versuchsvariante 4, Mittelwert: 148 mg/Nm ³ , Variationskoeffizient: 14 %	128
Abbildung 74: Kohlenmonoxidemissionen bei Versuchsvariante 5, Mittelwert: 2.848 mg/Nm ³ , Variationskoeffizient: 94 %.....	129
Abbildung 75: Emission an organisch gebundenem Kohlenstoff (Gesamt-C) bei Versuchsvariante 5, Mittelwert: 249 mg/Nm ³ , Variationskoeffizient: 118 %	130

Abbildung 76: Emissionen bei Versuchsvariante 5, Mittelwert: 124 mg/Nm ³ , Variationskoeffizient: 23 %	130
Abbildung 77: Kohlenmonoxidemissionen bei Versuchsvariante 6, Mittelwert: 2.740 mg/Nm ³ , Variationskoeffizient: 80 %	131
Abbildung 78: Emission an organisch gebundenem Kohlenstoff (Gesamt-C) bei Versuchsvariante 6, Mittelwert: 308 mg/Nm ³ , Variationskoeffizient: 126 %.....	132
Abbildung 79: Emissionen bei Versuchsvariante 6, Mittelwert: 109 mg/Nm ³ , Variationskoeffizient: 39 %	132
Abbildung 80: Frequenzanalyse des KW Zumikron bei Teilnehmer 2. Es sind die A-bewerteten Terzpegel bei den in der x-Achse angegebenen Terzmittenfrequenzen dargestellt. Die energetische Summe aus diesen Terzpegeln ergibt den A-Pegel, angegeben in dB(A), der ganz rechts im Diagramm dargestellt ist	133
Abbildung 81: Frequenzanalyse des KW Zumikron bei Teilnehmer 4. Es sind die A-bewerteten Terzpegel bei den in der x-Achse angegebenen Terzmittenfrequenzen dargestellt. Die energetische Summe aus diesen Terzpegeln ergibt den A-Pegel, angegeben in dB(A), der ganz rechts im Diagramm dargestellt ist	134
Abbildung 82: Frequenzanalyse des APP R _{esidential} ESP bei Teilnehmer 5. Es sind die A-bewerteten Terzpegel bei den in der x-Achse angegebenen Terzmittenfrequenzen dargestellt. Die energetische Summe aus diesen Terzpegeln ergibt den A-Pegel, angegeben in dB(A), der ganz rechts im Diagramm dargestellt ist	135
Abbildung 83: Frequenzanalyse des Spanner SFF20 bei Teilnehmer 9. Es sind die A-bewerteten Terzpegel bei den in der x-Achse angegebenen Terzmittenfrequenzen dargestellt. Die energetische Summe aus diesen Terzpegeln ergibt den A-Pegel, angegeben in dB(A), der ganz rechts im Diagramm dargestellt ist	136

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Ort und Bedingungen der durchgeführten Lärmmessungen.....	36
Tabelle 2:	Anlagentechnische Merkmale des Wodtke Kaminofens KK 50 F („Moon“)	39
Tabelle 3:	Anlagentechnische Merkmale des Kaminofens „Oregon“ von Magyar	40
Tabelle 4:	Anlagentechnische Merkmale des HDG SL 14	42
Tabelle 5:	Relevante Abmessungen zum Prüfaufbau der Abscheider (Versuchsvariante 1 bis 5).....	46
Tabelle 6:	Kontinuierlich erfasste Messgrößen – Technische Daten der Messgeräte	49
Tabelle 7:	Versuchsvarianten mit eingesetzter Feuerung und Staubabscheider.....	52
Tabelle 8:	Eingesetzte Brennstoffe bei den Versuchsvarianten	52
Tabelle 9:	Brennstoffwassergehalt zum Zeitpunkt der Feuerungsversuche	53
Tabelle 10:	Auffälligkeiten beim KW Zumikron im Feldversuch bzw. am Feuerungsprüfstand	57
Tabelle 11:	Auffälligkeiten beim APP R _{esidential} ESP im Feldversuch und am Feuerungsprüfstand (insgesamt 3 Teilnehmer).....	59
Tabelle 12:	Auffälligkeiten beim SFF20 und SFF50 im Feldversuch und am Feuerungsprüfstand (insgesamt 3 Teilnehmer).....	60
Tabelle 13:	Beurteilung der eingesetzten Abscheider im Bezug auf Reinigungsintervalle und Asche (Rm Raummeter).....	62
Tabelle 14:	Masse, Schüttdichte und Wassergehalt der gesammelten Aschen	63
Tabelle 15:	Im Feldversuch abgeschiedene Asche, berechnet als maximale Staubminderung im Abgasvolumenstrom bei 13 % O ₂ -Gehalt	64
Tabelle 16:	Messergebnisse des Kaminkehrers an einem Hackschnitzelkessel mit und ohne angeschlossenem Spanner SFF50 (Vorjahresvergleich)	67
Tabelle 17:	Übersicht zu den gemessenen gasförmigen Emissionen bei der Durchführung der Prüfstandsversuche, angegeben ist jeweils der Mittelwert aller Versuche sowie die Spannweite mit Minimum und Maximum	90
Tabelle 18:	Randbedingungen bei Durchführung der Prüfstandsversuche, angegeben ist jeweils der Mittelwert aller Versuche sowie die Spannweite mit Minimum und Maximum.....	91
Tabelle 19:	Emissionen an PAK sowie organischem (OC) und elementarem (EC) Kohlenstoff einschließlich der relevanten Betriebsdaten während der Messung an zwei Kaminöfen.....	93

Tabelle 20:	Partikelgebundene Schermetallemissionen und Grenzwerte der TA-Luft. Massenkonzentrationen bezogen auf Normkubikmeter bei 13 % O ₂	97
Tabelle 21:	Während der Langzeitversuche im Rauchrohr abgelagerte Staubmengen und deren Wassergehalt	101
Tabelle 22:	Während der Feuerungsversuche abgeschiedene Asche Abgasvolumenstrom berechnet auf 13 % O ₂	102
Tabelle 23:	PAK-Gehalte (16 PAK gem. EPA) der Stäube aus dem Feldtest.....	105
Tabelle 24:	Elementgehalte der abgeschiedenen Schornsteinstäube im Feldversuch.....	106
Tabelle 25:	Schwermetallgehalte in den abgeschiedenen Stäuben des Feldversuchs	107
Tabelle 26:	PAK-Gehalte (16 PAK gem. EPA) in verschiedenen Staubproben aus den Prüfstandsversuchen	108
Tabelle 27:	Elementgehalte in den Stäuben aus den Prüfstandsversuchen.....	108
Tabelle 28:	Schwermetallgehalte in den Stäuben aus den Prüfstandsversuchen (alle Werte in ppm bzw. mg/kg)	109
Tabelle 29:	Übersicht über die Gesamtstaubgehalte an den Messstellen RG = Rohgas 1 (unverdünnt), TSV = Rohgas 2 (Teilstromverdünnung) und VT = Reingas (Verdünnungstunnel) bei den Versuchsvarianten 1, 2 und 3	119
Tabelle 30:	Übersicht über die Gesamtstaubgehalte an den Messstellen RG = Rohgas 1 (unverdünnt), TSV = Rohgas 2 (Teilstromverdünnung) und VT = Reingas (Verdünnungstunnel) bei den Versuchsvarianten 4 und 5	120
Tabelle 31:	Ergebnisse der Analysen der Staubproben aus dem Feldversuch (Teil 1: Elementgehalte).....	137
Tabelle 32:	Ergebnisse der Analysen der Staubproben aus dem Feldversuch (Teil 1: PAK-Gehalte und –Verteilung).....	138

1 Einleitung

Zu den wesentlichen Emissionskenngrößen von Holzfeuerungen zählt der Partikelaustritt. Im Vergleich zu den fossilen Energieträgern Erdgas oder Heizöl ist bei der Verbrennung von Holzbrennstoffen im häuslichen Bereich mit einigen Nachteilen zu rechnen. Dabei ist neben der Partikelmasse auch die Korngrößenverteilung der emittierten Partikel von besonderer Bedeutung. Bei modernen Biomassefeuerungen kann davon ausgegangen werden, dass der weitaus überwiegende Anteil der Stäube im Korngrößenbereich von weniger als $1\ \mu\text{m}$ anfällt. Das zeigt eine Vielzahl von Untersuchungen [1], [17], [25].

Als "Feinstaub" werden Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als $10\ \mu\text{m}$ bezeichnet; unterhalb von $1\ \mu\text{m}$ beginnt der sogenannte Submikronbereich der Partikelgrößen. Für die Gesundheit von Mensch und Tier sind vor allem die lungengängigen Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von $\leq 2,5\ \mu\text{m}$ von Bedeutung. Partikel von weniger als $1\ \mu\text{m}$ Durchmesser gelangen zu einem Großteil sogar in den Bereich der Alveolen und können im Lungengewebe eingelagert werden. Solche Partikel gelten als besonders schädlich, wenn sie aus Verbrennungsprozessen stammen, da sie auf der Oberfläche adsorbierte unverbrannte Kohlenwasserstoffe oder Schwermetalle mit sich führen können und somit eine Transportfunktion für reizende, toxische, kanzerogene oder mutagene Schadstoffe darstellen können [22], [28], [29]. Von besonderer Bedeutung sind dabei einige polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), die ein kanzerogenes Potential aufweisen wie z. B. Benzo(a)pyren (BaP).

Derartige gesundheitsgefährdende Feinstpartikel der Luft stammen zu einem großen Teil aus Verbrennungsprozessen, daher kommt dieser Emissionsquelle bei der Reinhaltung der Luft besondere Beachtung zu. Für neu installierte Feuerungen sind daher mittlerweile verschärfte Umweltauflagen einzuhalten. Diese gibt unter anderem die aktuelle 1. Bundes-Immissionsschutzverordnung (1. BImSchV) vor [5]. Außerdem kann die Einhaltung des neuen Grenzwertes der europäischen Luftqualitätsrichtlinie möglicherweise in Zukunft nur durch lokale Beschränkungen garantiert werden. Neben Fahrverboten für bestimmte Kraftfahrzeuge (Umweltplakette) kommen hierzu auch lokale Verbote oder Auflagen für den Betrieb von Holzfeuerungen in Betracht.

Für Teilchen mit einer Größe von weniger als $1\ \mu\text{m}$ (Submikron-Partikel), die den Hauptanteil der Feststoffemissionen ausmachen, besitzen konventionelle Zyklone nahezu keine Abscheidewirkung. Eine effiziente Abscheidung ist lediglich durch filternde Abscheider (z. B. Gewebefilter, Elektroabscheider) möglich. Solche Überlegungen haben dazu geführt, dass einzelne Hersteller in der Nachrüstung von bestehenden Holzfeuerungen mit Staubabscheidern einen wichtigen Zukunftsmarkt erkennen und derartige Technologien für Kleinanlagen entwickeln, die im späteren Marktstadium auch kostengünstig zu erwerben sein sollen. Jedoch ist über die tatsächliche Einsatztauglichkeit im Langzeitbetrieb und das Abscheidevermögen solcher Anlagen noch wenig bekannt. Gleiches gilt für vielerlei weitere Aspekte wie notwendige Wartungsintervalle, Stromverbrauch, messtechnisches Vorgehen bei der Bestimmung der Abscheidegrade, Qualität der anfallenden Stäube etc.

2 Zielsetzung

Auf Basis der in Kapitel 1 vorgestellten Problematik und aufgrund der fehlenden Langzeitversuche sowie Praxiserfahrungen wird in der vorliegenden Untersuchung das Betriebsverhalten von drei der bereits entwickelten Staubabscheider für Holzfeuerungen hinsichtlich verschiedener Parameter untersucht. Dadurch soll der Kenntnisstand über Möglichkeiten zur Reduktion der Staubemissionen mittels elektrostatischer Abscheidemethoden verbessert und Einschätzungen zur Praxistauglichkeit ermöglicht werden. Außerdem sollten den Herstellern Optimierungsmöglichkeiten aufgezeigt und Empfehlungen für den Einsatz gegeben werden.

Um eine möglichst umfassende Darstellung des in der Praxis möglichen Betriebsverhaltens zu erreichen, wurde ein mehrmonatiger Feldversuch an zehn repräsentativen Feuerstätten durchgeführt. Die gewonnenen Daten und Erfahrungen sollten Rückschlüsse auf das Betriebsverhalten (z. B. Störungsanfälligkeit, Reinigungs- und Wartungsaufwand, Stromverbrauch), die Bedienungsfreundlichkeit und über die Langzeiteignung ermöglichen.

Zusätzlich dazu wurden im Langzeitversuch die Emissionen am Feuerungsprüfstand gemessen, um die Abscheidegrade der Gesamtstaubemissionen bestimmen zu können. Damit der Einsatz an bestehenden Einzelfeuerstätten ebenfalls bewertet werden kann, wurden sowohl ein hochwertiger Kaminofen als auch ein Billigprodukt in die Untersuchung mit einbezogen. Neben diesen Erkenntnissen sollten durch chemische Analysen Aussagen bezüglich der umweltrelevanten Schadstoffkomponenten der abgeschiedenen Stäube (Asche) gewonnen werden, um so eine Gesamtbeurteilung zu ermöglichen.

3 Material und Methoden

3.1 Elektrostatische Staubabscheider

Bei den im Projekt von Anfang an beteiligten Herstellern handelt es sich um die Spanner RE² GmbH in Neufahrn (Niederbayern), die Kutzner + Weber GmbH in Maisach mit dem in der Schweiz (bei der Rüegg Cheminée AG) entwickelten Abscheider KW Zumikron sowie die Fa. Applied Plasma Physics AS (APP), einem Abgasspezialisten aus Norwegen. Im weiteren Projektverlauf wurde zusätzlich noch ein Abscheider der TH-Alternativ-Energie im Rahmen eines Prüfstandsversuchs in das Untersuchungsprogramm aufgenommen.

Die untersuchten Geräte unterscheiden sich in Form, Größe und Einbauort, die Funktionsweise ist jedoch bei den hier betrachteten Herstellern relativ ähnlich. Zum Betrieb wird ein elektrisch geladener Draht oder Stab in die Mitte eines Abgasrohres eingebracht und mit einer elektrischen Spannung zwischen 15.000 und 33.000 Volt beaufschlagt. Die aus der Verbrennung stammenden Partikel im Rauchgas werden beim Passieren des elektrischen Feldes negativ aufgeladen. Diese Ladung bewirkt, dass die Flugbahn der Teilchen zur metallischen Rohrwand hin abgelenkt wird. Dort geben sie ihre elektrische Ladung ab. Zum Teil bleiben die Partikel an der Metallfläche haften und können durch manuelles Reinigen mit der Bürste oder durch einen Rüttelmechanismus abgelöst werden. Da bei diesen Vorgängen nur Ladungen aber kein wesentlicher Stromfluss entsteht, kommt der Prozess trotz Hochspannung mit einer relativ geringen elektrischen Energie aus. Die Hochspannung der Abscheider wird erst bei Erreichen einer bestimmten Abgastemperatur zugeschaltet und schaltet sich auch bei sinkender Abgastemperatur selbsttätig wieder aus, so dass der Elektroabscheider nur in Betrieb ist, wenn die Feuerstätte tatsächlich betrieben wird. Bei den Abscheidern der Firmen Spanner RE² und APP kann der Temperaturschwellenwert für das Einschalten vom Betreiber selbst eingestellt werden. Beim Gerät der Firma Kutzner + Weber ist er vom Hersteller voreingestellt. Während der Abscheider der Firma Spanner lediglich für Zentralheizungskessel konzipiert ist und dementsprechend auch im Heizraum aufgestellt wird, können die Produkte von Kutzner + Weber und APP prinzipiell an allen Feuerungsbauarten eingesetzt werden.

Der Elektroabscheider KW Zumikron (Abbildung 1) ist gemäß Hersteller für eine Feuerungsleistung bis zu 40 kW geeignet. Er wird in das Rauchrohr einer Holzfeuerung eingesetzt. Zum ordnungsgemäßen Betrieb wird eine metallische Abscheidestrecke von 1,5 m nach dem Einbauort gefordert, der Rauchrohrdurchmesser sollte zwischen 150 und 300 mm liegen. Zur Reinigung muss die Elektrodenhalterung entnommen und das Rauchrohr gekehrt werden. Sind mehrere Feuerstätten im Haus vorhanden, so müssen auch mehrere Staubabscheider installiert werden.

Im Gegensatz dazu wird der Abscheider APP R_{esidential} ESP der Firma APP oben auf die Schornsteinmündung aufgesetzt. Das metallische Tauchrohr des Gehäuses wird in den Schornstein eingeführt und dient als Abscheide-Oberfläche für die aufgeladenen Staubpartikel (Abbildung 2). Die Elektrode ist isoliert am Abscheiderdeckel befestigt und wird für den Betrieb beim Aufsetzen des Deckels in das Rohr eingebracht. Zur Reinigung

kann der Deckel mit der Elektrode abgenommen werden. Voraussetzung für die Montage und den Betrieb ist ein gut zugängliches Dach mit Trittstufen. Mit einem einzigen Abscheider kann das Abgas mehrerer an den Schornstein angeschlossenen Feuerstätten nachbehandelt werden.

Es wurden zwei Partikelabscheider der Spanner RE² GmbH untersucht: Der SFF20 für eine Kesselleistung bis zu 20 kW und der SFF50 für Heizanlagen bis 50 kW. Der Abscheider wurde mit einer Rauchgaszuführung und -abführung gekoppelt und zwischen Kessel und Schornstein aufgestellt. Im Innern des Gehäuses befinden sich mehrere Abscheiderrohre, die mit einem Rüttelmechanismus per Knopfdruck abgereinigt werden können. Dies sollte laut Hersteller je nach Staubaufkommen ein- bis zweimal täglich geschehen, wobei der Abscheider sich nicht im Betrieb befinden sollte. Ferner muss auch das Innere des Staubabscheiders in regelmäßigen Abständen gekehrt werden. Abbildung 3 zeigt den Aufbau des SFF20.

Bei dem Abscheider der TH-Alternative-Energie handelt es sich um ein Konzept, bei dem der komplette Schornstein als Abscheider genutzt wird. Dazu wird eine zentrale Elektrode in den Schornstein eingebracht, wobei dieser ein metallisches Innenrohr besitzt, welches als Niederschlagsfläche dient. Abbildung 4 zeigt den Aufbau des Abscheiders. Eine automatische Abreinigung der abgelagerten Stäube erfolgt, indem die Schornsteininnenwand in definierten Zeitintervallen mit Wasser gespült wird. Die Spülflüssigkeit wird in einem Sedimentationsbehälter aufgefangen, in dem sich der abgereinigte Staub absetzt und bei Bedarf entnommen wird. Das Wasser zur Abreinigung verbleibt im Behälter und wird mehrfach genutzt.

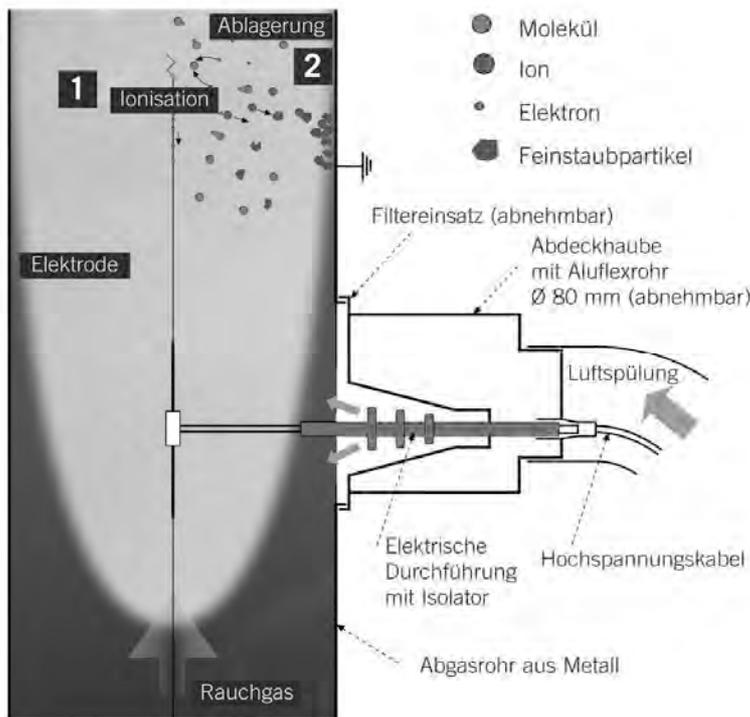


Abbildung 1: Schematische Darstellung des KW Zumikron der Kutzner + Weber GmbH (Werksbild)

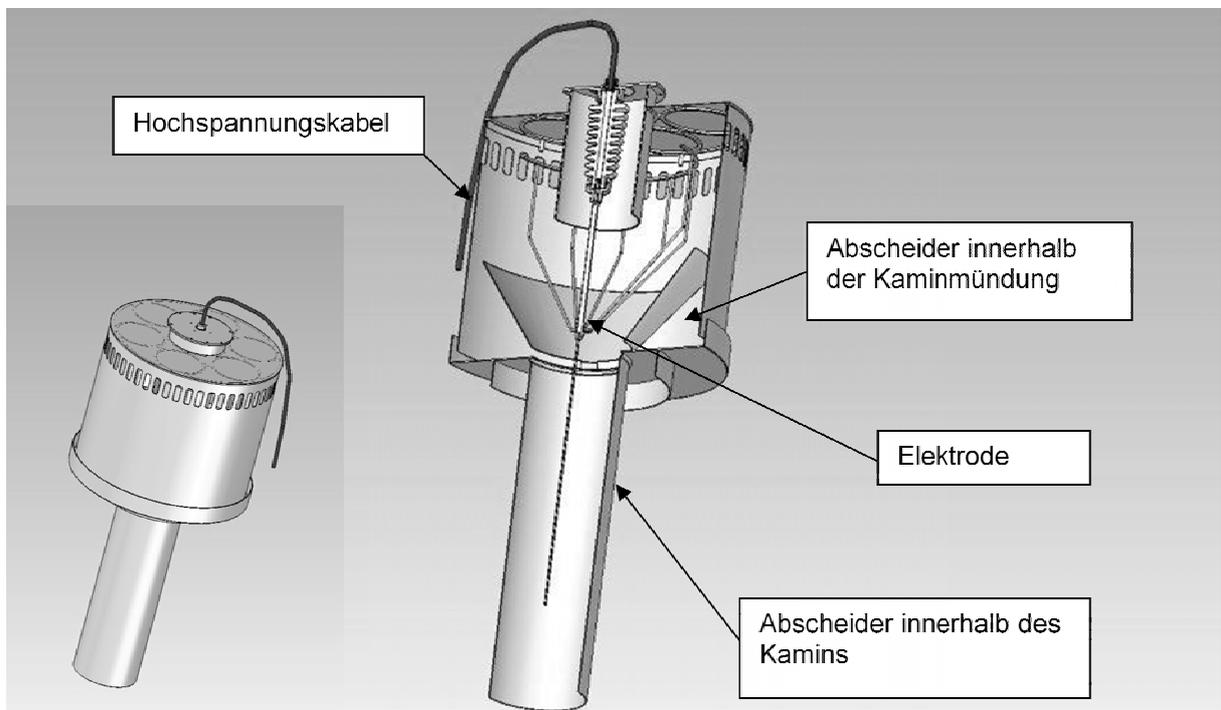


Abbildung 2: Schematische Darstellung des APP Residential ESP von Applied Plasma Physics AS (Werksbild, geändert)

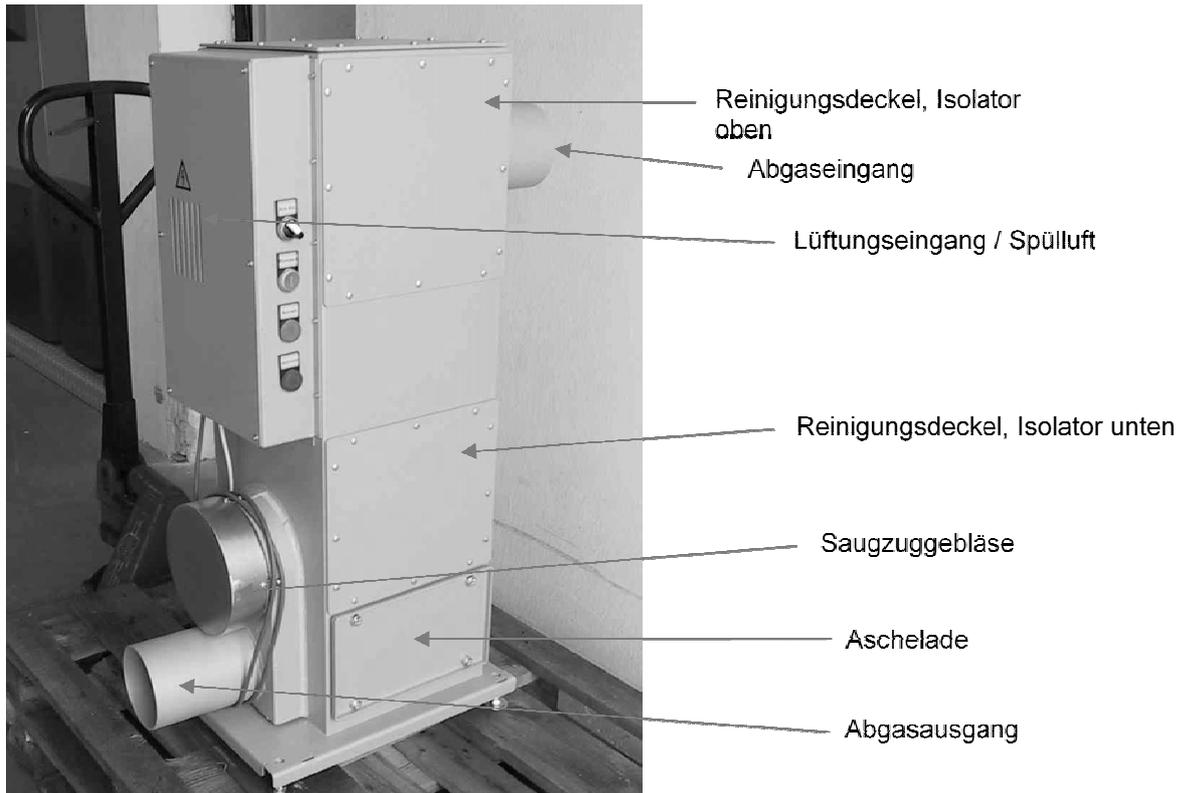


Abbildung 3: Beschriftete Darstellung des SFF20 der Spanner RE² GmbH (Werkbild)

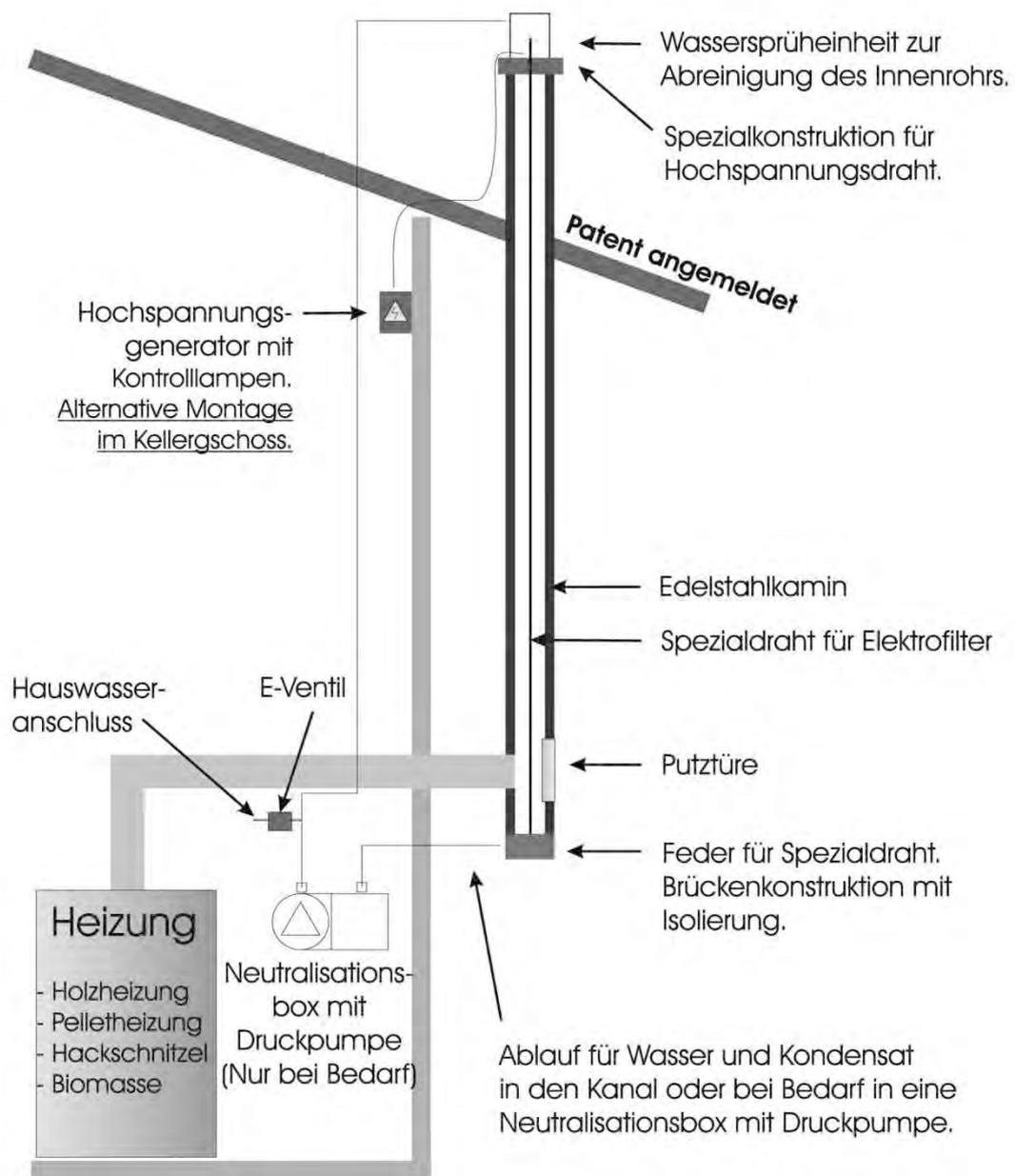


Abbildung 4: Schematische Darstellung von Aufbau und Funktion des Abscheiders von TH-Alternativ-Energie (Werksbild)

3.2 Feldversuch

Die Abscheider wurden im Herbst 2008 in zehn Privathaushalten in Straubing und Umgebung, die teilweise oder vollständig mit Holz heizen, installiert und im Rahmen eines mehrmonatigen Feldversuchs über die Heizperiode 2008/2009 (November 2008 bis April 2009) betrieben. Dabei wurden vier KW Zumikron, drei APP R_{esidential} ESP, zwei SFF20 und ein SFF50 eingesetzt.

Die beteiligten Haushalte wurden gemeinsam mit den vier zuständigen Kaminkehrern unter der Leitung des Bezirkskaminkehrermeisters Hans Ritt ausgewählt und für die Mit-

arbeit im Feldversuch angeworben. Neben den notwendigen Voraussetzungen für den Einbau wurde auch Wert auf die Auswahl der verschiedenen Feuerungssysteme gelegt, um das Spektrum der praxistypischen Kleinanlagen ausreichend zu repräsentieren. Bei den Einzelfeuerstätten wurden vier Kaminöfen, ein Grundofen, ein Kachelofen und ein Küchenherd gewählt. Als Zentralheizungskessel für die Staubabscheider der Spanner RE² GmbH wurden je ein Standort mit einem Scheitholzessel, einer Hackschnitzel- und einer Pelletfeuerung ausgesucht, so dass die gebräuchlichsten Feuerungsbauarten berücksichtigt waren. Um zu gewährleisten, dass die Abscheider über möglichst viele Betriebsstunden eingesetzt werden, wurde zusätzlich darauf geachtet, dass es sich um Versuchsteilnehmer handelte, die häufig mit Holz heizen.

Der Einbau der Abscheider wurde von den beteiligten Herstellern selbst übernommen. Die Betreiber wurden angewiesen, ihr normales Heizverhalten beizubehalten. Des Weiteren wurden sie in die erforderliche Dokumentation von Störungen (z. B. Geräusche, Ausfall) und des Brennstoffverbrauches eingewiesen. Bei den beiden Filtertypen von Spanner war die tägliche Reinigung per Rüttelmechanismus vom Betreiber vorzunehmen. Die benötigten Stromkosten wurden von den Teilnehmern selbst getragen.

Der Einbau der automatischen Datenerfassung wurde vom TFZ ausgeführt. Dazu wurde beim KW Zumikron, beim SFF20 und SFF50 ein Temperatursensor des Typs NiCr-Ni als Anlegefühler mit einer Kette am Rauchrohr befestigt. Beim APP kam ein Mantelthermoelement Typ NiCr-Ni, welches im Abgasrohr platziert wurde, zum Einsatz. Durch eine permanente Verbindung mit einem Datalogger Testo 177-T4 mit Datenaufzeichnung im Fünf-Minuten-Intervall wurden die Betriebszeiten der Feuerung anhand der Temperaturschwankungen protokolliert. Zeitgleich zur Rauchrohrtemperatur wurde auch der Betriebszustand des Abscheiders aufgezeichnet. Damit sollten der ordnungsgemäße Ein- und Ausschaltmechanismus sowie Störungen in Form von Spannungsüberschlägen festgestellt werden. Zusätzlich wurde der Stromverbrauch des Partikelabscheiders mittels Wechselstromzähler mit Zwischenstecker (Typ A52) festgehalten. Die aufgezeichneten Daten wurden vom TFZ ca. alle vier bis sechs Wochen aus- bzw. abgelesen.

Vor Beginn der Datenaufzeichnung wurden die Schornsteine und Rauchrohre von den zuständigen Kaminkehrern gereinigt, um eine definierte Ausgangssituation bezüglich des Verschmutzungsgrades gewährleisten zu können. Diese Aschemenge wurde entsorgt, da sie nicht im Versuchszeitraum angefallen war. Im Versuchszeitraum wurden die Abscheider regelmäßig von den Kaminkehrern kontrolliert und ebenso wie die jeweiligen Rauchgasrohre bzw. Schornsteine gesäubert. Für die Dauer des Feldversuchs wurden dazu je nach Feuerungsintensität bzw. Bedarf zwei bis vier Kehrtermine im Zeitraum November bis April festgesetzt. Die abgereinigte Asche wurde in einem vom TFZ bereitgestellten Gefäß gesammelt. Beim APP-Elektrofilter wurde nur die Asche aus dem Schornstein gesammelt während beim KW Zumikron zusätzlich die Staubfraktion aus dem Rauchrohr erfasst wurde. Bei den Spanner RE²-Abscheidern wurden die Rückstände aus dem Schornstein und dem Verbindungsstück zwischen Kessel und Schornsteinzugang gesammelt, zusätzlich zu den Reinigungsstäuben aus dem Spanner-Filter selbst. Nach Abschluss der Heiz- bzw. Versuchsperiode wurden die Schornsteine und Rohre erneut gefegt und der dabei anfallende Rückstand gesammelt. Durch die letzte Reini-

gung sollte sichergestellt werden, dass sich die Feuerungssysteme wieder im gleichen Zustand befanden wie zu Beginn des Feldtests.

Zum Zweck einer repräsentativen Probenahme wurden die gesammelten Rückstände homogenisiert und auf Gewicht, Wassergehalt und Schüttdichte untersucht. Für die Bestimmung des Wassergehaltes und der Schüttdichte wurden jeweils drei Proben genommen und deren Mittelwert gebildet. Außerdem wurde jeweils eine Teilprobe zur chemischen Analyse an das Labor des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU) geschickt.

Zur Darstellung der tatsächlichen Einsatzbedingungen der Abscheider werden nachfolgend die wichtigsten Daten zu den Einbauorten bei den zehn Teilnehmern am Feldversuch steckbriefartig vorgestellt.

Teilnehmer 1

Elektrofilter:	KW Zumikron
Feuerstätte:	Kaminofen, MCZ S.p.A. , Modulo Holz, 2007
Nennwärmeleistung:	11,6 kW
Aufstellort:	Wohnzimmer
Einbauort des Filters:	im Rauchrohr nach dem Ofen
Rauchrohlänge nach Abscheider:	2,30 m
Rauchrohrdurchmesser:	150 mm
Brennstoff:	Weich- und Hartholz gemischt
Brennstoffverbrauch:	ca. 7 Raummeter



Abbildung 5: Kaminofen vor dem Einbau des Abscheiders



Abbildung 6: KW Zumikron im Rauchrohr

Teilnehmer 2

Elektrofilter:	KW Zumikron
Feuerstätte:	Kaminofen, Caminos GmbH & Co. KG, Madrid, 2005
Nennwärmeleistung:	8,0 kW
Aufstellort:	Flur
Einbauort des Filters:	im Rauchrohr nach dem Ofen
Rauchrohlänge nach Filter:	1,90 m
Rauchrohrdurchmesser:	150 mm
Brennstoff:	33er Scheite Fichte (etwas Erle)
Brennstoffverbrauch:	ca. 15 Raummeter



Abbildung 7: Kaminofen vor dem Einbau des Abscheiders



Abbildung 8: KW Zumikron im Rauchrohr, Schaltkasten an der Wand und Datalogger des TFZ am Boden

Teilnehmer 3

Elektrofilter:	KW Zumikron
Feuerstätte:	Kachelofen mit Nachheizkasten, Brunner, 1999
Nennwärmeleistung:	9,0 kW
Aufstellort:	Wohnzimmer
Einbauort des Filters:	im Rauchrohr zwischen Brennraum und Nachheizkasten
Rauchrohlänge nach Filter:	3 m nach dem Nachheizkasten, ca. 30 cm vor dem Nachheizkasten
Rauchrohrdurchmesser:	180 mm
Brennstoff:	Holzbriketts, Scheite (Hart- und Weichholz gemischt)
Brennstoffverbrauch:	ca. 800 kg Holzbriketts und etwa 1 Rm Scheitholz



Abbildung 9: KW Zumikron im Rauchrohr vor dem Nachheizkasten



Abbildung 10: KW Zumikron im Kachelofen



Abbildung 11: Schaltkasten und Datalogger

Teilnehmer 4

Elektrofilter:	KW Zumikron
Feuerstätte:	Küchenherd (Herdfabrik Babenhausen, kein Typenschild vorhanden)
Nennwärmeleistung:	ca. 6 kW
Aufstellort:	Küche
Einbauort des Filters:	im Rauchrohr nach dem Herd
Rauchrohlänge nach Filter:	1,5 m
Rauchrohrdurchmesser:	150 mm
Brennstoff:	Fichte, Kiefer, ¼ Buchenscheitholz
Brennstoffverbrauch:	ca. 4,5 Raummeter



Abbildung 12: KW Zumikron nach einem Küchenherd



Abbildung 13: KW Zumikron im Rauchrohr

Teilnehmer 5

Elektroabscheider:	APP R _{esidential} ESP
Feuerstätte:	Kaminofen, Wodtke Loft 2, 2004
Nennwärmeleistung:	6,0 kW
Aufstellort:	Wohnzimmer
Einbauort des Abscheiders:	auf Schornsteinmündung aufgesetzt
Schornsteindurchmesser:	180 mm (nach Herausnehmen eines Rohres)
Brennstoff:	Birke, 25er Scheite
Verbrauch:	ca. 4,5 Raummeter



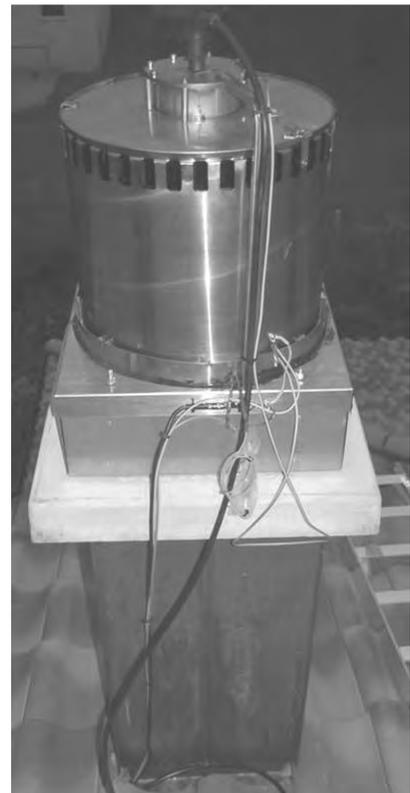
Abbildung 14: Kaminofen



Abbildung 15: APP Residential ESP auf dem Kamin

Teilnehmer 6

Elektroabscheider:	APP R _{esidential} ESP
Feuerstätten:	2 Kaminöfen an dem Schornstein angeschlossen
1. Feuerstätte:	Kago, München, 2007 im Wohnzimmer
1. Nennwärmeleistung:	7 kW
2. Feuerstätte:	Wamsler, KF 198-50, 2006 im Keller
2. Nennwärmeleistung:	5 kW
Einbauort des Abscheiders:	auf Schornsteinmündung aufgesetzt
Schornsteindurchmesser:	180 mm
Brennstoff:	Hartholz
Brennstoffverbrauch:	ca. 2,3 Raummeter

*Abbildung 16: Kaminofen 1**Abbildung 17: Kaminofen 2**Abbildung 18: Abscheider auf dem Kamin*

Teilnehmer 7

Elektroabscheider:	APP R _{esidential} ESP
Feuerstätte:	Grundofen mit Zügen im Wohnzimmer
Nennwärmeleistung:	etwa 5 kW
Aufstellort:	Wohnzimmer
Einbauort des Abscheiders:	auf Schornsteinmündung aufgesetzt
Schornsteindurchmesser:	180 mm
Brennstoff:	Weich- und Hartholz gemischt (Scheitholz)
Brennstoffverbrauch:	ca. 11 Raummeter



Abbildung 19: Grundofen



Abbildung 20: Tür zur Befüllung des Grundofens



Abbildung 21: Schaltkasten des APP Residential ESP



Abbildung 22: APP Residential ESP auf dem Kamin

Teilnehmer 8

Elektrofilter:	Spanner SFF20
Feuerstätte:	Scheitholzessel, Fröling FHG, 2001
Nennwärmeleistung:	14,9 kW
Aufstellort:	Nebengebäude
Einbauort des Abscheiders:	zwischen Kessel und Schornstein
Rauchrohrdurchmesser:	150 mm
Brennstoff:	Fichte Rundholz
Brennstoffverbrauch:	ca. 10 Raummeter



Abbildung 23: Scheitholzessel mit nachgeschaltetem SFF20



Abbildung 24: Rauchrohr-Anschlüsse des SFF20

Teilnehmer 9

Elektrofilter:	Spanner SFF20
Feuerstätte:	Pelletkessel Biotech P-Fire ML 1,5; 2007
Nennwärmeleistung:	14,9 kW
Aufstellort:	Keller
Einbauort des Abscheiders:	zwischen Kessel und Schornstein
Rauchrohrdurchmesser:	130 mm
Brennstoff:	Holzpellets
Brennstoffverbrauch:	ca. 2,8 t



Abbildung 25: Pelletkessel mit nachgeschaltetem SFF20



Abbildung 26: Spanner SFF20

Teilnehmer 10

Elektrofilter:	Spanner SFF50
Feuerstätte:	Hackschnitzelkessel, Gerlinger Biokompakt AWK 45, 2005
Nennwärmeleistung:	45 kW
Aufstellort:	Nebengebäude
Einbauort des Abscheiders:	zwischen Kessel und Schornstein
Rauchrohrdurchmesser:	150 mm
Brennstoff:	Hackschnitzel aus Weich- und Hartholz, Straßenbegleitgrün mit relativ viel Rinde
Brennstoffverbrauch:	ca. 75 m ³



Abbildung 27: Hackschnitzelkessel



Abbildung 28: Spanner SFF50 mit
Stromzähler und
Datalogger

3.3 Lärmmessung

An vier der im Feldversuch untersuchten Feinstaubabscheider wurde die Geräuschentwicklung von einem Experten der Regierung von Niederbayern in Landshut (Hr. Hammerl) gemessen. Auslöser hierfür war, dass sich mehrere Teilnehmer des Feldtests negativ über die hohe Lärmentwicklung der Abscheider geäußert hatten. In Tabelle 1 sind die Messbedingungen bei den verschiedenen Messungen dargestellt.

Tabelle 1: Ort und Bedingungen der durchgeführten Lärmmessungen

1. Messung:

Filtertyp	KW Zumikron
Teilnehmer	Nummer 2
Raum	Gang (8 m x 3 m)
Messpunkt	1,5 m von vorne

2. Messung:

Abscheidertyp	KW Zumikron
Teilnehmer	Nummer 4
Raum	Küche (3 m x 3,5 m)
Messpunkt	2 m seitlich

3. Messung:

Abscheidertyp	APP R _{residential} ESP
Teilnehmer	Nummer 5
Raum	Speicher (11 m x 4 m)
Messpunkt	1,5 m von vorne

4. Messung:

Abscheidertyp	Spanner SFF20
Teilnehmer	Nummer 9
Raum	Heizungsraum (6 m x 2,5 m)
Messpunkt	1,5 m von vorne

Es wurde mit einem Schallpegelmesser der Klasse 1 vom Typ Larson Davis LD824 gemessen. Dabei wurde jeweils der A-bewertete äquivalente Dauerschallpegel LA_{eq}, der das Maß für die Höhe der Lärmbelastung darstellt, bestimmt. Die auftretenden Gerä-

sche zeigten teils stärker hervortretende Töne, die von den in den Abscheidern eingebauten Lüftern verursacht wurden. Daher wurde auch die Tonhaltigkeit der Geräusche entsprechend dem in der TA Lärm [3] angegebenen Verfahren nach DIN 45681 [8] bestimmt. Tonhaltige Geräusche wirken stärker belästigend und werden daher mit einem Zuschlag zum LAeq versehen. Die aufgetretenen Töne sind in vielen Fällen auch im Terzspektrum als hervortretender Einzelterzpegel zu erkennen.

Die Geräusche der Feinstaubabscheider waren allesamt sehr kontinuierlich. Schwankungen im Geräuschpegel traten nicht auf. Zuschläge wegen Impulshaltigkeit waren daher nicht zu vergeben [16]. In Kapitel 4.1.5 sind die Messergebnisse zusammengestellt.

3.4 Feuerungsprüfstand

Neben den Feldtests wurden in Straubing auch umfangreiche Versuche am eigenen Feuerungsprüfstand des TFZ in Straubing durchgeführt. Hierbei wurden der mögliche Staubabscheidegrad, die notwendigen Reinigungsintervalle, der Stromverbrauch und eventuelle Änderungen in der Staubzusammensetzung bestimmt. Es wurden vier Abscheidertypen an jeweils einem „modernen“ und einem „einfachen“ Kaminofen bzw. an einem Scheitholz-Zentralheizungskessel im Dauereinsatz untersucht. Ein weiterer Abscheider (TH-Alternativ-Energie) wurde in dreitägigem Vollastversuch geprüft.

3.4.1 Beschreibung der verwendeten Feuerungen

Kaminöfen, d. h. leichte Einzelfeuerstätten mit Sichtscheibe, stellen bei den Anlagenverkäufen heute die mit Abstand bedeutendste Bauart in Deutschland dar [19]. Daher sollte in den Messungen mit den Abscheidern der Kutzner + Weber GmbH und der APP AS ebenfalls ein solcher Ofen als Vertreter der Einzelfeuerstätten verwendet werden. Da es jedoch bei dieser Bauartengruppe eine große Vielfalt mit unterschiedlichem Qualitäts- und Preisniveau gibt, wurde ein abwechselnder Einsatz zweier Kaminöfen für jeden der beiden Abscheider beschlossen. Dabei sollten sich die Öfen in Bezug auf Anschaffungskosten und Verbrennungsqualität erheblich unterscheiden, obgleich in beiden Feuerungen das übliche Durchbrandfeuerungsprinzip angewendet wird. Die Feuerungen besitzen beide einen Rost, durch den insbesondere beim Anheizen ein Teil der Primärluft zugeführt wird und über den auch die Entaschung erfolgt.

Der qualitativ hochwertige Ofen sollte die besonderen Anforderungen des DINplus-Gütesiegels erfüllen, zumal dieses bei neueren Feuerungen inzwischen einen allgemeinen technischen Standard darstellt und auch den neuen Grenzwerten der novellierten 1. BImSchV entspricht [5]. Die Anforderungen betreffen die Abgasemissionen und den Wirkungsgrad und sind nachfolgend für Kaminöfen aufgelistet [11], wobei sich die Emissionsangaben auf Abgas im Normzustand bei 13 % Sauerstoffgehalt beziehen.

$$\text{CO} \leq 1500 \text{ mg/Nm}^3$$

$$\text{NO}_x \leq 200 \text{ mg/Nm}^3$$

$$\text{Ges.-C} \leq 120 \text{ mg/Nm}^3$$

$$\text{Staub} \leq 75 \text{ mg/Nm}^3$$

$$\text{Wirkungsgrad} \geq 75 \%$$

Die Wahl fiel auf den Kaminofen Typ KK 50 F „Moon“ der Firma Wodtke GmbH, Tübingen (Abbildung 29). Die Feuerung erfüllt die Kriterien des DINplus-Gütesiegels und ist im höheren Preissegment (ca. 3.000 €) angesiedelt. Mit einer Nennwärmeleistung von 7 kW liegt er im typischen Bereich für Kaminöfen. Die Gesamtspeichermasse beträgt je nach Ausstattung 126 bis 157 kg. Für den Ofen sind als Brennstoffe Holz, Holzbriketts und Braunkohlebriketts zugelassen, wobei der Verbrennungsprozess über einen Brennstoffwähler und einen Sekundärluftschieber für den jeweiligen Brennstoff optimiert werden kann. Zudem verfügt der Kaminofen über einen Anschluss für eine separate Verbrennungsluftleitung, einen mit Vermiculite, Stahl und Guss ausgekleideten Feuerraum und einen Feuerrost aus Guss. Die selbstschließende Feuerraumtür ist aus Stahlblech gefertigt. Die Merkmale und technischen Daten der Feuerung sind in Tabelle 2 zusammengestellt.



Abbildung 29: Kaminofen KK 50 F „Moon“ der Firma Wodtke

Tabelle 2: Anlagentechnische Merkmale des Wodtke Kaminofens KK 50 F („Moon“)

Anlagenkomponente	Ausführung
Feuerung	
Anlagenart	Kaminofen mit Rost
Nennwärmeleistung	7 kW
kleinste Wärmeleistung	--
Feuerungsprinzip	Durchbrand
Brennstoffzufuhr	manuell
Zündung	manuell
Entaschung	manuell
Verbrennungsluft	
Primärluftzufuhr	von unten in das Glutbett
Sekundärluftzufuhr	über dem Glutbett in die Flamme
Gebälse	--
Luftmengenregelung	Schieber (manuell)
Leistungsregelung	
Stellgrößen	aufgelegte Brennstoffmasse
Verbrennungsregelung	
Stellgrößen	Verbrennungsluftmenge über Schieber (manuell)
Betriebsdaten	
Rauchrohrdurchmesser	150 mm
max. Brennstoffauflage	2,5 kg

Besonders kostengünstige Kaminöfen werden oft von Baumärkten angeboten und nach Aussage der Kaminkehrer auch zunehmend eingebaut. Aus diesem Grund wurde der „einfache“ Kaminofen in einem Baumarkt erworben (195 €). Es handelt sich um den Typ Oregon der Magyar GmbH, Gensingen, mit einer Nennwärmeleistung von 6 kW (Abbildung 30). Tabelle 3 zeigt die Merkmale und technischen Daten.



Abbildung 30: Kaminofen Oregon der Magyar GmbH

Tabelle 3: Anlagentechnische Merkmale des Kaminofens „Oregon“ von Magyar

Anlagenkomponente	Ausführung
Feuerung	
Anlagenart	Kaminofen mit Rost
Nennwärmeleistung	6 kW
kleinste Wärmeleistung	--
Feuerungsprinzip	Durchbrand
Brennstoffzufuhr	manuell
Zündung	manuell
Entaschung	manuell
Verbrennungsluft	
Primärluftzufuhr	von unten in das Glutbett
Sekundärluftzufuhr	über dem Glutbett in die Flamme
Tertiärluftzufuhr	über dem Glutbett in die Flamme
Gebälse	--
Luftmengenregelung	Schieber (manuell)
Leistungsregelung	
Stellgrößen	aufgelegte Brennstoffmasse
Verbrennungsregelung	
Stellgrößen	Verbrennungsluftmenge über Schieber (manuell)
Betriebsdaten	
Rauchrohrdurchmesser	150 mm
max. Brennstoffauflage	1,6 kg

Für die Prüfstandsmessungen mit dem Partikelabscheider Spanner SFF20 für Kessel bis zu einer maximalen Nennwärmeleistung von 20 kW kam ein instandgesetzter gebrauchter Scheitholzessel einfacherer Bauart Typ "SL14" der Firma HDG Bavaria GmbH (Massing) mit einer Nennwärmeleistung von 14,9 kW zum Einsatz. Der kompakte Kessel wird relativ kostengünstig zu einem Neupreis von etwa 3.000 € angeboten. Er ist in Abbildung 31 schematisch dargestellt, seine Merkmale und technischen Daten zeigt Tabelle 4.

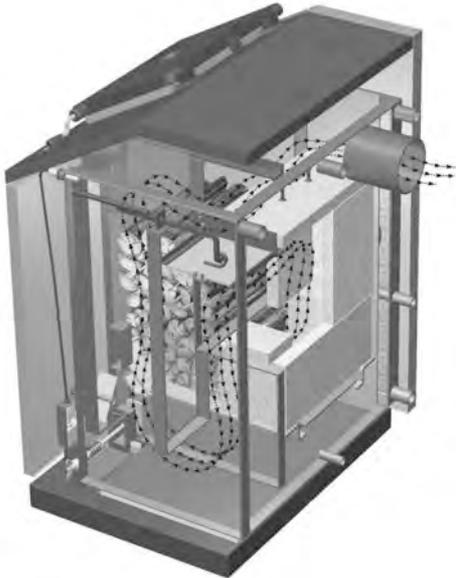


Abbildung 31: Schnittbild des HDG SL 14 von HDG Bavaria (Werksbild)

Tabelle 4: Anlagentechnische Merkmale des HDG SL 14

Anlagenkomponente	Ausführung
Feuerung	
Anlagenart	Stückholzfeuerung
Bauart	Naturzug-Heizkessel
Nennwärmeleistung	14,9 kW
kleinste Wärmeleistung	--
Feuerungsprinzip	unterer Abbrand mit einer Nachverbrennungskammer
Brennstoffzufuhr	manuell
Zündung	manuell
Entaschung	manuell
Verbrennungsluft	
Primärluftzufuhr	über Luftklappe i. d. unteren Füllschachtbereich (zusätzlich Oberluft)
Sekundärluftzufuhr	von unten in die Nachbrennkammer
Gebälse	--
Luftmengenregelung	Primär- und Sekundärluftklappe, Oberluftklappe
Leistungsregelung	
Regelgrößen	Kesselwassertemperatur
Stellgrößen	Primärluftmenge
Verbrennungsregelung	
Regelgrößen	--
Stellgrößen	Sekundärluftmenge
Betriebsdaten	
Rauchrohrdurchmesser	130 mm
max. Brennstoffauflage	21 kg (ganz voll gefüllt 30 kg)
Wärmetauscher	
Form	stehende Rauchgaszüge
Reinigung	manuell mit Reinigungsbürste

Der ausgewählte Kessel wird europaweit vertrieben und entspricht dem Prinzip der Unterbrandfeuerung, die bei handbeschickten Zentralheizungskesseln heute fast ausschließlich zum Einsatz kommt [18]. In einen Füllschacht mit 70 l Volumen werden 33 cm lange Holzscheite eingelegt. Bei dem Kessel handelt es sich um eine Naturzug-Anlage, die weder durch ein Rauchgasgebläse noch durch eine lambdagesteuerte Leistungsregelung unterstützt wird. Der in diesem Projekt ausgewählte Kessel wurde als Zusatz-

Heizkessel zu bestehenden Heizanlagen (Öl, Gas, Solarthermie, Wärmepumpen, etc.) entwickelt. Durch die im Rahmen der Energieeinsparverordnung (EnEV) eingetretene Senkung des Wärmebedarfs kann es vorkommen, dass diese Feuerungsanlage vermehrt auch als alleiniges Heizsystem eingesetzt wird, da eine Heizleistung von weniger als 15 kW einen typischen Einsatzfall in ländlichen Einfamilienhäusern darstellt.

3.4.2 Aufbau des Versuchsstandes

Bei Emissionsmessungen an Holzfeuerungen treten stets eine Vielzahl von Einfluss- und Störgrößen auf, die – anders als bei den homogenen und leicht dosierbaren Brennstoffen wie Heizöl oder Erdgas – die Aussagekraft und die Verallgemeinerungsfähigkeit der Ergebnisse beeinträchtigen. Zu diesen Störgrößen zählen die Brennstoffzusammensetzung und -eigenschaften ebenso wie die dynamischen und ständig mehr oder weniger stark wechselnden Betriebszustände in der Feuerung, durch die sich auch die Strömungsverhältnisse in den Mess- und Probenahmestrecken laufend ändern. Messungen an Holzfeuerungen sind daher stets mit einem relativ hohen Maß an Unsicherheit hinsichtlich der Genauigkeit verbunden, mit der die jeweilige Feuerungsart repräsentativ und für das gesamte mögliche Einsatzspektrum abgebildet werden kann. Die versuchs-technischen und methodischen Maßnahmen stellen daher notwendigerweise einen Kompromiss zwischen messtechnisch wünschenswertem und wirtschaftlich vertretbarem Aufwand dar. Das gilt nicht nur für die Auswahl der Praxisfeuerungen, ihre Betriebszustände und die verwendeten Brennstoffe, sondern auch für die Anzahl an Wiederholungen sowie für Fragen der Versuchsdurchführung und der mess- und aufbautechnischen Ausstattung. Nachfolgend werden der Versuchsplan und die messtechnische Vorgehensweise dargestellt, dabei wurde versucht, die o. g. Unsicherheiten so weit wie möglich zu minimieren.

Abgasmessstrecke. Die Messungen wurden auf dem Feuerungsprüfstand des Technologie- und Förderzentrums (TFZ) in Straubing durchgeführt. Das geeignete Messverfahren und der Prüfaufbau für die Bestimmung der Abscheidegrade von Elektroabscheidern mussten am TFZ erst noch entwickelt werden.

Für eine flexible Durchführung der Versuche in parallelen Messaufbauten wurden zwei baugleiche Abgasmessstrecken für den gleichzeitigen Betrieb zweier Feuerungen aufgebaut. Abbildung 32 gibt einen Überblick über den Prüfstands-aufbau und die Messstellenanordnung. Die Messung der Gesamtstaubgehalte an den drei Messstellen erfolgte zeitgleich.

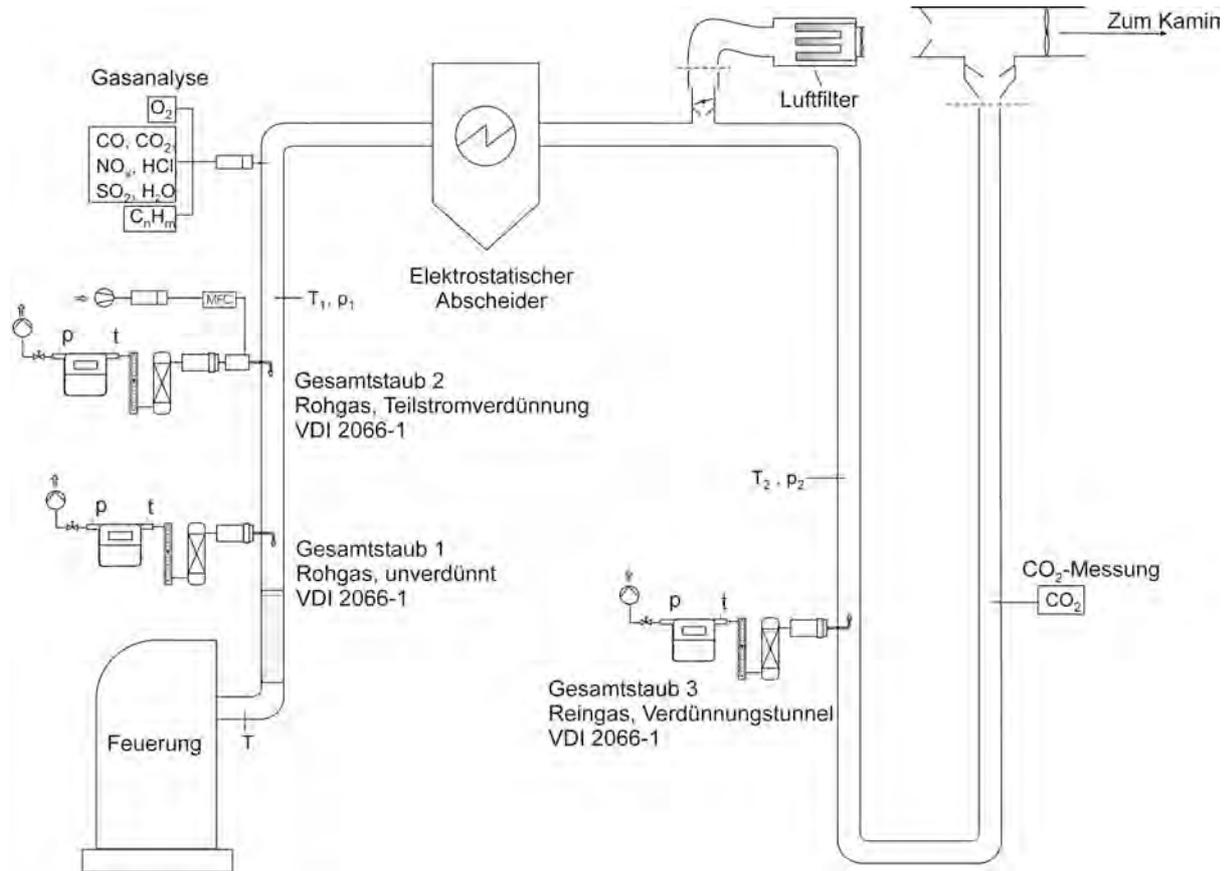


Abbildung 32: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus und der Messstellen für die Dauerversuchsmessungen an den Staubabscheidern am TFZ

Abgasverdünnung. Bei dem in Abbildung 32 dargestellten Prüfaufbau handelt es sich um eine Gasführung mit Abgasverdünnung. Dieser Aufbau ist mit mehreren mess- und versuchstechnischen Vorteilen verbunden:

- Das Abgas wird soweit gekühlt, dass evtl. vorhandene kondensierbare gasförmige Bestandteile als Partikel vorliegen und mittels der Gesamtstaubmessung erfasst werden können. Dadurch wird ein realitätsnaher Abgaszustand ähnlich dem an der Schornsteinmündung eingestellt.
- Die Abgasgeschwindigkeit wird erhöht, womit diese über die vorhandene Geschwindigkeitsmessung mittels Prandtl-Staurohr und Differenzdruckmessung hinreichend genau messbar wird.
- Die deutliche Erhöhung der Abgasgeschwindigkeit bietet überdies möglicherweise den Vorteil, dass die nach dem Abscheider noch vorhandenen Partikel über den Abgasquerschnitt gleichmäßig verteilt bleiben. Da diese Teilchen, noch ihre elektrische Ladung mit sich tragen, könnten sie andernfalls bei einer geringen Abgasgeschwindigkeit leicht in Richtung der als Abscheideelektrode wirkenden Probenahmedüse abgelenkt werden und so einen unverhältnismäßigen Anstieg der Partikelhäufigkeit am Probenahmeort im Abgasquerschnitt bewirken. Die damit verbundene Verzerrung der gemessenen (d. h. tendenziell zu geringen) Abscheidegrade lässt sich allerdings auch mit diesem Versuchsaufbau nicht sicher und vollständig vermeiden.
- Ohne eine Verdünnung und Abkühlung wären die Messungen an dem auf den Schornstein aufgesetzten Abscheidertyp (APP) nicht mit denen an den übrigen Ab-

scheiden vergleichbar gewesen, da sich ansonsten die Abgaszustände zu stark unterschieden hätten.

Zur Staubbestimmung wurden sowohl in die Messstrecke des unverdünnten als auch des verdünnten Abgasstromes Gesamtstaubmessstellen eingebaut (vgl. Abbildung 32: Gesamtstaub 1 und 3). Das Rauchgas wurde zunächst im vertikalen unverdünnten Abgasweg entnommen und den Gasanalysatoren zugeführt. Anschließend wurde es durch den jeweiligen Partikelabscheider geleitet und danach um 90° in die Horizontale umgelenkt. In diesem horizontalen Teilabschnitt wurde über ein T-Stück kalte Außenluft im Überschuss zugespeist. Die Außenluft wurde zuvor mit Hilfe eines Feinfilters (Filterklasse F7, Abscheidegrad > 99 % bis Partikelgröße 5 µm und 98 % bis Partikelgröße 3 µm) von eventuell vorhandenen Partikeln gereinigt und mittels eines Fördergebläses im Überschuss über den offenen Eingang des horizontalen Abgasrohres geströmt (keine feste Verbindung). Das am Ende des Abgaswegs arbeitende Saugzuggebläse erzeugte im gesamten Abgasweg einen Unterdruck, durch den die kühle Verdünnungsluft am offenen T-Stück des Abgasrohres in den Abgasweg eingesaugt wurde.

Zum Erreichen der gewünschten Abgastemperatur, die gemäß einem mit europäischen Experten abgestimmten Vorschlag bei maximal 51 °C liegen sollte [21], wurde der bei der Verbrennung entstehende Abgasvolumenstrom unterschiedlich stark verdünnt. Bei dem Abscheider der Firma APP erfolgte eine etwa siebenfache Verdünnung, beim Einsatz des KW Zumikron wurde ca. fünffach verdünnt und beim SFF20 nach dem Scheitholzessel war eine etwa vierfache Verdünnung erforderlich.

Über die vor und nach der Verdünnungsluftzugabe parallel gemessene CO₂-Konzentration konnte das Verdünnungsverhältnis kontinuierlich bestimmt werden. Damit die Abgasgeschwindigkeit im unverdünnten Rohgas mit dem vorhandenen Prandtl-Staurohr bestimmt werden konnte, wurde die Rauchgasmessstrecke im Bereich der Messstellen „Gesamtstaub 1“ und „Gesamtstaub 2“ sowie des Prandtl-Staurohrs und der Gasanalyse auf einen Durchmesser von 64 mm verjüngt.

An der Messstelle „Gesamtstaub 2“, die im vertikalen Abgasweg vor dem Abscheider lag, wurde eine Teilstromverdünnung mit anschließender Gesamtstaubmessung durchgeführt. Damit konnte eine Abkühlung des Gases und eine Kondensation evtl. vorhandener kondensierbarer gasförmiger Bestandteile erreicht werden. Durch eine Düse wurde ein Teil des Rauchgases entnommen und in einer Mischkammer mit gefilterter und getrockneter Instrumentendruckluft verdünnt bis eine Temperatur von weniger als 50 °C erreicht war. Das Verhältnis Rauchgas : Verdünnungsluft war an die Verhältnisse des Verdünnungstunnels angepasst (siehe oben). Es lag bei eingebautem elektrostatischem Staubabscheider der Firma APP bei 1:7, bei Einsatz des KW Zumikron bei 1:5. Bei den Messungen am Scheitholzessel war die Verdünnung auf ein Verhältnis von 1:4 eingestellt. Durch die somit parallel durchgeführte Gesamtstaubmessung mit Abgasverdünnung (Messstellen „Gesamtstaub 2“ und „Gesamtstaub 3“) sollte der Vergleich der Staubemissionen vor und nach dem Elektroabscheider für gleiche Abgaszustände durchgeführt werden. Abbildung 33 zeigt die für die Messungen entwickelte Abgas-teilstromverdünnung.

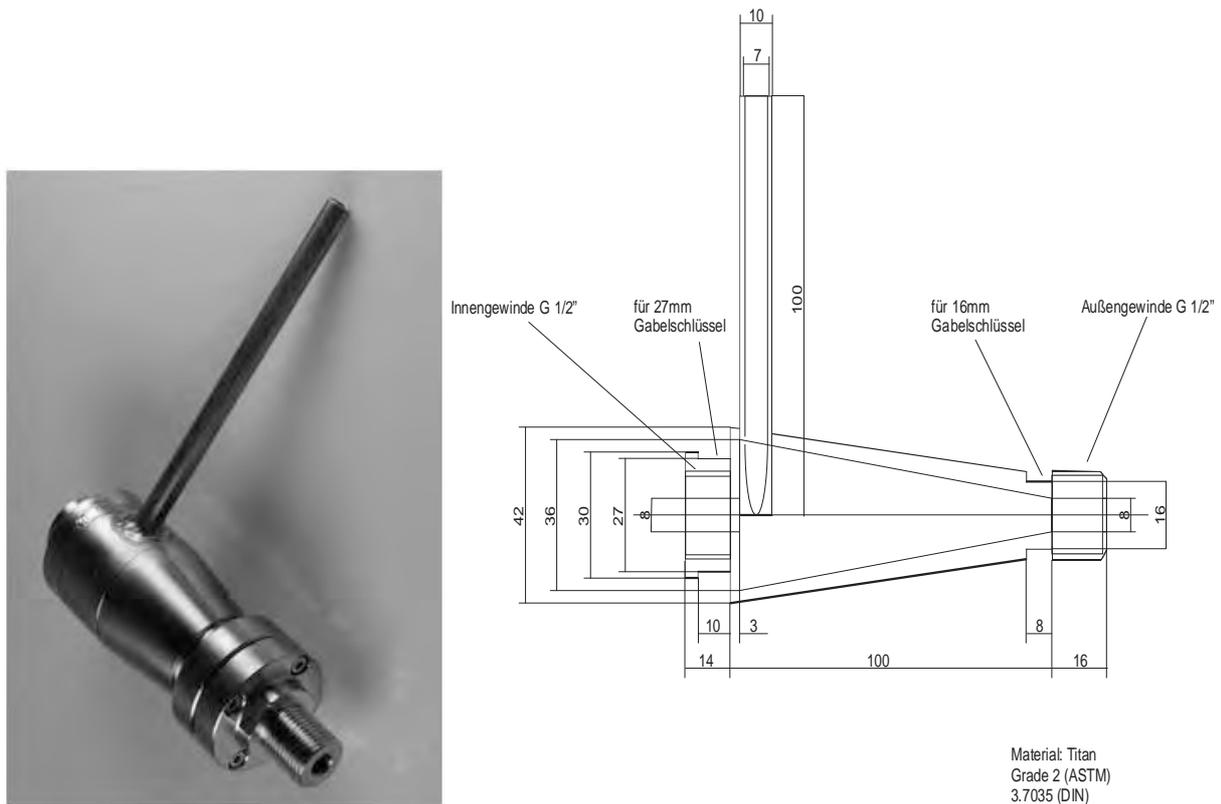


Abbildung 33: Verwendete konusförmige Mischkammer zur Abgas-Teilstromverdünnung (Eigenentwicklung TFZ). Linkes Bild: Darstellung mit Flansch für Anschluss an Filterhalter. Rechtes Bild: Anschluss der Probengassonde; oben: Anschluss für tangential einströmende gereinigte Verdünnungsluft; rechts: Anschluss für Filterhalter

In Tabelle 5 sind die relevanten Abmessungen zum Prüfaufbau der Abscheider dargestellt. Bei den Versuchsvarianten 1 bis 4 (vgl. Kapitel 3.4.4) wurde der Kaminofen jeweils in gleicher Höhe aufgestellt, so dass lediglich der Einbauort des eingesetzten Abscheiders im Versuchsaufbau variiert wurde.

Tabelle 5: Relevante Abmessungen zum Prüfaufbau der Abscheider (Versuchsvariante 1 bis 5)

Elektroabscheider	KW Zumikron	APP R _{residential} ESP	SFF20
Abstand Feuerung bis Mitte der Elektrode	2,85 m	3,35 m	4,60 m
Abstand Feuerung zur ersten Messstelle	1,00 m	0,90 m	2,60 m
Abstand Feuerung zur zweiten Messstelle	1,65 m	1,60 m	3,40 m

Zusätzlich ist bei den Versuchen mit dem KW Zumikron zu beachten, dass die metallische Abscheidestrecke nach der Elektrode eine Länge von 1,57 m aufwies. Dies entspricht der Mindestanforderung des Herstellers und kann auch als oberer Wert für typi-

sche Einbauten in Einzelraumfeuerungen mit begrenzter Rauchrohrlänge angesehen werden. Der weitere Verlauf des Rauchrohres war mit einer nicht leitenden Lackierung behandelt; es wird daher vermutet, dass hier die Wirkung als Abscheidestrecke für elektrostatisch aufgeladene Partikel geringer war.

Die seitlich am Abscheiderkopf angebrachten Frischluftschlitze des APP R_{esidential} ESP hätten bei dem Unterdruck der Rauchgasabsaugung im Feuerungsprüfstand für eine höhere Frischluftzufuhr gesorgt, als dies in der Praxis üblich gewesen wäre. Deswegen wurden die Schlitze soweit abgeklebt bis das Verdünnungsverhältnis mit 1:2 bis 1:4 dem von Praxisbedingungen entsprach. Die Temperatur an der Elektrode sollte laut Hersteller bei 80 °C liegen, dies wurde ebenfalls durch die Frischluftzumischung erreicht.

Der SFF20 war zu Beginn der Versuchsreihe dem Scheitholzkessel direkt nachgeschaltet. Nach der vierten Messwoche wurde der Versuchsaufbau insofern verändert, dass ein Bypass zwischen Feuerung und Elektroabscheider eingebaut wurde. Die Ursachen dafür werden in Kapitel 4.1.4 näher erläutert. Für den Betrieb mit Bypass wurde außerdem ein neuer Typ des SFF20 mit drei Isolatoren (zwei oben, einer unten) statt des vorherigen Typs mit acht Isolatoren (vier oben, vier unten) eingebaut. Durch einen Temperatursensor im Rauchrohrstutzen des Kessels wurde der Bypass beim Feuerungsbetrieb zu- bzw. abgeschaltet. Die Schwellentemperatur lag dabei bei 120 °C, so dass der Abscheider erst ab einer erhöhten Abgastemperatur durchströmt wurde. Beim Anheizen wurde das Rauchgas über den Bypass direkt in die Abgasstrecke geleitet.

Beim Zusatzversuch mit dem Abscheider der Firma TH-Alternativ-Energie (Kamin-Feinstaubkiller) wurde die Gesamtstaubemission ebenfalls vor und nach einem Verdünnungsschritt gemessen. Zur Verbindung des Abscheiderendes (d. h. der Ausgang des Schornsteins) mit dem nachfolgenden Verdünnungstunnel wurde hier ein T-Stück auf den senkrecht aufgestellten Schornstein aufgesetzt. Der waagrechte Abgang des T-Stückes wurde mit den weiterführenden Abgasrohren zum Verdünnungstunnel verbunden. Der senkrechte Ausgang des T-Stückes diente der Durchführung der Elektrode und wurde bis auf die zur Vermeidung von Spannungsüberschlägen an der Elektrodendurchführung erforderliche Öffnung verschlossen. Aufgrund des Unterdruckes im Abgassystem erfolgte bereits an dieser Stelle ein Eintritt von Verdünnungsluft.

3.4.3 Mess- und Analyseverfahren

Im Rahmen des Messprogramms wurden folgende Anlagenparameter und Emissionsmessgrößen erfasst:

Luftverunreinigende Stoffe im Abgas:

- Kohlenstoffmonoxid (CO),
- flüchtige organische Stoffe (Ges.-C),
- Stickstoffoxide (NO_x) sowie
- Gesamtstaub an drei Messstellen.

Betriebsparameter der Feuerungsanlage:

- Sauerstoff (O_2),
- Kohlenstoffdioxid (CO_2) im Rohgas und im Verdünnungstunnel,
- Abgasfeuchte (H_2O),
- Wärmeleistung und feuerungstechnischer Wirkungsgrad beim Kessel,
- Abgastemperaturen,
- Vor- und Rücklauftemperaturen beim Scheitholzkessel,
- Raum- bzw. Verbrennungslufttemperatur,
- Brennstoffverbrauch durch manuelle Einwaage,
- Förderdruck im Rohgas und im Verdünnungstunnel sowie
- dynamischer Druck am Prandtl-Staurohr im Rohgas und im Verdünnungstunnel.

Die Erfassung aller Messgrößen, mit Ausnahme des Gesamtstaubgehalts (diskontinuierliche Messung), erfolgte kontinuierlich während der drei Messungen einmal wöchentlich. Die drei Anlagentypen wurden dagegen im Dauerversuch an fünf Tagen pro Woche befeuert (vgl. Kapitel 3.4.4).

Kontinuierlich erfasste Messgrößen. Die im Versuchsstand kontinuierlich gemessenen Parameter und die hierfür eingesetzten Messgeräte sind in Tabelle 6 zusammengestellt. Die angewandten Messmethoden entsprechen standardisierten Verfahren und sind in den entsprechenden DIN-Normen und VDI-Richtlinien dokumentiert. Alle Messdaten wurden als Analog- bzw. Digitalsignale über das modulare I/O-System FieldPoint von National Instruments erfasst und von einem Personal Computer zur weiteren Verrechnung und Datenspeicherung aufgenommen. Als Messdatenerfassungssoftware wurde ein am Technologie- und Förderzentrum entwickeltes Programm, programmiert in LabView 8.6, verwendet. Die Messwerte wurden im Sekundentakt aufgezeichnet und als Mittelwert über jeweils 60 s gespeichert. Die Gasgeschwindigkeit wurde für jedes Intervall aus den Minutenmittelwerten der Messgrößen dynamischer Druck, Abgaszusammensetzung und Abgastemperatur berechnet.

Tabelle 6: Kontinuierlich erfasste Messgrößen – Technische Daten der Messgeräte

Messgröße	Messgerät/Hersteller	Messprinzip/ -verfahren	aktiver Messbereich	¹⁾ max. Messunsicherheit (k=2) beim Messbereichsendwert bzw. ²⁾ Fehlergrenze
Umgebungsbedingungen und Betriebsparameter				
Luftdruck	Toss Kombisensor Typ 20500	piezoresistiver Effekt	900 - 1.100 hPa	+/- 1 hPa ²⁾
Lufttemperatur	Toss Kombisensor Typ 20500	temperaturabhängige Widerstandsänderung (Pt 1000)	-20 - 50 °C	+/- 0,2 K ²⁾
Luftfeuchte	Toss Kombisensor Typ 20500	Mehrschichtsensor	0 - 100 %	+/- 3 %-Punkte ²⁾
Abgas-temperatur	Thermoelement (Typ K, Klasse 2), Fa. Philips-Thermocoax	Thermoelektrizität	0 - 1.000 °C	+/- 2,5 K ²⁾
statischer Druck	Differenzdrucktransmitter, GE LPX 5000	Membran mit induktivem Abgriff	-200 Pa - 200 Pa	2 Pa ²⁾
dynamischer Druck	Differenzdrucktransmitter, GE LPX 9000	Membran mit induktivem Abgriff	0 - 50 Pa	0,05 Pa ²⁾
Abgasbestandteile				
CO ₂	Gasmet CX 4000 FTIR Fa. Ansyco	fouriertransformierte Infrarotabsorption	0 – 12,5 Vol.-% 12,5 – 20 Vol.-%	0,4 Vol.-% ¹⁾ 3,3 % vom MW ¹⁾
	BINOS 100, Fa. Fisher-Rosemount	Infrarotabsorption	0 – 20 Vol.-%	0,5 Vol.-% ¹⁾
H ₂ O	Gasmet CX 4000 FTIR Fa. Ansyco	fouriertransformierte Infrarotabsorption	0 – 12,5 Vol.-% 12,5 – 20 Vol.-%	0,4 Vol.-% ¹⁾ 3,3 % vom MW ¹⁾
	Hygrophil 4220 B, Fa. Ultrakust	Psychrometrie	0 – 20 Vol.-%	0,8 Vol.-% ¹⁾
CO	Gasmet CX 4000 FTIR Fa. Ansyco	fouriertransformierte Infrarotabsorption	0 – 100 ppm 100 – 5.000 ppm	3 ppm ¹⁾ 3,3 % vom MW ¹⁾
	BINOS 1001, Fa. Fisher-Rosemount	Infrarotabsorption	0 – 100 ppm 100 – 500 ppm 500 – 2.500 ppm 2.500 – 5.000 ppm	3 ppm ¹⁾ 15 ppm ¹⁾ 73 ppm ¹⁾ 147 ppm ¹⁾
NO _x ⁴⁾	Gasmet CX 4000 FTIR Fa. Ansyco	fouriertransformierte Infrarotabsorption	0 – 200 ppm 200 – 2.000 ppm	8 ppm ¹⁾ 3,3 % vom MW ¹⁾
	Modell 951 A, Fa. Beckmann Industrial	Chemolumineszenz	0 – 250 ppm 250 – 1.000 ppm	6 ppm ¹⁾ 16 ppm ¹⁾
O ₂	PMA 100-L Fa. M&C Products	Paramagnetismus	0 – 21 Vol.-%	0,3 Vol.-% ¹⁾
	OXYNOS 100, Fa. Fisher-Rosemount	Paramagnetismus	0 – 21 Vol.-%	0,5 Vol.-% ¹⁾
Ges.-C ³⁾ als Propan-Äquivalent	Thermo-FID Fa. Mess-&Analysetechnik GmbH	Flammenionisation	0 – 100 ppm 100 – 1.000 ppm 1.000 – 10.000 ppm C3H8-Äquivalent	4 ppm ¹⁾ 39 ppm ¹⁾ 394 ppm ¹⁾
	FID 3-100, Fa. J.U.M.	Flammenionisation	0 – 100 ppm 100 – 1.000 ppm 1.000 – 10.000 ppm C3H8-Äquivalent	4 ppm ¹⁾ 41 ppm ¹⁾ 408 ppm ¹⁾

Wärmeleistung und Wirkungsgrad				
Temperatur ⁵⁾	Widerstandsthermometer, paarweise kalibriert (PT 100, Klasse B); Fa. Thermokon	temperaturabhängige Widerstandsänderung	0 - 100 °C	+/- 0,8 K ²⁾ (Gleichlauf 0,1 K zw. Vor- und Rücklauf-temperatur)
Kühlwasserstrom	Promag 53 P Fa. Endress+Hauser	magnetisch-induktives Durchfluss-Messsystem	15 – 3.000 l/h	7 l/h ¹⁾
Brennstoffverbrauch	Plattformwaage Mettler Toledo KD 600	elektromagnetische Kraftkompensation	0 – 600 kg	37 g ¹⁾
	Plattformwaage Pesa B5	2-Saiten-Messtechnik	0 – 1.200 kg	63 g ¹⁾

¹⁾ und ²⁾: siehe Tabellenkopf

³⁾ Summe der flüchtigen organischen Verbindungen

⁴⁾ NO_x = NO + NO₂

⁵⁾ Vor- und Rücklaufwassertemperatur, Kühlwassertemperatur, Raumtemperatur

Diskontinuierlich erfasste Messgrößen. Die Bestimmung der Gesamtstaubemissionen erfolgte in Anlehnung an das in den VDI-Richtlinien 2066 Blatt 1 [24] beschriebene Messverfahren. Bei diesen Probenahmen wurde ein staubbeladener Teilgasstrom unter isokinetischen Bedingungen entnommen und einem Rückhaltesystem zur Staubabscheidung zugeführt. Je nach Größenordnung der vorhandenen Staubemission wurde als Abscheidemedium entweder ein Quarz- (Retention > 99,998 % gemäß DOP (0,3 µm), Durchmesser 45 mm) oder Glasfaserplanfilter (Retention > 99,998 % gemäß DOP (0,3 µm), Durchmesser 45 mm) verwendet. Beide Filtermaterialien erfüllen somit die Mindestanforderungen der VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 [24] (Retention > 99,5 % bei 0,3 µm und > 99,9 % bei 0,6 µm). Bei höheren Staubgehalten wurde zusätzlich eine mit Quarzwatte gestopfte Filterhülse vorgeschaltet. Die Abscheidemedien wurden im Filterkopfgerät eingesetzt, welches außerhalb des Abgaskanals angeordnet war („Outstack“). Das Absaugrohr und das Rückhaltesystem wurden mit einer Heizmanschette beheizt, um eine Unterschreitung des Abgastaupunktes im Filtersystem zu vermeiden. Nach dem Filterkopfgerät gelangte das Messgas in die Absaugapparatur. Diese bestand aus einer Einheit zur Gastrocknung, den Geräten zur Ermittlung des Volumenstroms sowie des Gaszustandes (Druck und Temperatur) und einer Saugpumpe. Die Einhaltung der isokinetischen Probenahme erfolgte mit einer automatischen Regeleinrichtung.

Die Gesamtstaubprobenahme erfolgte bei den Einzelfeuerstätten über den kompletten Abbrand, der sich über einen Zeitraum von 40 Minuten erstreckte. Da sich ein vollständiger Abbrand beim Scheitholzkessel etwa über 4 Stunden erstreckt, wurden drei Messungen von je 30 Minuten Dauer zu Beginn, in der Mitte und gegen Ende des Abbrandes durchgeführt. Außerplanmäßig abgebrochen wurde die Staubmessung, wenn die Filterbelastung so groß war, dass die Leistungsgrenze der Absaugpumpe erreicht wurde. Die Bestimmung der Staubmasse erfolgte nach Konditionierung gravimetrisch mit einer elektronischen Analysenwaage (Fa. Mettler, Auflösung: 1 µg) durch Einwiegen der unbeladenen und Rückwiegen der beladenen Messfilter gemäß VDI-Richtlinie 2066 Teil 1 [24].

Für die Bestimmung der Emissionen an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen wurden zusätzlich zu den oben beschriebenen Filtern für die Bestimmung der Staubemissionen Planfilter aus Quarzfaser beladen. Diese Filter wurden ohne vorgeschaltete Quarzfaserhülse in die Probenahmeapparatur eingesetzt, so dass sich alle staubförmigen Emissionen auf dem Planfilter niederschlagen mussten. Die Filter wurden nach der Beladung nicht getrocknet, gewogen oder in sonstiger Weise nachbehandelt, sondern unmittelbar nach dem Versuch in speziellen Petrischalen verpackt und bei 20 °C tiefgefroren. Die Lagerung bis zur Analyse erfolgte ebenfalls bei dieser Temperatur. Im Labor des LfU wurden die Gehalte an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) anhand der 16 sogenannten EPA-PAK bestimmt (Kapitel 3.5). Da die Filter wegen der sofortigen Tiefkühlagerung nicht gewogen werden konnten, kann der Bezug der gemessenen PAK-Konzentrationen nur auf das abgesaugte Abgasvolumen erfolgen, so dass das Ergebnis eine Massenkonzentration ist.

Gemessene Anlagenparameter. Der Betriebszustand der Feuerung und des elektrostatischen Staubabscheiders sowie der Stromverbrauch des Staubabscheiders wurden dokumentiert. Dazu wurde beim KW Zumikron und beim SFF20 ein Temperatursensor des Typs NiCr-Ni als Anlegefühler mit einer Kette am Rauchrohr befestigt. Beim APP kam ein Mantelthermoelement Typ NiCr-Ni, welches im Abgasrohr platziert wurde, zum Einsatz. Durch eine Verbindung mit einem Datalogger Testo 177-T4 mit Datenaufzeichnung im Fünf-Minuten-Intervall konnten die Betriebszeiten der Feuerung anhand des Temperaturverlaufs festgehalten werden. Zeitgleich zur Rauchrohrtemperatur wurde auch der Betriebszustand des Abscheiders aufgezeichnet. Somit wurden Rückschlüsse auf das automatische Ein- und Ausschaltverhalten des Elektroabscheiders bei unterschiedlichen Rauchgastemperaturen ermöglicht. Anhand eines Wechselstromzählers mit Zwischenstecker, Typ A52, wurde zudem der Stromverbrauch des Partikelabscheiders festgehalten.

3.4.4 Versuchsvarianten

Um die in Kapitel 2 definierten Ziele zu erreichen, wurde ein Versuchsprogramm erarbeitet, welches dem praxistypischen Langzeitbetrieb der Anlagen Rechnung trägt. Hierfür wurde jeweils ein Elektroabscheider an einer Feuerung montiert und diese über mehrere Wochen beheizt (Kapitel 3.4.6). Einmal wöchentlich wurde in drei Folgeversuchen über je einen Abbrand die Abscheideleistung der Partikelabscheider bezüglich der Staubemissionen gravimetrisch bestimmt. Der dazu aufgestellte Versuchsplan ist in Tabelle 7 dargestellt. Bei Versuchsvariante 5 wurden die beiden Aufbauten 5a ohne Bypass und 5b mit Bypass unterschieden. Insgesamt wurden an den drei ausgewählten Feuerungstypen, kombiniert mit den drei elektrostatischen Staubabscheidern, fünf verschiedene Versuchsvarianten in jeweils 18 Messungen untersucht.

Die Versuchsvariante 6 beschreibt einen Zusatzversuch, der erst nach Abschluss der Feldversuche in das Versuchsprogramm aufgenommen wurde. Mit diesem Abscheider konnte kein Dauerversuch durchgeführt werden, sondern es wurden an drei Tagen je-

weils drei Einzelmessungen durchgeführt, um eine erste Bewertung des Abscheiders zu ermöglichen.

Tabelle 7: *Versuchsvarianten mit eingesetzter Feuerung und Staubabscheider*

Versuchsvariante	Staubabscheider	Feuerungstyp	Anzahl der Versuche
1	APP R _{esidential} ESP	Oregon	18
2	KW Zumikron	Wodtke Moon	8
3	APP R _{esidential} ESP	Wodtke Moon	18
4	KW Zumikron	Oregon	18
5	SFF 20	HDG SL 14	18
5a	SFF 20, ohne Bypass	HDG SL 14	18
5b	SFF 20, mit Bypass	HDG SL 14	18
6*	TH Kamin-Feinstaubkiller	HDG SL 14	9

* dreitägiger Zusatzversuch, kein Langzeiteinsatz

3.4.5 Versuchsbrennstoffe

Während der Feuerungsversuche kamen verschiedene Versuchsbrennstoffe in den verschiedenen Versuchsvarianten zum Einsatz. Einen Überblick gibt Tabelle 8.

Tabelle 8: *Eingesetzte Brennstoffe bei den Versuchsvarianten*

Versuchsvariante	Brennstoff	Aufbereitung	Länge (cm)	Auflagegewicht (kg)	eingesetzte Menge (kg)
1	Buche	Scheitholz	25	1,5 - 1,6	214
2	Buche	Scheitholz	25	1,6 - 1,7	268
3	Buche	Scheitholz	25	1,6 - 1,7	244
4	Buche	Scheitholz	25	1,5 - 1,6	291
5	Fichte	Scheitholz	33	11 - 19	699
5a	Fichte	Scheitholz	33	11 - 19	489
5b	Fichte	Scheitholz	33	11 - 19	210
6	Fichte	Scheitholz	33	11 - 19	k.A.

Um den Einfluss unterschiedlicher Brennstoffeigenschaften bei den Verbrennungsversuchen so gering wie möglich zu halten, wurde für die Versuche an den Einzelfeuerstätten ein einheitliches Ausgangsmaterial verwendet. Der Wassergehalt des jeweiligen Brenn-

stoffes wurde im Trockenschrank bei 105 °C nach DIN 51718 [7] bestimmt. Je Probe wurde eine Dreifachbestimmung mit jeweils 300 bis 1.000 g Einwaage (frisch) durchgeführt. Jede Brennstoffprobe stellte eine im Versuchsablauf aus repräsentativen Teilproben vereinigte Mischprobe dar. Die unterschiedlichen Wassergehalte zum Zeitpunkt der Feuerungsversuche sind in Tabelle 9 dargestellt.

Tabelle 9: *Brennstoffwassergehalt zum Zeitpunkt der Feuerungsversuche*

Versuchsvariante	Versuch Nr.	Wassergehalt
1 und 2	1 - 3	11 %
1 und 2	4 - 6	11 %
1 und 2	7 - 9	8 %
1 und 2	10 - 12	14 %
1 und 2	13 - 15	17 %
1 und 2	16 - 18	13 %
3 und 4	1 - 3	12 %
3 und 4	4 - 6	12 %
3 und 4	7 - 9	9 %
3 und 4	10 - 12	13 %
3 und 4	13 - 15	14 %
3 und 4	16 - 18	14 %
5a	1 - 3	15 %
5a	4 - 6	13 %
5a	7 - 9	13 %
5a	10 - 12	14 %
5b	13 - 15	14 %
5b	16 - 18	14 %
6	1 - 9	14 %

3.4.6 Versuchsdurchführung

Nach der Inbetriebnahme der Feuerungen und Abscheider wurden Vorversuche mit den verwendeten Brennstoffen durchgeführt, um die Bedienung der Anlagen kennen zu lernen und die Dauer eines Abbrandes zu ermitteln. Die Feuerungsanlagen wurden gemäß den beiliegenden Bedienungsanleitungen betrieben. Die Regelungsparameter der Feuerungen entsprachen den vorgegebenen Werkseinstellungen. Während der Vorversuche wurde außerdem der zu erwartende Gesamtstaubgehalt bestimmt sowie die Funktion des Abscheiders überprüft. Die Verbrennungsversuche einschließlich dieser zugehörigen Vorbereitungen fanden im Zeitraum von Dezember 2008 bis August 2009 statt. Die Durchführung wird nachfolgend beschrieben.

Während des Langzeitversuchs wurden die Kaminöfen über sechs bis acht Wochen an jedem Werktag mit vier bis sechs (in Einzelfällen bis zu acht) Auflagen beheizt. Beim Scheitholzessel wurden zwei bis drei Brennstoffauflagen täglich eingefüllt. Der verwendete Brennstoff wurde gemäß der empfohlenen Brennstoffmenge vorbereitet und gewogen. Einmal wöchentlich wurden die Staubemissionen gravimetrisch bestimmt. Pro

Messtag wurden drei Staubmessungen hintereinander durchgeführt, um einen repräsentativen Mittelwert bilden zu können. Dabei kamen der bereits in Kapitel 3.4.2 beschriebene Prüfstands Aufbau und die Messtechnik gemäß Kapitel 3.4.3 zum Einsatz. Nach einer Vorheizphase, die zum Einstellen konstanter Betriebsbedingungen notwendig war, wurden die Emissionsmessungen durchgeführt.

Die gasförmigen Abgaskomponenten wurden während des gesamten Versuchszeitraums kontinuierlich dem Rauchgas entnommen, den Analysatoren zugeführt und die Messwerte wurden aufgezeichnet. Die Bestimmung der Gesamtstaubemission erfolgte diskontinuierlich mit Messzeiten von 40 Minuten bei den Einzelfeuerstätten und 30 Minuten beim Scheitholzkessel. Die Messungen mit der Messausrüstung zur Gesamtstaubprobenahme nach VDI 2066 [24] erfolgten bei allen Varianten zeitgleich und parallel mit drei unabhängigen Probenahmeeinrichtungen vor und nach dem Elektroabscheider.

Nach den drei Messungen eines Messtages wurden die drei Staubprobenahmeapparaturen gemäß VDI 2066 [24] nacheinander mit vollentsalztem Wasser und Aceton ausgespült. Die ausgewaschenen Ablagerungen wurden bis zum vollständigen Abdampfen der Flüssigkeit getrocknet und dann zu den jeweiligen Staubgehalten hinzugerechnet. Dazu wurde der prozentuale Anteil der gesamten in den Abscheidern abgeschiedenen Staubmasse bezogen auf die drei Einzelmessungen ermittelt und die Rückstände entsprechend diesem Verhältnis den drei einzelnen Messungen zugerechnet.

Die Feuerungen standen während der Versuche auf einer Abbrandwaage, um den Brennstoffmassenstrom bestimmen zu können. Aufgrund von dynamischem Auftrieb und der schwierigen mechanischen Entkopplung der Messstrecke war der von der Abbrandwaage erfasste Gewichtsverlauf nicht verwertbar. Daher wurde die Brennstoffmenge manuell eingewogen und dokumentiert.

Der Start der Emissionsmessung erfolgte bei den Kaminöfen nach der Brennstoffauflage und dem Schließen der Feuerraumtür, d. h. sobald die Flammen aufloderten. Das Beenden der Messung war vorgesehen, wenn sämtlicher aufgelegter Brennstoff abgebrannt war. Dies entsprach den oben angegebenen 40 Minuten. Diese Vorgehensweise unterschied sich damit vom Vorgehen der Prüfung für die Zertifizierung nach DINPlus, bei der nur eine halbstündige Staubmessung vorgesehen ist. Die Luftzufuhr wurde mit den Schiebern an den Öfen gemäß den Bedienungsanleitungen eingestellt.

Der Zeitpunkt der Messungen musste beim Scheitholzkessel anders gewählt werden als bei den Einzelfeuerstätten. Zunächst wurde der Füllraum des Kessels zu ca. zwei Dritteln gefüllt und diese Auflage wurde zunächst zum Vorheizen abgebrannt. Für den zweiten Abbrand wurde der Kesselfüllraum vollständig ausgenutzt. Während dieses Abbrandes konnten dann die Emissionsmessungen durchgeführt werden. Nach Auflage des Brennstoffs benötigte der Kessel ca. 20 Minuten bis sich konstante Betriebsbedingungen einstellten. Danach folgte eine etwa dreistündige Phase, während der sich das Emissionsniveau abgesehen von geringfügigen Schwankungen kaum veränderte. Die gas- und staubförmigen Emissionen wurden zu Beginn, in der Mitte und am Ende des Abbrandes gemessen, um möglichst den gesamten Abbrand repräsentativ wiedergeben zu können.

Eine Messung über den kompletten Abbrand, wie sie erstrebenswert wäre, war wegen der begrenzten Beladungskapazität der Filterplatten nicht möglich.

Da für die Messungen bereits alle drei am TFZ verfügbaren Staubprobenahmeapparaturen gemäß VDI 2066 [24] im Einsatz waren, bestand keine Möglichkeit parallel zu diesen Messungen Filtermaterialien für die Analyse der Stäube zu gewinnen. Weiterhin sind die bei den Messungen eingesetzten Filtermaterialien (mit Quarzwatte gestopfte Filterhülse mit nachgeschaltetem Planfilter, siehe auch Kapitel 3.4.3) nicht zur Analyse geeignet. Die Filter, die zur Analyse der Stäube verwendet werden sollten, wurden daher jeweils am Folgetag des Versuchs beladen. Es wurde jeweils ein Filter im unverdünnten Rohgas und ein Filter im Reingas im Verdünnungstunnel beladen. Da die Staubaufnahmekapazität des Planfilters deutlich geringer ist als die Kapazität der Kombination aus Filterhülse und Planfilter, ergaben sich teilweise nur sehr kurze Beladungs- bzw. Versuchszeiten.

3.4.7 Versuchsauswertung

Auswertung. Zur Auswertung und Verrechnung der Mess- und Analysedaten wurde die am Technologie- und Förderzentrum entwickelte Auswertungsdatei FMDA 9.3 zusammen mit der Tabellenkalkulationssoftware MS Excel verwendet. Die Vorgehensweise wird nachfolgend beschrieben.

Schadstoffemissionen. In einem ersten Auswertungsschritt wurden die Abgaskenngrößen Luftverhältniszahl, Normdichte, Normvolumenstrom und Massenstrom als Minutenmittelwerte aus den Messwerten berechnet. Anschließend wurden Mittelwerte der berechneten und gemessenen Werte über die Dauer der Staubprobenahme gebildet. Sämtliche erfassten Schadstoffemissionen wurden sowohl als Massenkonzentrationen (mg/Nm^3 bei Bezugszustand 13 % O_2), als auch als energiemengenbezogene Emissionen ($\text{mg}/\text{MJ } H_{u(\text{roh})}$) ausgewiesen. Die organischen gasförmigen Kohlenstoffverbindungen werden als organisch gebundener Kohlenstoff (Gesamt-C) bezogen auf trockenes Abgas, die NO_x -Emissionen als NO_2 , die anorganischen Chloremissionen als HCl und die Schwefeloxidemissionen als SO_2 angegeben. Neben der tabellarischen Ausgabe in formatierten Datenblättern erfolgte eine grafische Darstellung ausgewählter Messgrößen als Zeitverlauf.

Gesamtstaubgehalt. Die Auswertung der Staubprobenahme erfolgte in eigenen Berechnungsblättern. Dabei wurden zuerst die abgesaugten Normvolumina aus den gemessenen Gasmengen und Gaszuständen bestimmt. Mit diesen Zwischenergebnissen wurden dann die gravimetrisch ermittelten Filterbeladungen auf Massenkonzentrationen umgerechnet. Die Filterbeladungen wurden um die Messwerte an unbeladenen Kontrollfiltern korrigiert.

3.5 Analyseverfahren der abgeschiedenen Stäube

Neben den Brennstoffen wurden auch Staubproben aus dem Feldtest und dem Prüfstand sowie beladene Filterplatten aus der Staubprobennahme am Prüfstand hinsichtlich ihrer chemischen Zusammensetzung analysiert.

In den Staubproben aus dem Feldtest und dem Prüfstand wurden die Elemente Al, As, Ba, Br, Ca, Cd, Cl, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Rb, S, Si, Sn, Sr, Ti, Tl, V, Y, Zn und Zr mittels energiedispersiver Röntgenfluoreszenzanalyse in Anlehnung an DIN EN 15309 [10] bestimmt (Gerät: Spectro XEPOS+). Zusätzlich wurden die Gehalte an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) anhand der 16 sogenannten EPA-PAK bestimmt. Hierbei werden folgende Verbindungen erfasst: Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Benzo[a]anthracen, Chrysen, Benzo[b]fluoranthren, Benzo[k]fluoranthren, Benzo[a]pyren, Dibenzo[a,h]anthracen, Indeno[1,2,3-cd]pyren und Benzo[g,h,i]perylen. Die Bestimmung der PAK erfolgte mittels GC/MS.

In den Filterproben wurden die Gehalte an den Metallen Al, As, Bi, Ca, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, K, La, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Sb, Sn, Ti, V und Zn mittels ICP-MS nach DIN EN 14902 [9] (Gerät: Perkin-Elmer Sciex DRC II) bestimmt. Die Gehalte an PAK wurden analog den Staubproben ermittelt. Zusätzlich wurden die Gehalte an elementarem (EC) und organischem Kohlenstoff (OC) durch Coulometrische Bestimmung nach VDI 2465, Blatt 1 [23] ermittelt.

4 Ergebnisse und Diskussion

Nachfolgend werden die Ergebnisse zu den drei elektrostatischen Staubabscheidern im Feldversuch und am Feuerungsprüfstand dargestellt. Schlussfolgerungen und Optimierungsmöglichkeiten zu den Abscheidern erfolgen in Kapitel 4.1.6.

4.1 Ergebnisse aus dem Feldversuch

4.1.1 Auffälligkeiten und Störungen

Während des Feldversuches wurden zu jedem der drei Abscheidertypen Auffälligkeiten und Störungen im Langzeitbetrieb protokolliert. In Tabelle 10 bis Tabelle 12 sind diese sowie deren Häufigkeit in Bezug auf die eingesetzten Abscheider dargestellt. Besonderheiten, die am Feuerungsprüfstand auftraten, werden hier ebenfalls aufgeführt.

KW Zumikron. Bei den eingebauten KW Zumikron-Abscheidern wurde als Hauptbeeinträchtigung der Teilnehmer die Geräuschentwicklung des Gebläses am Abscheider festgestellt, da sich dieser direkt im Wohnraum befindet. Auch die optische Belästigung kam zur Sprache, da sich die Betreiber meist Feuerungen angeschafft hatten, die vornehmlich nach Wohnwertgesichtspunkten ausgewählt worden waren.

Tabelle 10: Auffälligkeiten beim KW Zumikron im Feldversuch bzw. am Feuerungsprüfstand

Auffälligkeit beim KW Zumikron	Bemerkung	Häufigkeit
Optische Belästigung	Durch Einbau in den Wohnraum	3 Teilnehmer
Lärmbelästigung durch Spannungsüberschläge und Gebläse im Wohnbereich	stellt ein brummendes Hintergrundgeräusch dar, siehe Kapitel 4.1.5	3 Teilnehmer
Spannungsüberschläge	mehrmals beim Anheizen, bei Verschmutzung, Elektrode wurde gekürzt	4 Teilnehmer 2 Teilnehmer
Kein Abschalten des Abscheiders	Betreiber schaltet Abscheider immer manuell aus, Abscheider wurde ausgetauscht	1 Teilnehmer 2 Teilnehmer
Kein Einschalten des Gebläses	Abscheider wurde ausgetauscht	mehrmals bei 1 Teilnehmer
Durchschmoren der Sicherung	wegen Lackierung und unzureichender Erdung eines Rauchrohrstückes	mehrmals bei 1 Teilnehmer
Wegbrechen der Elektrode	Kachelofen erzeugt zu hohe Temperaturen für Wolfram-Elektrode	mehrmals bei 1 Teilnehmer
Datalogger beschädigt	wegen Spannungsüberschlägen	1 Teilnehmer; am Prüfstand

Beim Einbau des elektrostatischen Partikelabscheiders am Kachelofen bestand eine häufige Störung darin, dass die Wolfram-Elektrode des Abscheiders durch Oxidation Schaden nahm, was möglicherweise auf erhöhte Rauchgastemperaturen zurückzuführen ist. In den technischen Unterlagen zum Zumikron-Abscheider ist eine zulässige Abgastemperatur am Einbauort des Abscheidereinsatzes von max. 400 °C angegeben. In dem vorliegenden Fall wurden wahrscheinlich höhere Temperaturen erreicht, weil der Abscheider wegen der begrenzten Platzverhältnisse nahe am Brennraum montiert werden musste. Nach Auskunft der Rüegg Cheminée AG war diese Beobachtung bislang einmalig und konnte bei den über 700 Anlagen in der Schweiz, die bereits mit einem Zumikron-Abscheider ausgerüstet wurden, nicht festgestellt werden. Bei Kachel- und Grundöfen kann ein solches Problem vermieden werden, wenn der Abscheider nach dem Nachheizkasten eingebaut wird, da hier geringere Temperaturen herrschen. Eine weitere Abhilfemöglichkeit besteht darin, eine Elektrode aus rostfreiem Stahl zu verwenden, allerdings ist diese weniger flexibel und somit muss der Ein- und Ausbau des Elektrodenhalterungseinsatzes zur Reinigung vorsichtiger durchgeführt werden.

APP Residential ESP. Beim Langzeitbetrieb des APP Abscheiders traten akustische Störungen aufgrund von Spannungsüberschlägen bei allen drei Teilnehmern auf. Im Falle des Teilnehmers 7 lag dies an der zunehmenden Verschmutzung des Isolators bei intensivem Heizbetrieb. Hier mussten der Partikelabscheider und Schornstein nach spätestens drei Wochen gekehrt werden, da ansonsten die Funktion des Abscheiders nicht mehr gewährleistet war und ständige Spannungsüberschläge auch zu Protest aus der Nachbarschaft wegen der Lärmbelästigung führten.

Auch am Feuerungsprüfstand wurde ein Betriebsausfall durch Verschmutzung des Isolators beobachtet. Eine nicht exakt ausgerichtete Elektrode führte bei Teilnehmer 6 zu andauernden Spannungsüberschlägen, ebenfalls mit massiver akustischer Beeinträchtigung der Anwohner. Da sowohl der Betreiber als auch der Kaminkehrer den Grund für die Fehlfunktion nicht feststellen konnten, musste der Missstand seitens des Herstellers behoben werden. Überschläge beim Anheizen des Kaminofens traten des Öfteren auf. Bei Teilnehmer 5 wurden die Spannungsüberschläge unregelmäßig ohne erkennbaren Grund ausgelöst, auch hier kam es zu Geräuschbelästigungen außerhalb und innerhalb des Gebäudes.

Eine Problematik des Feldversuches bestand generell darin, dass das Tauchrohr des Abscheiders, das von oben in den Schornstein eingeführt wird (vgl. Abbildung 2), hier noch nicht an dessen Öffnungsquerschnitt angepasst worden war. Die damit verbundene Verengung des Abgasweges von 180 auf 135 mm begünstigte einerseits die Spannungsüberschläge und beeinträchtigte andererseits die Stabilität des Aufbaus auf dem Schornstein.

Tabelle 11: Auffälligkeiten beim APP R_{esidential} ESP im Feldversuch und am Feuerungsprüfstand (insgesamt 3 Teilnehmer)

Auffälligkeiten des APP R _{esidential} ESP	Bemerkung	Häufigkeit
Lärmbelästigung	durch Spannungsüberschläge	mehrmals bei 3 Teilnehmern
Spannungsüberschläge	bei Verschmutzung, Problem der Schornsteinverengung	mehrmals bei 3 Teilnehmern
2 Personen zum Kehren nötig, zeitaufwändig	Verbesserungsmöglichkeit: Einhängemöglichkeit für Abscheiderkopf und längeres Kabel	3 Teilnehmer
Befestigung am Schornstein problematisch und instabil	Anpassung des Innenrohrs an den Querschnitt des Schornsteins	3 Teilnehmer
Strombedarf zu hoch (vgl. Kapitel 4.3)	Schaltschrank soll beim Serienmodell anders gestaltet werden	3 Teilnehmer
Keine Funktion	bei Verschmutzung des Isolators	1 Teilnehmer; am Prüfstand
Keine / fehlerhafte Displayanzeige	auch am Prüfstand aufgetreten	1 Teilnehmer; am Prüfstand
Hochspannungsquelle defekt, keine Funktion, Geruchsentwicklung am Schaltschrank „Durchschmoren von Kunststoff“	muss ausgetauscht werden	1 Teilnehmer
Schwächerer Kaminzug, Rückstau von Rauch im Zimmer beim Anheizen. Nach Abbau des Abscheiders verbesserter Zug	Verbesserungsmöglichkeit: Anpassung des Innenrohrs an den Querschnitt des Schornsteins	1 Teilnehmer
Steuerungseinheit defekt, keine Funktion des Abscheiders	Betreiber bemerkt die Fehlfunktion normalerweise nicht	1 Teilnehmer
Regenwasserabfluss im Schornstein	Deckel sollte konisch sein und nach außen überstehen	1 Teilnehmer
Datalogger beschädigt	wegen Spannungsüberschlägen	2 Teilnehmer
Temperatursensor des Abscheiders defekt	wurde ausgetauscht	am Prüfstand
Funkenbildung am Abscheider	wegen Verschmutzung	1 Teilnehmer

Spanner SFF20 und SFF50. Der Rüttelmechanismus der SFF20 und SFF50 musste im Feldversuch täglich durch Drücken eines Knopfes ausgelöst werden. Die Hochspannung des Abscheiders durfte dabei nicht in Betrieb sein. In der Praxis erwies sich diese Anforderung an die Betreiber als nicht realisierbar, da der Reinigungsknopf tatsächlich nur ein- oder zweimal pro Woche betätigt wurde. Eine Automatisierung der Abreinigung seitens des Herstellers ist hier erforderlich und wird auch angestrebt.

Im Innern des Abscheidergehäuses lagerte sich Asche am Temperaturfühler ab, als Folge dessen wurde die Einschaltautomatik verzögert ausgelöst. Eine Kopplung der Ein- und Ausschaltautomatik mit der Feuerung würde derartige Beeinflussungen vermeiden.

Bei Teilnehmer 8 und 10 wurde der Heizkessel durch das Gebläse des Partikelabscheiders angefacht, wenn der Kessel die Leistung reduzieren sollte. Dies führte bei Teilnehmer 8 zur Auslösung der thermischen Ablaufsicherung des Scheitholzessels. Bei Teilnehmer 10 (Hackschnitzelkessel) wurde ein erhöhter Brennstoffverbrauch aufgrund des dadurch verminderten Wirkungsgrades verzeichnet. Diese Problematik konnte durch den

Einbau einer Nebenluftklappe bzw. der Kopplung des Gebläses mit der Rückbrandklappe des Kessels gelöst werden. Auch bei Teilnehmer 9 wäre eine solche Lösung sinnvoll, da trotz nicht erkennbarer Störungen von einem verminderten Wirkungsgrad aufgrund der Sogwirkung des Gebläses im Abscheider auszugehen ist.

Das Geräusch der ständig in Betrieb befindlichen Elektrodenspülung wurde von zwei Betreibern als störend empfunden. Zur Abhilfe schaltete einer der Betreiber den Abscheider mit Hilfe einer Zeitschaltuhr zu den Heizzeiten ein, während der andere Betreiber den Abscheider außerhalb des Heizbetriebs komplett abschaltete. Dieses Verhalten ist sicherlich auch durch die Auffassung beeinflusst, dass das Gerät bei laufendem Gebläse unnötig Strom verbräuche. Somit wäre es generell von Vorteil, wenn der Betrieb der Abscheider-Lüftung ebenfalls an den Heizbetrieb gekoppelt wäre.

Tabelle 12: Auffälligkeiten beim SFF20 und SFF50 im Feldversuch und am Feuerungsprüfstand (insgesamt 3 Teilnehmer)

Auffälligkeiten des SFF20 und SFF50	Bemerkung	Häufigkeit
Reinigung relativ aufwändig, sollte automatisiert werden	tägliches Knopfdrücken durch Betreibers erforderlich, Kehren zeitaufwändig wegen der vielen Schrauben im Deckel des Abscheiders	3 Teilnehmer
Ablagerungen am Temperaturfühler, dadurch Abweichen von Starttemperatur und späteres Einschalten des Abscheiders	häufige Reinigung erforderlich, bei Koppeln mit der Heizanlage wäre ein besseres Einschaltverhalten möglich	3 Teilnehmer
Abscheidergebläse und Kesselgebläse stören sich gegenseitig, Überkochen des Kessels, erhöhter Brennstoffbedarf aufgrund schlechteren Wirkungsgrades	zügig behoben durch Nebenluftklappe, Kopplung mit Rückbrandklappe	2 Teilnehmer
Lärmbelästigung	Elektrodenspülung ständig in Betrieb	2 Teilnehmer
Ständig betriebene Elektrodenspülung suggeriert hohen Stromverbrauch	als Folge wurde der Abscheider nur beim Heizen eingeschaltet	2 Teilnehmer
Problematik der Kondensatbildung durch Unterschreiten des Taupunkts (starke Abkühlung) beim Anfahrbetrieb (Staublade feucht), auch im Schornstein Kondensation	Wärmedämmung des Abscheiders und Rauchrohres notwendig	2 Teilnehmer
Störung der Hochspannung, keine Funktion	Netzteil defekt wegen Verschmutzung des Isolators, Einbau eines Filtervlieses	2 Teilnehmer
Datalogger beschädigt	wegen Spannungsüberschlägen	1 Teilnehmer
Strombedarf sehr hoch	beim Spanner SFF50	beim SFF50
Saugzuggebläse beim Anheizen zu schwach	Einbau eines stärkeren Gebläses	1 Teilnehmer

Die beteiligten Kaminkehrer merkten an, dass bei zwei Teilnehmern Kondensationsercheinungen im Abscheider und Schornstein auftraten, was sich an der feuchten Asche bemerkbar machte. Durch die hohe Wärmeabstrahlung des SFF20 und SFF50 kühlt das

Rauchgas stark ab wodurch auch der Zug im Schornstein verringert ist. Eine Isolierung des Abscheiders und des Rauchrohres wäre daher sinnvoll.

Bei einem der eingesetzten SFF20- und bei dem SFF50-Abscheider waren die Hochspannungsnetzteile defekt und mussten ausgetauscht werden. Dies ist auf eine Verschmutzung des Isolators zurückzuführen. Durch den Einbau eines Filtervlieses am Lüftungseingang des Abdeckbleches der Elektronik soll zukünftig einer erneuten Verschmutzung vorgebeugt werden.

4.1.2 Reinigungsintervalle und Asche

In Tabelle 13 sind die notwendigen Reinigungsintervalle der zehn Abscheider des Feldversuches und Auffälligkeiten der Asche festgehalten.

Die Reinigung des KW Zumikron kann im Normalfall zeitgleich mit der Kaminkehrung durchgeführt werden, da wenig Asche am Abscheider anfällt. Eine Ausnahme war im Feldversuch bei den sehr langen Rauchrohren des Teilnehmers 1 gegeben, hier wurde durch den Betrieb des Abscheiders vermehrt Asche abgelagert die daher auch häufiger entfernt werden musste.

Der Zeitbedarf für die vom Kaminkehrer durchgeführte Reinigung des KW Zumikron und des Rauchrohrs lag zwischen 20 und 30 Minuten, wobei hierfür zeitweise zwei Personen erforderlich waren. Die Dauer des Vorgangs wird wesentlich beeinflusst durch die Rauchrohrlänge, die Zugänglichkeit der Reinigungsöffnungen und die Einbausituation. Besonders zeitaufwändig ist das Auffangen und Entsorgen der Asche, da hierbei eine Verschmutzung des Aufstellraums vermieden werden muss. Die erschwerten Bedingungen und der Einbauort in der Wohnung machen die Reinigung durch die Kaminkehrer relativ kostenintensiv.

Die Reinigung des APP R_{esidential} ESP seitens der Kaminkehrer war häufig erforderlich, aufwändig und damit auch relativ teuer. Je nach Heizverhalten des Betreibers lag das notwendige Reinigungsintervall bei 3 bis 12 Wochen, wobei die Maßnahme nicht durch den Verschmutzungszustand sondern durch Ausfall der Hochspannung bzw. der Häufigkeit von Spannungsüberschlägen begründet war. Der Zeitbedarf lag bei 5 Minuten zusätzlich zu der regulären Arbeitszeit für das Kehren des Schornsteins. Da der Abscheiderkopf zur Reinigung abgenommen werden muss, war eine zweite Person zum Halten erforderlich. Dieser Nachteil könnte durch eine integrierte Einhängemöglichkeit am Schornstein und ein längeres Kabel am Abscheiderkopf relativ leicht behoben werden. Als Voraussetzung für die Reinigung sollte das Dach mit Trittstufen leicht zugänglich sein.

Das Kehren des SFF20 und SFF50 ist regelmäßig alle vier bis sechs Wochen notwendig, kann aber vom Betreiber selbst erledigt werden. Durch den Betrieb dieses Abscheidertyps wäre es nach Aussage des Kaminkehrers in zwei Fällen möglich gewesen, auf eine Schornsteinkehrung zu verzichten (Tabelle 13), da bereits viel Asche im Staubabscheider abgeschieden werden konnte.

Tabelle 13: Beurteilung der eingesetzten Abscheider im Bezug auf Reinigungsintervalle und Asche (Rm Raummeter)

Teilnehmer	Feuerungsanlage	Heizmaterial	Heizverhalten	Reinigung	Asche
1	Kaminofen, MCZ S.p.A., Modulo Holz, 2007; 11,6 kW	Scheitholz, 7 Rm	Zusatzheizung (ca. 3 Tage pro Woche), gute Verbrennung, abends und am WE	Reinigungsintervall wie Schornstein, Rauchrohr öfter	Sehr viel Asche im Rauchrohr, weniger im Schornstein
2	Kaminofen, Caminos GmbH&Co. KG, Madrid, 2005; 8 kW	Scheitholz, 15 Rm	Hauptheizung (täglich), gute Verbrennung	Reinigungsintervall wie Schornstein	Keine signifikante Veränderung zu vorherigem Zustand
3	Kachelofen mit Nachheizkasten, Brunner, 1999; 9 kW	800 kg Briketts und 1 Rm Scheitholz	Zusatzheizung (täglich)	Reinigungsintervall wie Schornstein	Sehr viel Asche im Rauchrohr und im Nachheizkasten
4	Küchenherd, ca. 6 kW	¼ Fi, Ki + ¼ Bu Scheitholz; 4,5 Rm	Zusatzheizung (täglich), mittelmäßige Verbrennung	Reinigungsintervall wie Schornstein	Keine signifikante Veränderung zu vorherigem Zustand
5	Kaminofen, Wodtke Loft 2, 2004; 6 kW	Scheitholz; 4,5 Rm	Zusatzheizung (ca. 6 Tage pro Woche), abends und am WE	Kehren alle 9-12 Wochen notwendig	Feuchtigkeit im Schornstein
6	Kago, München, 2007, 7 kW und Wamsler, KF 198-50, 2006, 5 kW	Scheitholz; 2,3 Rm	Zusatzheizung (ca. 3 Tage pro Woche), abends,	Kehren alle 6 Wochen notwendig	Keine signifikante Veränderung zu vorherigem Zustand
7	Grundofen mit Zügen, ca. 5 kW	Scheitholz, 11 Rm	Zusatzheizung (täglich), sehr häufig	Kehren alle 3 Wochen notwendig, wegen Spannungsüberschlägen, nicht wegen Verschmutzungszustand	Abscheider stark verschmutzt
8	Scheitholzkessel, Heizkessel der Firma Fröling, FHG, 2001, 14,9 kW	Scheitholz, 10 Rm	Hauptheizung (täglich), gute Verbrennung	Schornstein könnte nun statt drei- nur noch zweimal im Jahr gereinigt werden Abscheiderreinigung öfters notwendig, kann vom Betreiber erledigt werden	Sehr viel im Gehäuse, weniger im Schornstein
9	Pelletkessel, Heizkessel der Firma Biotech, P-Fire ML 1,5; 2007, 14,9 kW	Pellets, 2,8 t	Hauptheizung (täglich), gute Verbrennung	Schornstein kann normal gereinigt werden Abscheiderreinigung öfters notwendig, kann vom Betreiber erledigt werden	Relativ viel im Gehäuse
10	Hackschnitzelkessel, Heizkessel der Firma Gerlinger, Biokompakt AWK 45, 2005, 45 kW	Hackschnitzel und Straßenbegleitgrün mit viel Rindenanteil, ca. 75 m ³	Hauptheizung (täglich), sehr häufig, Volllast (Haus nicht gedämmt)	Schornstein könnte zwei- statt dreimal im Jahr gereinigt werden; Abscheiderreinigung öfters notwendig, kann vom Betreiber erledigt werden	Sehr viel im Gehäuse, weniger im Schornstein

Die Kaminkehrer bemängelten die zahlreichen Schrauben zum Öffnen der Reinigungsdeckel des SFF20 und SFF50, wodurch der Zeitbedarf zum Kehren signifikant auf 20 Minuten (SFF20) bis 30 Minuten (SFF50) erhöht wurde. Wegen der Staubablagerungen am Temperaturfühler und in der Einströmkammer am Rauchgaseingang (vgl. Abbildung 37, oben) war die Reinigung des Abscheiders häufiger erforderlich, als es der Fall gewesen wäre, wenn die Rauchgastemperaturmessung als Signalquelle verwendet worden wäre. Zur Verbesserung könnte die Einströmkammer wegen der besseren Abreinigung nach unten konisch verlaufend oder insgesamt kleiner gestaltet werden. Der Standort des Abscheiders im Heizraum wurde als positiv erachtet, da dadurch keine erhöhte Sorgfalt im Umgang mit der abgereinigten Asche erforderlich war. Zum Kehren des Innenraums hat sich ein Federwisch als hilfreich erwiesen. Fotos vom Verschmutzungszustand der Rauchrohre und Partikelabscheider zeigt Abbildung 37.

Die Masse, die Schüttdichte und der Wassergehalt der im Feldversuch gesammelten Aschen sind in Tabelle 14 zusammengestellt. Der hohe Ascheanfall bei Teilnehmer 10 kann mit dem in der Feuerung verwendeten Straßenbegleitgrün, einem relativ aschereichen Brennstoff, und dem hohen Brennstoffverbrauch aufgrund der mangelhaften Wärmedämmung des Gebäudes begründet werden.

Tabelle 14: Masse, Schüttdichte und Wassergehalt der gesammelten Aschen

Teilnehmer	Frischmasse (kg)	Schüttdichte der Frischmasse (kg/m ³)	Wassergehalt (%)
1	0,20	347	6,5
2	2,5	531	5,8
3	2,3	719	4,6
4	0,065 ^a	320	3,0
5	0,33	450	8,0
6	0,36	672	1,3 ^b
7	0,96	710	13,6
8	4,5	699	20,2
9	0,17	574	9,6
10	21,2	695	12,3

^a nur die Asche aus Rauchrohr und Abscheider, da an den Schornstein noch andere Feuerungen angeschlossen waren

^b Der Wassergehalt musste geschätzt werden, da die Asche verregnet war.

In Tabelle 15 ist die über den Versuchszeitraum im Abgasweg abgeschiedene Aschemenge als Abgaskonzentration normiert auf 13 % O₂ dargestellt. Dazu wurde – basierend auf Literaturwerten für die Elementarzusammensetzung des Brennstoffes – das spezifische trockene Abgasvolumen des verwendeten Brennstoffs bei Verbrennung mit 13 % Restsauerstoff ermittelt. Durch Multiplikation des spezifischen Abgasvolumens mit der verbrauchten Brennstoffmenge erhält man das über den gesamten Betrachtungszeit-

raum erzeugte Abgasvolumen. Aus diesem Abgasvolumen und der Masse des gesammelten Staubes lässt sich ein Maximalwert für die theoretisch mögliche Minderung der Staubemissionen abschätzen. Hierbei wird vereinfachend angenommen, dass sämtlicher Staub, der über die betrachtete Heizperiode im Abgasweg anfiel, ohne den jeweiligen Abscheider in die Atmosphäre emittiert worden wäre.

Die Ergebnisse, die wegen der gegebenen Messungenauigkeiten und pauschalen Annahmen nur als sehr grobe Abschätzung gelten können, zeigen, dass die Einzelfeuerstätten mit maximalen Staubminderungen zwischen 4 und 179 mg/Nm³ eine besonders große Spannweite aufweisen. Innerhalb dieser Gruppe finden sich sowohl das Minimum als auch das Maximum aller ermittelten Daten. Bei der Verwendung von Pellets als Brennstoff (Teilnehmer 9) war die Staubminderung wegen der ohnehin geringen Staubemission mit 5 mg/Nm³ erwartungsgemäß deutlich geringer als bei den beiden anderen Kesselanlagen (Scheitholzkessel Nr. 8 und Hackschnitzelkessel Nr. 10). Auffällig ist die hohe Staubminderung bei Teilnehmer 3. Der Kachelofen dieses Teilnehmers wird überwiegend mit Holzbriketts beheizt, was offensichtlich zu ungünstigen Verbrennungsbedingungen mit hohen Staubemissionen führt. Hierfür sprechen auch die hohen PAK-Gehalte im gesammelten Staub (vgl. hierzu Kapitel 4.4.1). Bei den Anlagen mit besseren Verbrennungsbedingungen und entsprechend geringeren PAK-Gehalten im Staub (Teilnehmer 1 und 5) konnten auch nur geringere Staubminderungen nachgewiesen werden, da bei diesen Anlagen voraussichtlich auch ein geringerer Staubausstoß vorlag.

Tabelle 15: Im Feldversuch abgeschiedene Asche, berechnet als maximale Staubminderung im Abgasvolumenstrom bei 13 % O₂-Gehalt

Teilnehmer	Brennstoffverbrauch (kg)	Brennstoffwassergehalt (%)	Theoretisches trockenes Abgasvolumen bei idealer Verbrennung (Nm ³ /kg Brennstoff)	Abgasvolumen über den Versuchszeitraum (Nm ³)	Maximal mögliche vermiedene Staubemission (mg/Nm ³ , 13 % O ₂)
1	2.380	15	10,24	24.370	7
2	5.100	15	10,24	52.220	46
3	1.140	10	10,84	12.360	179
4	1.530	15	10,24	15.670	4
5	2.000	15	10,24	20.780	15
6	780	15	10,24	7.990	44
7	3.740	15	10,24	38.300	22
8	3.400	15	10,24	34.820	103
9	2.800	8	11,08	31.020	5
10	15.180	25	9,03	136.170	137

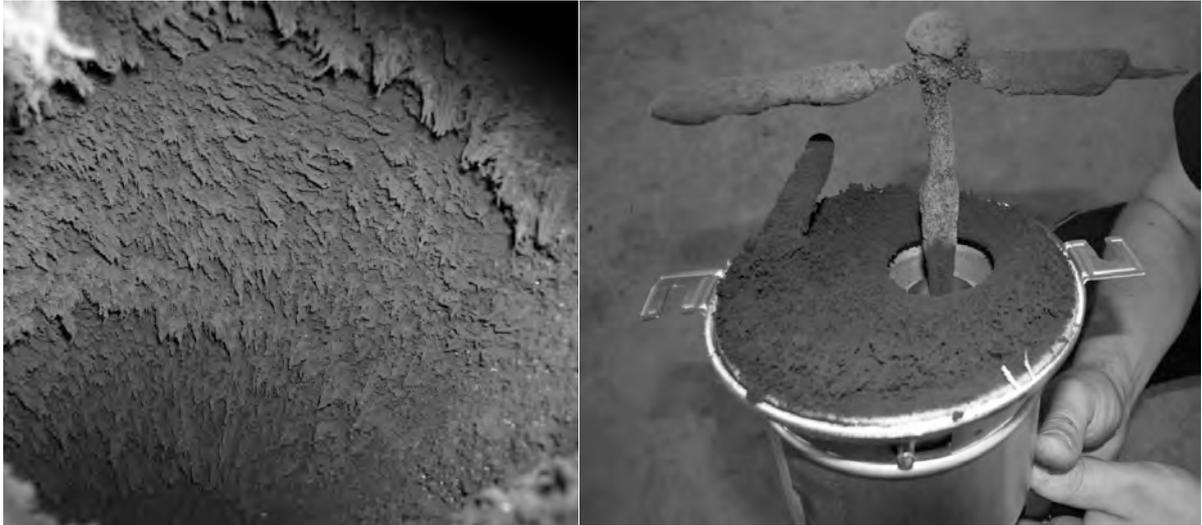


Abbildung 34: Links: Innenseite des Rauchrohrs nach Feuerungsbetrieb mit dem KW Zumikron. Rechts: zur Reinigung herausgenommene Elektrodenhalterung des KW Zumikron- nach Betrieb



Abbildung 35: APP Residential ESP nach dem Einbau (links) und in Betrieb (rechts)



Abbildung 36: Kopf (links) und Deckel (rechts) des APP $R_{\text{esidential}}$ ESP mit Ascheablagerungen



Abbildung 37: Bild oben: Obere Öffnungsklappe des SFF20, linke Seite mit Ascheablagerungen, rechte Seite gereinigt. Bilder unten: untere Öffnungsklappe des SFF20 mit Ascheablagerungen (links: ungereinigt; rechts: gereinigt)

4.1.3 Abgasmessung an einer Hackschnitzelanlage mit SFF50-Abscheider

Gemäß Paragraph 15 der ersten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Kleinfeuerungsanlagen - 1. BImSchV) wurde im Versuchszeitraum an dem Hackschnitzelkessel des Teilnehmers 10 die wiederkehrende

Messung an einer Feuerungsanlage für feste Brennstoffe vom zuständigen Schornsteinfeger durchgeführt. Die Ergebnisse der Vorjahresmessung und der Messung mit dem angeschlossenen SFF50 sind in Tabelle 16 gegenübergestellt. Da Abgasmessungen immer Schwankungen unterliegen und außerdem von dem jeweils benutzten Brennstoff abhängig sind, sind natürliche Unregelmäßigkeiten in den Messergebnissen enthalten. Dennoch kann an den deutlich unterschiedlichen Werten abgelesen werden, dass der Staub- und CO-Gehalt im Abgas gesunken ist. Durch den Widerstand des Abscheiders und die damit verbundene Abkühlung des Rauchgases sind die Abgastemperatur und die Druckdifferenz ebenfalls geringer ausgefallen als noch im Vorjahr.

Tabelle 16: Messergebnisse des Kaminkehrers an einem Hackschnitzelkessel mit und ohne geschlossenem Spanner SFF50 (Vorjahresvergleich)

Messgröße	Messung mit SFF50	Messung ohne SFF50
Staubgehalt im Abgas in g/m ³	0,06	0,13
Kohlenmonoxidgehalt im Abgas in g/m ³	0,1	0,6
Wärmeträgertemperatur in °C	75	75
Abgastemperatur in °C	136	173
Volumengehalt Sauerstoff in %	8,2	6,8
Druckdifferenz in hPa	-0,11	-0,17

4.1.4 Betriebsverhalten der untersuchten Staubabscheider

Bei allen drei Abscheidertypen traten Störungen am Datalogger auf. Dies kann auf Spannungsüberschläge zurückgeführt werden, die die Datalogger entweder zeitweise außer Betrieb gesetzt oder vollständig zerstört hatten. Im Praxisbetrieb haben Spannungsüberschläge nur akustische Auswirkungen, Schäden an elektrischen Geräten sind nicht zu befürchten. Im Feldversuch konnte wegen dieser Ausfälle die Datenaufzeichnung der Teilnehmer 1 und 8 nicht durchgeführt werden. Bei den Teilnehmern 5, 6, 7 und 10 war die Datenaufzeichnung wegen Störungen kurzzeitig unterbrochen. Unter Einbezug der Erkenntnisse der Langzeitversuche am Feuerungsprüfstand ließen sich dennoch Aussagen zum Betrieb der drei Partikelabscheider treffen. Sie werden nachfolgend vorgestellt.

KW Zumikron. Bei den am KW Zumikron angeschlossenen Dataloggern traten zu Beginn des Feldversuches Probleme bei der Aufzeichnung des Betriebszustandes des Abscheiders auf. Dies wurde durch unzureichende Anpassung der Stromüberwachungsrelais, welche zur Betriebserkennung eingesetzt wurden, hervorgerufen. Nachdem die Relais richtig eingestellt waren, funktionierte die Datenaufzeichnung einwandfrei.

In Abbildung 38 ist das typische Betriebsverhalten des KW Zumikron ohne Störung dargestellt. Stieg die Rauchgastemperatur im Heizbetrieb, so schaltete sich der Partikelabscheider automatisch ein. Bei sinkenden Abgastemperaturen schaltete sich die Hochspannung des KW Zumikron aus und er ging in den Standby-Modus über. In den Diagrammen ist die Oberflächentemperatur des Rauchrohres angegeben, die Abgastemperatur selbst liegt noch um einiges höher. Bei dem ausgewählten Diagramm handelt es

sich um Teilnehmer 3, der einen Kachelofen betreibt. Dies ist an den höheren Temperaturen im Vergleich zu dem Kaminofen von Teilnehmer 2 zu erkennen (Abbildung 39).

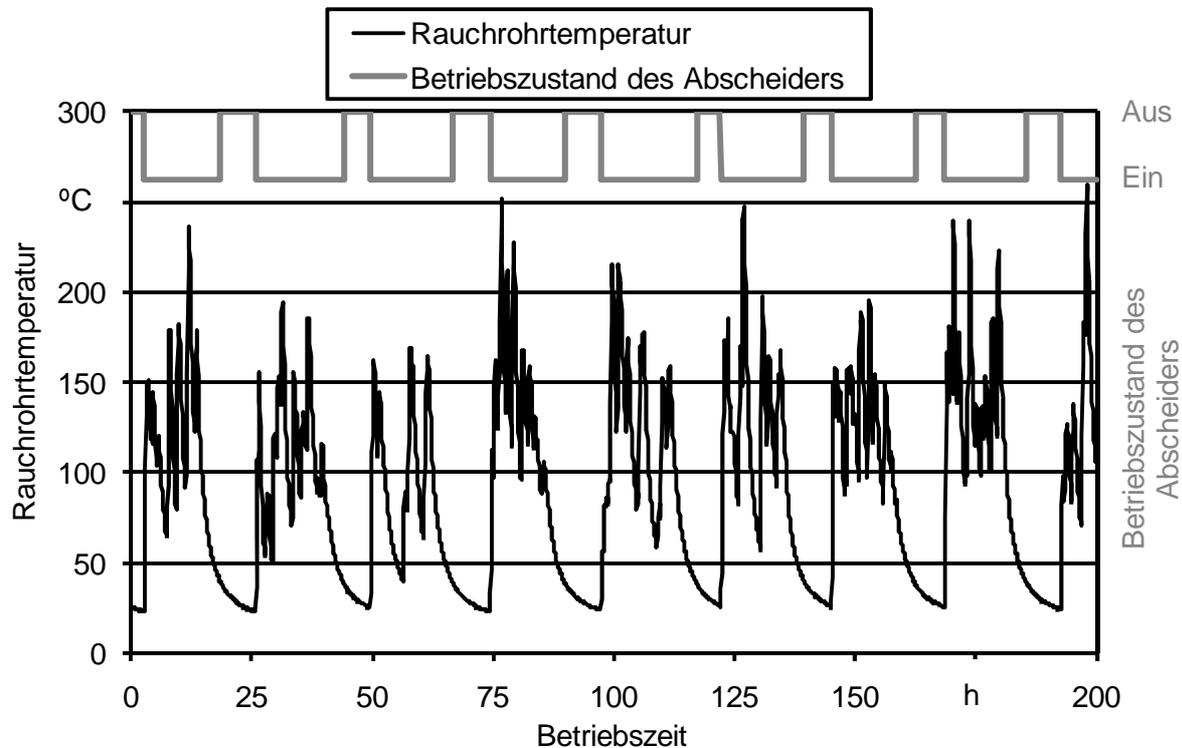


Abbildung 38: Betriebsverhalten des KW Zumikron an einem Kachelofen

In Abbildung 39 wird das Betriebsverhalten des KW Zumikron mit Spannungsüberschlägen nach einem Kaminofen beispielhaft gezeigt. Obwohl das Abgas die notwendige Starttemperatur erreicht hatte, konnte sich die Hochspannung an der Elektrode nicht aufbauen. Dies führte zum Abschalten des Abscheiders, was sich an einem knisternden zischenden Geräusch und am Aufleuchten der Störungslampe bemerkbar machte. Nach einer kurzen Regenerationsphase wurde ein erneuter Startversuch der Hochspannung unternommen. Falls die Spannung erneut übersprang, kam es zu einer Wiederholung des Vorganges. Derartige Spannungsüberschläge konnten verstärkt beim Anheizen und bei starker Verschmutzung der Elektrode auftreten oder sie ereigneten sich wenn die Elektrode zu lang war und dadurch ins Schwingen geriet. Im Feldversuch wurden jedoch auch häufig Spannungsüberschläge ohne erkennbaren Auslöser aufgezeichnet.

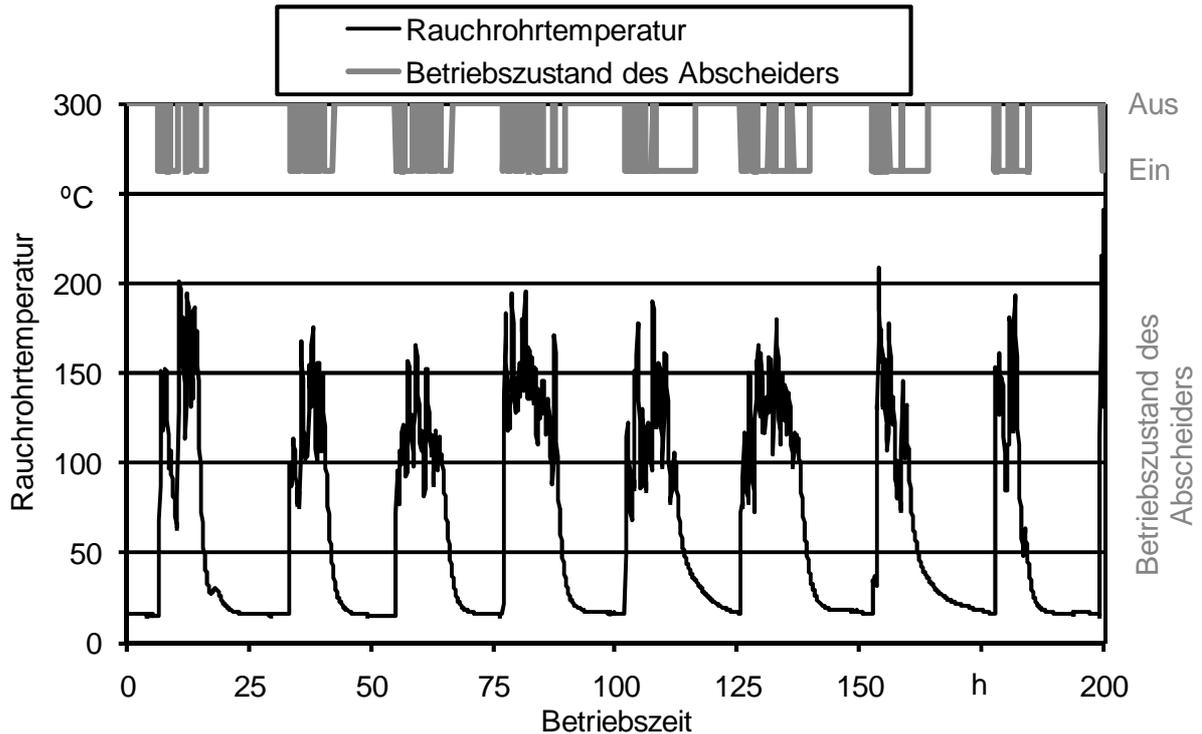


Abbildung 39: Betriebsverhalten des KW Zumikron an einem Kaminofen mit Spannungsüberschlägen

APP Residential ESP. Das Betriebsverhalten des APP Abscheiders nach einem Grundofen zeigt Abbildung 40. Wie es bei solchen Feuerungen typisch ist, behielt das einmal aufgeheizte Rauchgas sehr lange eine konstant hohe Temperatur bei, so dass auch der Partikelabscheider häufig in Betrieb war. In Abbildung 41 ist die Betriebszeit an einem Kaminofen dargestellt. Die automatische Ein- und Ausschaltfunktion des APP-Abscheiders funktionierte sowohl am Prüfstand als auch im Feldversuch bei allen drei Teilnehmern störungsfrei. Da sich der Temperatursensor in der Schornsteinmündung befand und das Rauchgas dort bereits stark abgekühlt war, liegt der Start- und Endwert generell niedriger als beim KW Zumikron. Die Schwellentemperaturen konnten vom technisch interessierten Betreiber in der Software des Gerätes selbst eingestellt werden, so dass eine Anpassung an verschiedene Heizsysteme und Rauchgastemperaturen möglich war.

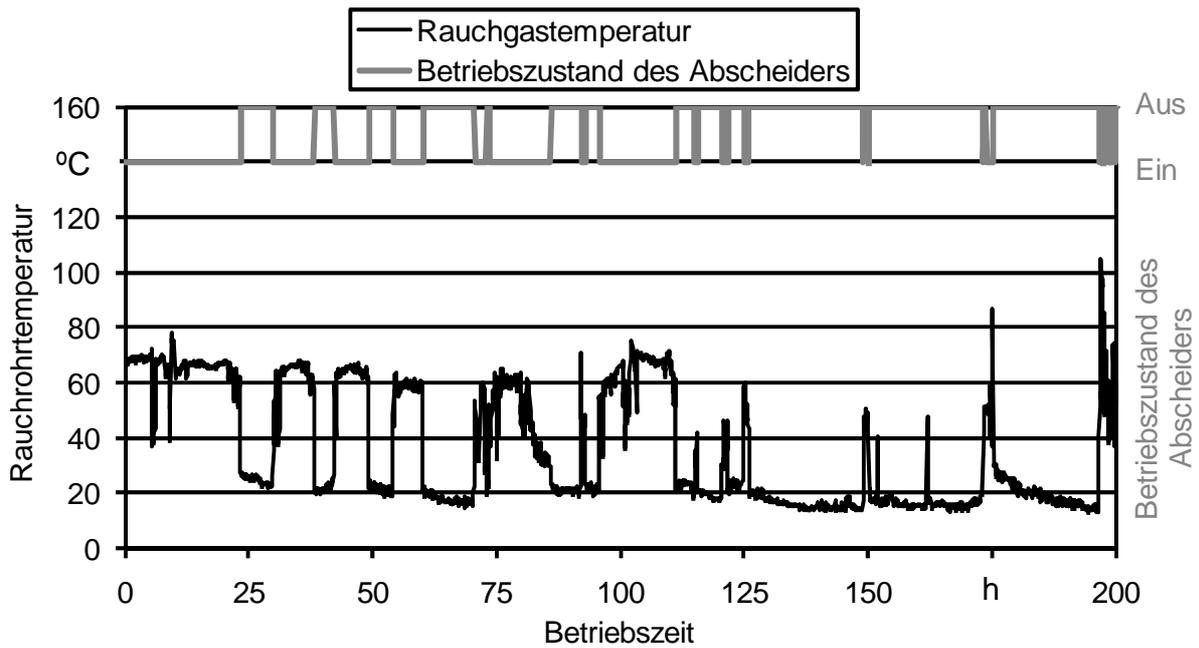


Abbildung 40: Betriebsverhalten des APP Residential ESP an einem Grundofen

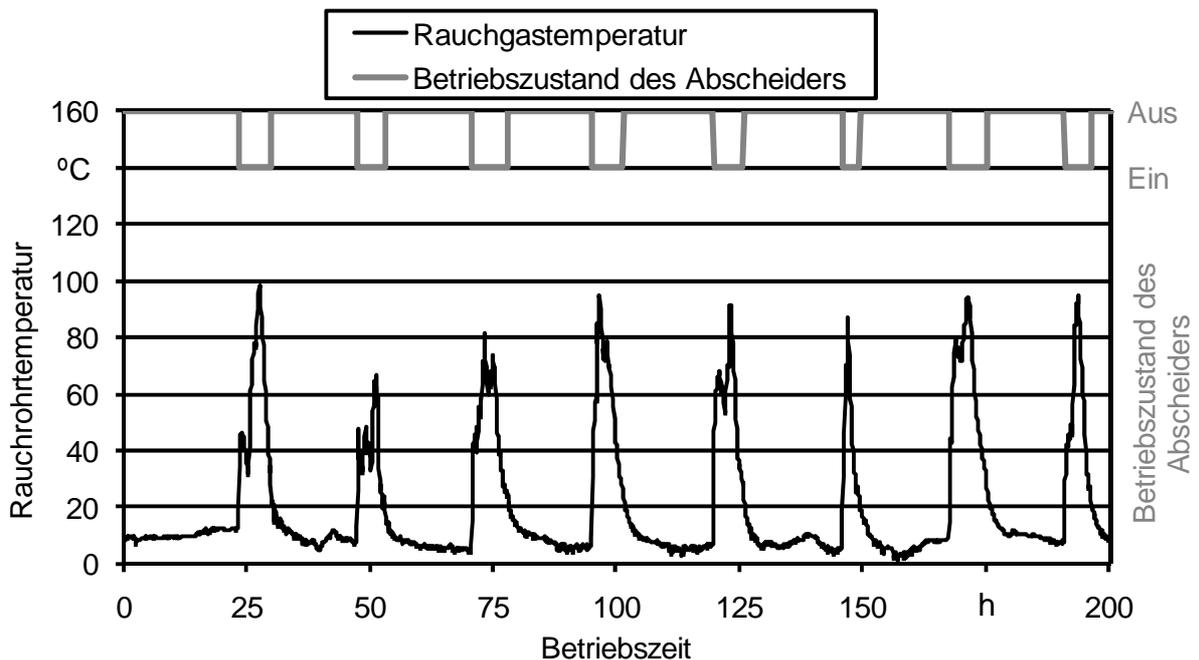


Abbildung 41: Betriebsverhalten des APP Residential ESP an einem Kaminofen

Während des Feldversuchs traten bei allen drei Teilnehmern mehrmals Spannungsüberschläge auf, wie sie beispielhaft in Abbildung 42 vorgestellt werden. Diese zeichneten sich meist dadurch aus, dass die Hochspannung immer wieder serienartig mit Folge eines Überschlages geladen wurde und die Störung somit sehr lange andauerte. Des Öfteren waren eine Reinigung seitens des Kaminkehrers und einmal eine Einstellung der

Elektrode durch den Hersteller selbst notwendig, um die Funktionsfähigkeit des Abscheiders wiederherzustellen. Da die Spannungsüberschläge im Bereich der Elektrode und damit der Schornsteinmündung auftraten und ein lautes knisterndes Geräusch verursachten, wurden Nachbarn und Betreiber durch diese Störungen stark akustisch beeinträchtigt. Die Ursache für die Fehlfunktion lag im Wesentlichen in der Verschmutzung der Elektrode oder des Isolators oder einer falsch ausgerichteten Elektrode nach der Reinigung. Die hohen Rauchgastemperaturen in Abbildung 42 können auf Unregelmäßigkeiten des Temperatursensors aber auch des Dataloggers, der durch die Spannungsüberschläge gestört wurde, zurückgeführt werden.

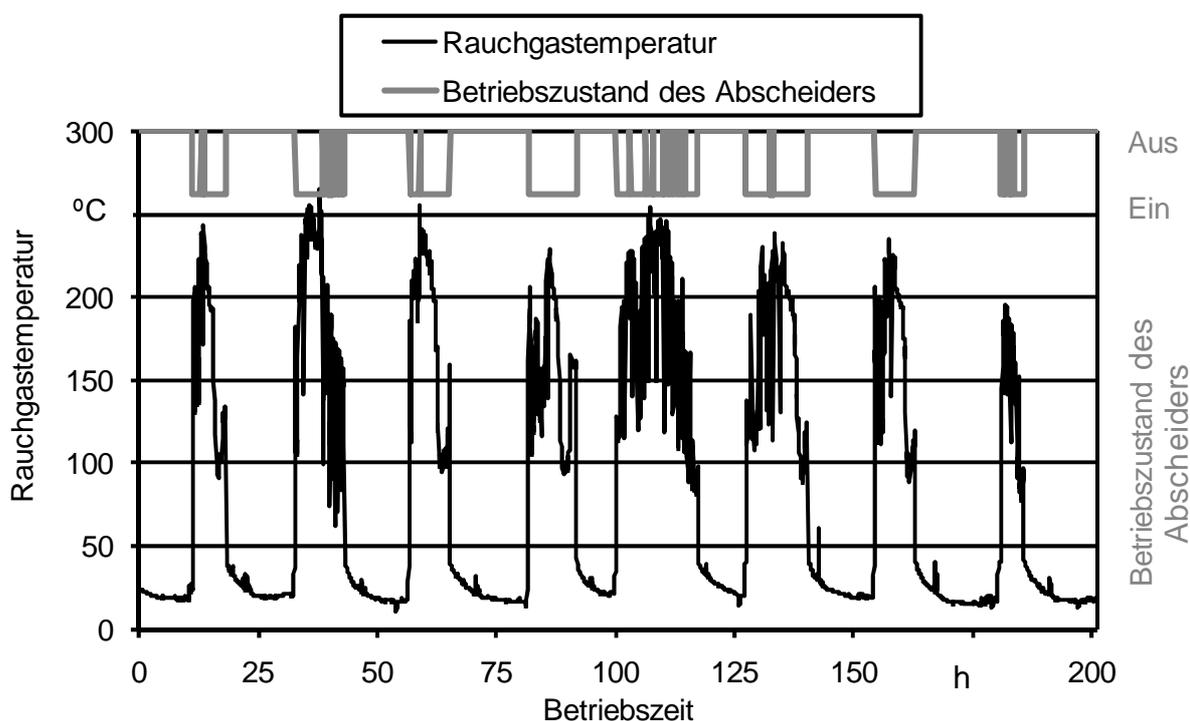


Abbildung 42: Betriebsverhalten des APP *Residential* ESP an einem Kaminofen mit Spannungsüberschlägen

Spanner SFF20 und SFF50. In Abbildung 43 wird der Betrieb des SFF20 nach einem Pelletkessel gezeigt, während Abbildung 44 das Beispiel einer Funktion des Typs SFF50 nach einer Hackschnitzelanlage darstellt. Aufgrund der kurzen Heizintervalle des Hackschnitzelkessels wurde in diesem Diagramm die kürzere Betriebszeit von 100 statt 200 Stunden zur besseren Übersichtlichkeit gewählt. In den Illustrationen ist nur die Außentemperatur des Rauchrohres angegeben, die Abgastemperatur liegt noch um einiges höher. Die Starttemperatur der beiden Partikelabscheider konnte vom Betreiber selbst mit einem Drehknopf ohne großen Aufwand eingestellt werden, so dass die Geräte an unterschiedlichste Heizsituationen angepasst werden konnten. Allerdings befand sich der Temperaturfühler für die Ein- und Ausschaltautomatik im Abgas-Einströmraum und wurde nach einiger Zeit von einer isolierenden Staubschicht bedeckt. Dies bewirkte im

Laufe der Zeit einen Anstieg der tatsächlichen Starttemperatur, was zwar durch die Reinigung des Sensors behoben werden konnte, jedoch herstellenseitige Abhilfemaßnahmen sinnvoll erscheinen lässt.

Im Gegensatz zu den vorangehend genannten Abscheidertypen traten beim Betrieb des SFF20 und SFF50 im Feldversuch nur vereinzelt Spannungsüberschläge auf. Am Feuerungsprüfstand dagegen wurden nach dem Scheitholzessel HDG SL 14 gehäuft Spannungsüberschläge und Störungen des SFF20 festgestellt (Abbildung 45). So musste der Abscheider nach zahlreichen Spannungsüberschlägen wegen einer Störung der Hochspannungsquelle während der Staubmessung in der zweiten Messwoche gereinigt werden. Des Öfteren traten während des Anheizens Spannungsüberschläge auf und der Abscheider zeigte eine Störung der Hochspannungsquelle an, die durch Auslösen der Reinigungsfunktion nicht behoben werden konnte. Der Abscheider konnte sich offensichtlich den unterschiedlichen Verbrennungsbedingungen des unregelmäßigen Scheitholzessels nicht anpassen. Daher wurde beschlossen, den Abscheider mit einem Bypass auszurüsten, der eine Umgehung des Abscheiders in der Anheizphase ermöglicht. In der Anheizphase kommt es aufgrund von Taupunktunterschreitung des Abgases im Abscheider zur Kondensation des Wasserdampfes, wodurch Kurzschlüsse begünstigt werden.

Für den Betrieb mit Bypass wurde ein neuer SFF20 mit drei Isolatoren (zwei oben, einer unten) statt den vorherigen acht Isolatoren (vier oben, vier unten) eingebaut. Durch einen Temperatursensor wurde der Bypass beim Feuerungsbetrieb zu- bzw. abgeschaltet. Die Schwellentemperatur lag bei 120 °C. Durch diese hohe Einstellung wurde der Abscheider tatsächlich nur von heißem Abgas durchströmt und es sollte keine Kondensation mehr stattfinden. Dennoch kam es mehrmals zu Durchschlägen, wonach der Abscheider die Hochspannungsquelle während des Betriebes selbsttätig abschaltete. Nach dem manuellen Wiedereinschalten ging der Abscheider entweder sofort wieder in den Störungsmodus über oder er blieb vorerst in Betrieb, zeigte aber Spannungsüberschläge und schaltete nach einiger Zeit wieder auf Störung um. Aus diesem Betriebsverhalten lässt sich schließen, dass der Elektroabscheider der Spanner RE² GmbH in seiner derzeitigen Ausführung nicht für den Einsatz nach einem unregelmäßigen Naturzug-Scheitholzesseln mit seiner entsprechend ungünstigen Staubzusammensetzung und Staubkonzentration geeignet ist.

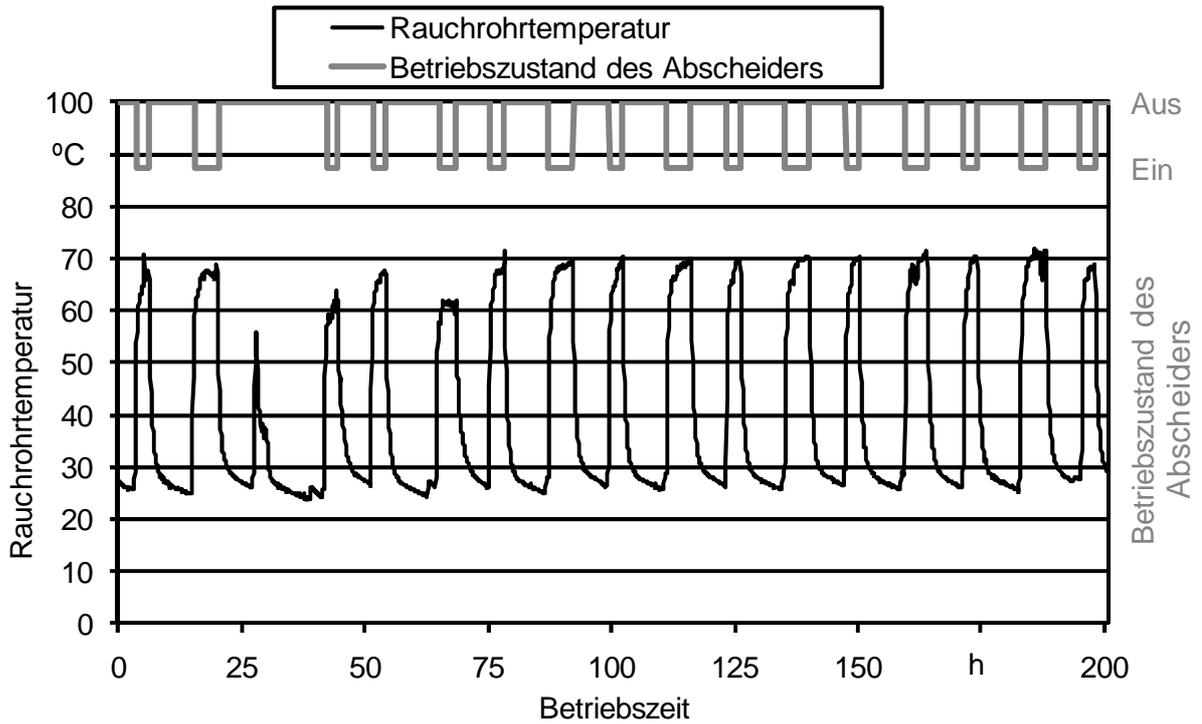


Abbildung 43: Betriebsverhalten des SFF20 an einem Pelletkessel

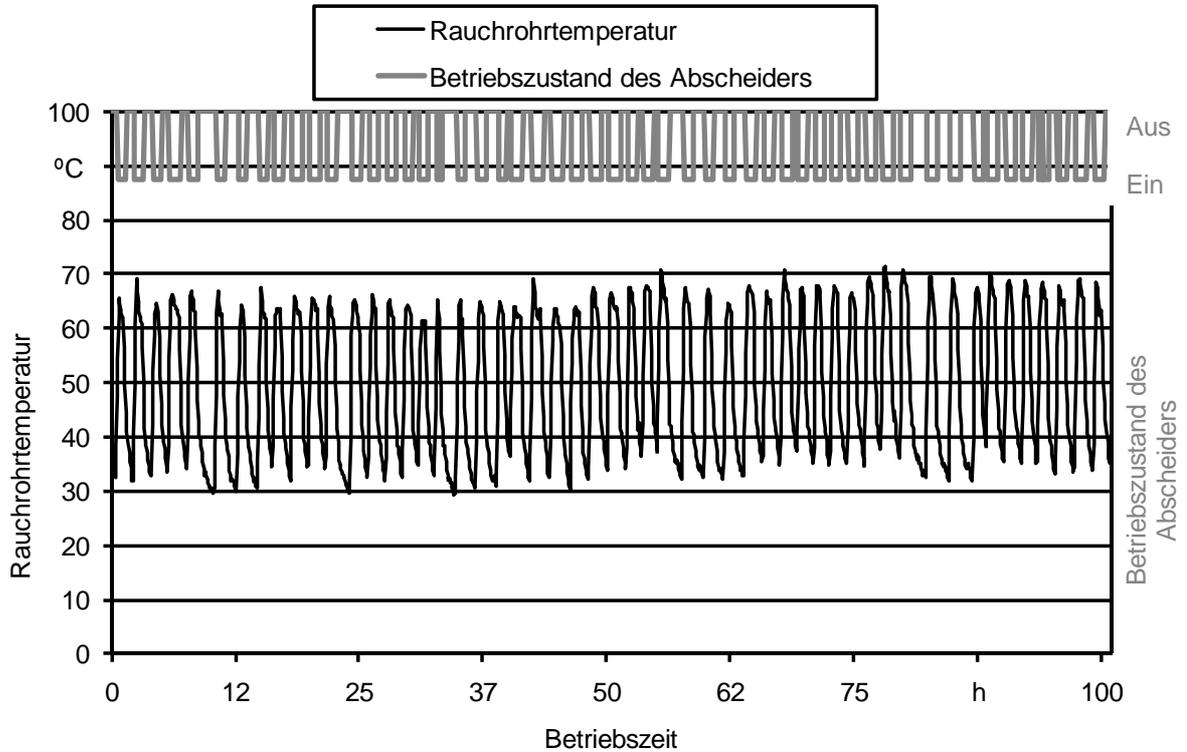


Abbildung 44: Betriebsverhalten des SFF50 an einem Hackschnitzelkessel

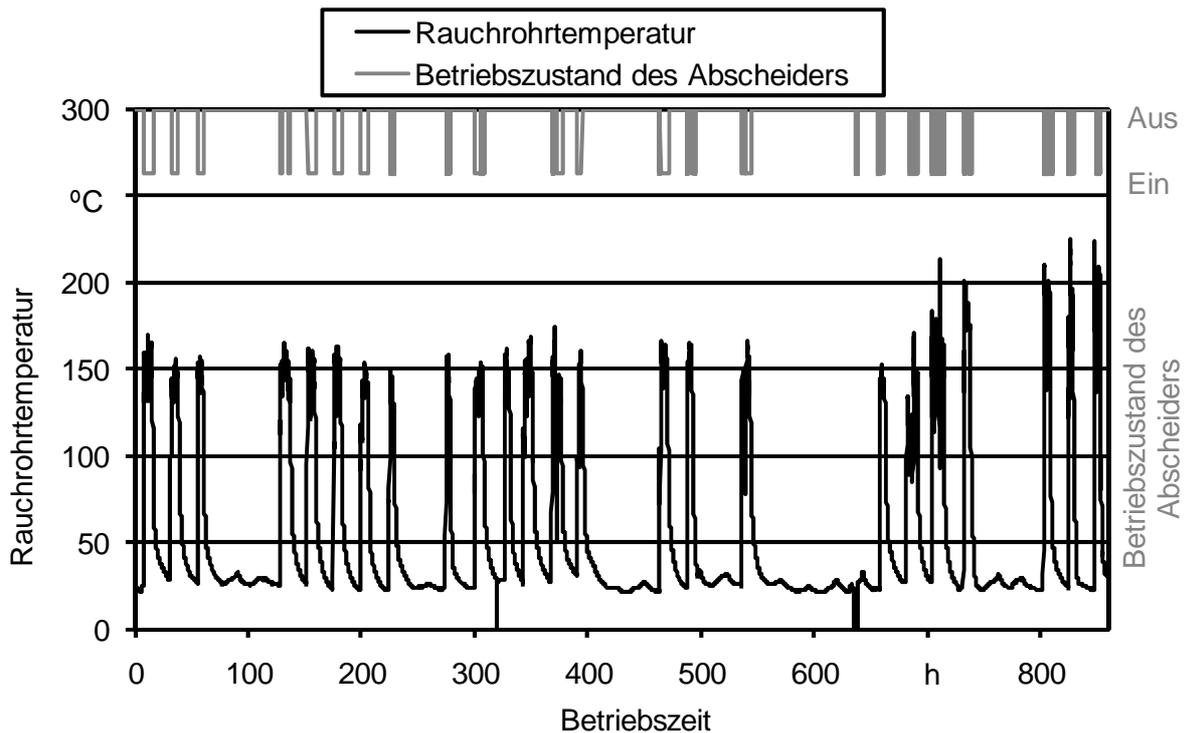


Abbildung 45: Betriebsverhalten des SFF20 am HDG SL 14 am Feuerungsprüfstand

4.1.5 Lärmmessung

Aus schalltechnischer Sicht ergaben sich für die gemessenen Abscheider folgende Bewertungen:

Beim Typ KW Zumikron wurde ein äquivalenter Dauerschallpegel (L_{Aeq}) von 41 dB(A) in 1,5 m Entfernung gemessen. Der Abscheider ist für Einzelraumfeuerungsanlagen vorgesehen und wird im abgehenden Ofenrohr eingebaut, daher befindet sich der Abscheider mit Steuergerät im Wohnraum. Bei geringem Geräuschpegel im Zimmer ist der Betrieb des Abscheiders deutlich wahrnehmbar und kann bei geräuschempfindlichen Bewohnern auch zu Belästigungen führen. Zur Berechnung des Beurteilungspegels ist bei Teilnehmer 2 zum gemessenen L_{Aeq} noch der Zuschlag von 6 dB(A) für die Tonhaltigkeit bei 420 Hz hinzuzuaddieren. Bei Teilnehmer 4 beträgt der Zuschlag 5 dB(A) wegen einem Ton bei 205 Hz.

Der Abscheider des Herstellers APP ist zweigeteilt, das Gerät selbst wird auf den Schornstein aufgesetzt und befindet sich im Freien, das Steuergerät wird vorzugsweise unter Dach nahe dem Schornstein montiert. Im störungsfreien Betrieb werden nennenswerte Geräusche nur vom Steuergerät verursacht, gemessen wurde ein äquivalenter Dauerschallpegel (L_{Aeq}) von 51 dB(A) in 1,5 m Entfernung. Sofern der Dachraum nicht genutzt wird, treten in den angrenzenden Räumen keine störenden Geräusche auf, da das Bauschalldämmmaß den Schallpegel ausreichend stark verringert. Würde jedoch das Steuergerät in einem Wohnraum aufgestellt werden, so ergäben sich erhebliche Stö-

rungen durch den Betrieb. Der Zuschlag für den Erhalt des Beurteilungspegels beträgt 6 dB(A) wegen eines Tons bei 430 Hz.

Der SFF20 ist mit einem LAeq von 51 dB(A) in 1,5 m Entfernung vergleichsweise laut. Weil er für geregelte Heizkessel konzipiert ist und nahe dem Heizkessel aufgestellt wird, befindet er sich in der Regel in einem Kellerraum, in dem die Geräusentwicklung nicht störend ist. Das Bauschalldämmmaß der Kellerwände und der Tür verringern den Schallpegel ausreichend stark, so dass in angrenzenden Räumen keine störenden Geräusche wahrnehmbar sind. Im Stand-by-Modus, das heißt bei ausgeschalteter Hochspannung mit jedoch laufender Elektrodenspülung, wurde ein LAeq von 47 dB(A) gemessen. Aufgrund einer Tonhaltigkeit bei 125 Hz, muss zur Berechnung des Beurteilungspegels ein Zuschlag von 6 dB(A) hinzugerechnet werden.

Die Geräusche der elektrostatischen Partikelabscheider waren allesamt sehr kontinuierlich. Schwankungen im Geräuschpegel traten nicht auf. Zuschläge wegen Impulshaltigkeit waren daher nicht zu vergeben. Die beim Teilnehmer 2 auftretenden zirpenden Durchschläge des KW Zumikron waren zwar deutlich wahrnehmbar, sie schlugen sich aber nicht erkennbar in den Messwerten nieder. Die Terzspektren der gemessenen Geräusche sind im Anhang in Kapitel 7.3 (Abbildung 80 bis 83) dargestellt.

Der in 1,5 m Entfernung gemessene Schallpegel führt in den Räumen abhängig von der Raumgröße und der Halligkeit zu unterschiedlichen Rauminnenpegeln. Überschlägig kann davon ausgegangen werden, dass sich im gesamten Raum ein Rauminnenpegel einstellt, der geringfügig unter dem Messwert liegt. Gesetzliche Grenzwerte für den Rauminnenpegel, die von im eigenen Wohnbereich aufgestellten Geräten verursacht werden, existieren nicht.

Als Zielwert für den Rauminnenpegel können Aussagen der Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin „Wohlbefinden im Büro“ herangezogen werden. Demnach sollte bei konzentriertem Arbeiten der Beurteilungspegel 35-45 dB(A) betragen. Die Norm DIN EN ISO 11690-1 [6] empfiehlt für „einfache Arbeit“ 45-55 dB(A) und für „kreative Arbeit“ 35-45 dB(A). Für Immissionsorte innerhalb von Gebäuden nennt die TA Lärm [3] Richtwerte von tags 35 dB(A) und nachts 25 dB(A). Große, freistehende Kühlschränke erzeugen einen Rauminnenpegel von etwa 30 dB(A)

Zu beachten ist jedoch, dass meist nicht nur die Lautstärke das Maß für die empfundene Störung darstellt. Entscheidend ist oft, ob ein Geräusch tonhaltig ist (z. B. Brummen eines Lüfters). Die gemessenen Geräte waren allesamt mit Lüftern ausgestattet, die die eigentliche Lärmquelle darstellten. Hier kann angesetzt werden, um die Geräusentwicklung zu verringern, indem z. B. größere, aber langsam laufende Lüfter eingesetzt werden [3], [16].

4.1.6 Optimierungsmöglichkeiten

Basierend auf den Ergebnissen der vorangegangenen Kapitel werden nachfolgend einige wichtige Schlussfolgerungen und Optimierungsmöglichkeiten hinsichtlich des Betriebsverhaltens der Abscheider aufgezeigt. Einige Verbesserungsvorschläge wurden bereits von den Herstellern angenommen und sollen in Zukunft bei den Serienmodellen umgesetzt werden.

KW Zumikron:

- Im Falle des Einbaus im Rauchrohr direkt nach der Einzelfeuerstätte ist der Abscheider nur geeignet für Haushalte mit lediglich einer Feuerstelle. Ansonsten muss nach jeder Feuerung ein eigener Abscheider installiert werden.
- Bei Edelstahl- und Keramikaminen kann der Abscheider in die Reinigungsöffnung eingebaut werden. Dadurch wird die optische und akustische Belästigung aus dem Wohnraum entfernt. Auch höhere Abgastemperaturen sind dann nach Angaben des Entwicklers (Rüegg Cheminée AG), kein Problem mehr, dafür ist der Aufwand für den Einbau jedoch meist größer.
- Eine weitere Verbesserungsmöglichkeit besteht darin, dass bei bestimmten Feuerungen (Kachel- und Grundöfen) Elektroden aus rostfreiem Stahl verwendet werden, da diese auch hohen Abgastemperaturen standhalten. Eine solche Elektrode ist jedoch nicht mehr so flexibel wie bei einer Fertigung aus Wolfram, der Ein- und Ausbau des Abscheidereinsatzes zur Reinigung muss deswegen vorsichtiger durchgeführt werden, um Beschädigungen zu vermeiden.
- Beim Einbau des Abscheiders traten Schwierigkeiten wie das Durchschmoren einer Sicherung auf. Trotz mehrfacher Überprüfung konnte die Ursache des Fehlers erst bei einer Besichtigung durch einen Vertreter der Rüegg Cheminée AG geklärt werden. Demzufolge handelte es sich um einen in der Schweiz bereits hinlänglich bekannten Einbaufehler. Es ist sinnvoll, dass der Kenntnisstand des Vor-Ort-Personals in Deutschland durch regelmäßigen Informationsaustausch vereinheitlicht wird, um derartige Störungen zu vermeiden.

APP Residential ESP:

- Generell ist dieser Abscheider geeignet für Haushalte mit leicht zugänglichem Schornstein und Trittstufen am Dach.
- Ein Abscheider kann für die Abgasbehandlung mehrerer an dem Schornstein angeschlossener Feuerungen eingesetzt werden.
- Zur Vereinfachung des Kehrens des Abscheiders durch den Kaminkehrer ist eine Ablage- oder Einhängemöglichkeit für den Abscheiderkopf und ein längeres Kabel erforderlich.
- Die Anpassung des Tauchrohres an den Querschnitt des Schornsteins ist notwendig, weil die ansonsten eintretende Verengung des Schornsteindurchmessers an der Mündung wesentliche Nachteile mit sich bringt. Auch einem eventuell auftretenden schwächeren Kaminzug und Rückstau von Rauch im Zimmer beim Anheizen kann so entgegengewirkt werden. Die Befestigung des Abscheiders am Schornstein würde dadurch ebenfalls wesentlich stabiler werden.

- Der Deckel des Abscheiders sollte so gestaltet sein, dass Regenwasserabfluss in den Schornstein hinein vermieden wird. Der jetzt verwendete zylindrische Aufbau des Abscheiderkopfes kann bei Schlagregen wie ein Regenfänger wirken.
- Das Hochspannungsnetzteil sollte beim Serienmodell kleiner dimensioniert werden, da der Strombedarf und die Stromkosten im Feldversuch zu hoch war.
- Das Display und die Steuerungseinheit sollten überarbeitet werden und funktionssicherer gemacht werden, da hier vermehrt Störungen und Ausfälle auftraten.
- Der Isolator sollte gegen Verschmutzung unempfindlicher gestaltet werden. Die Reinigung muss ansonsten zu häufig durchgeführt werden, was hohe Kosten verursacht.

Spanner SFF20 und SFF50:

- Der Rüttelmechanismus der elektrostatischen Partikelabscheider musste im Feldversuch täglich durch Drücken eines Knopfes ausgelöst werden. Die Hochspannung des Abscheiders durfte dabei nicht in Betrieb sein. In der Praxis erwies sich diese Anforderung an die Betreiber als nicht realisierbar, da der Reinigungsknopf im Normalfall nur ein- oder zweimal pro Woche betätigt wurde. Eine Automatisierung der Abreinigung seitens des Herstellers ist hier erforderlich.
- Der Reinigungsdeckel sollte mit weniger Schrauben befestigt werden, um den Zeitaufwand beim Kehren zu verkürzen.
- Im Innern des Abscheidergehäuses lagerte sich Asche am Temperaturfühler ab. In Folge dessen wurde die Einschaltautomatik verzögert ausgelöst. Eine Kopplung der Ein- und Ausschaltautomatik mit der Feuerung würde derartige Beeinflussungen vermeiden.
- Der Kesselbrand wurde im Feldversuch durch das Gebläse des Partikelabscheiders angefacht, was unter anderem einen geringeren Wirkungsgrad bewirkte. Diese Problematik kann durch den Einbau einer Nebenluftklappe bzw. der Kopplung des Gebläses mit der Rückbrandklappe des Kessels gelöst werden. Eine solche zusätzliche Installation sollte bei künftigen Anlagen generell angestrebt werden.
- Da das Geräusch der ständig betriebenen Elektrodenreinigung störend wirkt, wäre es von Vorteil wenn der Betrieb dieses Lüfters an den Betrieb des Heizkessels gekoppelt wird.
- Durch die hohe Wärmeabstrahlung der Abscheider kühlt das Rauchgas stark ab so dass der Unterdruck (Zug) im Schornstein verringert wird. Eine Wärmeisolierung des Gerätes und des Rauchrohres wäre hier sinnvoll.
- Durch den Einbau eines Filtervlieses am Lüftungseingang des Abdeckbleches der Elektronik sollte der Verschmutzung des Isolators durch Staubablagerungen und der Beschädigung des Hochspannungsnetzteiles vorgebeugt werden.
- Der Feldversuch zeigt, dass die Abscheider für Heizkessel mit Verbrennungsluftregelung geeignet sind. Im Praxisbetrieb war allerdings keiner der Abscheider von Spanner an einer Naturzugfeuerung eingesetzt worden. Bei einem unregelmäßigen Scheitholzfeuer (Naturzug) kann davon ausgegangen werden, dass dessen ungünstiges Betriebsverhalten und die ungünstige Beschaffenheit der anfallenden Flugstäube einen ungestörten Dauerbetrieb verhindern. Das zeigen die Ergebnisse der im nachfolgenden Kapitel 4.2 vorgestellten Prüfstandsmessungen. Diese Beschränkung gilt vorerst auch dann, wenn für die Anheizphasen eine Bypassführung des Abgasstromes vorgesehen ist.

4.2 Ergebnisse vom Feuerungsprüfstand

Nachfolgend werden die Ergebnisse zu den Emissionen und Staubabscheidegraden der drei bereits im Feldtest untersuchten Elektroabscheider sowie des zusätzlichen Abscheiders (Kamin-Feinstaubkiller von TH-Alternativ-Energie) im Einzelnen vorgestellt, wobei die jeweiligen Versuchsvarianten und Einflussgrößen separat beschrieben werden. Im Langzeitversuch wurden die emittierten Partikel (Staub) mit den zugehörigen Abscheidegraden sowie die gasförmigen Emissionen an Kohlenstoffmonoxid (CO) und organischen gasförmigen Kohlenstoffen (Gesamt C) bestimmt.

Die Parameter Gesamtpartikelmasse und Kohlenmonoxid bilden oft die Basis für die feuerungstechnische Beurteilung von Feuerungsanlagen. In Kapitel 4.2.4 wird daher auf weitere interessante Beobachtungen zum Zusammenhang zwischen diesen Emissionsparametern und dem Wassergehalt des Brennstoffs eingegangen.

Die aus den grafischen Darstellungen nicht direkt ablesbaren genauen Staubkonzentrationen der drei Messstellen über die verschiedenen Dauerversuchsphasen sind im Anhang in Kapitel 7.1 zusammengestellt (Tabelle 29 und 30). Insbesondere bei den Einzelfeuerstätten kam es wegen der höheren Gehalte an organischen Verbindungen im Abgas zum Teil zu deutlichen Schwankungen bei den Emissionswerten, obgleich die Vorgehensweise beim Anlagenbetrieb immer gleich war. Um solche Schwankungen, die unter anderem auf die unvermeidliche Inhomogenität des Brennstoffes und die damit verbundenen Änderungen der Verbrennungsbedingungen zurückzuführen sind, abzumildern, wurde bei den Kaminöfen durchweg jede Messung über den gesamten Abbrand durchgeführt.

4.2.1 Gesamtstaub und Staubabscheidegrade

4.2.1.1 Ergebnisse und Versuchsvarianten

Anhand der Gesamtstaubemissionen an den drei Messstellen „Rohgas 1 (unverdünnt)“, „Rohgas 2 (Teilstromverdünnung)“ sowie „Reingas (Verdünnungstunnel)“ wurde der Abscheidegrad der Partikelabscheider festgestellt. Da die Staubkonzentration an der Messstelle mit der Teilstromverdünnung häufig niedriger ausfiel als die an der Messstelle im unverdünnten Rohgas, wurde zur Bestimmung des Abscheidegrades immer der jeweils größere Wert dieser beiden Messstellen als Bezugsgröße verwendet. Dieser Wert wird in den folgenden Kapiteln vereinfacht mit „Rohgas“ bezeichnet. Die Reduzierung der Partikelmasse ergibt sich somit aus der Differenz zwischen Rohgas (unverdünntes Rohgas oder Teilstromverdünnung) und dem Reingas gemessen im Verdünnungstunnel. Die Ergebnisse zu den insgesamt sechs Versuchsvarianten werden nachfolgend für die vier verschiedenen Abscheidertypen vorgestellt.

Versuchsvariante 1 (APP $R_{\text{residential}}$ ESP nach Oregon Kaminofen). Bei dieser Versuchsvariante ergab sich eine Emissionsminderung von 11 bis 93 % (Abbildung 46). Im Mittel über alle Versuche errechnet sich eine Staubbminderung von 55 % mit einem Variationskoeffizient von 45 %. Aufgrund des Ausfalls eines Messgerätes sind die Resultate

von Versuch Nummer 2 nicht verwertbar. Die Staubkonzentrationen im unverdünnten Rohgas fielen mit bis zu 689 mg/Nm^3 generell sehr hoch aus. Die deutlich erhöhten Werte beim Rohgas 2 (Teilstromverdünnung) in den Versuchen 7 bis 9 sind auf eine deutlich schlechtere Verbrennung aufgrund des niedrigen Wassergehalts des Brennstoffes von 8 % zurückzuführen (vgl. Kapitel 3.4.5 und 4.2.4).

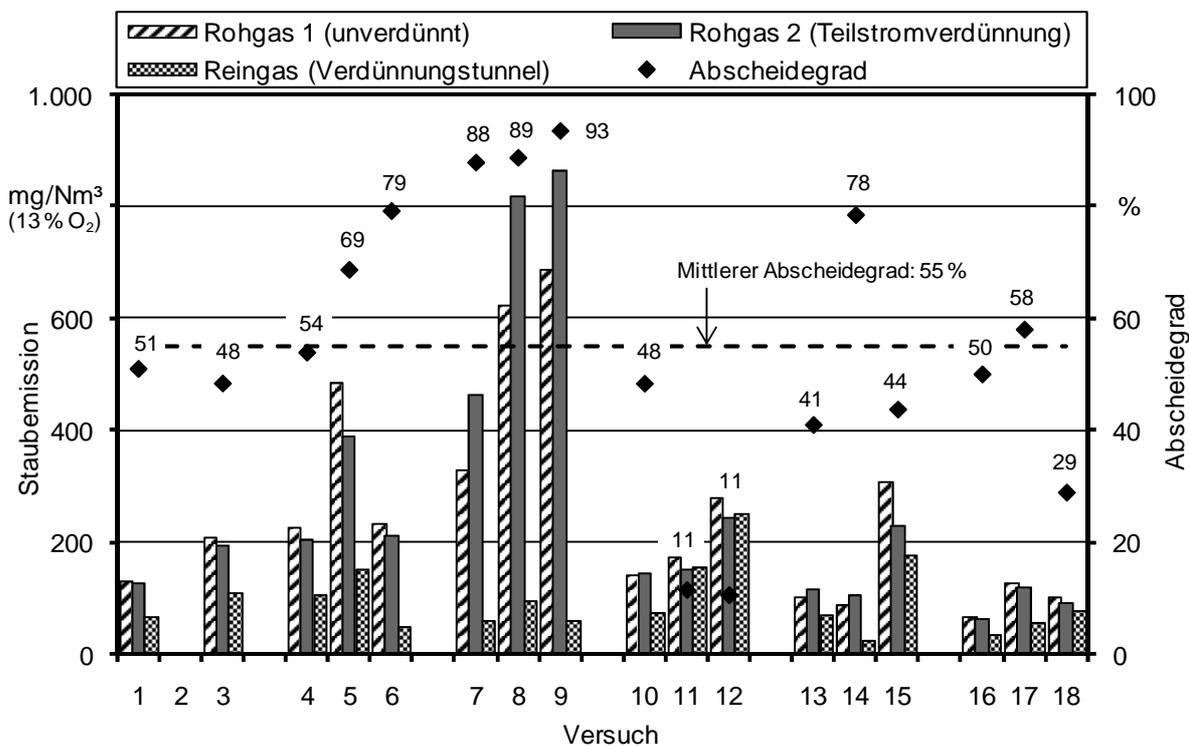


Abbildung 46: Staubemissionen und Abscheidegrade bei Versuchsvariante 1 (APP Residential ESP nach Oregon Kaminofen). Abscheidegrad: Differenz zwischen Rohgas (unverdünnt oder Teilstromverdünnung) und Reingas (Verdünnungstunnel), der jeweils größere Wert ist dargestellt.

Versuchsvariante 2 (KW Zumikron nach Wodtke Moon Kaminofen). Es wurden Abscheidegrade von -62 bis +73 % bestimmt (Abbildung 47). Der gemittelte Abscheidegrad beträgt 17 %, der Variationskoeffizient liegt hier mit 194 % besonders hoch. Die versuchstechnischen Schwierigkeiten bei der Staubmessung elektrostatisch geladener Teilchen (vgl. Kapitel 4.2.1.2) erwiesen sich hier offenbar als besonders störend. Aber auch eine Wiederablösung der im vorangegangenen Versuch im Rauchrohr abgelagerten Partikel kann die beobachteten Negativwerte für die Abscheidung verursacht haben. Wie aus Abbildung 47 ersichtlich wird, lagen die Staubkonzentrationen mit 30 bis 311 mg/Nm^3 wesentlich niedriger als bei Versuchsvariante 1. Die erhöhten Werte in den Versuchen 7 bis 9 sind auf eine deutlich schlechtere Verbrennung aufgrund des niedrigen Wassergehalts des verwendeten Brennstoffes von 8 % zurückzuführen (vgl. Kapitel 3.4.5).

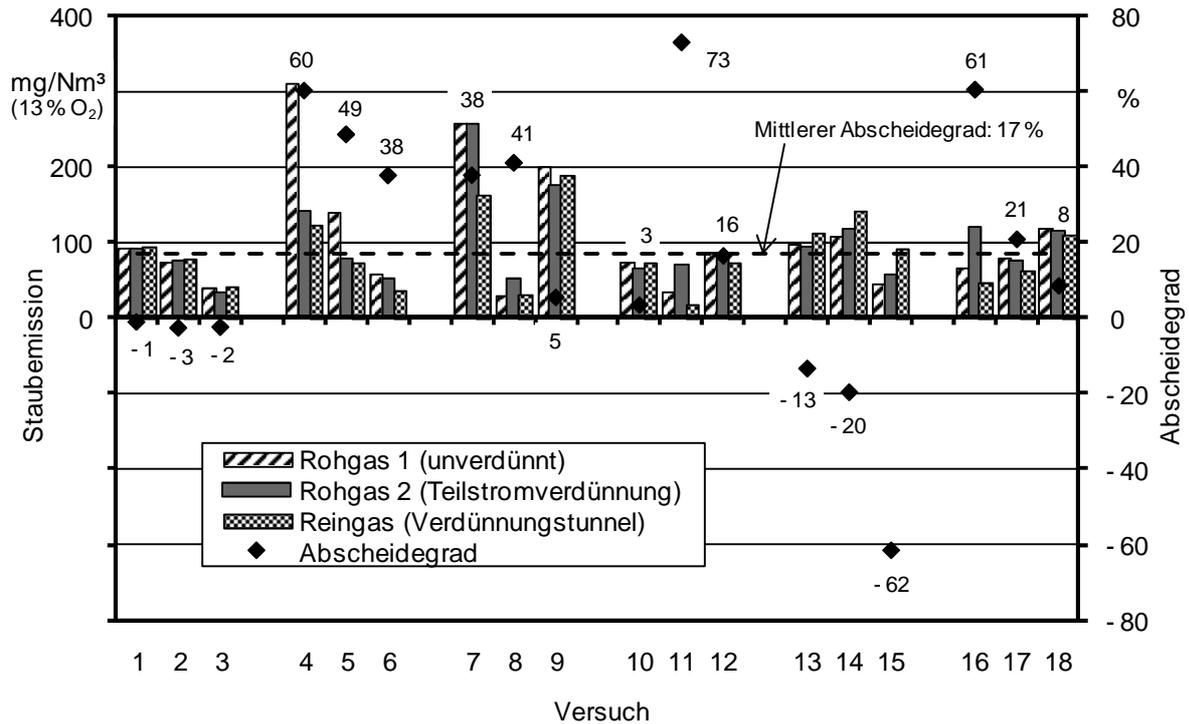


Abbildung 47: Staubemissionen und Abscheidegrade bei Versuchsvariante 2 (KW Zumikron nach Wodtke „Moon“ Kaminofen). Abscheidegrad: Differenz zwischen Rohgas (unverdünnt oder Teilstromverdünnung) und Reingas (Verdünnungstunnel), der jeweils größere Wert ist dargestellt.

Versuchsvariante 3 (APP R_{residential} ESP nach Wodtke „Moon“ Kaminofen). Die Abscheidegrade lagen in der Versuchsvariante 3 zwischen 22 und 95 % (Abbildung 48). Im Mittel ist somit von einer Staubkonzentrationsminderung im Abgas in Höhe von ca. 69 % und einem Variationskoeffizienten von 23 % auszugehen. Mit Ausnahme von Versuch 4 (178 mg/Nm³) erfüllten alle Staubkonzentrationen (28 bis 140 mg/Nm³) den geltenden Staubgrenzwert von 0,15 g/Nm³ der 1. BImSchV in der gültigen Fassung von 1988 [2].

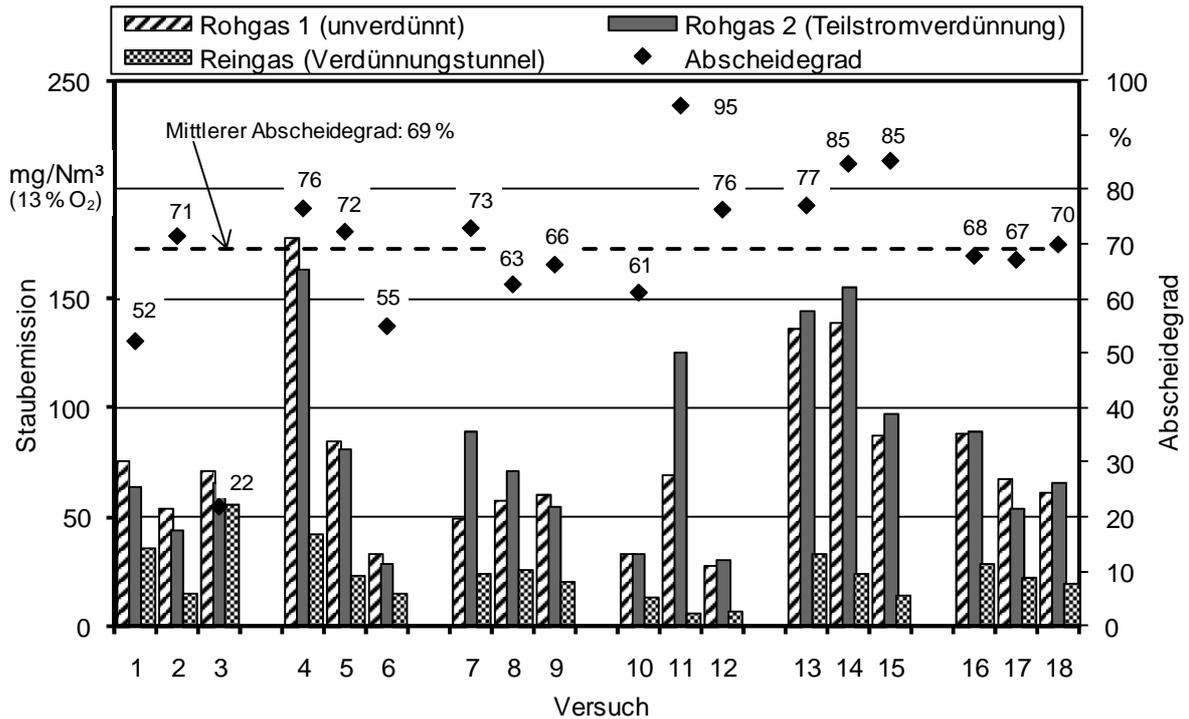


Abbildung 48: Staubemissionen und Abscheidegrade bei Versuchsvariante 3 (APP $R_{\text{esidential}}$ ESP nach Wodtke „Moon“ Kaminofen). Abscheidegrad: Differenz zwischen Rohgas (unverdünnt oder Teilstromverdünnung) und Reingas (Verdünnungstunnel), der jeweils größere Wert ist dargestellt.

Versuchsvariante 4 (KW Zumikron nach Oregon Kaminofen). Wie bei Versuchsvariante 1, in der derselbe Kaminofen verwendet worden war, fielen die Staubkonzentrationen mit 56 bis 504 mg/Nm³ allgemein hoch aus. Dies wird in Abbildung 49 dargestellt. Die Abscheidegrade lagen zwischen -45 und +70 %, die möglichen Ursachen hierfür wurden bereits bei Versuchsvariante 2 erörtert (vgl. auch Kapitel 4.2.1.2). Der Mittelwert der Staubminderung lag bei nur 11 %, wobei sich ein hoher Variationskoeffizient von 214 % errechnet. Aufgrund des Ausfalls eines Messgerätes konnten die Werte für den Versuch Nummer 13 nicht ermittelt werden.

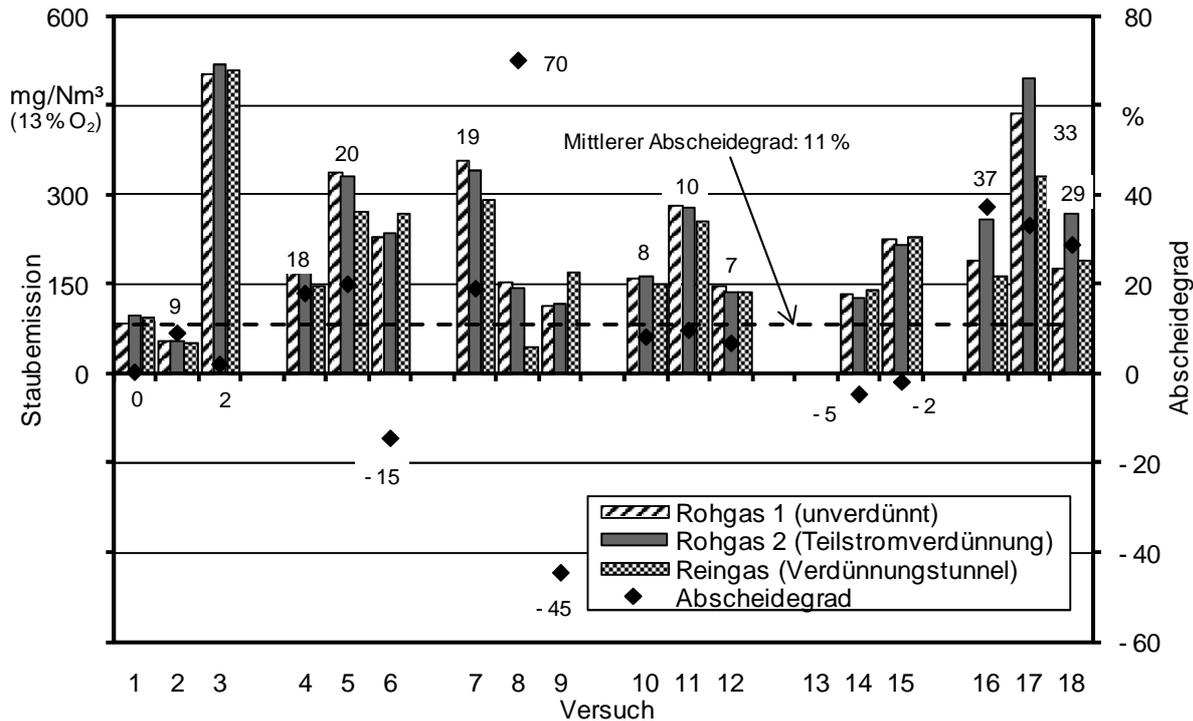


Abbildung 49: Staubemissionen und Abscheidegrade bei Versuchsvariante 4 (KW Zumikron nach Oregon Kaminofen). Abscheidegrad: Differenz zwischen Rohgas (unverdünnt oder Teilstromverdünnung) und Reingas (Verdünnungstunnel), der jeweils größere Wert ist dargestellt.

Versuchsvariante 5 (SFF20 nach HDG SL 14). Aufgrund der wiederholten Störungen des Abscheiders nach dem Anheizen wurde der Versuchsaufbau nach der dritten Woche geändert und der Abscheider mit einem Bypass ausgerüstet. Diese Maßnahme wurde auch in der Auswertung berücksichtigt, weshalb die Versuche 1 bis 9 (Betrieb ohne Bypass) und 10 bis 15 (Betrieb mit Bypass) separat ausgewertet wurden. In Abbildung 50 sind die Ergebnisse dargestellt.

In der ersten Versuchsphase (Betrieb ohne Bypass) wurden Abscheidegrade zwischen 89 und +80 % ermittelt. Die mittlere Abscheidung lag hier bei 25 % mit einem Variationskoeffizienten von 226 %. In der zweiten Versuchsphase (Betrieb mit Bypass) wurden deutlich bessere und stabilere Abscheideleistungen festgestellt. Der Abscheidegrad lag zwischen 55 und 96 % und erreichte im Mittel 80 % bei einem Variationskoeffizienten von lediglich 22 %. In früheren Prüfstandsmessungen am TFZ mit einem vergleichbaren Filtertyp von Spanner RE² an anderen Feuerungsanlagen waren zudem deutlich günstigere Messergebnisse mit hohen Abscheidegraden von durchweg 78 bis 94 % zustande gekommen (vgl. [12]), die die Ergebnisse der zweiten Versuchsphase bestätigen.

Lediglich bei Versuch 13 (180 mg/Nm^3), konnte der Grenzwert der Staubemissionen der 1. BImSchV [2] nicht eingehalten werden, die Staubkonzentrationen der restlichen Messungen fielen mit Werten zwischen 6 bis 99 mg/Nm^3 deutlich geringer aus als bei den vorangegangenen Versuchsvarianten.

Aufgrund des störungsanfälligen Betriebes (vgl. Kapitel 4.1.4) kann der Einsatz des SFF20 nach einem unregelmäßigem Naturzugkessel auch mit einer Bypassregelung für die Anheizphase nur eingeschränkt empfohlen werden. Dagegen waren im Feldversuch sowie in früheren Prüfstandsversuchen (vgl. [12]) gute Erfahrungen mit geregelten Kesseln gemacht worden.

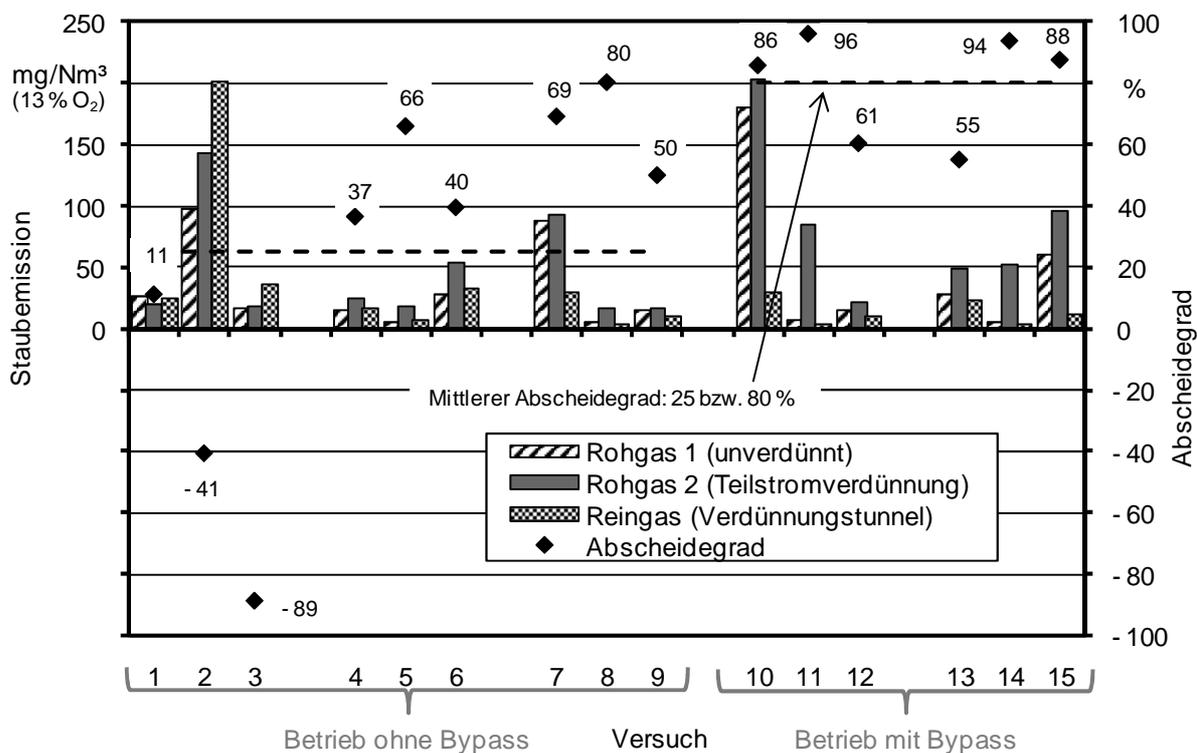


Abbildung 50: Staubemissionen und Abscheidegrade bei Versuchsvariante 5 (SFF20 nach HDG SL 14). Abscheidegrad: Differenz zwischen Rohgas (unverdünnt oder Teilstromverdünnung) und Reingas (Verdünnungstunnel), der jeweils größere Wert ist dargestellt.

Versuchsvariante 6 (TH Kamin-Feinstaubkiller nach HDG SL 14). Mit diesem Abscheider konnten lediglich jeweils 3 Einzelmessungen an 3 Versuchstagen durchgeführt werden, da das Gerät nicht schon zu Projektbeginn zur Verfügung stand. Die Messungen sollen daher lediglich eine erste Beurteilung ermöglichen. Sie wurden mit unterschiedlichen Verdünnungsverhältnissen im Verdünnungstunnel durchgeführt: In den Versuchen 1 bis 6 wurde ein Verdünnungsverhältnis von ca. 1:4 gewählt, während in den Versuchen 7 bis 9 eine Verdünnung von 1:1,8 eingestellt worden war. Abbildung 51 zeigt, dass diese unterschiedlichen Verdünnungsverhältnisse keinen signifikanten Einfluss auf die Höhe der Staubemissionen oder den Abscheidegrad hatten.

Für die Staubgehalte im unverdünnten Rohgas wurden Werte zwischen 4 und 72 mg/Nm³ gemessen. Diese Werte sind vergleichbar mit den Ergebnissen der Versuchsvariante 5, die mit dem gleichen Kessel durchgeführt wurde. Die Staubgehalte im Reingas

lagen zwischen 2 und 47 mg/Nm³, wobei die niedrigen Werte immer auch bei den geringeren Rohgasstaubgehalten erreicht wurden. Der Abscheidegrad lag zwischen 26 und 94 %. Der Mittelwert der Abscheidung betrug 64 % bei einem Variationskoeffizienten von 40 %.

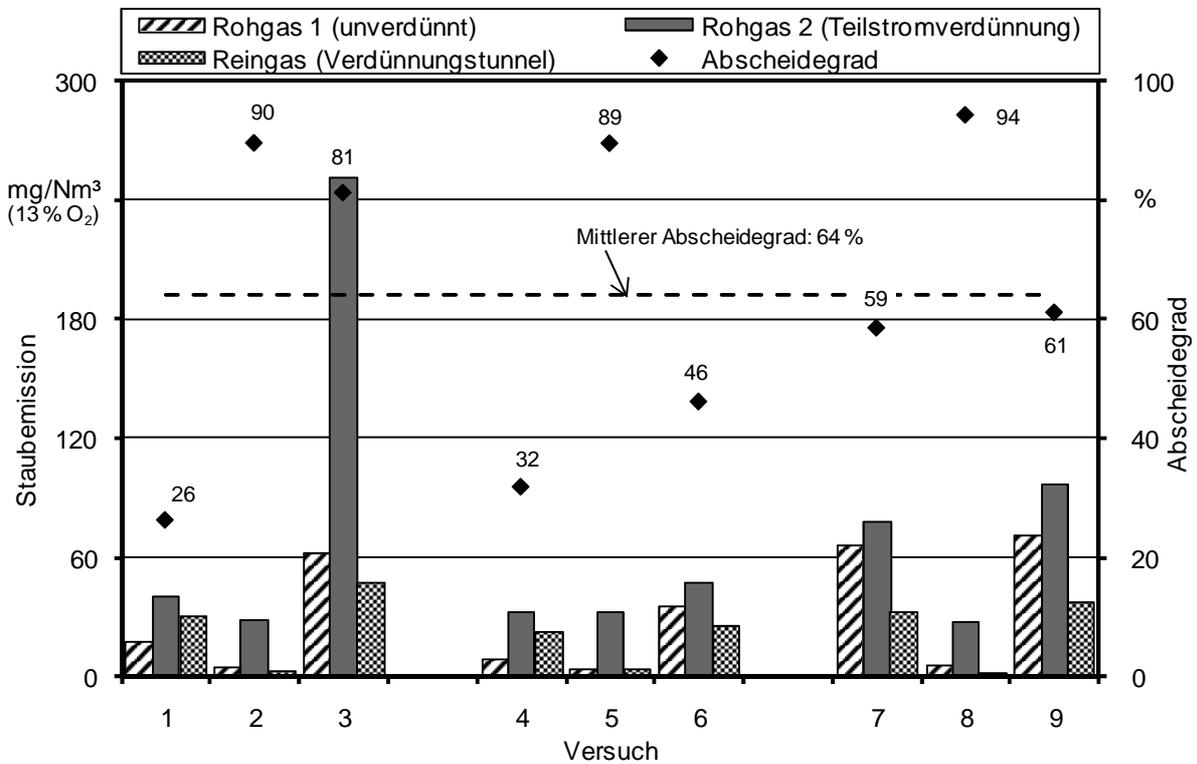


Abbildung 51: Staubemissionen und Abscheidegrade bei Versuchsvariante 6 (TH Kamin-Feinstaubkiller nach HDG SL 14). Abscheidegrad: Differenz zwischen Rohgas (unverdünnt oder Teilstromverdünnung) und Reingas (Verdünnungstunnel), der jeweils größere Wert ist dargestellt.

4.2.1.2 Einordnung der Staubmessergebnisse

Vergleich der Versuchsbedingungen (Feuerungen). Die aufgeführten Ergebnisse zu den Versuchsvarianten zeigen, dass hinsichtlich der Staubemissionen im unverdünnten Rohgas eine Unterscheidung der Holzfeuerungen in zwei Kategorien möglich ist: Einerseits die Kategorie der beiden Einzelfeuerstätten mit Staubemissionen von 28 bis 689 mg/Nm³ (unverdünntes Rohgas) und andererseits die Kesselanlage mit Staubemissionen zwischen 6 und 180 mg/Nm³ (unverdünntes Rohgas). Alle verwendeten Feuerungsanlagen weisen trotz einheitlichen Vorgehens deutliche Schwankungen auf, die durch die Inhomogenität des Brennstoffes und durch die Änderungen der Verbrennungsbedingungen innerhalb einer Abbrandperiode begründet werden können. Die hohe Schwankungsbreite der Staubemission beim HDG SL 14 ist dadurch zu begründen, dass es sich um einen Naturzugkessel handelt, der sämtliche Abbrandphasen ohne zusätzliche Regelungseingriffe durchläuft. Im Vergleich zu den Einzelfeuerstätten ist der erzielte Partikelaustritt zwar geringer; verglichen mit einem lambda-geregelten Gebläsekessel liegt die

Staubemission jedoch wesentlich höher. Aber auch bei den Emissionen der Einzelfeuerstätten ist festzustellen, dass der qualitativ hochwertige Wodtke „Moon“ sich mit Rohgas-Staubemissionen von 28 bis 311 mg/Nm³ deutlich positiv von den Partikelkonzentrationen des einfachen Baumarktproduktes „Kaminofen Oregon“ (56 bis 689 mg/Nm³) abhebt.

Abscheidervergleich. Die Spannweite der Abscheidegrade des KW Zumikron unterscheidet sich deutlich vom APP R_{residential} ESP. Während der kleinste gemessene Abscheidegrad beim APP Abscheider mit 11 % noch im positiven Bereich lag, war beim Typ KW Zumikron ein unterster Wert von -62 % festgestellt worden, was einer Zunahme der Staubemission gleich käme. Die Messungen am KW Zumikron waren somit vermutlich deutlich stärker von den Messungenauigkeiten betroffen, die sich durch die Störeffekte aufgrund der elektrostatischen Ladung der Partikel insbesondere bei der gravimetrischen Bestimmungsmethode auswirken können (siehe Erläuterungen unten). Allerdings ist zu vermuten, dass dieser Messfehler immer dann hoch ist, wenn der Abscheidegrad – wie beim KW Zumikron – insgesamt gering ist, so dass noch viele geladene Partikel nach dem Abscheider in Richtung der Sondenöffnung für die Staubprobenahme abgelenkt werden können.

Die geringe Abscheidung beim KW Zumikron kann auch durch die mit nur 1,57 m relativ kurze metallische Rauchrohrstrecke verursacht worden sein, so dass es hier noch nicht zu einer vollständigen Ablagerung gekommen war. Dafür spricht auch die beobachtete große Menge an abgelagerten Staubpartikeln im weiteren Verlauf des Rauchrohrs (vgl. Kapitel 4.2.5) bei Versuchsvariante 4. Auch war am Abscheider selbst ein eindeutiges Abscheidebild zu erkennen (vgl. Abbildung 52). Da die Temperatur zum Abscheidezeitpunkt beim KW Zumikron räumlich bedingt deutlich höher war als beim APP R_{residential} ESP können sich noch nach dem Elektroabscheider Partikel aus der Kondensation organischer Stoffe neu gebildet haben, die nicht elektrostatisch aufgeladen wurden und somit auch nicht abgeschieden werden konnten. Dies könnte ebenfalls die hohen Staubkonzentrationen im Verdünnungstunnel erklären.

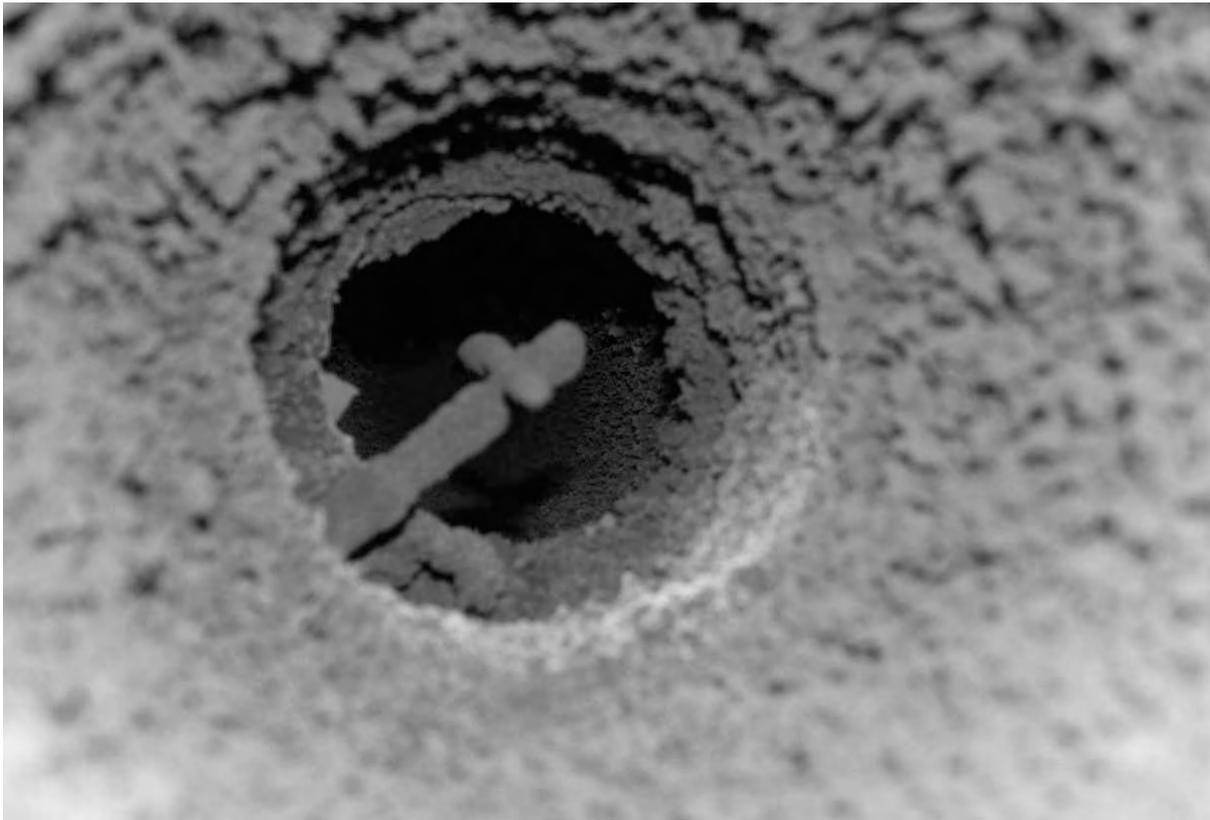


Abbildung 52: Abscheider KW Zumikron mit nachfolgendem Abgasrohr am Ende der Versuchsphase am Prüfstand nach mehrwöchigem Betrieb nach dem Kaminofen Oregon

Messtechnische Unsicherheiten. Die in Kapitel 4.2.1.1 dargestellten Ergebnisse zu den beiden Rohgasmessungen vor dem Abscheider zeigen eine uneinheitliche Tendenz, obgleich wegen der Abkühlung in der Teilstromverdünnung ein vermehrter Anfall von Kondensaten in Partikelform zu erwarten gewesen war. Die Ursache für die teilweise geringeren Messwerte der Messung „Rohgas 2 (Teilstromverdünnung)“ verglichen mit „Rohgas 1 (unverdünnt)“ ist möglicherweise auf die zu geringe Verweildauer der Gase in der Mischkammer, die zur Teilstromverdünnung eingesetzt wurde, zu finden. Außerdem erfolgt hier die Abkühlung im Vergleich zum Verdünnungstunnel sehr schnell.

Grundlegende Untersuchungen zur bestmöglichen Durchführung einer Teilstromverdünnung fehlen jedoch. Wegen der bei allen drei Abscheidern bauartbedingt ohnehin eintretenden Abgasverdünnung (Spülluftgebläse bzw. Lufteintrittslamellen bei APP) war es aber in der vorliegenden Untersuchung für notwendig erachtet worden, durchweg auch eine Teilstromverdünnung durchzuführen, durch die schon bei der Rohgasmessung vergleichbare Abgaszustände eingestellt werden konnten. Weitere Vorteile der Verdünnung sind in Kapitel 3.4.2 dargelegt.

Durch die elektrostatische Aufladung der Partikel im Abgasstrom ist davon auszugehen, dass systematische Fehler bei den Probenahmen mehr oder weniger unvermeidlich sind. Leider lassen sich diese Messfehler nach dem heutigen Kenntnisstand kaum quantitativ

bewerten. Sie werden verursacht durch die Tatsache, dass nach dem Abscheider noch auftretende Teilchen ihre elektrische Ladung weiterhin mit sich tragen und somit nicht nur zur Rohrwand sondern auch in Richtung der Staubprobenahmedüse abgelenkt werden können, da diese ebenfalls als Niederschlagselektrode wirken kann. Damit würde es zu einer Häufung von Partikeln in der Nähe der Probedüse im Abgasquerschnitt kommen. In der Folge käme es tendenziell zu einem geringeren Abscheidegrad.

Im hier gewählten Versuchsaufbau wurde jedoch versucht, diesem Phänomen durch eine größtmögliche Abgasgeschwindigkeit (Verdünnung mit Frischluft) zu begegnen (vgl. Kapitel 3.4.2). Dennoch führte dieses messtechnische Problem offenbar dazu, dass der berechnete Abscheidegrad teilweise negative Werte annahm. Das heißt, dass nach dem Abscheider höhere Staubemissionen gemessen wurden als davor. Sämtliche hier dargestellte Abscheidegrade sind somit als Mindestwerte anzusehen, wobei der beschriebene Störeinfluss bei den einzelnen Abscheidertypen unterschiedlich ausgeprägt sein kann.

Alternative Bestimmung des Abscheidegrads. Aufgrund der beschriebenen Störeinflüsse auf die Genauigkeit der Staubmessung nach dem Abscheider ist die gravimetrische Messmethode zur Bestimmung des Abscheidegrades umstritten, zumal bereits in früheren Untersuchungen teilweise unplausible Ergebnisse zustande gekommen waren. Aus diesem Grund wird beispielsweise in der Schweiz die alternative Verwendung anzahlbestimmender Methoden mittels Zählverfahren empfohlen [13], [14], [15], [20].

Partikel zählende Geräte geben jedoch nur die Partikelanzahl in einem definierten Größenbereich an. Außerdem führt die Zusammenlagerung kleiner Partikel (Agglomeration) zu einer reduzierten Partikelanzahl im Rauchgas, was einen höheren Abscheidegrad suggeriert. Lagern sich die Staubagglomerate nicht im Rauchrohr ab, so trägt die beobachtete Agglomeration zwar zur Minderung des gefährlicheren Feinstaubanteils ($< 10 \mu\text{m}$) im Abgas bei, die insgesamt ausgestoßene Staubmasse bliebe aber bestehen.

Durch die Agglomeration können somit vornehmlich qualitative und weniger quantitative Effekte eintreten, diese sind allerdings für die Bewertung einer Staubemission und ihre Gefährlichkeit beim Einatmen von großer Bedeutung. Aufgrund des Umstandes jedoch, dass in Deutschland gravimetrische Grenzwerte für die Staubemission gelten und auch bei den Überwachungsmessungen durch die Kaminkehrer die Gesamtstaubemissionen und nicht nur der Feinstaubanteil betrachtet werden, konnte in der vorliegenden Untersuchung nicht auf eine gravimetrische Bestimmung verzichtet werden.

Ein Beispiel für das Ergebnis einer Partikelzählung zeigt eine Untersuchung der Fachhochschule Nordwestschweiz, in der die Anzahlkonzentration und der mittlere Durchmesser der Partikel im Rauchgas eines Cheminées (Kaminofens) mit einer Nennwärmeleistung von 9 kW anhand eines Partikelzählers gemessen wurden (Abbildung 53). In die Abgasstrecke war der KW Zumikron eingebaut worden. Da nur nach dem Partikelabscheider gemessen wurde, erfolgte die Bestimmung des Abscheidegrades durch aufeinanderfolgende Messungen mit ein- und ausgeschaltetem Abscheider in verschiedenen Abbränden. In der genannten Versuchsreihe wurden je drei Messreihen mit ein- und ausgeschaltetem Partikelabscheider durchgeführt. Da die Messstelle 4 m hinter dem KW

Zumikron positioniert war, stand eine dreimal längere Abscheidestrecke zur Verfügung als dies bei den Messungen am TFZ der Fall war (ca. 1,57 m Abscheidestrecke).

Bei den in Abbildung 53 gezeigten Ergebnissen wurde der Verdünnungsfaktor nicht eingerechnet. Auf die Bestimmung der Abscheidegrade hat dies aber keinen Einfluss, da der Verdünnungsfaktor mit ein- und ausgeschaltetem Partikelabscheider nahezu gleich groß ist [14].

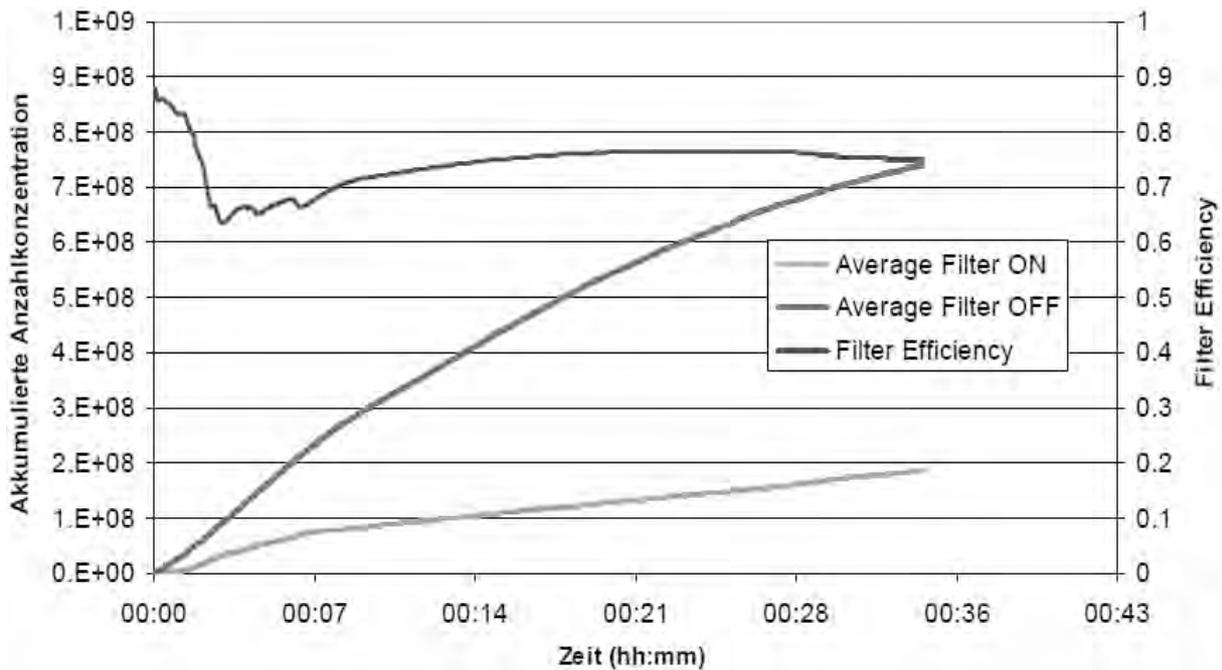


Abbildung 53: Mittelwerte der Messungen mit dem Diffusion Size Classifier (DiSC) zur Messung von Anzahlkonzentration und mittlerem Durchmesser. Rot: Partikelabscheider aus, grün: Partikelabscheider ein, blau: Abscheidegrad des Partikelabscheiders. (Grafik gemäß [15])

4.2.2 Gasförmige Emissionen und weitere Randbedingungen der Messungen

Analog zu den Partikelemissionen wurden die Mittelwerte der gasförmigen Emissionen für alle Versuchsvarianten aus den Versuchsergebnissen berechnet. Die vollständigen Ergebnisse sind im Anhang in Kapitel 7.2 dargestellt (Abbildung 62 bis 79). Zur Charakterisierung der Versuchsbedingungen der Dauerversuche sind die wichtigsten Ergebnisse aller Versuchsvarianten in Tabelle 17 zusammengestellt. Die Ergebnisse für den Ausstoß an Kohlenmonoxid und organischen gasförmigen Kohlenstoffverbindungen (Ges.-C) stellen einen wichtigen Indikator für die Ausbrandqualität des Abgases dar. Sie zeigen, dass Peaks bei den gasförmigen Emissionen meist auch mit höheren Partikelemissionen einhergehen.

Es ergeben sich bei den Mittelwerten für den CO-Ausstoß deutliche Unterschiede vom Wodtke „Moon“, der mit 1.914 bzw. 1.989 mg/Nm³ die niedrigsten Werte aufweist, bis hin zum HDG SL 14 mit einer mittleren CO-Emission von 3.438 mg/Nm³ bzw. 2.740 mg/Nm³

und dem Oregon Kaminofen mit durchschnittlichen Werten von 3.487 bzw. 3.508 mg/Nm³. Die gemessenen Ergebnisse für die flüchtigen organischen Kohlenstoff (Ges.-C)-Emissionen ergeben dagegen eine Reihung vom HDG SL 14 mit den im Mittel geringsten Emissionen über den Wodtke „Moon“ bis zum Oregon Kaminofen, der mit durchschnittlich 614 bzw. 394 mg/Nm³ auch hier die höchsten Emissionen verursachte.

Keine der drei Feuerungen verfügt über eine Regelungseinrichtung zur Optimierung der Ausbrandqualität. Bei den Einzelfeuerstätten, wie den beiden Kaminöfen, entspricht dies auch dem aktuellen Stand der Technik, obgleich in jüngster Zeit auch für derartige Feuerungen vermehrt elektronische Regeleinrichtungen zur Verbesserung der Ausbrandqualität angeboten werden. Die ausgewählte Kesselanlage mit einer thermo-mechanischen Steuerung der Luftklappe und als echter Naturzugkessel ohne Saugzuggebläse entspricht hingegen nicht mehr dem aktuellen Stand der Technik. Dieser Kessel wurde jedoch bewusst gewählt um entsprechend hohe Emissionen zu erzeugen, die eine bessere Beurteilung der Chancen für eine nachträgliche Staubabscheidung bei den hohen Anforderungen im vorhandenen Altanlagenbestand ermöglichen sollte.

Die Ergebnisse zum CO- und Ges.-C-Ausstoß zeigen, dass der Ausbrand bei allen drei Anlagen nicht vollständig ist und ein hoher Anteil an unvollständig ausgebrannten Komponenten im Abgas mitgeführt wird. Hierfür lassen sich sehr verschiedene Ursachen finden. Bei den Einzelfeuerstätten ist vor allem das Feuerungsprinzip des Durchbrandes mit seiner schlechten Regelbarkeit zu nennen (vgl. [18]). Außerdem sind die eingebauten großen Sichtscheiben, die zu einer niedrigeren Brennraumtemperatur führen, von Nachteil und die geringere Baugröße solcher Feuerungen mit den damit verbundenen geringen Gasverweilzeiten wirkt ebenfalls einem vollständigen Ausbrand entgegen.

Als dritte Abgaskomponente wurden die Stickoxid(NO_x-)emissionen ausgewertet (Tabelle 17). Hier ergeben sich jedoch nur geringfügige Unterschiede. Bei den beiden Kaminöfen wurde im Mittel eine Schadstoffkonzentration um 150 mg/Nm³ NO_x gemessen. Lediglich bei einer einzelnen Messung (Versuch 8 der Variante 1) kam es mit 355 mg/Nm³ zu einem nennenswerten Anstieg, der bei dieser Variante zu einem erhöhten Mittelwert und größerer Schwankungsbreite führt. Bei der Kesselanlage wurden mit 100 bis 140 mg/Nm³ etwas geringere Stickoxidemissionen gemessen.

Tabelle 17: Übersicht zu den gemessenen gasförmigen Emissionen bei der Durchführung der Prüfstandsversuche, angegeben ist jeweils der Mittelwert aller Versuche sowie die Spannweite mit Minimum und Maximum

Versuchs- variante	CO	Ges.-C	NO _x
1	3.510 mg/Nm ³ (1.360 - 7.510 mg/Nm ³)	614 mg/Nm ³ (89 - 2.940 mg/Nm ³)	173 mg/Nm ³ (126 - 155 mg/Nm ³)
2	1.910 mg/Nm ³ (540 - 6.000 mg/Nm ³)	225 mg/Nm ³ (24 - 866 mg/Nm ³)	154 mg/Nm ³ (132 - 183 mg/Nm ³)
3	1.900 mg/Nm ³ (793 - 4.960 mg/Nm ³)	261 mg/Nm ³ (43 - 1.270 mg/Nm ³)	153 mg/Nm ³ (123 - 178 mg/Nm ³)
4	3.490 mg/Nm ³ (1.830 - 5.900 mg/Nm ³)	394 mg/Nm ³ (54 - 961 mg/Nm ³)	148 mg/Nm ³ (119 - 205 mg/Nm ³)
5	3.440 mg/Nm ³ (470 - 8.930 mg/Nm ³)	416 mg/Nm ³ (35 - 1.930 mg/Nm ³)	137 mg/Nm ³ (74 - 236 mg/Nm ³)
6	2.740 mg/Nm ³ (710 - 7.510 mg/Nm ³)	308 mg/Nm ³ (32 - 1.250 mg/Nm ³)	109 mg/Nm ³ (55 - 186 mg/Nm ³)

Weitere Randbedingungen. Neben den gasförmigen Emissionen wurde eine Reihe weiterer Parameter erfasst. Sie dienen der Beschreibung der Rahmenbedingungen und des Betriebszustandes der jeweiligen Feuerung während der Messungen und sind für die Beurteilung der Übertragbarkeit der gemessenen Staubabscheidegrade von Bedeutung. Im Folgenden werden diese Ergebnisse zu den Randbedingungen der verschiedenen Versuche dargestellt Tabelle 18. Hierbei handelt es sich um

- den mittleren Sauerstoffgehalt im Abgas sowie die daraus resultierende Luftüberschusszahl λ ,
- die Abgastemperatur, die unmittelbar am Abgasstutzen der Feuerung gemessen wird,
- den Förderdruck im Abgassystem an der Verbindung zur Feuerung,
- die Abgastemperatur am elektrostatischen Abscheider und
- das Verdünnungsverhältnis, das im Verdünnungstunnel eingestellt wurde.

Tabelle 18: Randbedingungen bei Durchführung der Prüfstandsversuche, angegeben ist jeweils der Mittelwert aller Versuche sowie die Spannweite mit Minimum und Maximum

Versuchs- variante	O ₂ -Gehalt (Vol.-%)	λ	Abgastemperatur (°C)	Förderdruck (Pa)	Verdünnungs- verhältnis
1	14,4 (2,2 - 15,9)	2,7 (1,0 - 4,2)	405 (336 - 498)	8,5 (4,5 - 16,1)	6,5 (5,8 - 6,7)
2	11,6 (5,9 - 16,6)	2,4 (1,4 - 3,3)	387 (315 - 440)	10,7 (8,5 - 16,1)	4,7 (4,7 - 4,9)
3	11,4 (7,4 - 15,5)	2,4 (1,6 - 3,8)	365 (288 - 389)	9,4 (5,9 - 15,4)	6,6 (6,4 - 6,8)
4	10,3 (5,9 - 15,8)	2,2 (1,3 - 3,7)	455 (392 - 507)	12,5 (8,8 - 18,6)	4,7 (4,3 - 4,9)
5a	8,5 (5,7 - 13,7)	1,7 (1,3 - 2,6)	215 (175 - 232)	27,1 (21,5 - 33,0)	3,9 (3,9 - 4,0)
5b	10,1 (6,8 - 15,2)	2,1 (1,5 - 3,5)	238 (208 - 267)	37,1 (33,2 - 41,2)	3,9 (3,8 - 3,9)
6	9,4 (4,8 - 14,9)	1,9 (1,3 - 3,6)	282 (261 - 295)	28,2 (26,1 - 29,5)	3,1 (1,8 - 3,9)

4.2.3 Partikelgebundene Emissionen von PAK, EC/OC und Schwermetallen

In einigen Versuchen wurden Staubproben in Form von beladenen Planfiltern zur späteren Laboranalyse gewonnen. Diese Staubproben wurden auf ihren Gehalt an PAK, Schwermetallen und anderen Elementen sowie an elementarem (EC) und organischem Kohlenstoff (OC) untersucht. Für die Gewinnung der Staubproben wurden zusätzliche Versuche durchgeführt, da einerseits die Filtermaterialien der üblichen Staubmessungen nicht für eine Analyse geeignet sind und andererseits die Trocknung der beladenen Filter zu Verfälschungen bei den Gehalten bestimmter organischer Verbindungen führen kann. Für die Analyse wurden jeweils ein Quarzfaserplanfilter im unverdünnten Rohgas und ein weiterer Quarzfaserplanfilter im Reingas im Verdünnungstunnel beladen. Da die Staubaufnahme Kapazität des Planfilters deutlich geringer ist als die Kapazität der sonst bei Staubmessungen verwendeten Kombination aus Filterhülse und Planfilter, ergaben sich teilweise nur sehr kurze Beladungs- bzw. Versuchszeiten.

Die Ergebnisse aus den Messungen mit sehr kurzen Versuchszeiten können daher nur mit eingeschränkter Genauigkeit mit den Ergebnissen aus den Versuchen, die sich über eine vollständige Abbrandperiode erstrecken, verglichen werden. Als Leitgröße sind auch hier die CO-Emissionen und deren Verlauf zu betrachten. In Abbildung 54 sind die Verläufe der Konzentrationen an CO, CO₂ und O₂ während des Abbrandes einer Brennstoffauflage an einem Kaminofen dargestellt. In dem ausgewählten Beispiel erfolgte nach ca. 5 Minuten die Aufgabe des neuen Brennstoffes. Die beginnende Ausgasung führt zu einem steilen

Anstieg der CO-Konzentration. Im weiteren Verlauf des Abbrandes sinkt die O₂-Konzentration bei gleichzeitig steigender CO₂-Konzentration, da ein immer größerer Anteil des Brennstoffes in Reaktion gerät. Sobald die O₂-Konzentration einen Wert von ca. 10 % unterschreitet, kommt es zu einem Anstieg der CO-Konzentration, da nicht mehr genug Sauerstoff für eine vollständige Verbrennung zur Verfügung steht. Die anschließende Phase des Abbrandes ist durch geringe CO-Emissionen bei wieder steigender O₂-Konzentration gekennzeichnet. Erst gegen Ende des Abbrandes, wenn ausschließlich die Restkohle verbrennt und keine Flamme mehr sichtbar ist, kommt es wieder zu einem Anstieg der CO-Konzentration (hier in der 51. Minute).

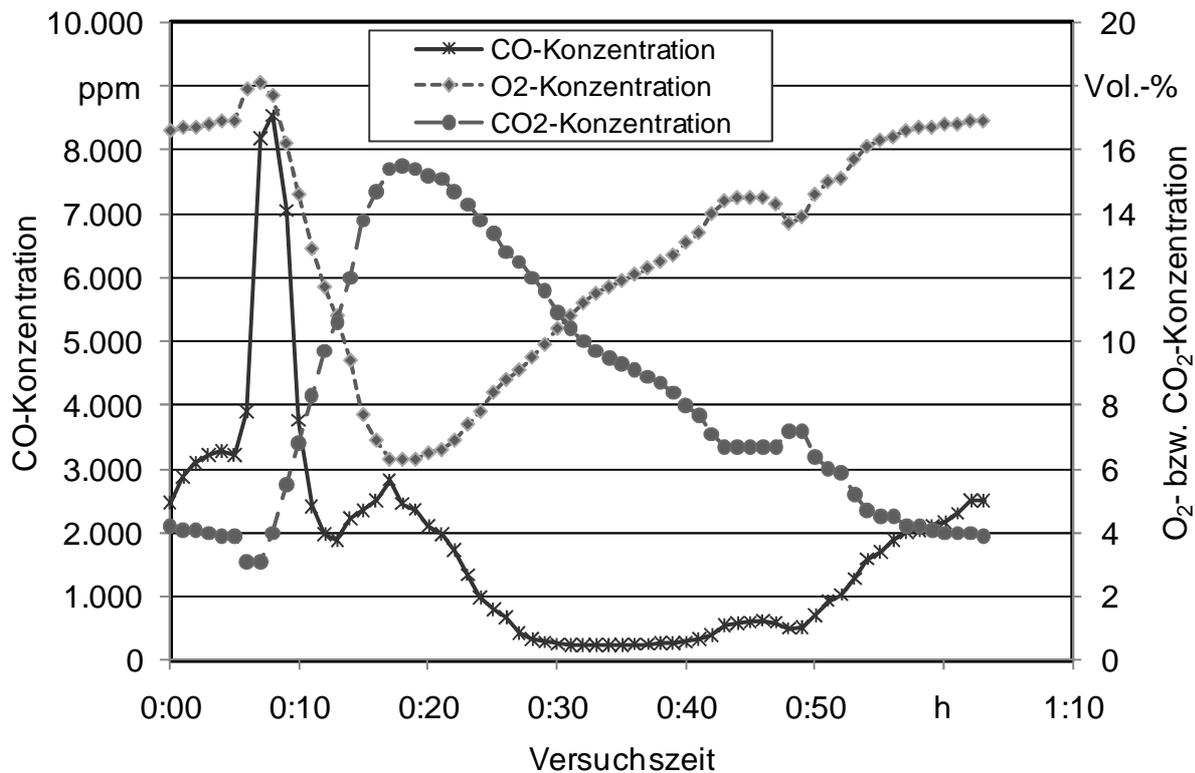


Abbildung 54: Verlauf der Konzentrationen von CO, CO₂ und O₂ während des Abbrandes einer Brennstoffauflage an einem Kaminofen (Wodtke „Moon“)

Aus diesem typischen Beispiel eines Abbrandes am Kaminofen ist ersichtlich, dass sehr kurze Versuchszeiten, die lediglich die von sehr hohen CO-Emissionen geprägte Anfangsphase eines Abbrandes erfassen, zu deutlich höheren Emissionen an organischen Schadstoffen führen, als längere Versuchszeiten, die größere Anteile des emissionsarmen Mittelteils des Abbrandzyklus erfassen.

Tabelle 19: Emissionen an PAK sowie organischem (OC) und elementarem (EC) Kohlenstoff einschließlich der relevanten Betriebsdaten während der Messung an zwei Kaminöfen

Nr.	Ofen	Filter	Messort ^a	Dauer min	Temp. °C	CO g/Nm ³	CO ₂ Vol.-%	PAK µg/Nm ³	OC mg/Nm ³	EC mg/Nm ³
1	Oregon	KW	RG	8	351	6,70	15,5	777	59	364
	Oregon	KW	VT	25	50	3,56	2,2	14.396	89	255
2	Oregon	KW	RG	27	287	1,46	7,7	107	10	83
	Oregon	KW	VT	3	49	2,22	0,9	14	12	27
3	Oregon	KW	RG	5	317	7,34	12,9	79.335	363	614
	Oregon	KW	VT	5	57	7,34	3,2	36.988	553	343
4	Wodtke	APP	RG	3	279	3,44	9,7	407	17	59
	Wodtke	APP	VT	23	53	3,24	2,7	592	7	21
5	Wodtke	APP	RG	3	236	2,60	8,3	45	7	24
	Wodtke	APP	VT	40	48	1,08	1,5	9	1	2
6	Wodtke	APP	RG	3	226	n.b.	6,9	130	93	25
	Wodtke	APP	VT	36	43	2,37	1,6	35	5	2

^a RG=unverdünntes Rohgas vor dem Abscheider; VT = Verdünnungstunnel nach dem Abscheider

In Tabelle 19 sind die Ergebnisse der Messungen sowie die relevanten Rahmenbedingungen zusammengefasst. Auch bei den partikelgebundenen Emissionen an organischen Verbindungen zeigt sich der deutlich schlechtere Ausbrand des Kaminofens von Oregon gegenüber dem Ofen von Wodtke. Die Summe der Emissionen an OC und EC erreicht in Versuch 3 Werte in der Größenordnung von ca. 900 bis 1.000 mg/Nm³, die zunächst relativ hoch erscheinen. Da diese Messung lediglich über die ersten 5 Minuten des Abbrandes durchgeführt wurde und der Ofen auch bei Versuchen über einen vollständigen Abbrand Staubemissionen von über 800 mg/Nm³ erreichte (vgl. Abbildung 46 und Abbildung 49) sind die hier gemessenen Werte auch in dieser Höhe plausibel.

Partikelgebundene PAK-Emissionen. Die partikelgebundenen Emissionen an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) lagen zwischen 9 µg/Nm³ und 79.335 µg/Nm³. Diese große Spannweite hat verschiedene Ursachen. Zum einen konnte die Probenahme teilweise nur über sehr kurze Zeiträume erfolgen, da der Druckverlust der Planfilter aufgrund der Beladung so stark anstieg, dass die zulässigen Werte für die Filter und die Absaugapparatur überschritten wurden und die Messung somit vorzeitig abgebrochen werden musste. Zum anderen lagen bei den einzelnen Messungen deutlich unterschiedliche Verbrennungsbedingungen vor, wie die CO-Konzentrationen über dem jeweiligen Versuchszeitraum zeigen, sie lagen zwischen 1,08 und 7,34 g/Nm³ (vgl. Tabelle 19).

In Abbildung 55 ist zu erkennen, dass es einen relativ deutlichen Zusammenhang zwischen CO- und PAK-Emissionen gibt. Die Regressionsfunktion erreichte trotz des vergleichsweise geringen Probenumfanges ein Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,69$. Ein ähnlicher Zusammenhang wird auch bei SCHMOECKEL UND STREIT [29] beschrieben. Die Höhe der partikelgebundenen PAK-Emissionen wird demnach maßgeblich durch die Verbrennungsbedingungen bestimmt. Bei einem vollständigen Ausbrand, der durch niedrige CO-Emissionen gekennzeichnet ist, werden auch nur geringe Mengen an PAK emittiert.

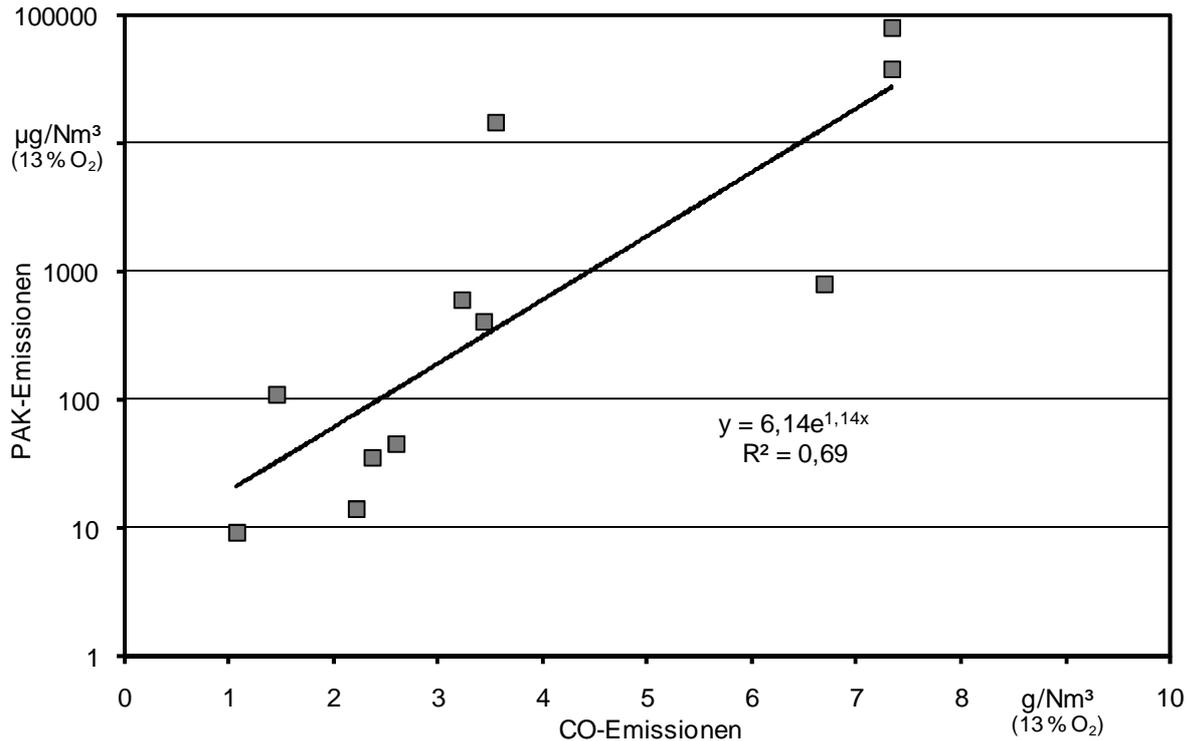


Abbildung 55: Zusammenhang zwischen partikelgebundenen PAK-Emissionen und Kohlenmonoxidemissionen

Partikelgebundene OC/EC-Emissionen. Die Emissionen an partikelgebundenem organischem Kohlenstoff (OC) erreichten Werte zwischen 1 und 553 mg/Nm³ bei 13 % O₂. Dieser Parameter ist wieder sehr eng an die Ausbrandqualität gekoppelt, wie die Darstellung in Abbildung 56 deutlich zeigt. Es wird mit einem $R^2 = 0,79$ sogar ein höheres Bestimmtheitsmaß erreicht als bei der Regression zwischen den partikelgebundenen PAK-Emissionen und den CO-Emissionen.

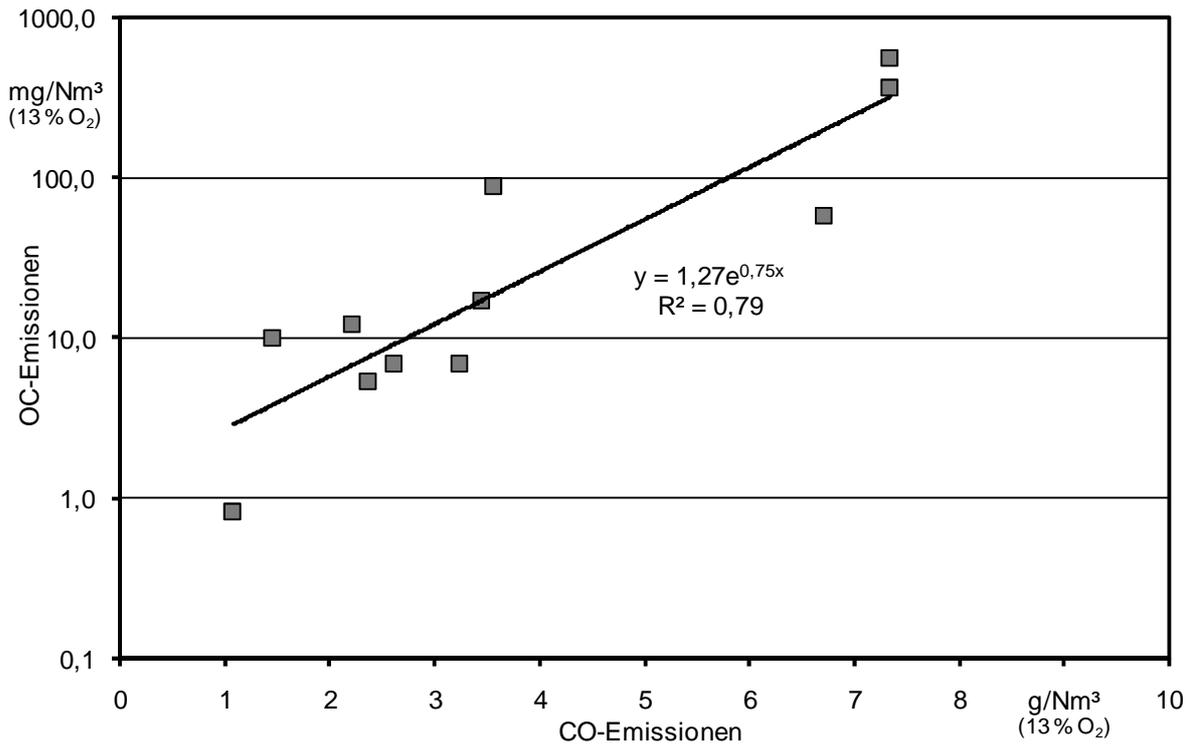


Abbildung 56: Partikelgebundene Emissionen an organischem Kohlenstoff (OC) in Abhängigkeit vom Kohlenmonoxid(CO)-Ausstoß

Demgegenüber sind die Emissionen an elementarem Kohlenstoff (EC) deutlich weniger von der Ausbrandqualität beeinflusst. Es besteht zwar ein sichtbarer Zusammenhang (Abbildung 57), jedoch ist das Bestimmtheitsmaß mit $R^2 = 0,60$ deutlich geringer. Insgesamt erreichten die partikelgebundenen EC-Emissionen Werte zwischen 2 und 614 mg/Nm^3 . In den meisten Fällen war der Gehalt an elementarem Kohlenstoff höher als der Gehalt an organischem Kohlenstoff, was zu einem EC/OC-Verhältnis größer 1,0 führt. Die Spannweite dieses Verhältnisses lag bei Werten zwischen 0,3 und 8,2 (Mittelwert: 2,9).

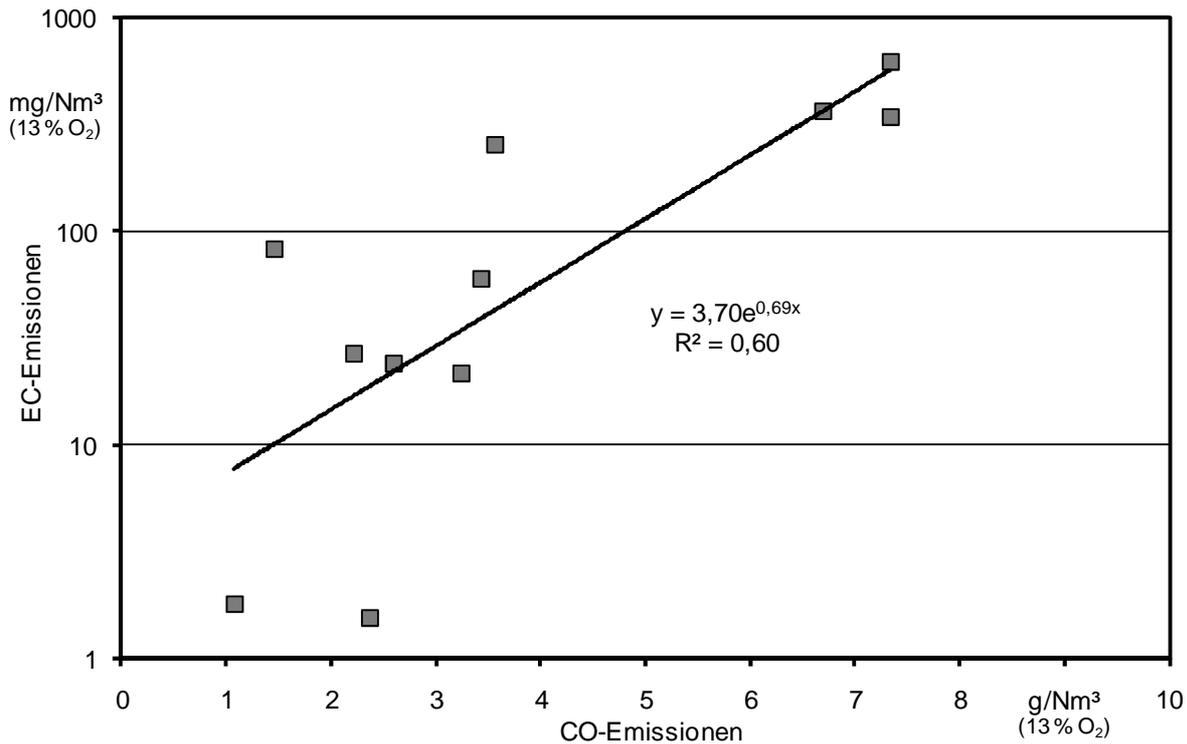


Abbildung 57: Partikelgebundene Emissionen an elementarem Kohlenstoff (EC) in Abhängigkeit vom Kohlenmonoxid(CO)-Ausstoß

Partikelgebundene Schwermetallemissionen. Im Folgenden werden beispielhaft die partikelgebundenen Emissionen an Arsen, Cadmium, Chrom, Blei und Zink beschrieben, die durch Analyse der beladenen Planfilter bestimmt wurden. Die Ergebnisse der weiteren Metalle und Elemente sind im Anhang in Kapitel 7.4 zusammengestellt. In Tabelle 20 sind die Mittelwerte und die Spannweiten der Emissionen der o. g. Schwermetalle den zugehörigen Grenzwerten der TA-Luft [4] gegenübergestellt. Diese Werte wurden als Beurteilungswerte gewählt, da für kleine Holzfeuerungen keine anderen Orientierungswerte verfügbar sind.

Die Ergebnisse in Tabelle 20 zeigen, dass die Schwermetallgrenzwerte der TA-Luft [4] immer deutlich unterschritten werden, so dass die Emissionen an Schwermetallen insgesamt als unbedeutend betrachtet werden können. Auch ist bei den Schwermetallemissionen kein Zusammenhang mit der Ausbrandqualität zu erkennen.

Tabelle 20: *Partikelgebundene Schermetallemissionen und Grenzwerte der TA-Luft. Massenkonzentrationen bezogen auf Normkubikmeter bei 13 % O₂*

Element	Einheit	Mittelwert	Spannweite	Grenzwert TA-Luft
Arsen	ng/Nm ³	131	29 - 476	50.000
Cadmium	µg/Nm ³	1	0 - 2	50
Chrom	µg/Nm ³	13	0 - 73	1.000
Blei	µg/Nm ³	7	0 - 18	500
Zink	µg/Nm ³	55	4 - 113	-

4.2.4 Einfluss des Brennstoffwassergehaltes beim Kaminofen

Im Zuge der Dauerversuche waren durchweg trockene Holzscheite mit natürlichen Wassergehaltsschwankungen (bei überdachter Lagerung im Freien) eingesetzt worden. Neben den natürlichen Wassergehaltsschwankungen kamen in einigen Fällen auch Warmluft-getrocknete Brennstoffe mit unnatürlich niedrigen Wassergehalten zum Einsatz. Da diese Brennstoffe bei den wiederholten Messungen größere Nachteile im Emissionsverhalten zeigten, wurde das Versuchsprogramm am Kaminofen Oregon um weitere Messungen mit sehr trockenem Scheitholz ergänzt, um den Einfluss des Wassergehaltes bei derartigen Öfen besser bewerten zu können. Diese Zusatzmessungen wurden nicht für die Bestimmung des Staubabscheidegrades verwendet.

Ausgewertet wurden die wassergehaltsabhängigen Auswirkungen auf die Standardemissionen Staub, Kohlenmonoxid (CO) und organischen gebundenen Kohlenstoff (Ges.-C), wobei nur Buchenscheitholz eingesetzt worden war. Bei den Staubemissionen wurden sowohl die Messungen im unverdünnten Rohgas als auch in der Teilstromverdünnung ausgewertet (Abbildung 58). Die Ergebnisse zu den gasförmigen Emissionen zeigen Abbildung 59 und Abbildung 60.

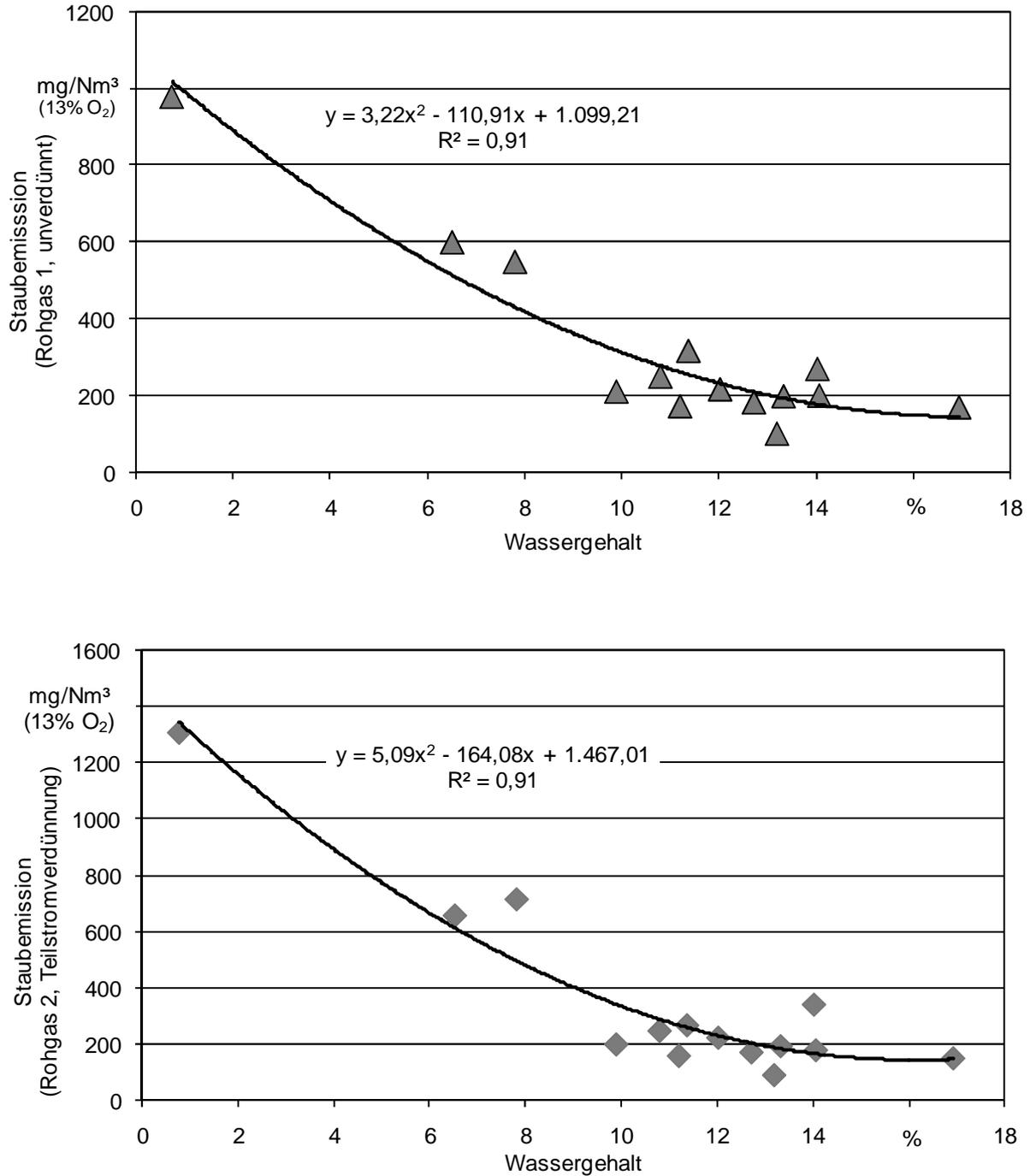


Abbildung 58: Brennstoffwassergehaltsabhängige Staubemissionen im unverdünnten Rohgas (Abbildung oben) und mit Teilstromverdünnung (Abbildung unten), gemessen mit dem Kaminofen Oregon. Brennstoff: Buchenscheitholz, Mittelwerte von je 3 Messungen

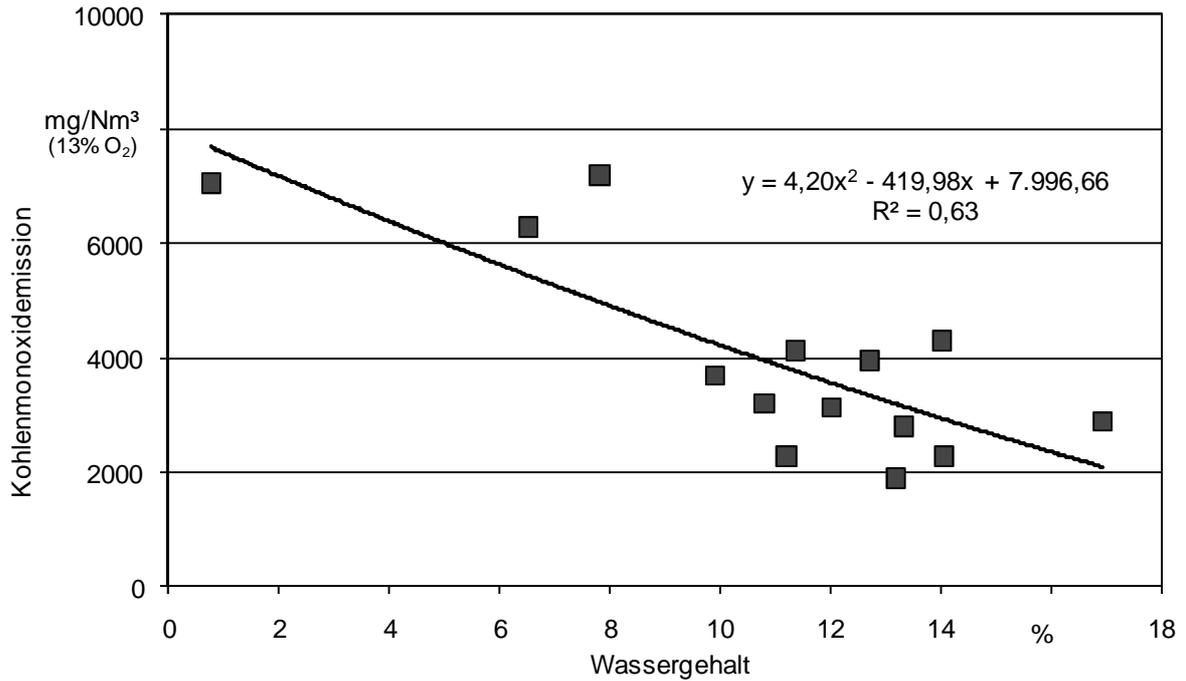


Abbildung 59: Kohlenmonoxidemissionen gemessen im unverdünnten Rohgas des Kaminofens Oregon bei verschiedenen Brennstoffwassergehalten. Brennstoff: Buchenscheitholz, Mittelwerte von je 3 Messungen

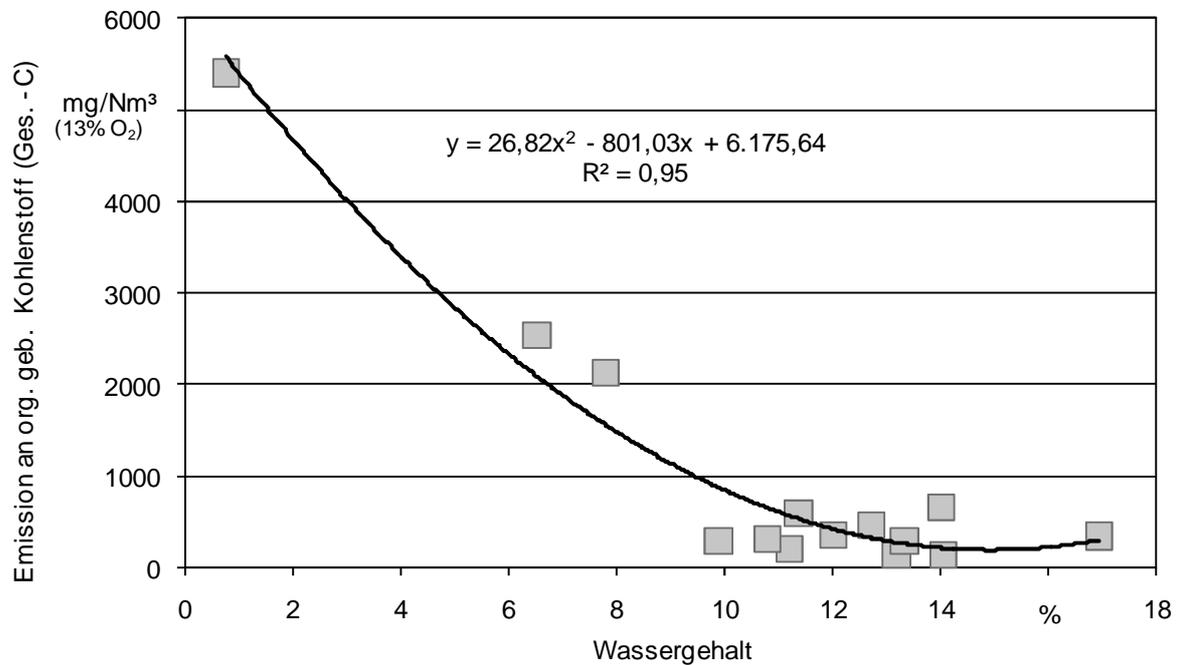


Abbildung 60: Emissionen an organischem gebundenen Kohlenstoff (Gesamt Kohlenstoff) gemessen im unverdünnten Rohgas des Kaminofens Oregon bei verschiedenen Brennstoffwassergehalten. Brennstoff: Buchenscheitholz, Mittelwerte von je 3 Messungen

Es ist ein deutlicher Zusammenhang zwischen dem Wassergehalt und den Schadstoffemissionen erkennbar. Im Gegensatz zu der allgemein vorherrschenden Auffassung, dass sich die Brennholzqualität mit abnehmendem Wassergehalt kontinuierlich verbessert, zeigt sich hier ein entgegengesetzter Trend, zumindest für die Wassergehalts-Bandbreite von trockenem Holz (bis $w = 20\%$). Die Ergebnisse zeigen, dass übertrocknetes Holz mit einem Wassergehalt von deutlich weniger als 10% als besonders kritisch anzusehen ist. Das gilt für alle drei betrachteten Schadstoffparameter (CO, Ges.-C und Gesamtstaub). Derartige Beobachtungen wurden bereits in Versuchen mit Hackschnitzeln – allerdings bei insgesamt höheren Wassergehalten – festgestellt, bei denen sinkende Gesamtstaubemissionen mit steigenden Brennstoffwassergehalten korrelierten [27], [29].

Für die Praxis der künstlichen Scheitholztrocknung durch Abwärmenutzung (z. B. aus der Kraft-Wärmekoppelung bei Biogasanlagen) ist somit festzuhalten, dass das auf diese Art konditionierte Holz zum Teil noch nicht für eine sofortige Nutzung geeignet ist. Stattdessen ist auch hier – ebenso wie bei feuchtem Holz – eine trockene Lagerung unter Außenluftbedingungen vor der Verbrennung ratsam. Dadurch kann das Holz wieder Feuchtigkeit aus der Atmosphäre aufnehmen bis ein Gleichgewichtszustand mit der Atmosphäre eintritt. Unter Klimabedingungen wie in Deutschland ist bei natürlichen Lagerungsbedingungen davon auszugehen, dass dieser Gleichgewichtszustand im Winterhalbjahr bei einem Wassergehalt oberhalb von 12% gegeben ist.

Oberhalb dieses Wassergehalts ist auch das verbrennungstechnische Optimum für den Einsatz in Naturzugfeuerungen nach dem Durchbrandprinzip zu vermuten. Als Grund für die beobachteten Nachteile des übertrockneten Holzes kann vermutet werden, dass sich in diesem Fall eine allzu rasche Entzündung des nachgelegten Brennstoffs ergibt, wodurch eine unkontrollierte übermäßige Brenngasfreisetzung bei gleichzeitig geringer werdender Aufenthaltszeit im Brennraum eintritt. In der Folge kommt es zu unvollständiger Verbrennung und zu einer überhöhten momentanen Feuerungsleistung mit gestiegenen Abgastemperaturen. Der dadurch erhöhte Unterdruck im Schornstein ist dann wieder für die übermäßige Verbrennungsluftzufuhr verantwortlich, zumal eine Nebenlufterrichtung bei derartigen Feuerungen in der Regel fehlt.

Die Wirkung überhöhter Brennstoffwassergehalte war dagegen nicht Gegenstand der vorliegenden Untersuchung, sie ist aber durch andere Forschungsarbeiten belegt. Demnach muss bei Einzelfeuerstätten für Scheitholz davon ausgegangen werden, dass das Optimum bei einem Wassergehalt von ca. 20% nach oben hin begrenzt ist. Darüber liegende Wassergehalte hatten bei einem Kaminofen und bei einem Kachelofenheizeinsatz zu einem deutlichen Anstieg der Gesamtstaubemission – insbesondere bei Messungen im Verdünnungstunnel – geführt [12].

4.2.5 Staubanfall im Rauchrohr des Versuchsaufbaus

Nach Abschluss jeder Versuchsreihe war die Abgasstrecke komplett gereinigt und die Aschemenge erfasst worden. Tabelle 21 gibt einen Überblick über die Aschemengen, die sich während des Langzeitversuches im Rauchrohr abgelagert hatten. Bei einem gewissen Teil dieser Masse handelt es sich um Staubanhaftungen, die gewöhnlich auch bei Holzfeuerungen ohne Elektroabscheider auftreten. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass sich der Großteil der Asche aufgrund der elektrostatischen Aufladung der Partikel in der Abgasstrecke abgelagert hatte. Für den TH Kamin-Feinstaubkiller werden in Tabelle 21 keine Daten angegeben, weil die abgelagerten Stäube mittels einer Wasserspülung ausgetragen werden und zudem auch eine deutlich geringere Versuchszeit gewählt werden musste, so dass die Masse des abgeschiedenen Staubes nicht erfasst werden konnte.

Tabelle 21: *Während der Langzeitversuche im Rauchrohr abgelagerte Staubmengen und deren Wassergehalt*

Versuchs- variante	Gewicht der Frischmasse (g)	Wassergehalt (%)	Gewicht der Trocken- masse (g)
1	109	5,5	103
2	129	4,0	124
3	88	3,3	85
4	202	3,8	194
5a	72	4,5	69
5b	137	4,7	130

Analog zu Kapitel 4.1.2 sind in Tabelle 22 die über den Versuchszeitraum abgeschiedenen Aschemengen bezogen auf einen Abgasvolumenstrom normiert auf 13 % O₂ dargestellt. Die Berechnung des Volumenstroms erfolgte aus der Elementarzusammensetzung des Brennstoffes und der eingesetzten Brennstoffmenge. Der Versuch mit dem SFF20 nach dem Scheitholzkessel HDG SL 14 wurde in die beiden Phasen 5a und 5b unterteilt, da es sich um zwei verschiedene Aufbauten ohne und mit Bypassführung des Abgasstromes in der Anfahrphase handelte.

Die in Tabelle 22 in der rechten Spalte dargestellten Werte beschreiben den Maximalwert der theoretisch möglichen Minderung der Staubemissionen, da die dargestellte Minderung auch Staubablagerungen berücksichtigt, die in jedem Fall am Rauchrohr haften bleiben. Für den Elektroabscheider von APP (Variante 1 und 3) wurde eine maximal vermiedene Staubemission von 45 bzw. 33 mg/Nm³ ermittelt. Der Abscheider von Kutzner + Weber (Variante 2 und 4) erreichte Werte von 44 bzw. 63 mg/Nm³. Beide Abscheider erreichten die höhere Staubminderung beim Betrieb an dem Kaminofen Oregon, der ein relativ hohes Emissionsniveau aufweist. Insgesamt weisen die Werte aller Varianten

außer Nr. 5a eine relativ geringe Schwankungsbreite auf. Beim Abscheider der Firma Spanner RE² wird durch den Einbau der Bypasslösung (Variante 5b) nach dem unregulierten Scheitholzkessel eine deutlich höhere Staubreduktion erzielt als ohne dieses zusätzliche Bauteil (Variante 5a), da durch diese Maßnahme die Funktion des Abscheiders deutlich verbessert wurde.

Tabelle 22: Während der Feuerungsversuche abgeschiedene Asche Abgasvolumenstrom berechnet auf 13 % O₂

Versuchsvariante	Brennstoffverbrauch (kg)	Mittlerer Brennstoffwassergehalt (%)	Theoretisches trockenes Abgasvolumen bei idealer Verbrennung ^a (Nm ³ /kg Brennstoff)	Abgasvolumen im Versuchszeitraum (Nm ³)	maximal mögliche vermiedene Staubemission (mg/Nm ³ , 13 % O ₂)
1	214	12,4	10,55	2.260	45
2	268	12,4	10,55	2.831	44
3	245	12,1	10,58	2.587	33
4	292	12,1	10,58	3.084	63
5a	489	13,7	10,39	5.085	13
5b	210	13,7	10,39	2.178	60

^a angegeben für 13 % O₂, berechnet aus der Elementaranalyse des Brennstoffes

4.3 Stromverbrauch der untersuchten Staubabscheider

Während des Versuchszeitraumes wurde der Stromverbrauch der Elektroabscheider am Prüfstand bestimmt. Dabei wurde zwischen dem Betrieb mit laufender Hochspannungsquelle und dem Stand-by-Betrieb außerhalb der Feuerungsphasen unterschieden (Abbildung 61). Auch im Feldversuch wurde anhand der vorhandenen Datenaufzeichnung eine Einordnung der elektrischen Leistungsaufnahme im Betriebszustand vorgenommen.

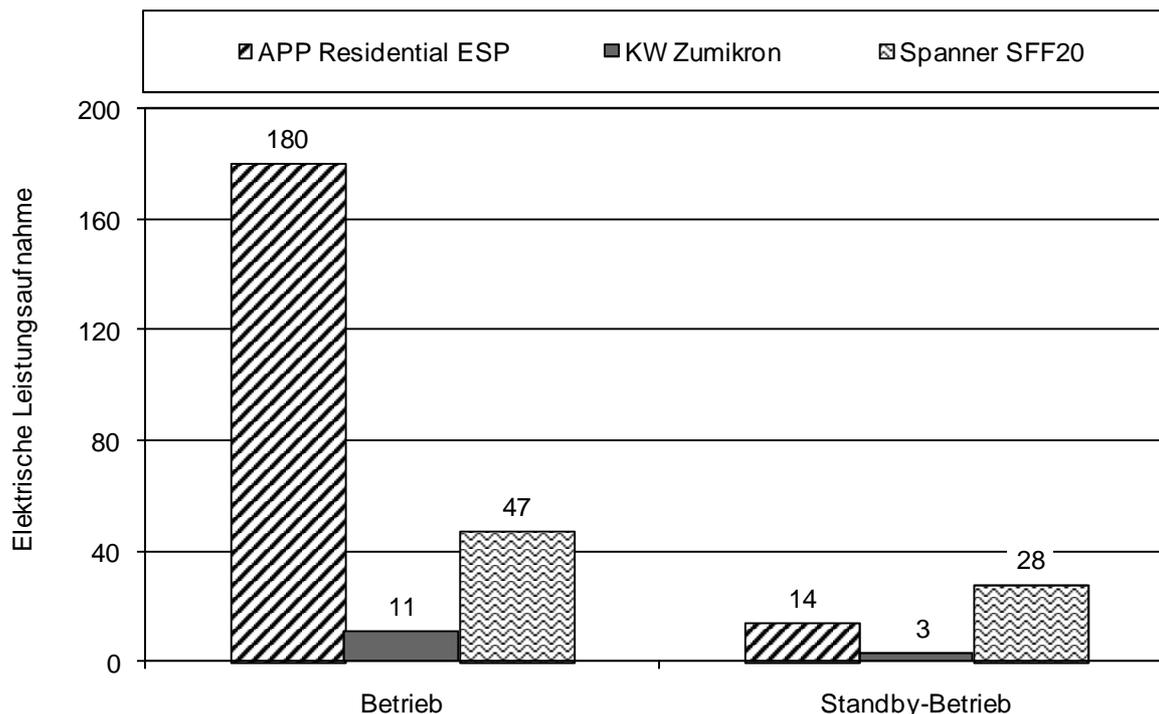


Abbildung 61: Elektrische Leistungsaufnahme der Staubabscheider im Betrieb und im Stand-by-Modus mit ausgeschalteter Hochspannungsquelle

KW Zumikron. Den geringsten Strombedarf bei den Prüfstandsmessungen wies der KW Zumikron mit einer elektrischen Leistungsaufnahme von 11 bzw. 3 Watt auf (Abbildung 61). Im Feldversuch wurde für diesen Abscheider eine Leistungsaufnahme von 7 Watt während verschiedener Heizphasen bestimmt (bei Teilnehmer 3).

APP Residential ESP. Schon vor Beginn der Messungen stand fest, dass beim APP Residential ESP bei der späteren Fertigung ein anderes, kleiner dimensioniertes Hochspannungsnetzteil verwendet wird. Durch diese Veränderung kann dann auch der Stromverbrauch erheblich gesenkt werden. Zunächst wurde daher aber in den Prüfstandsmessungen wegen der noch nicht für eine Serienfertigung optimierten Bauweise die höchste Leistungsaufnahme im Betrieb gemessen. Die Erhebungen machten deutlich, dass der Strombedarf je nach Intensität des Feuerungsbetriebes, der Brennstoffqualität, den Zugbedingungen im Schornstein sowie dem Betreiberverhalten schwankt. Der Minimalverbrauch des Abscheiders im Betrieb wurde am Prüfstand bei manuell betriebener Hochspannungsquelle ohne Feuerungsbetrieb ermittelt und lag bei etwa 140 Watt. Der durchschnittliche Stromverbrauch im Feuerungsprüfstand lag bei etwa 180 Watt. Auch im Feldversuch wurden mit Werten von 138 und 192 Watt bei Teilnehmer 6 und 7 die Schwankungen in diesem Leistungsbereich deutlich.

Spanner SFF20. Am Pelletkessel von Teilnehmer 9 wurde eine mittlere Leistungsaufnahme des SFF20 von 93 Watt im Abscheidebetrieb bestimmt. Die elektrische Leistungsaufnahme des SFF50 war bedeutend höher als beim SFF20, wurde jedoch im Feuerungsprüfstand nicht genauer ermittelt. Im Feldversuch wurde bei Teilnehmer 10

eine mittlere Leistung von 130 Watt aufgenommen, wobei hierin sowohl Betriebs- als auch Stand-by-Zeiten erfasst sind.

4.4 Analyse der abgeschiedenen Stäube

Aus den im Feldversuch und den während der Prüfstandsversuche angefallenen Stäuben wurden repräsentative Stichproben entnommen und dem Labor des LfU zur Verfügung gestellt. Im Folgenden werden nur ausgewählte Ergebnisse aus diesen sehr umfangreichen Analysen dargestellt. Die vollständigen Ergebnisse mit allen Parametern sind im Anhang in Kapitel 7.4 zusammengefasst.

4.4.1 Analyse der Stäube aus dem Feldtest

PAK-Gehalte. Unter dem Begriff PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe) wird eine Gruppe von einigen hundert Verbindungen bezeichnet, die über 2 oder mehr miteinander verbundene aromatische Ringstrukturen verfügen. Analysiert wurden hier 16 typische Vertreter, die von der amerikanischen Bundesumweltbehörde (USEPA) stellvertretend für die ganze Stoffgruppe definiert wurden. Die bekanntesten und schädlichsten Vertreter der PAK sind Benzo(a)pyren, Benz(a)anthracen, Benzo(b)fluoranthren und Naphtalin.

Für die Beurteilung der PAK-Gehalte in Stäuben können 2 Grenzwerte betrachtet werden. Zubereitungen bzw. Gemische werden gemäß Gefahrstoffrichtlinie ab einem Gehalt von 0,0005 % bzw. 5 ppm PAK als krebserregend eingestuft. Zudem muss Abfall ab einem Gehalt von 0,1 % bzw. 1.000 ppm als gefährlicher Abfall deklariert werden und unterliegt dann besonderen Anforderungen an die Entsorgung und die Dokumentation.

In den Stäuben, die bei den 10 Teilnehmern des Feldtests im Schornstein gesammelt wurden, wurden PAK-Gehalte zwischen 21 und 1.713 ppm bestimmt. Damit wären entsprechend den Vorgaben der Gefahrstoffverordnung alle Stäube als krebserregend einzustufen. Die Stäube aus 2 Anlagen (Teilnehmer 3 und 7) sind als gefährlicher Abfall zu deklarieren. In Tabelle 23 sind die PAK-Gehalte der Stäube aus allen 10 Anlagen des Feldtests dargestellt. Der geringste Gehalt wurde im Schornsteinstaub des Pellet-Zentralheizungskessels gemessen (Teilnehmer 9), was auf die guten Ausbrandbedingungen bei dieser Feuerungsart zurückzuführen ist. Die höchsten PAK-Gehalte wurden bei zwei Kachelöfen gemessen, was zunächst überrascht, da dieser Feuerungsart üblicherweise bessere Ausbrandbedingungen zugesprochen werden als z.B. Kaminöfen oder auch Koch- und Heizungsherde (vgl. u. a. [12]). Aber offensichtlich herrschten bei diesen beiden Kachelöfen so ungünstige Betriebsbedingungen vor oder es kam zu Bedienungsfehlern, die einen unvollständigen Ausbrand und damit hohe PAK-Gehalte im Staub verursachten. Dass auch Kaminöfen bei optimalem Betrieb im Schornstein Staubablagerungen mit nur geringen PAK-Gehalten erzeugen können, zeigen die Teilnehmer 5 und 1, die neben dem Pelletkessel die niedrigsten PAK-Gehalte erreichten.

Tabelle 23: PAK-Gehalte (16 PAK gem. EPA) der Stäube aus dem Feldtest

Teilnehmer	Feuerung	Abscheider	PAK-Gehalt
1	Kaminofen	KW Zumikron	183 ppm
2	Kaminofen	KW Zumikron	744 ppm
3	Kachelofen	KW Zumikron	1.344 ppm
4	Herd	KW Zumikron	922 ppm
5	Kaminofen	APP R _{esidential} ESP	66 ppm
6	Kaminofen	APP R _{esidential} ESP	470 ppm
7	Kachelofen	APP R _{esidential} ESP	1.713 ppm
8	Scheitholzessel	Spanner SFF	380 ppm
9	Pelletkessel	Spanner SFF	21 ppm
10	Hackschnitzelkessel	Spanner SFF	197 ppm

Elementgehalte. In Tabelle 24 sind die Gehalte der Elemente Ca, K, Mg, Na, Cl, S und P in den Stäuben aus den 10 Anlagen des Feldversuchs dargestellt. Zur Einordnung bietet sich ein Vergleich mit entsprechenden Analysen von abgeschiedenen Feinstflugaschen aus der Holzverbrennung an. Hierzu werden bei OBERNBERGER [26] folgende Gehalte genannt: Ca ca. 23 %, K ca. 12 %, Mg ca. 2 %, Na ca. 0,6 % und P ca. 1,3 %. Im Vergleich zu diesen Orientierungswerten wurden bei den meisten Teilnehmern deutlich geringere Gehalte an Ca, K, Mg und P in den gesammelten Schornsteinstäuben gemessen. Dies ist voraussichtlich auf eine gewisse „Verdünnung“ mit organischen Bestandteilen zurückzuführen, da die hier untersuchten Stäube aus Kleinf Feuerungen mit suboptimalen Ausbrandbedingungen stammen, während die bei OBERNBERGER [26] genannten Vergleichswerte aus der Untersuchung von Stäuben aus Kesselanlagen mit deutlich günstigeren Verbrennungsbedingungen stammen. Eine Verunreinigung bzw. Verdünnung der Stäube mit Abrieb aus mineralischen Bauteilen des Rauchgasweges ist eher unwahrscheinlich, da solche Verunreinigungen meistens mit höheren Gehalten an Ca, Mg und Si verbunden sind.

Die 3 Kesselanlagen (Teilnehmer 8 bis 10) weisen in der Tendenz höhere Gehalte an diesen Elementen auf, was ein Hinweis auf Stäube mit höheren mineralischen Anteilen und somit eine vollständigere Verbrennung ist. Bei den Chlorgehalten fallen die Werte in den Stäuben der Teilnehmer 3 und 9 auf, die deutlich höher sind als die Werte bei den übrigen Anlagen. Bei Teilnehmer 9 wurde ein Pelletkessel eingesetzt, bei dem eine hohe Chlorfracht mit dem Brennstoff eigentlich ausgeschlossen ist, da der maximale Chlorgehalt im Brennstoff durch die einschlägigen Normen begrenzt wird. Aus der Brennstoffzusammensetzung kann somit keine Erklärung für die hohen Chlorgehalte im Staub abgeleitet werden.

Tabelle 24: Elementgehalte der abgeschiedenen Schornsteinstäube im Feldversuch

Teilnehmer	Ca	K	Mg	Na	Cl	S	P
1	2,37 %	4,21 %	< 0,2 %	< 0,2 %	0,25 %	3,05 %	0,21 %
2	2,53 %	3,50 %	0,39 %	0,23 %	1,12 %	1,87 %	0,22 %
3	4,03 %	3,97 %	0,25 %	0,55 %	3,80 %	4,50 %	0,31 %
4	4,11 %	5,25 %	0,67 %	< 0,2 %	0,67 %	1,82 %	0,25 %
5	2,57 %	6,31 %	0,48 %	< 0,2 %	0,53 %	2,52 %	0,47 %
6	3,45 %	4,11 %	0,36 %	0,31 %	0,25 %	1,45 %	0,21 %
7	3,49 %	3,34 %	0,51 %	0,44 %	1,42 %	2,42 %	0,25 %
8	13,4 %	3,84 %	1,56 %	0,32 %	0,61 %	1,61 %	0,58 %
9	8,07 %	21,6 %	1,15 %	0,69 %	4,80 %	6,60 %	0,80 %
10	11,7 %	6,48 %	1,03 %	0,32 %	1,84 %	3,18 %	0,86 %

Schwermetallgehalte. Für einige ausgewählte Schwermetalle werden in Tabelle 25 die gemessenen Konzentrationen aus dem Feldversuch zusammengestellt. Die Mehrzahl der Werte ist unauffällig, da der Schwermetalleintrag mit dem Brennstoff Holz üblicherweise gering ist.

Als Beurteilungswerte lassen sich die Grenzwerte der Düngemittelverordnung (DüMV) für As, Cd und Pb heranziehen. Diese Werte müssen unterschritten werden, wenn Holzaschen als Düngemittel oder als Zuschlagstoff zu Düngemitteln eingesetzt werden sollen. Der Grenzwert für As wird zwar von fast allen Stäuben unterschritten, die Werte für Cd und Pb werden jedoch meist deutlich überschritten, so dass eine Verwertung der Stäube unter anderem auch wegen der Gehalte dieser Schwermetalle ausgeschlossen ist. Darüber hinaus verbietet die Belastung der Stäube mit organischen Schadstoffen (vgl. Tabelle 23) eine Verwertung gemäß DüMV.

Bei OBERNBERGER [26] werden auch typische Werte für Schwermetallgehalte von Feinstflugaschen aus der Holzverbrennung genannt. Die dort genannten Werte stimmen in der Größenordnung sehr gut mit den hier gefundenen Werten überein, so dass hier keine Auffälligkeiten zu erkennen sind. Der einzige Messparameter, der deutlich die Vergleichswerte übertrifft, ist der Arsengehalt im Schornsteinstaub von Teilnehmer 7. Da die anderen Schwermetallgehalte dieser Staubprobe aber keine Auffälligkeiten zeigen, bietet sich für diesen hohen Arsengehalt keine plausible Erklärung an.

Tabelle 25: Schwermetallgehalte in den abgeschiedenen Stäuben des Feldversuchs

Teilnehmer	As	Cd	Cr	Pb	Zn
1	< 5 ppm	60 ppm	70 ppm	141 ppm	2.490 ppm
2	7 ppm	35 ppm	< 20 ppm	315 ppm	3.430 ppm
3	16 ppm	73 ppm	168 ppm	638 ppm	2.050 ppm
4	< 5 ppm	29 ppm	< 20 ppm	90 ppm	1.660 ppm
5	< 5 ppm	76 ppm	21 ppm	473 ppm	7.570 ppm
6	< 5 ppm	11 ppm	49 ppm	49 ppm	8.210 ppm
7	871 ppm	13 ppm	310 ppm	140 ppm	3.190 ppm
8	9 ppm	19 ppm	91 ppm	639 ppm	2.400 ppm
9	6 ppm	66 ppm	89 ppm	565 ppm	13.500 ppm
10	18 ppm	< 5 ppm	79 ppm	238 ppm	1.830 ppm
DüMV ^a	40 ppm	1,5 ppm	-	150 ppm	-

^a Grenzwerte der Düngemittelverordnung (DüMV), die bei einer Verwendung von Holzasche als Düngemittel oder als Zuschlagstoff zu Düngemitteln einzuhalten sind.

4.4.2 Analyse der Stäube aus den Prüfstandsversuchen

Gehalte an PAK. In den abgeschiedenen Stäuben aus den Prüfstandsversuchen wurden deutlich höhere PAK-Gehalte bestimmt als in den Schornsteinstäuben der Praxisanlagen. Die Werte lagen hier zwischen 930 und 24.680 ppm. Sie lassen sich einerseits auf die schlechten Verbrennungsbedingungen in dem Kaminofen Typ „Oregon“ zurückzuführen, können aber andererseits auch in der kürzeren Lagerdauer der Stäube begründet sein, die ggf. stattfindenden Abbau- oder Zersetzungsprozessen entgegenwirkt.

In Tabelle 26 sind neben dem PAK-Gehalt die Ascheproben nach Feuerungstyp, Abscheider und Probenahmeort beschrieben. Dort ist zu erkennen, dass der Kaminofen Oregon insgesamt zu höheren PAK-Gehalten in den abgelagerten Stäuben geführt hat. Aber auch an dem hochwertigen Kaminofen mit deutlich besseren Verbrennungsbedingungen wurden mit Werten über 6.000 ppm sehr hohe PAK-Gehalte bestimmt, die in dieser Höhe beim Feldtest nicht zu beobachten waren.

Tabelle 26: PAK-Gehalte (16 PAK gem. EPA) in verschiedenen Staubproben aus den Prüfstandsversuchen

Nr.	Feuerung	Abscheider	Probenahmeort	PAK-Gehalt
1	Wodtke	KW Zumikron	Abgasrohr nach dem Abscheider	2.740 ppm
2			Verdünnungstunnel	6.310 ppm
3		APP R _{esidential} ESP	Abgasrohr vor dem Abscheider	930 ppm
4			Abscheider	6.610 ppm
5	Oregon	KW Zumikron	Abscheider	9.180 ppm
6			Abgasrohr nach dem Abscheider	24.680 ppm
7			Verdünnungstunnel	14.640 ppm
8		APP R _{esidential} ESP	Abscheider und Abgasrohr	9.090 ppm
9			Verdünnungstunnel	15.210 ppm
10			Abscheider und Abgasrohr	3.710 ppm

Elementgehalte. Die Werte für Mg und Na lagen bei allen Proben unterhalb der Nachweisgrenze von 0,2 %, weshalb auf eine Darstellung in Tabelle 27 verzichtet wird. Weiterhin können keine Werte für die Probe mit der Nr. 5 gemäß Tabelle 26 angegeben werden, da hier die Probenmenge zu gering war.

Beim Vergleich mit den Stäuben aus dem Feldversuch fällt auf, dass bei den am Prüfstand gewonnenen Stäuben deutlich geringere Ca-, Mg- und Na-Gehalte bestimmt wurden. Die Gehalte an K, Cl und S liegen dagegen in einer vergleichbaren Größenordnung. Die nochmals geringeren Gehalte an Ca und Mg in den Stäuben aus den Prüfstandsversuchen können zunächst nur damit erklärt werden, dass hier mineralische Verunreinigungen vollkommen ausgeschlossen sind, da ausschließlich metallische Werkstoffe für die Abgasanlage verwendet wurden.

Tabelle 27: Elementgehalte in den Stäuben aus den Prüfstandsversuchen

Nr.	Feuerung	Abscheider	Probenahmeort	Ca	K	Cl	S
1	Wodtke	KW Zumikron	Abgasrohr n. d. Abscheider	0,63%	5,6%	0,6%	2,4%
2			Verdünnungstunnel	0,78%	2,6%	1,2%	2,7%
3		APP R _{esidential} ESP	Abgasrohr v. d. Abscheider	0,40%	2,6%	0,2%	1,6%
4			Abscheider	0,25%	8,5%	2,1%	3,2%
6	Oregon	KW Zumikron	Abscheider	0,27%	1,4%	0,6%	1,9%
7			Abgasrohr n. d. Abscheider	0,14%	2,0%	0,4%	1,2%
8			APP R _{esidential} ESP	Abscheider und Abgasrohr	0,72%	8,1%	0,9%
9		Verdünnungstunnel		0,53%	2,1%	1,2%	3,0%
10				Abscheider und Abgasrohr	0,81%	3,0%	0,4%

Schwermetallgehalte. Beim Vergleich mit den Gehalten der Stäube aus dem Feldversuch fällt auch hier auf, dass am Prüfstand deutlich geringere Gehalte bei allen Parametern auftreten. Die Schwermetallgehalte unterschreiten auch deutlich die bei OBERNBERGER [26] beschriebenen typischen Gehalte von Feinstflugaschen aus der Holzverbrennung. Eine Erklärung hierfür kann in der Brennstoffzusammensetzung liegen, da geringe Schwermetallgehalte im Brennstoff zu entsprechend niedrigen Schwermetallgehalten in den Verbrennungsprodukten führen. Die Werte für Arsen (As) lagen bei 8 Proben unter der Nachweisgrenze von 5 ppm, weshalb auf eine Darstellung dieses Parameters in Tabelle 28 verzichtet wird.

Tabelle 28: Schwermetallgehalte in den Stäuben aus den Prüfstandsversuchen (alle Werte in ppm bzw. mg/kg)

Nr.	Feuerung	Abscheider	Probenahmeort	Cd	Cr	Pb	Zn
1	Wodtke	KW Zumikron	Abgasrohr n. d. Abscheider	20	20	78	1.480
2			Verdünnungstunnel	8	77	<10	780
3		APP	Abgasrohr v. d. Abscheider	22	41	49	739
4		R _{esidential} ESP	Abscheider	35	37	177	2.080
6	Oregon	KW Zumikron	Abscheider	<5	<20	19	354
7			Abgasrohr n. d. Abscheider	8	<20	34	503
8		APP	Abscheider und Abgasrohr	25	49	117	1.590
9		R _{esidential} ESP	Verdünnungstunnel	6	21	36	801
10			Abscheider und Abgasrohr	30	55	75	1.420

5 Zusammenfassung

Gesundheitsgefährdende Feinstpartikel, d. h. Teilchen mit einer Größe von weniger als 10 µm, stammen zu einem großen Teil aus Verbrennungsprozessen. Einzelfeuerstätten und häusliche Zentralheizungen für Holzbrennstoffe leisten hierzu einen nicht unwesentlichen Beitrag. Die im März 2010 in Deutschland in Kraft getretene „Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleinere und mittlere Feuerungsanlagen – 1. BImSchV)“ legt daher für neu installierte Feuerungen deutlich reduzierte Grenzwerte für die Staubemissionen fest, die in 2015 (Stufe 2) abermals verschärft werden. Mit einer deutlich höheren Anzahl von Beanstandungen bei den wiederkehrenden Messungen durch den Schornsteinfeger ist somit zukünftig zu rechnen.

Abhilfe ist – neben der Weiterentwicklung von Feuerungsanlagen – auch durch nachgeschaltete Staubabscheider denkbar, sofern hierfür technisch ausgereifte und kostengünstige Lösungen verfügbar sind. Eine Reihe von europäischen Entwicklern und Herstellern sieht daher in der Neuausrüstung und der Nachrüstung bestehender Holzfeuerungen mit Staubabscheidern einen interessanten Zukunftsmarkt. Erste Prototypen und Produkte von elektrostatischen Staubabscheidern existieren bereits oder werden derzeit in einem Pioniermarkt eingeführt. Jedoch ist über die tatsächliche Einsatztauglichkeit im Langzeitbetrieb und über das Abscheidevermögen solcher Anlagen noch relativ wenig bekannt. Gleiches gilt für vielerlei weitere technische Aspekte wie z. B. notwendige Reinigungsintervalle, Stromverbrauch, messtechnisches Vorgehen bei der Bestimmung der Abscheidegrade, Qualität der anfallenden Stäube etc. Mit der vorliegenden Untersuchung sollen solche für die Bewertung und Weiterentwicklung benötigten Daten und Erfahrungen für einige der vielversprechendsten technologischen Entwicklungen auf dem Gebiet der Kleinst-Elektroabscheider zusammengetragen werden.

Beteiligte Hersteller und Verfahren. Folgende Hersteller bzw. Abscheider waren am Projekt beteiligt: Die Fa. Spanner RE² in Neufahrn (Abscheider: SFF20 und SFF50), die Fa. Applied Plasma Physics in Norwegen (Abscheider: APP R_{esidential} ESP) sowie die Firma Kutzner + Weber GmbH in Maisach (Abscheider: KW Zumikron), die ihren Abscheider gemeinsam mit dem Entwickler, der Rüegg Cheminée AG in der Schweiz, vermarktet. Als vierter Hersteller wurde in das bereits laufende Projekt die Fa. TH-Alternativ-Energie (Abscheider: TH Kamin-Feinstaubkiller) einbezogen.

Alle genannten Hersteller nutzen das gleiche Abscheideprinzip: Ein elektrisch geladener Draht oder Stab wird in die Mitte des Abgasrohrquerschnitts eingebracht und mit einer elektrischen Spannung zwischen 15.000 und 33.000 Volt beaufschlagt. Die Partikel werden beim Durchtritt durch das elektrische Feld, das zwischen zentraler Elektrode und Rohrwand besteht, elektrisch geladen. Das bewirkt, dass sich die Teilchen zu der metallischen Rohrwand hin bewegen und ihre elektrische Ladung an sie abgeben. Zum Teil bleiben die Partikel an der metallischen Rohrwand haften und können durch manuelles Reinigen mit der Bürste oder durch einen Rüttelmechanismus abgelöst werden. Es wird erwartet, dass solche „Elektrofilter“ für Einzelfeuerstätten zukünftig zu einem Preis von teilweise weniger als 1.500 € angeboten werden können.

Vorgehen. Zur Durchführung des Vorhabens wurden sowohl Feldversuche als auch Dauerversuche am Feuerungsprüfstand des Technologie- und Förderzentrum durchgeführt. Im Feldversuch wurden zehn Privathaushalte, die teilweise oder vollständig mit Holz heizen, mit einem elektrostatischen Staubabscheider ausgestattet. Insgesamt wurden sieben Einzelfeuerstätten (vier Kaminöfen, ein Grundofen, ein Kachelofen und ein Küchenherd) sowie drei Zentralheizungskessel (je ein Scheitholz- und ein Pelletkessel) in der Region Straubing ausgewählt. Die vorhandenen Schornsteine wurden nach einem mit den im Projekt beteiligten Schornsteinfegern erarbeiteten Plan gereinigt, und die abgeschiedenen Flugaschen wurden erfasst und gesammelt. Außerdem wurden die Brennstoffmengen erfasst und Betriebsdaten der Feuerungen mittels eines Dataloggers aufgezeichnet sowie der Stromverbrauch der Abscheider direkt bestimmt. Sämtliche relevante Beobachtungen wurden protokolliert und Störungen wurden zeitnah behoben.

Mit drei Abscheidertypen wurden außerdem Langzeitversuche mit jeweils ca. 6-wöchiger praxisnaher Betriebsweise am TFZ-eigenen Feuerungsprüfstand durchgeführt. Der im Zusatzversuch eingesetzte vierte Abscheider (Fa. TH-Alternativ-Energie) kam nur an wenigen Betriebstagen zum Einsatz. Die drei Feldversuchs-Filtertypen kamen an jeweils einem „modernen“ und einem „einfachen“ Kaminofen bzw. an einem Scheitholz-Zentralheizungskessel zum Einsatz. Die Bestimmung des Abscheidegrades erfolgte wöchentlich wiederkehrend durch gravimetrische Staubprobenahme unter Verwendung eines Verdünnungstunnels nach dem Abscheider und mittels einer eigens für die Messungen entwickelten geregelten Teilstromverdünnung vor dem Abscheider. Es wurden Asche und Flugstaubproben für die spätere Analyse im Labor des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU) gesammelt.

Ergebnisse aus dem Feldversuch. Unter den realen Einsatzbedingungen wurden vielerlei Problemfelder und Optimierungsansätze identifiziert. Im Einzelnen wurden – gleichmäßig verteilt über die drei verschiedenen Abscheidertypen – die folgenden Schwachstellen oder Störungen beobachtet (zum Teil mehrfach): Spannungsüberschläge, Ausfall der Elektrodenspülluft, Durchbrennen der Elektrosicherung, Displayausfälle, Elektrodenbruch, Befestigungsprobleme, Sensordefekte, Hochspannungsausfall, Kaminzugprobleme, Regenwassereintritt, Abstimmungsprobleme mit der Feuerung und Lärmbelästigung. Größere Akzeptanzprobleme bei den Nutzern ergaben sich bei Abscheidereinbauten in Wohnräumen (KW Zumikron). Für Aufbauten auf der Schornsteinmündung liegen dagegen die Voraussetzungen für einen leichten Einbau und einen problemlosen Zugang für die regelmäßig erforderlichen Reinigungsarbeiten ebenfalls oft nicht vor (APP $R_{\text{residential}}$ ESP). Starke Verschmutzung der Elektroden und Isolatoren führten bei allen Abscheidern zu gelegentlichen oder auch häufigeren Störungen und Kurzschlüssen.

Hieran ist erkennbar, dass bis zu einem problemlosen und großflächigen Praxiseinsatz noch ein erheblicher Verbesserungsbedarf besteht. Einige Lösungsansätze wurden aber bereits im Projekt gefunden, bei anderen Störungen sind Abhilfemaßnahmen absehbar und naheliegend. Bei Betrieb mit modernen Zentralheizungskesseln erscheint es beispielsweise geboten, dass ein solcher Abscheider aufgrund des eigenen Gebläses von vorn herein in das Heizsystem integriert angeboten wird, um die bei nachträglicher Instal-

lation notwendige Anpassung (z. B. Gebläseabstimmung) zu vermeiden bzw. um eine mögliche Verschlechterung des Feuerungsbetriebs auszuschließen.

Weil im Feldversuch keine direkten Messungen der Staubabscheidung möglich waren, wurde aus der Masse der jeweils gesammelten Schornstein- bzw. Abscheiderasche ein Höchstwert der damit theoretisch maximal vermiedenen Staubemissionen abgeschätzt. Diese Werte zeigen eine große Spannweite. Bei den Einzelfeuerstätten lassen sich über diese Berechnungen maximale Staubminderungen von 4 bis 179 mg/Nm^3 erkennen. Beim Pelletkessel ist die Staubemissionsminderung mit 5 mg/Nm^3 erwartungsgemäß deutlich geringer, während für den Hackschnitzelkessel (137 mg/Nm^3) und den Scheitholz-kessel (108 mg/Nm^3) beachtliche Minderungen des Staubaustoßes ermittelt wurden.

Prüfstandsmessungen und Dauerversuche. Für die Beurteilungen der Abscheidegrade sind die Dauerversuchsmessungen am Feuerungsprüfstand heranzuziehen, sie zeigen ein heterogenes Bild. Wie erwartet sind sie tendenziell geringer, wenn im Rohgas hohe Staubemissionen vorliegen. Beim APP $R_{\text{esidential}}$ ESP-Abscheider, der auf der Schornsteinmündung aufgebaut wird, zeigt sich über 18 Versuche in ca. 6 Dauerversuchswochen eine mittlere Abscheidung von 55 % (gemessen an einem einfachen Kaminofen Oregon aus dem Baumarkt) bzw. von 69 % (gemessen an einem modernen Kaminofen Wodtke „Moon“). Dagegen lagen die Abscheidegrade beim KW Zumikron-Abscheider in zwei gleichartig durchgeführten Messserien mit 11 bzw. 17 % deutlich geringer. Diese niedrige Abscheideeffizienz war begleitet von sehr hohen Messwert-schwankungen (d. h. Variationskoeffizient VK bei ca. 200 %) und von dem Phänomen, dass es bei einigen Einzelwerten sogar zu negativen Abscheidegraden kam (Bandbreite von -62 bis +73 %), was auf eine erhebliche Beeinflussung der gravimetrischen Staubmessung durch die elektrostatisch geladenen Partikel schließen lässt. Dies gilt, obgleich im Versuchsaufbau durch Verwendung eines Verdünnungstunnels eine starke Beschleunigung des Abgasstroms erreicht wurde, wodurch die Ablenkung der Flugbahn geladener Partikel in Richtung der geerdeten Probennahmedüse vermieden werden sollte. Auch die Maßnahme, dass hier schon vor dem Abscheider eine Teilstromverdünnung zur einheitlichen Konditionierung der Abgase (d. h. einheitliche Kondensation organischer Partikel auch vor dem Abscheider) entsprechend der Probenahme im Verdünnungstunnel hinter dem Abscheider vorgenommen wurde, sollte verhindern, dass im Reingas nach dem Abscheider zu hohe Staubkonzentrationen und entsprechend zu geringe Abscheidegrade gemessen wurden.

Allerdings kann angenommen werden, dass dieser Messfehler bei Abscheidern mit höherer Abscheideeffizienz geringer ist. Beispielsweise wurde beim Spanner-SFF20 bei der Variante mit Anheizen im Bypassbetrieb nur eine relativ geringe Messwertschwankung von $\text{VK} = 22 \%$ festgestellt, und auch der mittlere Abscheidegrad war hier mit 80 % am höchsten. Ähnliches gilt auch für die Zusatzversuche mit dem TH Kamin-Feinstaubkiller, der in den wenigen durchgeführten Messungen einen mittleren Abscheidegrad von 64 % bei einem ebenfalls hohen Gesamtstaubniveau im Rohgas (zum Teil bis 250 mg/Nm^3) zeigt.

Analysen der Flugaschen. Die gesammelten Schornstein- bzw. Abscheideraschen wurden hinsichtlich ihrer chemischen Zusammensetzung (z. B. PAK, Schwermetalle, Elementgehalte) untersucht. Hier zeigten sich zum Teil sehr hohe PAK-Konzentrationen mit einer Bandbreite bis 1.713 ppm. Allerdings wurden diese Werte meist noch von den Konzentrationen der am Feuerungsprüfstand abgeschiedenen Flugstäube übertroffen. Das deutet darauf hin, dass offenbar eine Alterung der Rußrückstände stattfindet, bei der die PAK-Konzentration – wohl durch die Wiederaufheizung der Stäube – in der Praxis mit der Zeit abnimmt. Die Möglichkeit, aus der Rußbeschaffenheit auf die mittlere Jahresemissionen zurückzuschließen, besteht damit vermutlich nicht.

Bei den ebenfalls bestimmten Schwermetallgehalten zeigten sich nur wenige Auffälligkeiten. Wegen der organischen Schadstoffe (z. B. PAK) ist aber besondere Vorsicht beim Umgang mit diesen Stäuben geboten.

Die Ergebnisse zeigen außerdem, dass die CO-Konzentration im Abgas ein geeigneter Leitparameter für die PAK-Konzentration in den abgeschiedenen Stäuben ist. Auch mit dem Gehalt an partikelgebundenem organischem Kohlenstoff (OC) im Abgas besteht ein klarer Zusammenhang. Beim elementaren Kohlenstoff (EC) ist diese Korrelation weniger deutlich. Die EC-Konzentrationen liegen meist deutlich über den OC-Konzentrationen.

Fazit. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass kleine elektrostatische Abscheider für häusliche Holzfeuerungen derzeit die vielversprechendste technologische Option für eine sekundäre Staubminderung darstellen, zumal der geringe Druckverlust im Abgassystem eine problemlose Integration auch in kleinen Naturzugfeuerungen verspricht und gleichzeitig besonders kostengünstige Bauformen mit diesem Prinzip möglich erscheinen. In der Praxis besteht jedoch noch ein erheblicher Bedarf zur Weiterentwicklung bis zur Serienreife für einen ungestörten mehrjährigen Dauerbetrieb. Davon kann bei allen hier untersuchten Systemen derzeit noch nicht ausgegangen werden.

Bei der Bewertung von Abscheideleistungen, die nach dem in Deutschland vorgeschriebenen gravimetrischen Messverfahren bestimmt werden, ist – insbesondere bei Abscheidern mit geringer Effizienz – von teilweise erheblichen Messunsicherheiten auszugehen. Tendenziell werden die Abscheideergebnisse mit diesem Verfahren eher unterschätzt. Eine Weiterentwicklung der Prüf- und Messvorschriften für solche Abscheider oder eine Ergänzung durch andere Messprinzipien, z. B. auf Basis der Partikelzählung, sind zur zuverlässigen Beurteilung von elektrostatischen Abscheidern unumgänglich.

Bei der Beseitigung der mit dem Einsatz solcher Abscheider vermehrt anfallenden Schornstein- oder Rauchrohraschen ist wegen der teilweise erheblichen Kontaminierung mit gesundheitsschädlichen organischen Stoffen besondere Sorgfalt erforderlich. Zum Schutz der damit in Berührung kommenden Personen (z. B. Schornsteinfeger) und zur Vermeidung von Kontaminationen in der Umwelt sollten insbesondere bei Scheitholzfeuerungen geeignete Maßnahmen für eine sicherere Entsorgung dieser in der Regel geringen Aschemengen eingeschlagen werden. Keinesfalls darf hier eine Ausbringung im Freiland (z. B. als Dünger) erfolgen.

6 Quellenverzeichnis

- [1] BAUMBACH, G.; STRUSCHKA, M. (2005): Feinstäube aus Biomassefeuerungen – Herausforderungen an Anlagen sowie an die Mess- und Regeltechnik. In: Arbeitsgruppe Luftreinhaltung der Universität Stuttgart (Hrsg.): Jahresbericht 2005, Stuttgart: ALS, S. 16-27, ISBN 3-928123-54-8
- [2] BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (1988): Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Artikel 1 der Verordnung zur Neufassung der Ersten und Änderung der Vierten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes), Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen, 1. BImSchV, vom 15. Juli 1988 (BGBl I, S. 1059), neugefasst durch Bekanntmachung vom 14.3. 1997 (BGBl I, S. 490), zuletzt geändert durch Art. 4 der Verordnung vom 14. 8. 2003 (BGBl I, S. 1614)
- [3] BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (1998): Sechste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zum Schutz gegen Lärm - TA Lärm) vom 26. August 1998 (GMBI Nr. 26 vom 28.08.1998 Seite 503)
- [4] BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 24. Juli 2002 (30. Juli 2002 (GMBI. Nr. 25 vom 30.07.2002, Seite 511)
- [5] BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (2010): Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen – 1. BImSchV). Deutscher Bundestag, Drucksache 17/74, vom 25.11.2009, Inkrafttreten: 22.3.2010
- [6] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1997): DIN EN ISO 11690-1: Akustik - Richtlinien für die Gestaltung lärmarmer maschinenbestückter Arbeitsstätten - Teil 1: Allgemeine Grundlagen, 02/1997. Berlin: Beuth
- [7] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2002): DIN 51718: Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung des Wassergehaltes und der Analysenfeuchtigkeit, 06/2002. Berlin: Beuth
- [8] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2005): DIN 45681: Akustik - Bestimmung der Tonhaltigkeit von Geräuschen und Ermittlung eines Tonzuschlages für die Beurteilung von Geräuschimmissionen, 03/2005. Berlin: Beuth
- [9] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2005): DIN EN 14902: Außenluftbeschaffenheit - Standardisiertes Verfahren zur Bestimmung von Pb/Cd/As/Ni als Bestandteil der PM10-Fraktion des Schwebstaubes; 10/2005. Berlin: Beuth
- [10] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2007): DIN EN 15309: Charakterisierung von Abfällen und Böden - Bestimmung der elementaren Zusammensetzung durch Röntgenfluoreszenz-Analyse; 08/2007. Berlin: Beuth
- [11] DIN CERTCO (2008): Zertifizierungsprogramm Raumheizer für feste Brennstoffe mit schadstoffarmer Verbrennung nach DIN EN 13240 (Stand Juni 2008). Berlin, URL: www.dincertco.de

- [12] ELLNER-SCHUBERTH, F.; HARTMANN, H.; TUROWSKI, P.; ROßMANN, P. (2010): Partikelemissionen aus Kleinf Feuerungen für Holz und Ansätze für Minderungsmaßnahmen. Berichte aus dem TFZ, Nr. 22. Straubing: Technologie- und Förderzentrum (TFZ), 139 Seiten
- [13] GAEGAUF, C. (2006): Staub- und Partikelanalytik an Kleinholzfeuerungen mit elektrostatischem Partikelabscheider, Bericht des Ökozentrum Langenbruck. Langenbruck: Ökozentrum Langenbruck, 13 Seiten
- [14] GRIFFIN, T., BURTSCHER, H. (2008): Beispiel zur Messung der Wirksamkeit eines Partikelabscheiders für kleine Holzfeuerungen, Schlussbericht der Fachhochschule Nordwestschweiz, Muttenz: FH Nordwestschweiz, 14 Seiten
- [15] GRIFFIN, T., BURTSCHER, H. (2008): Evaluation von Messverfahren zur Messung der Wirksamkeit von Partikelabscheidern für kleine Holzfeuerungen, Schlussbericht der Fachhochschule Nordwestschweiz. Muttenz: FH Nordwestschweiz, 25 Seiten
- [16] HAMMERL, C. (2009): Schreiben „Lärmmessung an Staubfilter“ vom 02.06.2009. Landshut: Regierung von Niederbayern (unveröffentlicht)
- [17] HARTMANN, H.; SCHMID, V.; LINK, H. (2003): Untersuchungen zum Feinstaubausstoß von Holzzentralheizungsanlagen kleiner Leistung – Partikelgrößenverteilungen, Gesamtstaub und weitere Kenngrößen. Berichte aus dem TFZ, Nr. 4, Technologie- und Förderzentrum (TFZ), Straubing, 58 Seiten
- [18] HARTMANN, H. (Hrsg.) (2007): Handbuch Bioenergie-Kleinanlagen. 2. Auflage. Sonderpublikation des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) und der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR), Gülzow: FNR, 224 Seiten
- [19] HKI – Industrieverband Haus-, Heiz- und Küchentechnik e.V. Frankfurt. Telefongespräch im Januar 2009, Klaus Reisinger
- [20] HOLZENERGIE EMMENTAL (2007): Feinstaub Partikelabscheider für kleine Holzfeuerungen, Schlussbericht, Bern, Langnau, Trub, 43 S.
- [21] HYTÖNEN, K.; JOKINIEMI, J.; OBERNBERGER, I.; BRUNNER, T.; SALONEN, R.O.; AURELA, M.; BELLMANN, B.; BOMAN, C.; BÄRNTHALER, G.; ELLNER-SCHUBERT, F.; FORSBERG, B.; FREY, A.; FRIESENBICHLER, J.; HAPPO, M.; HARTMANN, H.; HILLAMO, R.; HIRVONEN, M.-R.; JAVALA, P.; MARKKANEN, P.; PENNANEN, A.; PETTERSON, E.; ROSSMANN, P.; SAARIKOSKI, S.; SAARNIO, K.; SANDSTRÖM, T.; SEHLSTEDT, M.; SILLANPÄÄ, M.; TEINLILÄ, K.; TIMONEN, H.; TISSARI, J.; TUROWSKI, P.; VALLIUS, M.; WIINIKKA, H. (2008): Biomass combustion in residential heating: particulate measurements, sampling, and physiochemical and toxicological characterisation. Report Series of Department of Environmental Science, Nr. 1. Kuopio: University of Kuopio, The Particle and Aerosol Technology Laboratory, 188 S., ISSN 07864728
- [22] KAMENS, R. M.; RIVES, G. D.; PERRY, J. M.; BELL, D. A.; PAYLOR, R. F. JR.; GOODMAN, R. G.; CLAXTON, L. D. (1984): Mutagenic Changes in Dilute Wood Smoke as It Ages and Reacts with Ozone and Nitrogenic Dioxide: An Outdoor Chamber Study. Environmental Science & Technology, Vol. 18, No. 7, S. 523-530
- [23] KOMMISSION ZUR REINHALTUNG DER LUFT (KRDL) IM VDI UND DIN-NORMENAUSSCHUSS (1996): VDI 2465 Blatt 1: Messen von Ruß (Immission) - Chemisch-analytische Bestimmung des elementaren Kohlenstoffes nach Extraktion und Thermodesorption des organischen Kohlenstoffes, 12/1996. Berlin: Beuth

- [24] KOMMISSION ZUR REINHALTUNG DER LUFT (KRDL) IM VDI UND DIN-NORMENAUSSCHUSS (2006): VDI 2066, Blatt 1: Messen von Partikeln; Staubmessungen in strömenden Gasen; Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung; Übersicht, 11/2006. Berlin: Beuth
- [25] LAUNHARDT, T.; HARTMANN, H.; LINK, H.; SCHMID, V. (2000): Verbrennungsversuche mit naturbelassenen biogenen Festbrennstoffen in einer Kleinf Feuerungsanlage – Emissionen und Aschequalität. München: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.), Reihe "Materialien", Nr. 156, 133 Seiten
- [26] OBERNBERGR, I. (2009): Feste Konservierungsrückstände und deren Verwertung. In: Kaltschmitt, M.; Hartmann, H.; Hofbauer, H. (Hrsg.): Energie aus Biomasse - Grundlagen, Techniken und Verfahren (2. Auflage). Dordrecht - Heidelberg - London - New York: Springer Verlag, 2009, Seiten 441 - 462
- [27] OSER, M.; NUSSBAUMER, T.; MÜLLER, P.; MOHR, M.; FIGI, R. (2003): Grundlagen der Aerosolbildung in Holzfeuerungen: Beeinflussung der Partikelemissionen durch Primärmaßnahmen und Konzept für eine partikelarme automatische Holzfeuerung (Low-Particle-Feuerung), Schlussbericht Projekt 26688. Zürich und Bern: Bundesamt für Energie, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, ISBN 3-908705-02-9, 95 Seiten
- [28] RAMDAHL, T.; ALFHEIM, I.; RUSTAD, S.; OLSEN, T. (1982): Chemical and Biological Characterization of Emissions from Small Residential Stoves Burning Wood and Charcoal, Chemosphere, Vol. 11, pp. 601-611
- [29] SCHMOECKEL, G.; STREIT, A. (1997): Emissionen organischer Stoffe bei der Holzfeuerung. München: Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), 1997

7 Anhang

7.1 Einzelergebnisse der Staubmessungen

Tabelle 29: Übersicht über die Gesamtstaubgehalte an den Messstellen RG = Rohgas 1 (unverdünnt), TSV = Rohgas 2 (Teilstromverdünnung) und VT = Reingas (Verdünnungstunnel) bei den Versuchsvarianten 1, 2 und 3

Versuch	Versuchsvariante 1			Versuchsvariante 2			Versuchsvariante 3		
	RG ^a	TSV ^b	VT ^c	RG ^a	TSV ^b	VT ^c	RG ^a	TSV ^b	VT ^c
	Staub (in mg/Nm ³)			Staub (in mg/Nm ³)			Staub (in mg/Nm ³)		
1	132	125	65	92	92	93	76	63	36
2	---	---	---	74	75	77	54	43	15
3	209	192	108	41	34	42	71	65	56
4	226	205	104	311	141	123	178	163	42
5	484	387	152	140	77	72	85	81	24
6	235	210	49	58	52	36	33	28	15
7	329	463	57	259	257	161	49	89	24
8	624	816	93	30	51	30	58	71	26
9	689	863	57	200	176	189	60	55	20
10	140	142	73	75	65	72	33	33	13
11	175	150	155	34	71	19	69	125	6,0
12	280	244	251	89	84	74	28	30	7,1
13	104	116	69	98	95	112	137	144	33
14	90	104	22	109	118	141	140	155	24
15	310	230	174	46	56	91	88	97	14
16	66	62	33	66	119	47	89	89	29
17	127	119	53	79	76	63	68	54	22
18	105	90	74	119	115	109	62	65	20

^a RG: Rohgas 1 (unverdünnt) ^b TSV: Rohgas 2 (Teilstromverdünnung) ^c VT: Reingas (Verdünnungstunnel)

Tabelle 30: Übersicht über die Gesamtstaubgehalte an den Messstellen RG = Rohgas 1 (unverdünnt), TSV = Rohgas 2 (Teilstromverdünnung) und VT = Reingas (Verdünnungstunnel) bei den Versuchsvarianten 4 und 5

Versuch	Versuchsvariante 4			Versuchsvariante 5 ^d		
	RG ^a	TSV ^b	VT ^c	RG ^a	TSV ^b	VT ^c
	Staub (in mg/Nm ³)			Staub (in mg/Nm ³)		
1	85	96	96	27	20	24
2	56	53	51	99	143	201
3	504	519	509	17	19	35
4	175	178	146	16	25	16
5	338	331	271	6	18	6
6	231	234	268	29	54	32
7	359	339	291	21	---	---
8	153	141	46	9	---	---
9	114	117	169	30	---	---
10	161	164	151	88	93	28
11	282	279	255	6	16	3
12	148	136	138	16	17	9
13	---	---	---	180	203	28
14	136	127	142	8	84	3
15	226	214	231	15	22	9
16	189	259	162	29	48	22
17	437	495	331	6	52	3
18	178	267	190	61	96	12

^a RG: Rohgas 1 (unverdünnt) ^b TSV: Rohgas 2 (Teilstromverdünnung) ^c VT: Reingas (Verdünnungstunnel)

^d Versuchsvariante 5 wurde bei den Versuchen 1 bis 12 ohne Bypass, bei den Versuchen 13 bis 18 mit Bypassführung durchgeführt

7.2 Gasförmige Schadstoffemissionen in den Versuchsvarianten (Prüfstandsmessungen)

Versuchsvariante 1 (APP Residential ESP nach Oregon Kaminofen)

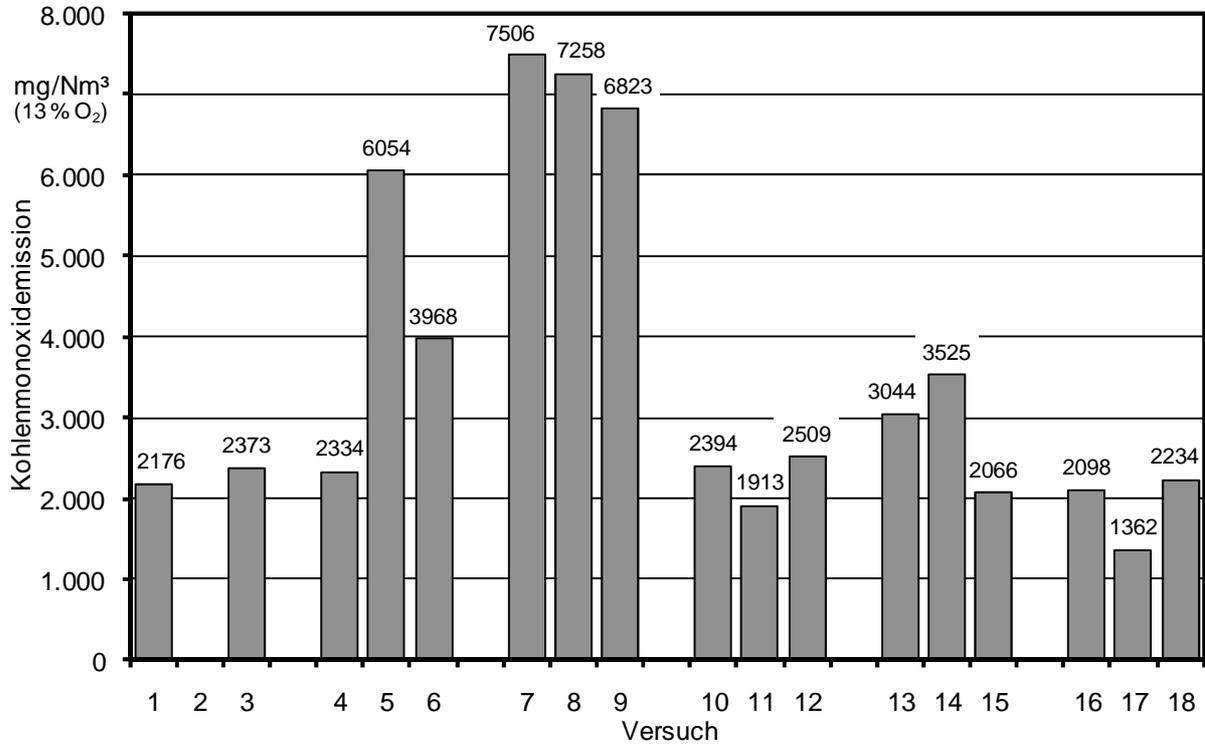


Abbildung 62: Kohlenmonoxidemissionen bei Versuchsvariante 1, Mittelwert: 3.508 mg/Nm³, Variationskoeffizient: 59 %

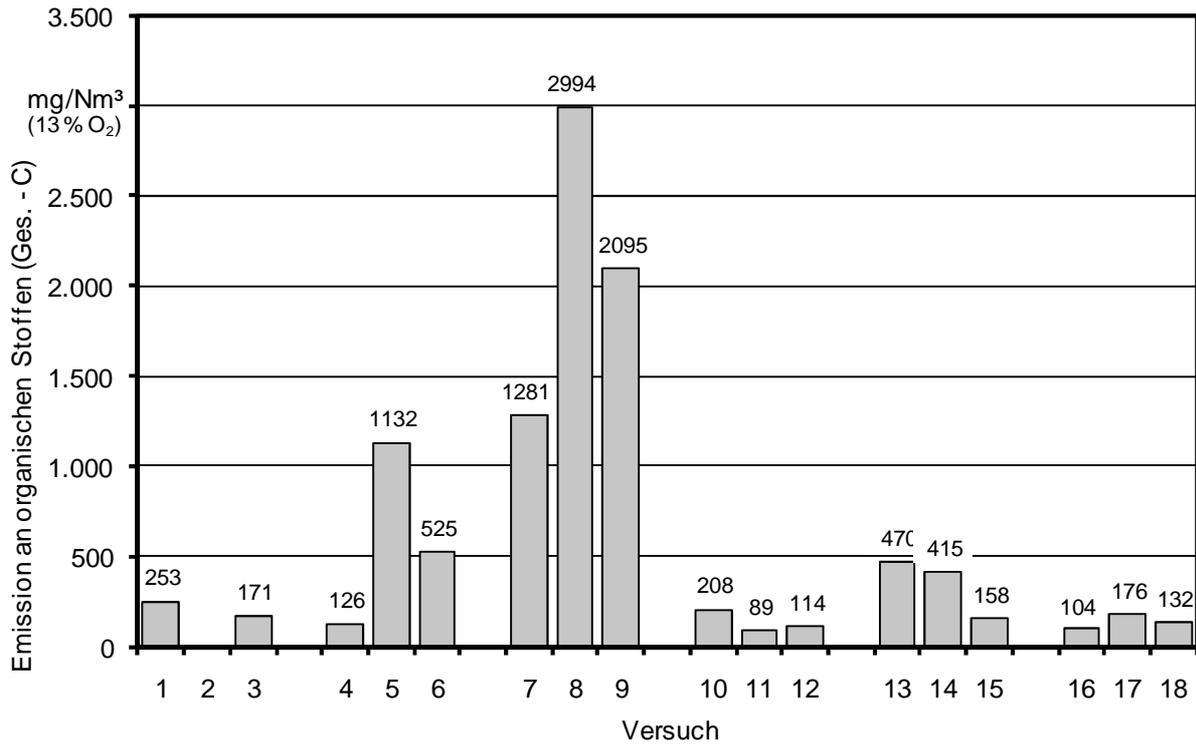


Abbildung 63: Emission an organisch gebundenem Kohlenstoff (Gesamt-C) bei Versuchsvariante 1, Mittelwert: 614 mg/Nm³, Variationskoeffizient: 134 %

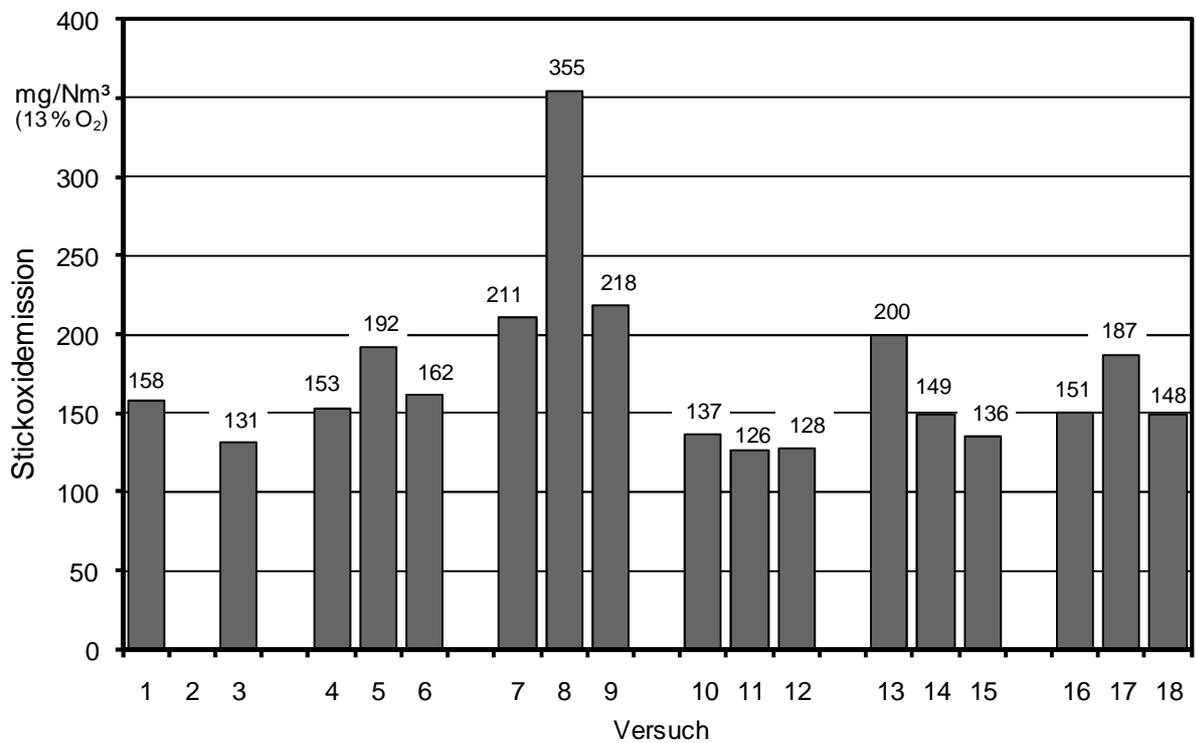


Abbildung 64: Emissionen bei Versuchsvariante 1, Mittelwert: 173 mg/Nm³, Variationskoeffizient: 32 %

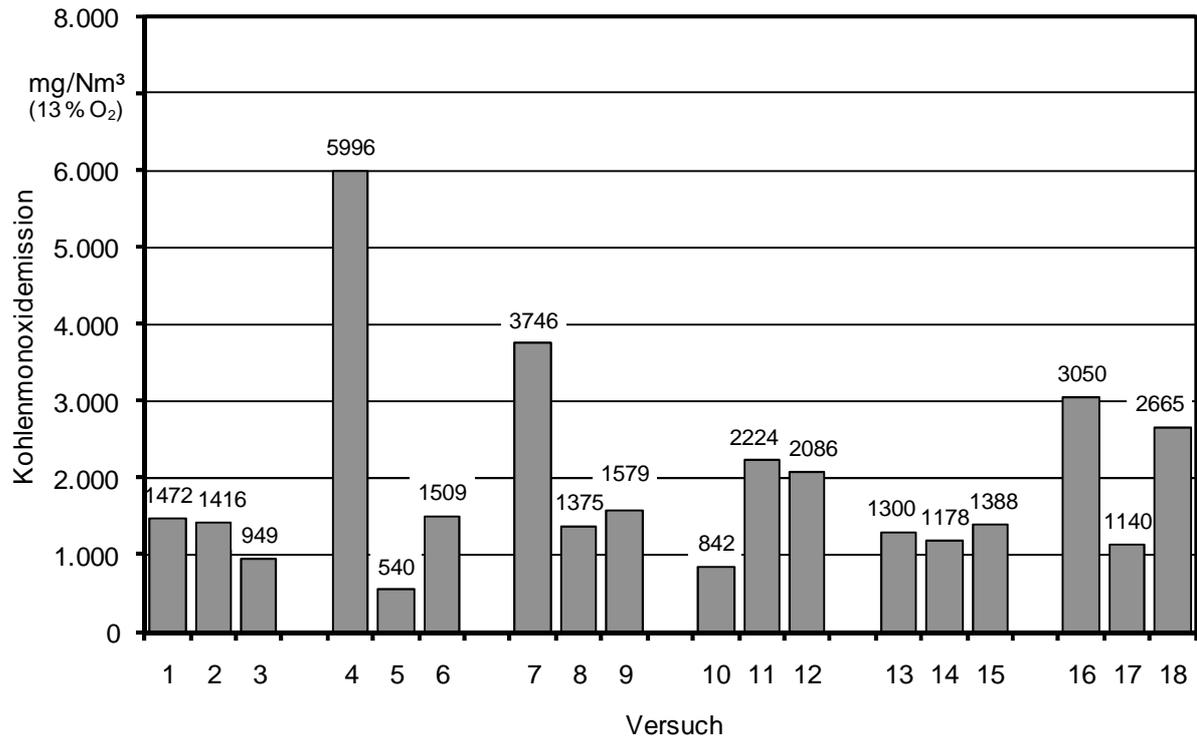
Versuchsvariante 2 (KW Zumikron nach Wodtke „Moon“ Kaminofen)

Abbildung 65: Kohlenmonoxidemissionen bei Versuchsvariante 2, Mittelwert: 1.914 mg/Nm^3 , Variationskoeffizient: 68 %

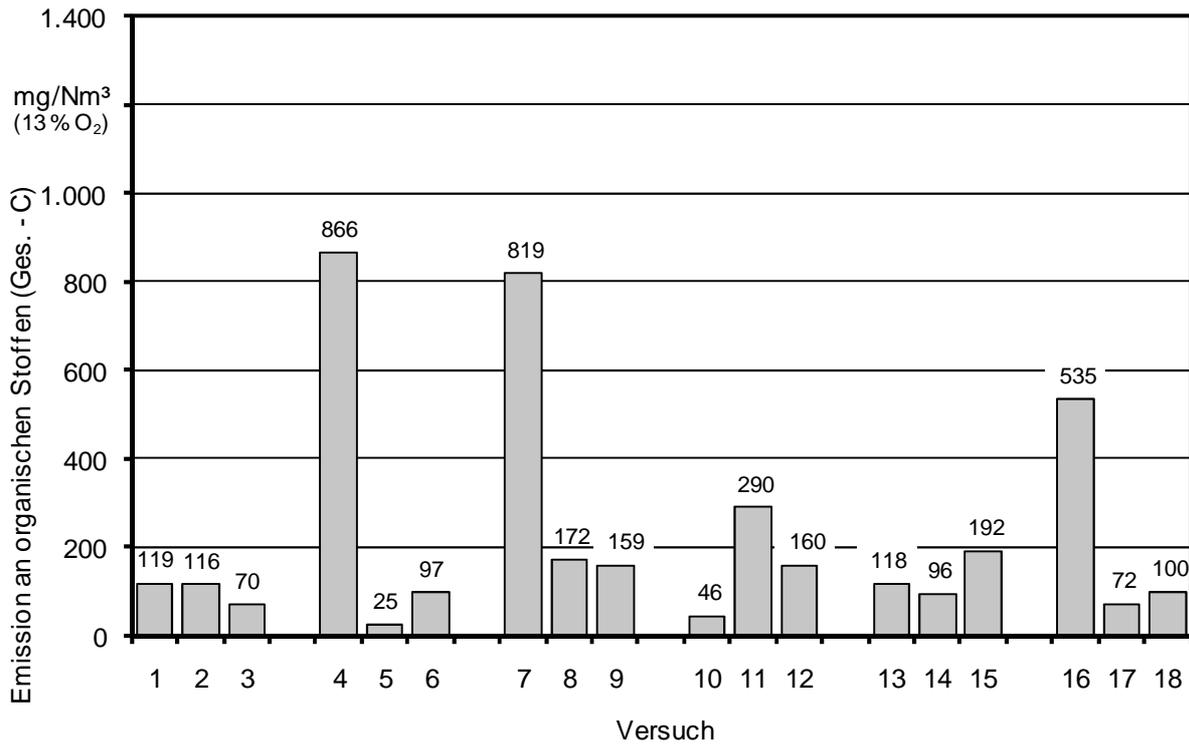


Abbildung 66: Emission an organisch gebundenem Kohlenstoff (Gesamt-C) bei Versuchsvariante 2, Mittelwert: 225 mg/Nm³, Variationskoeffizient: 112 %

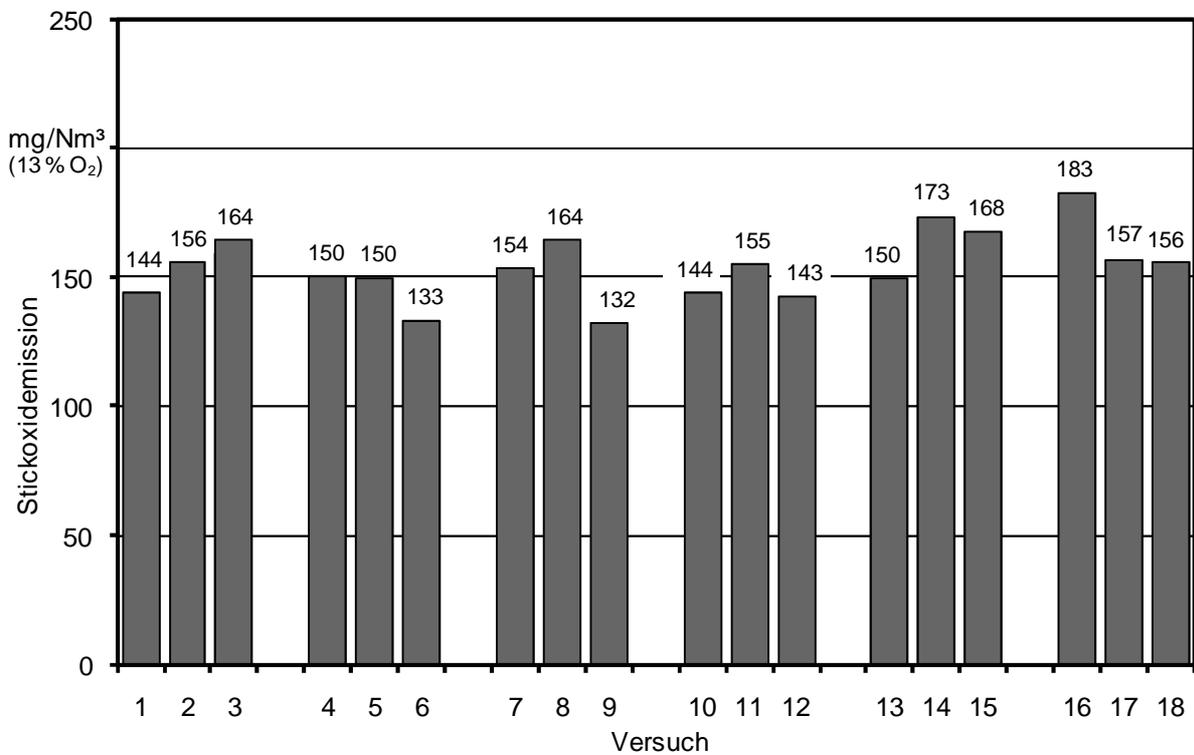


Abbildung 67: Emission bei Versuchsvariante 2, Mittelwert: 154 mg/Nm³, Variationskoeffizient: 8 %

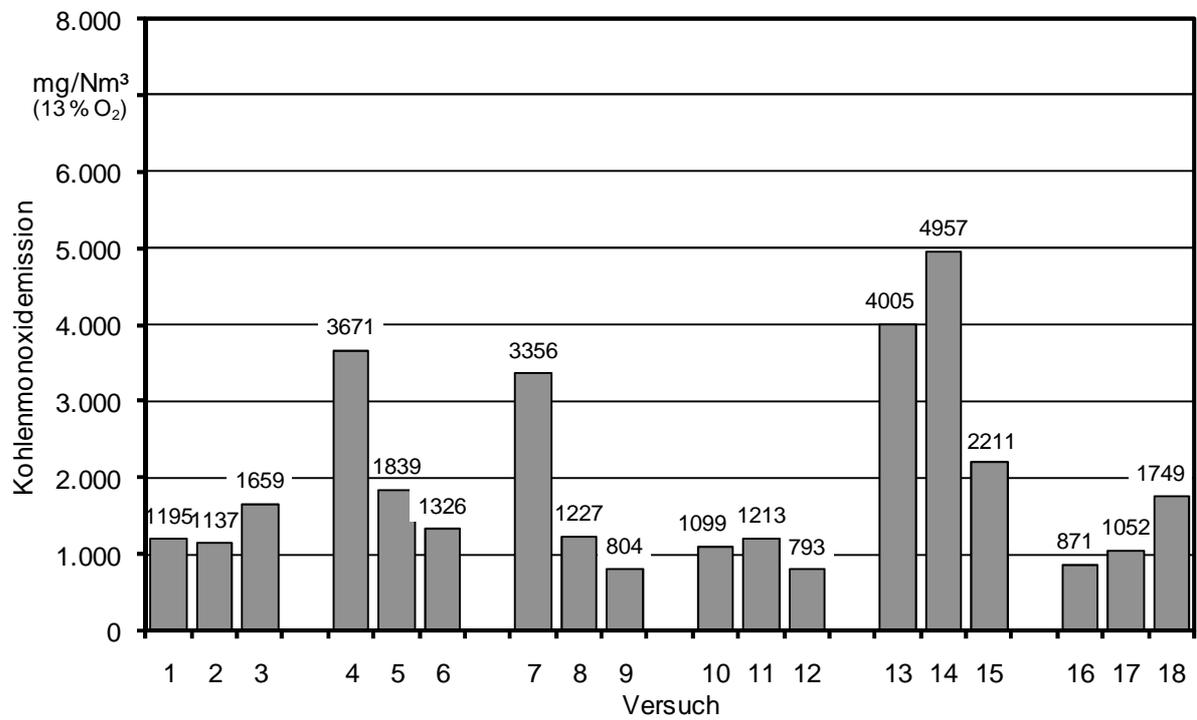
Versuchsvariante 3 (APP R_{residential} ESP nach Wodtke „Moon“ Kaminofen)

Abbildung 68: Kohlenmonoxidemissionen bei Versuchsvariante 3, Mittelwert:
1.898 mg/Nm³, Variationskoeffizient: 66 %

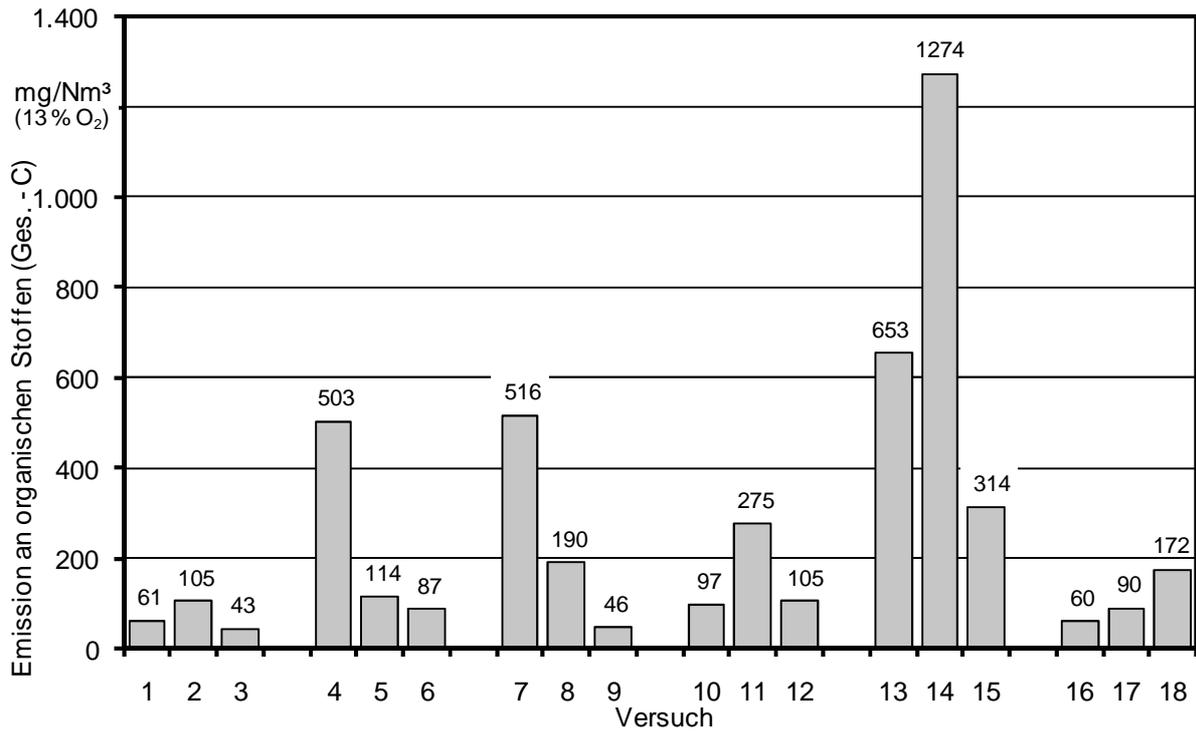


Abbildung 69: Emission an organisch gebundenem Kohlenstoff (Gesamt-C) bei Versuchsvariante 3, Mittelwert: 261 mg/Nm³, Variationskoeffizient: 119 %

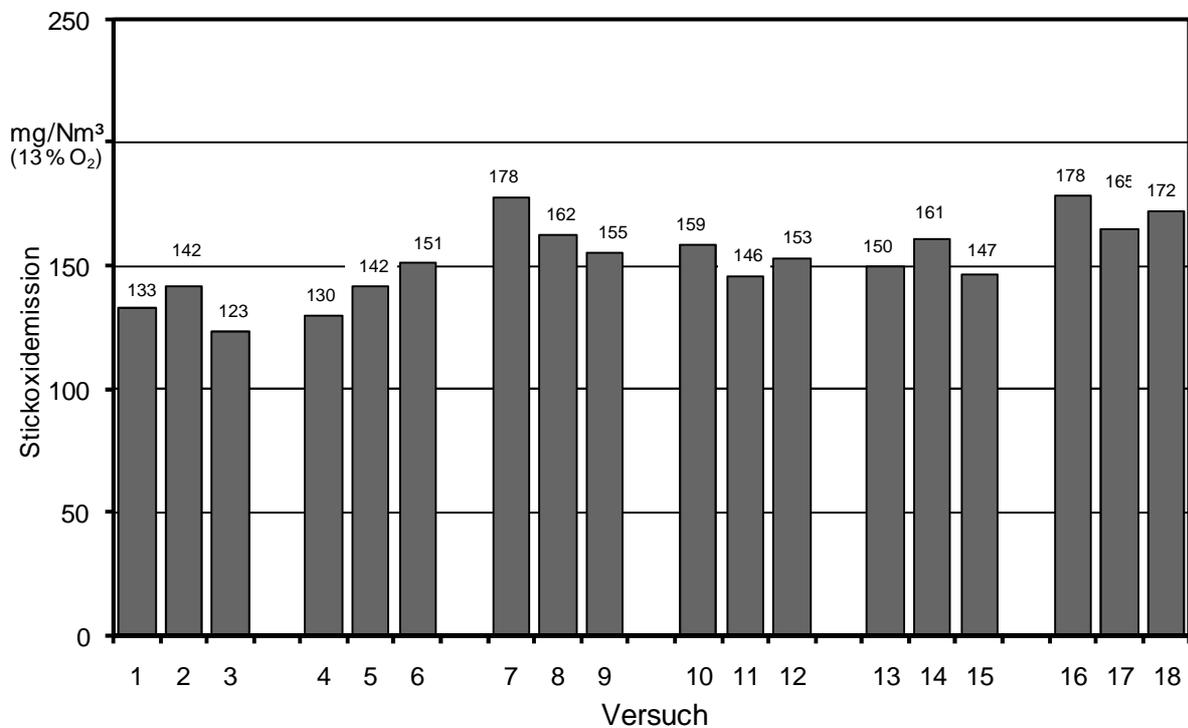


Abbildung 70: Emissionen bei Versuchsvariante 3, Mittelwert: 153 mg/Nm³, Variationskoeffizient: 10 %

Versuchsvariante 4 (KW Zumikron nach Oregon Kaminofen)

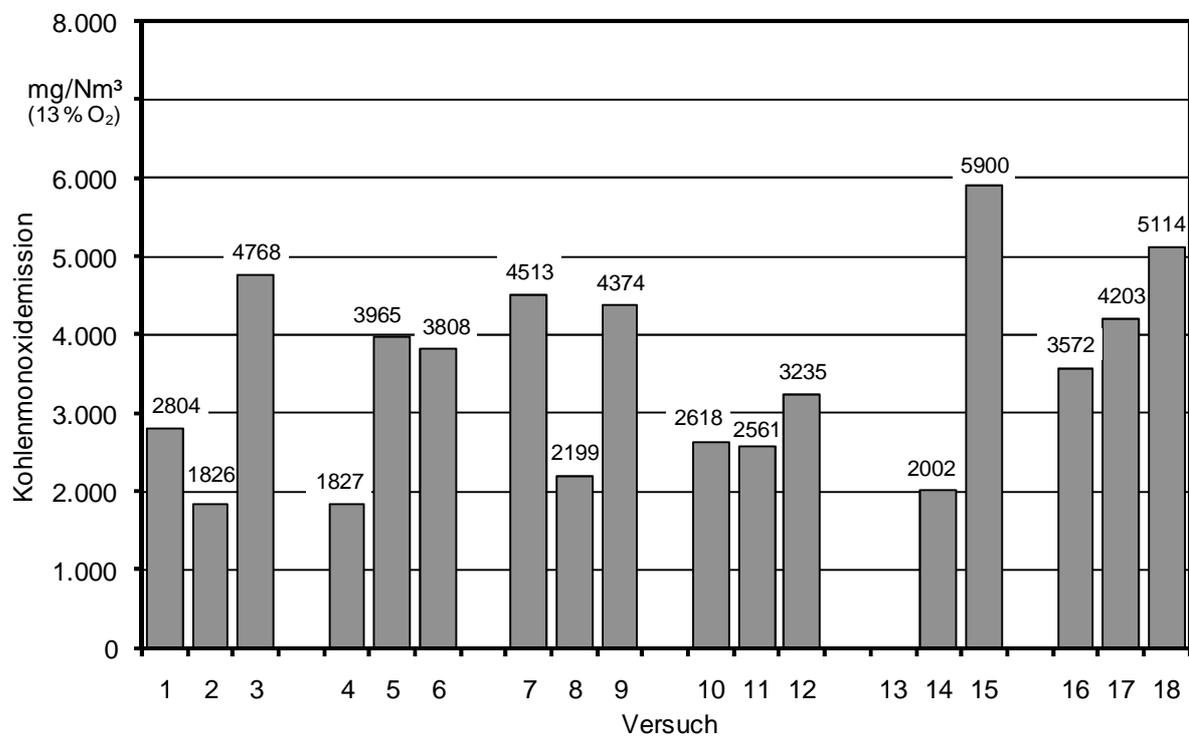


Abbildung 71: Kohlenmonoxidemissionen bei Versuchsvariante 4, Mittelwert: 3.488 mg/Nm³, Variationskoeffizient: 35 %

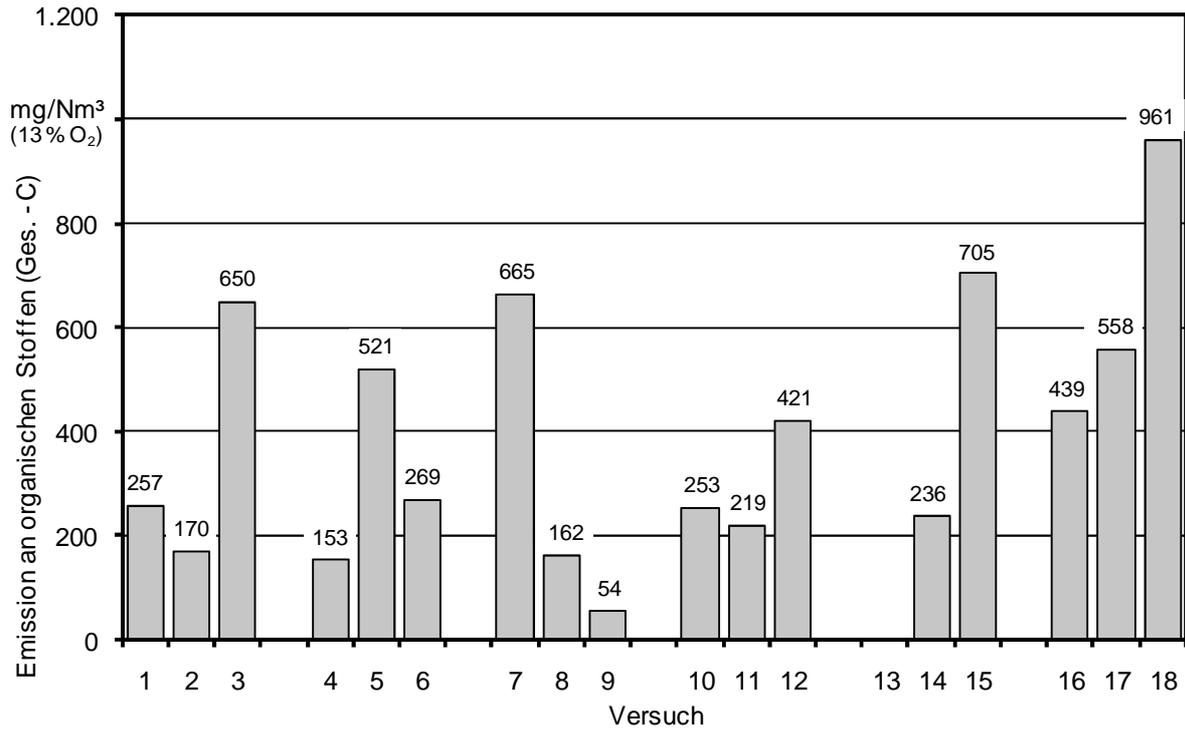


Abbildung 72: Emission an organisch gebundenem Kohlenstoff (Gesamt-C) bei Versuchsvariante 4, Mittelwert: 394 mg/Nm³, Variationskoeffizient: 63 %

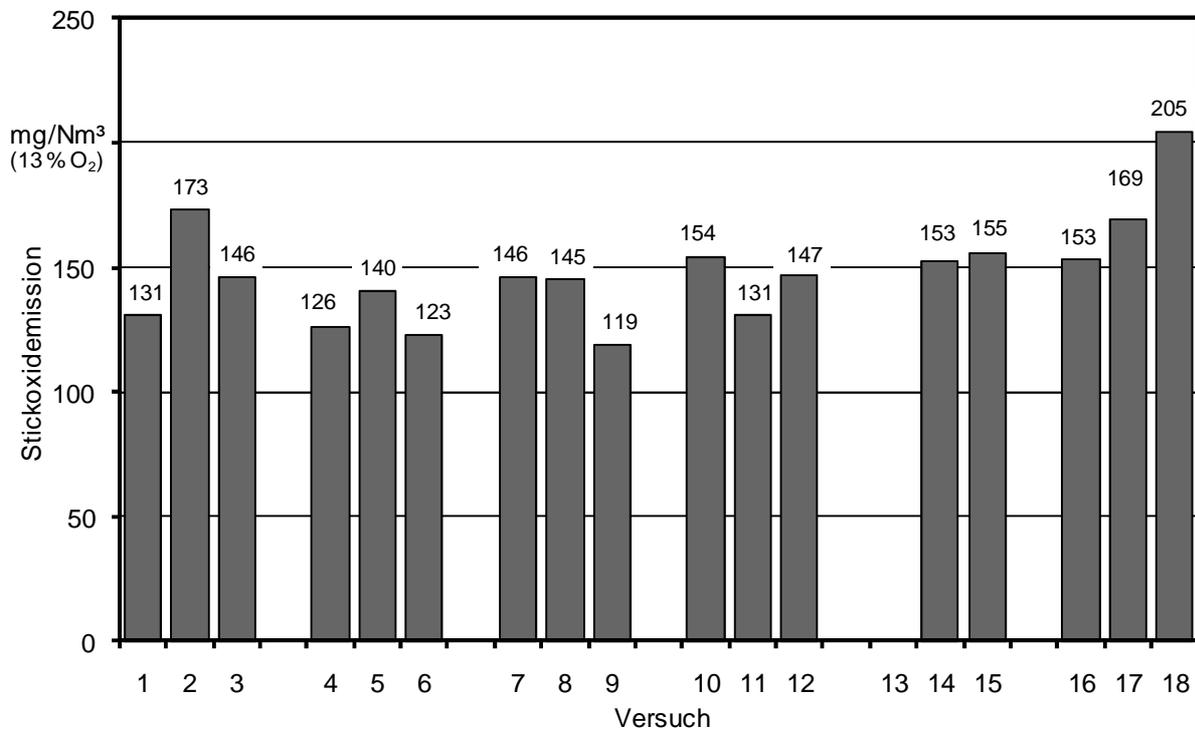


Abbildung 73: Emission bei Versuchsvariante 4, Mittelwert: 148 mg/Nm³, Variationskoeffizient: 14 %

Versuchsvariante 5 (SFF20 nach HDG SL 14)

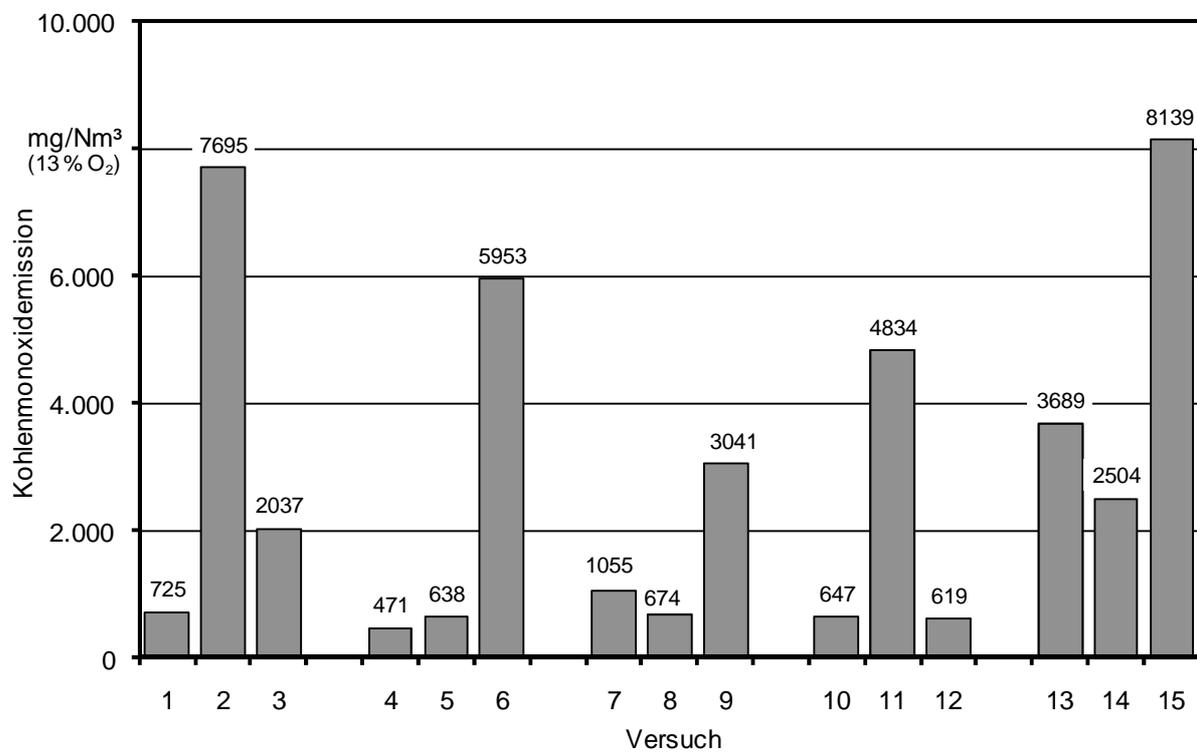


Abbildung 74: Kohlenmonoxidemissionen bei Versuchsvariante 5, Mittelwert: 2.848 mg/Nm³, Variationskoeffizient: 94 %

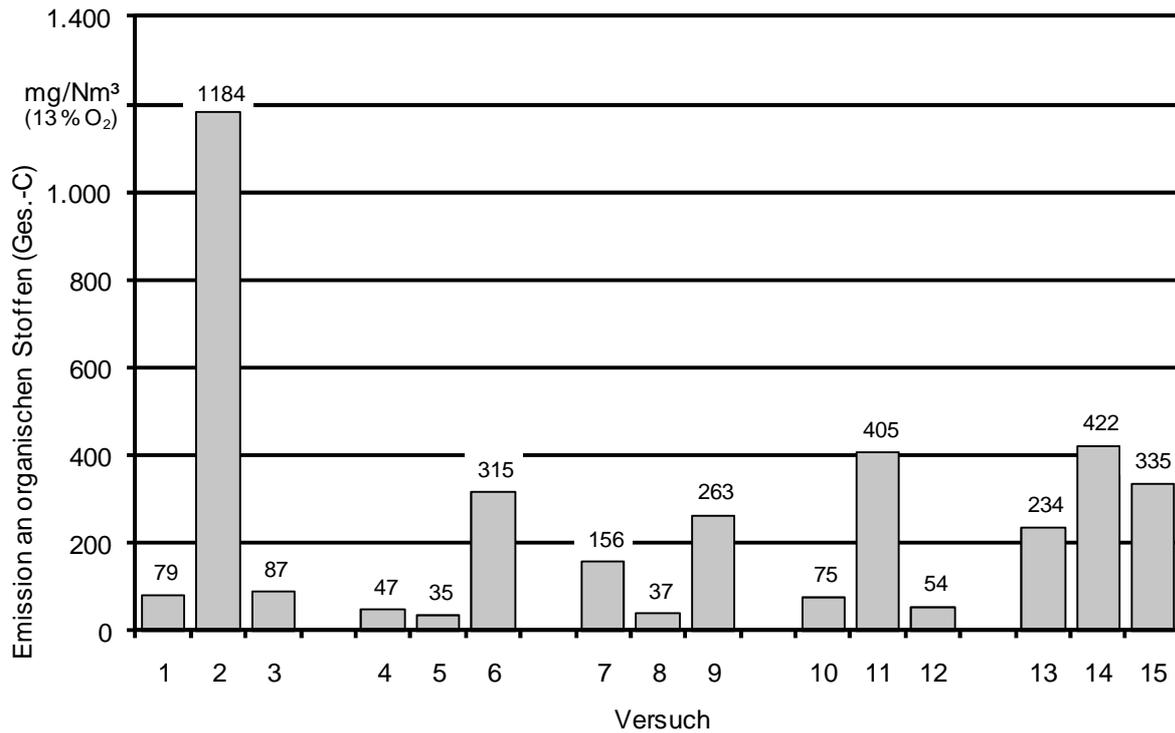


Abbildung 75: Emission an organisch gebundenem Kohlenstoff (Gesamt-C) bei Versuchsvariante 5, Mittelwert: 249 mg/Nm^3 , Variationskoeffizient: 118 %

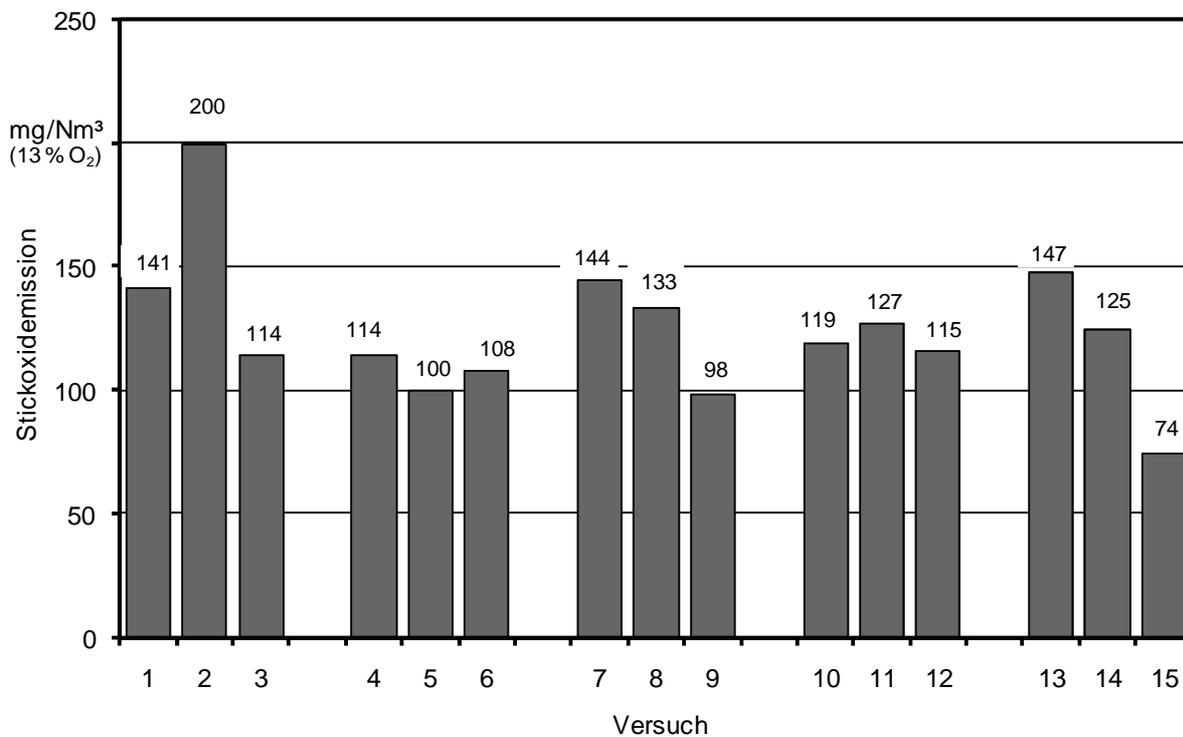


Abbildung 76: Emissionen bei Versuchsvariante 5, Mittelwert: 124 mg/Nm^3 , Variationskoeffizient: 23 %

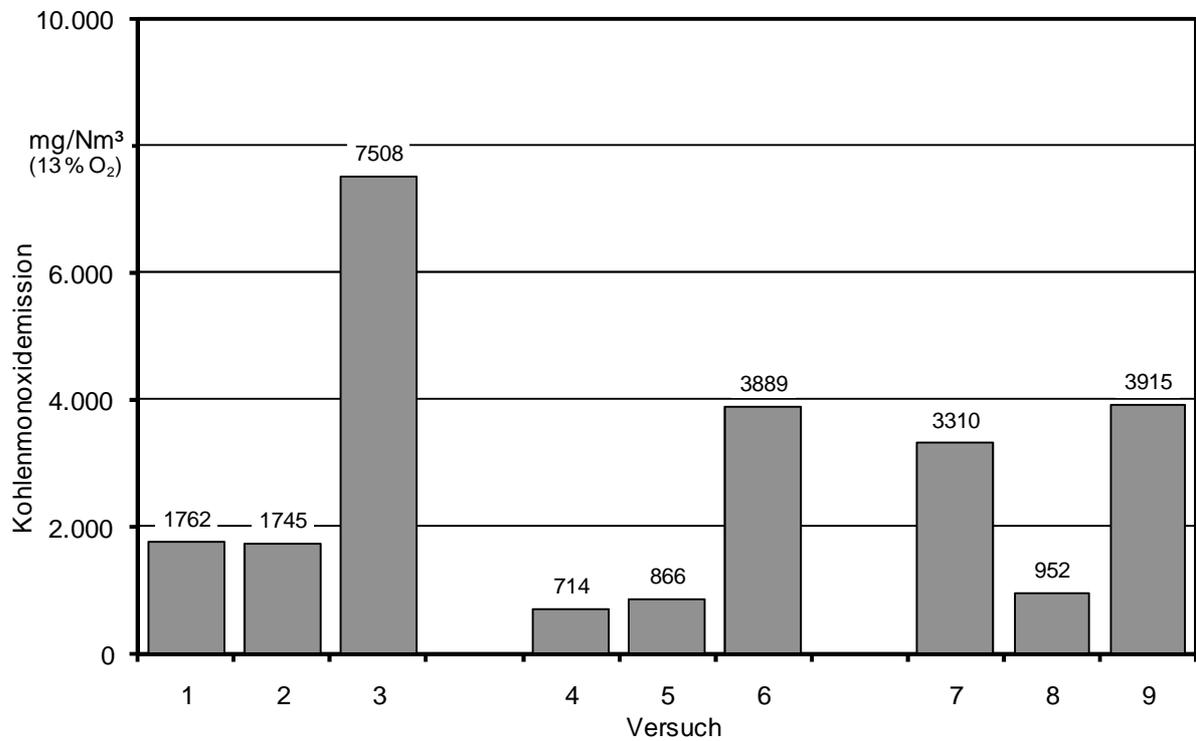
Versuchsvariante 6 (TH Kamin-Feinstaubkiller nach HDG SL 14)

Abbildung 77: Kohlenmonoxidemissionen bei Versuchsvariante 6, Mittelwert: 2.740 mg/Nm³, Variationskoeffizient: 80 %

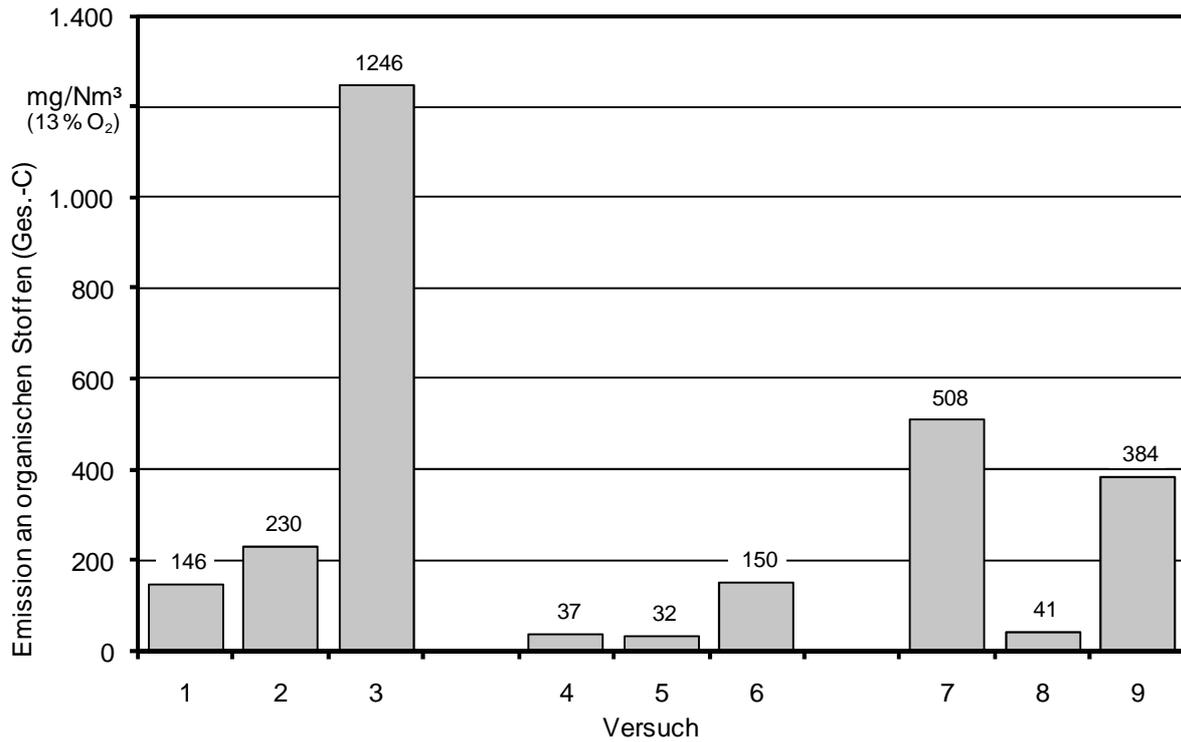


Abbildung 78: Emission an organisch gebundenem Kohlenstoff (Gesamt-C) bei Versuchsvariante 6, Mittelwert: 308 mg/Nm³, Variationskoeffizient: 126 %

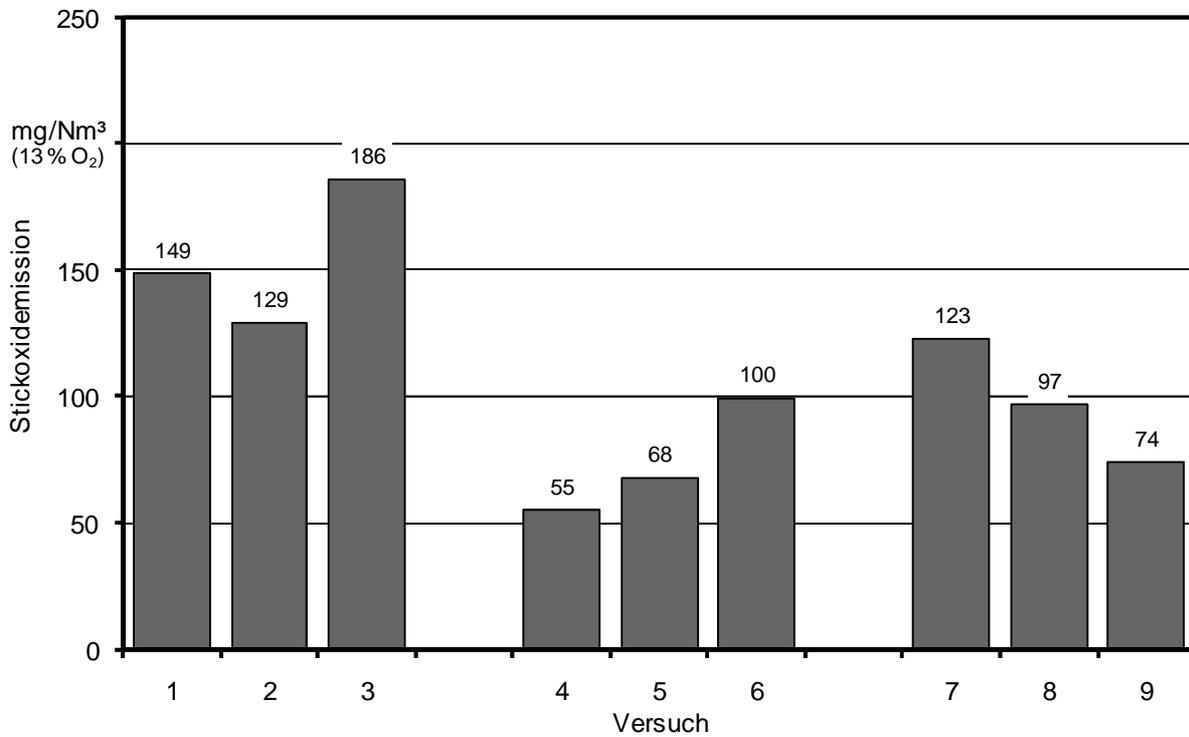


Abbildung 79: Emissionen bei Versuchsvariante 6, Mittelwert: 109 mg/Nm³, Variationskoeffizient: 39 %

7.3 Einzelergebnisse der Lärmmessungen

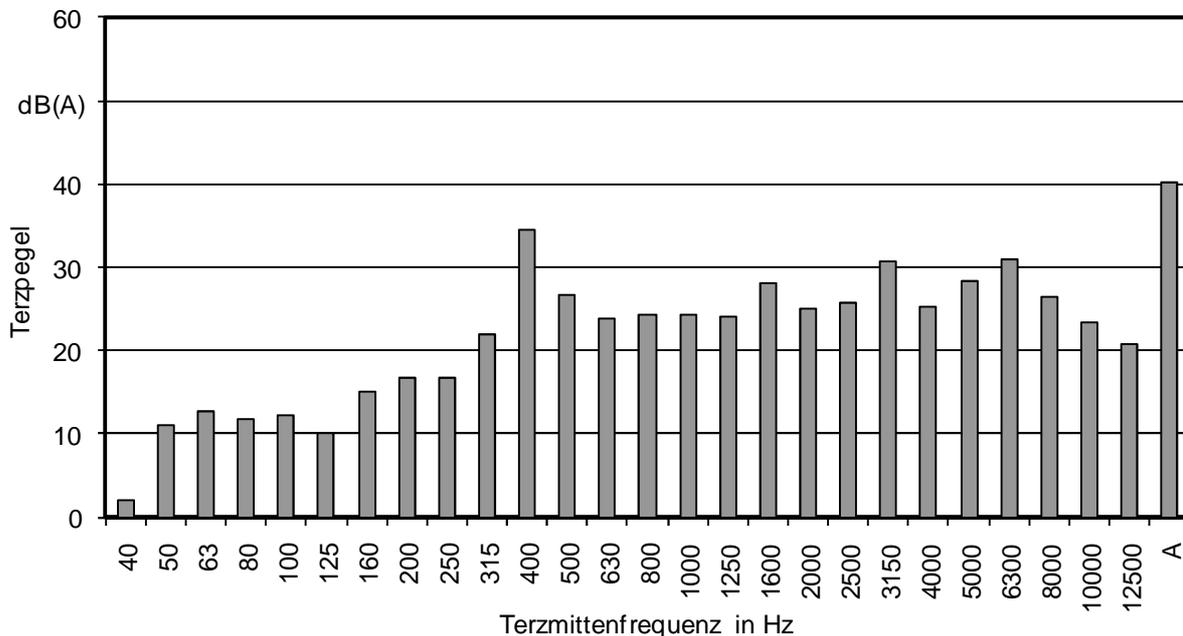


Abbildung 80: Frequenzanalyse des KW Zumikron bei Teilnehmer 2. Es sind die A-bewerteten Terzpegel bei den in der x-Achse angegebenen Terzmittenfrequenzen dargestellt. Die energetische Summe aus diesen Terzpegeln ergibt den A-Pegel, angegeben in dB(A), der ganz rechts im Diagramm dargestellt ist

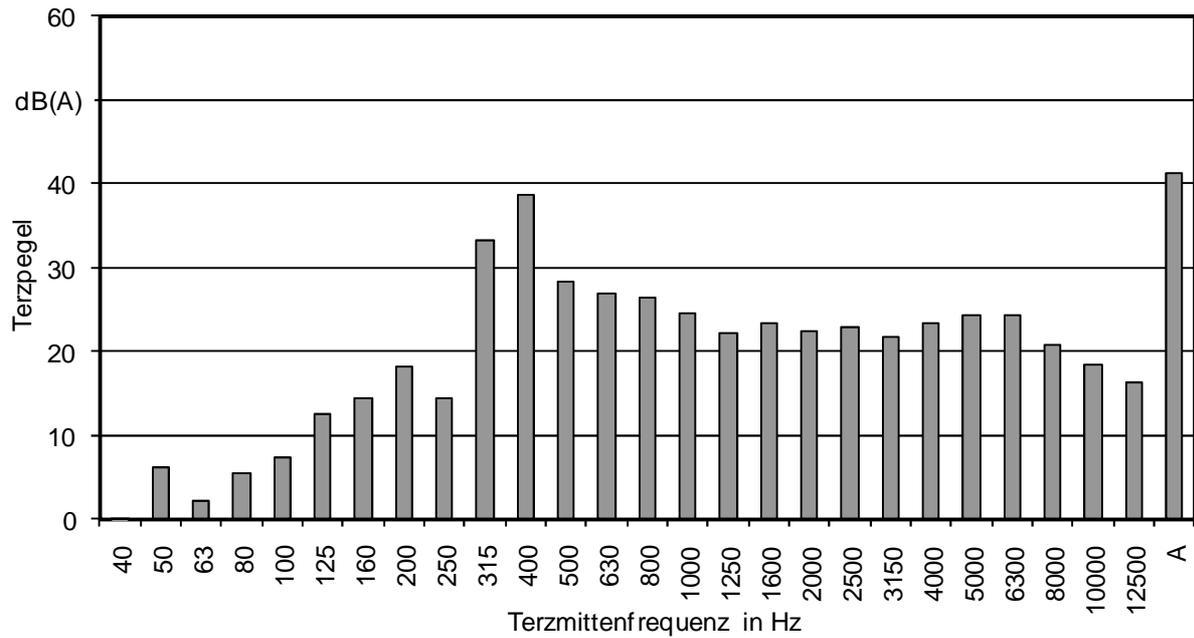


Abbildung 81: Frequenzanalyse des KW Zumikron bei Teilnehmer 4. Es sind die A-bewerteten Terzpegel bei den in der x-Achse angegebenen Terzmittenfrequenzen dargestellt. Die energetische Summe aus diesen Terzpegeln ergibt den A-Pegel, angegeben in dB(A), der ganz rechts im Diagramm dargestellt ist

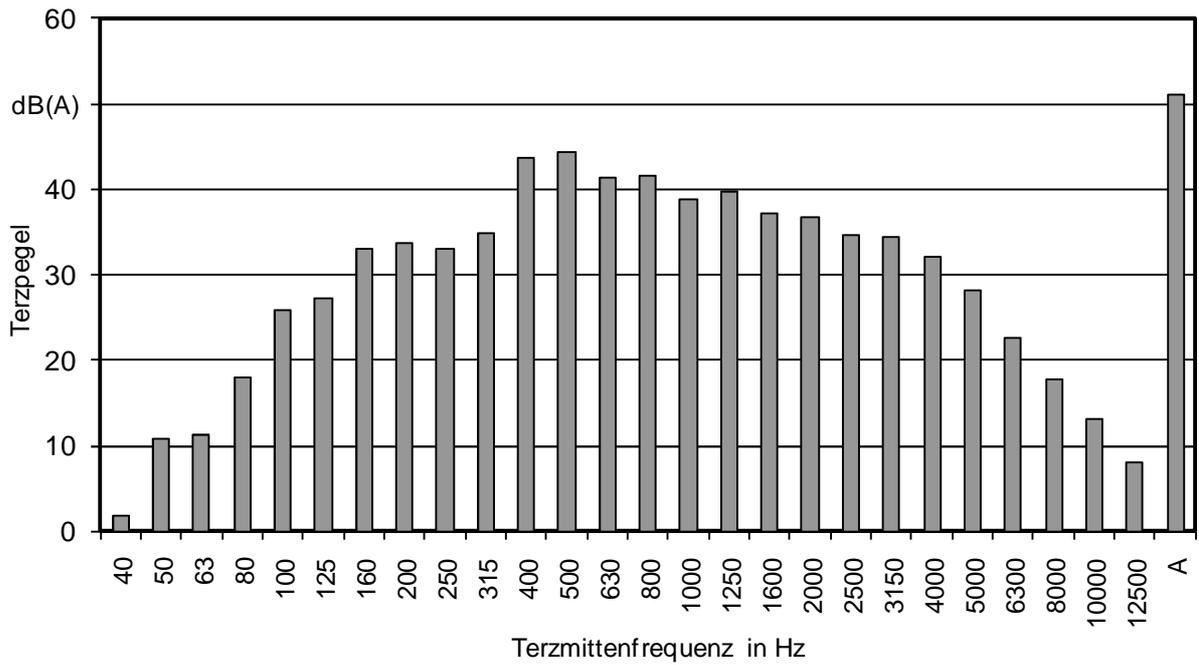


Abbildung 82: Frequenzanalyse des APP $R_{residential}$ ESP bei Teilnehmer 5. Es sind die A-bewerteten Terzpegel bei den in der x-Achse angegebenen Terzmittenfrequenzen dargestellt. Die energetische Summe aus diesen Terzpegeln ergibt den A-Pegel, angegeben in dB(A), der ganz rechts im Diagramm dargestellt ist

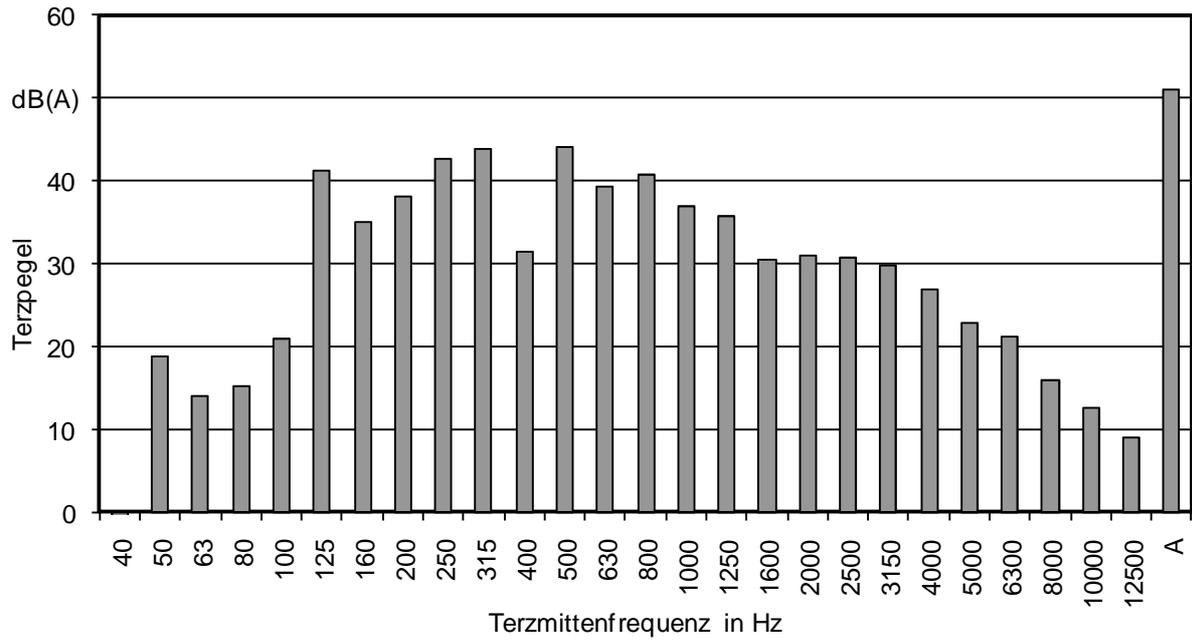


Abbildung 83: Frequenzanalyse des Spanner SFF20 bei Teilnehmer 9. Es sind die A-bewerteten Terzpegel bei den in der x-Achse angegebenen Terzmittenfrequenzen dargestellt. Die energetische Summe aus diesen Terzpegeln ergibt den A-Pegel, angegeben in dB(A), der ganz rechts im Diagramm dargestellt ist

7.4 Einzelergebnisse der Staubanalysen

Tabelle 31: Ergebnisse der Analysen der Staubproben aus dem Feldversuch (Teil 1: Elementgehalte)

Parameter	Einheit	Teilnehmer									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Al	mg/kg	< 15.000	< 15.000	< 15.000	< 15.000	< 15.000	< 15.000	< 15.000	< 15.000	< 15.000	< 15.000
As	mg/kg	< 5	7	16	< 5	< 5	< 5	871	9	18	6
Ba	mg/kg	155	281	287	420	359	82	142	1010	280	981
Br	mg/kg	32	79	77	19	46	41	58	60	53	136
Ca	mg/kg	23.700	25.300	40.300	41.100	25.700	34.500	34.900	134.000	117.000	80.700
Cd	mg/kg	60,0	35	73	29	76	11	13	19	< 5	66
Cl	mg/kg	2.450	11.200	38.000	6.780	5.270	2.480	14.200	6.100	18.400	48.000
Co	mg/kg	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
Cr	mg/kg	70	< 20	168	< 20	21	49	310	91	79	89
Cu	mg/kg	102	48	234	59	84	104	183	137	117	358
Fe	mg/kg	7.780	2.650	87.700	17.500	1.110	4.410	6.050	5.470	26.100	4.580
K	mg/kg	42.100	35.000	39.700	52.500	63.100	41.100	33.400	38.400	64.800	216.000
Mg	mg/kg	< 2.000	3.850	2.460	6.690	4.840	3.580	5.100	15.600	10.300	11.500
Mn	mg/kg	4.310	3.370	1.780	6.370	6.070	524	415	14.100	1.290	13.200
Mo	mg/kg	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	74
Na	mg/kg	< 2.000	2.250	5.540	< 2.000	< 2000	3.070	4.350	3.210	3.210	6.920
Ni	mg/kg	35	< 15	56	20	44	40	33	32	32	18
P	mg/kg	2.130	2.170	3.110	2.490	4.740	2.110	2.540	5.840	8.560	7.960
Pb	mg/kg	141	315	638	90	473	49	140	639	238	565
Rb	mg/kg	100	330	103	174	112	36	53	91	68	1.060
S	mg/kg	30.500	18.700	45.000	18.200	25.200	14.500	24.200	16.100	31.800	66.000
Si	mg/kg	< 20.000	< 20.000	28.500	< 20.000	< 20.000	< 20.000	89.300	< 20.000	21.400	< 20.000
Sn	mg/kg	33	24	27	14	16	18	11	16	23	20
Sr	mg/kg	98	92	102	130	66	115	71	362	226	369
Ti	mg/kg	< 1.000	< 1.000	< 1.000	< 1.000	< 1.000	< 1.000	< 1.000	< 1.000	< 1.000	< 1.000
Tl	mg/kg	6	9	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	13
U	mg/kg	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	11
V	mg/kg	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Y	mg/kg	12	< 10	12	< 10	11	15	18	12	16	< 10
Zn	mg/kg	2.490	3.430	2.050	1.660	7.570	8.210	3.190	2.400	1.830	13.500
Zr	mg/kg	11	10	19	< 10	23	56	47	29	53	< 10

Tabelle 32: Ergebnisse der Analysen der Staubproben aus dem Feldversuch (Teil 1: PAK-Gehalte und –Verteilung)

Parameter	Einheit	Teilnehmer										Mittel
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Naphthalin	mg/kg	16	8,2	4,5	5,4	8,8	4,9	8,5	7,9	1,0	6,4	7,2
Acenaphthylen	mg/kg	1,2	8,2	4,9	1,8	0,69	0,39	8,4	12	0,26	2,4	4,0
Acenaphthen	mg/kg	0,60	0,63	1,2	0,43	0,82	0,26	1,8	1,2	0,23	0,58	0,8
Fluoren	mg/kg	1,3	3,3	1,6	0,32	1,5	0,55	4,0	4,0	0,35	1,2	1,8
Phenanthren	mg/kg	16	53	160	11	5,8	18	160	50	1,4	20	49,5
Anthracen	mg/kg	2,2	11	25	2,5	0,55	2,2	31	13	0,25	3,4	9,1
Fluoranthen	mg/kg	9,8	77	330	22	2,9	37	190	53	2,3	28	75,2
Pyren	mg/kg	7,6	78	320	25	3,6	43	190	53	3,5	34	75,7
Benz[a]anthracen	mg/kg	6,8	55	70	39	3,4	30	140	35	1,1	9,4	38,9
Chrysen	mg/kg	10	92	110	61	5,1	72	190	42	1,3	13	59,6
Benzo[b]+Benzo[k]-fluoranthen (Summe)	mg/kg	33	140	150	270	10,4	100	320	48	2,5	25	109,9
Benzo[a]pyren	mg/kg	14	73	60	150	5,9	52	150	25	1,3	15	54,6
Indeno[1.2.3-cd]pyren	mg/kg	39	88	47	150	9,6	64	190	21	2,3	18	62,7
Dibenzo[a,h]anthracen	mg/kg	4,5	9,2	9,0	24	1,0	8,3	20	2,7	0,19	1,3	8,0
Benzo[g,h,i]perylene	mg/kg	20	49	50	160	6,4	38	110	14	2,9	20	47,1
Summe PAK	mg/kg	183	744	1344	922	66,4	470	1713	380	20,8	197	604
Naphthalin		8,9%	1,1%	0,3%	0,6%	13,2%	1,0%	0,5%	2,1%	4,9%	3,2%	3,5%
Acenaphthylen		0,6%	1,1%	0,4%	0,2%	1,0%	0,1%	0,5%	3,1%	1,3%	1,2%	0,9%
Acenaphthen		0,3%	0,1%	0,1%	0,0%	1,2%	0,1%	0,1%	0,3%	1,1%	0,3%	0,3%
Fluoren		0,7%	0,4%	0,1%	0,0%	2,2%	0,1%	0,2%	1,1%	1,7%	0,6%	0,6%
Phenanthren		8,6%	7,1%	11,9%	1,2%	8,7%	3,9%	9,3%	13,1%	6,6%	10,0%	8,0%
Anthracen		1,2%	1,5%	1,9%	0,3%	0,8%	0,5%	1,8%	3,4%	1,2%	1,7%	1,4%
Fluoranthen		5,4%	10,3%	24,6%	2,4%	4,4%	8,0%	11,1%	13,9%	11,0%	14,4%	10,0%
Pyren		4,2%	10,4%	23,8%	2,8%	5,4%	9,2%	11,1%	13,9%	16,9%	17,1%	10,1%
Benz[a]anthracen		3,7%	7,4%	5,2%	4,2%	5,0%	6,3%	8,2%	9,2%	5,4%	4,8%	6,1%
Chrysen		5,7%	12,3%	8,2%	6,6%	7,7%	15,2%	11,1%	11,0%	6,0%	6,7%	9,7%
Benzo[b]+Benzo[k]-fluoranthen (Summe)		18,3%	18,8%	11,2%	29,3%	15,7%	21,2%	18,7%	12,5%	12,1%	12,8%	18,2%
Benzo[a]pyren		7,9%	9,8%	4,5%	16,3%	8,9%	11,1%	8,8%	6,5%	6,0%	7,5%	9,2%
Indeno[1.2.3-cd]pyren		21,1%	11,8%	3,5%	16,3%	14,4%	13,5%	11,1%	5,5%	11,0%	9,0%	12,2%
Dibenzo[a,h]anthracen		2,4%	1,2%	0,7%	2,6%	1,6%	1,8%	1,2%	0,7%	0,9%	0,7%	1,5%
Benzo[g,h,i]perylene		11,0%	6,6%	3,7%	17,4%	9,6%	8,1%	6,4%	3,8%	13,9%	10,0%	8,3%
Summe PAK		100%										

Berichte im Rahmen dieser Schriftenreihe

Berichte aus dem TFZ:

1	Qualitätssicherung bei der dezentralen Pflanzenölerzeugung für den Nicht-Nahrungsbereich – Projektphase 1: Erhebung der Ölqualität und Umfrage in der Praxis
2	Erprobung der Brennwerttechnik bei häuslichen Holzhackschnitzelheizungen mit Sekundärwärmetauscher
3	Daten und Fakten zur dezentralen Ölgewinnung in Deutschland
4	Untersuchungen zum Feinstaubausstoß von Holzzentralheizungsanlagen kleiner Leistung
5	Qualität von kaltgepresstem Rapsöl als Speiseöl und Festlegung eines Qualitätsstandards
6	Entwicklung einer Prüfmethode zur Bestimmung der Cetanzahl von Rapsölkraftstoff
7	Untersuchung der Wechselwirkungen zwischen Rapsöl als Kraftstoff und dem Motorenöl in pflanzenölauglichen Motoren
8	Wärmegewinnung aus Biomasse – Begleitmaterialien zur Informationsveranstaltung
9	Maize as Energy Crop for Combustion – Agricultural Optimisation of Fuel Supply
10	Staubemissionen aus Holzfeuerungen – Einflussfaktoren und Bestimmungsmethoden
11	Rationelle Scheitholzbereitstellungsverfahren
12	Qualitätssicherung bei der dezentralen Pflanzenölerzeugung für den Nicht-Nahrungsbereich – Technologische Untersuchungen und Erarbeitung von Qualitätssicherungsmaßnahmen
13	Getreidekörner als Brennstoff für Kleinf Feuerungen – Technische Möglichkeiten und Umwelteffekte
14	Mutagenität der Partikelemissionen eines mit Rapsöl- und Dieselkraftstoff betriebenen Traktors
15	Befragung von Betreibern dezentraler Ölsaatenverarbeitungsanlagen
16	Schnellbestimmung des Wassergehaltes im Holzsplit
17	Untersuchungen zum Einsatz rapsölbetriebener Traktoren beim Lehr-, Versuchs- und Fachzentrum für Ökologischen Landbau und Tierhaltung Kringell
18	Miscanthus als nachwachsender Rohstoff – Ergebnisse als bayerischen Forschungsarbeiten
19	Miscanthus: Anbau und Nutzung – Informationen für die Praxis
20	Prüfung der Eignung von Verfahren zur Reduktion ablagerungs- und aschebildender Elemente in Rapsölkraftstoff bei der dezentralen Erzeugung

21	Kleine Biomassefeuerungen – Markt Betrachtungen, Betriebsdaten, Kosten und Wirtschaftlichkeit
22	Partikelemissionen aus Kleinf Feuerungen für Holz und Ansätze für Minderungsmaßnahmen
23	Bewertung kostengünstiger Staubabscheider für Einzelfeuerstätten und Zentralheizungskessel

