



Berichte aus dem TFZ

Nutzer- und Brennstoffeinflüsse auf Feinstaubemissionen aus Kleinf Feuerungsanlagen



Nutzer- und Brennstoffeinflüsse auf Feinstaubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen



Nutzer- und Brennstoffeinflüsse auf Feinstaubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen

Claudia Schön
Dr. Hans Hartmann

Berichte aus dem TFZ 36

Straubing, Juli 2014

Titel: Nutzer- und Brennstoffeinflüsse auf Feinstaubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen

Autoren: Claudia Schön, Dr. Hans Hartmann

weitere Mitarbeiter: Elisabeth Rist, Peter Turowski, Stephan Winter, Rainer Dadlhuber, Hans Hinkofer, Sonja Plankl, Anja Rocktäschel, Paul Roßmann, Alexander Marks

in Kooperation mit: Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ), Leipzig

Der vorliegende Bericht enthält thematisch abgegrenzte und teilweise wortgleiche Auszüge aus einem bislang unveröffentlichten Teilbericht, der im Unterauftrag durch das Deutsche Biomasseforschungszentrum (DBFZ) für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit in 2012 erarbeitet wurde. Das Gesamtprojekt trägt den Titel: "Wärme aus Holz – Feinstaubemissionen: Brennstoffeinfluss, Nutzer, Feuerungs-Wettbewerb, Sekundärmaßnahmen, Charakterisierung und Toxizität" (03MAP144); der Gesamtbericht ist derzeit noch unveröffentlicht.

In weiteren Kapiteln werden außerdem Ergebnisse dargestellt, die im Rahmen des Europäischen Forschungsprojekts "Future low emission biomass combustion systems" (Eranet FutureBioTec) erarbeitet wurden, welches vom Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten teilfinanziert wurde.

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

© 2014
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: Claudia Schön, Dr. Hans Hartmann
Verlag: Eigenverlag, Technologie- und Förderzentrum (TFZ)
Erscheinungsort: Straubing
Erscheinungsjahr: 2014
Gestaltung: Claudia Schön

Fotonachweis: Buderus (Abb. 1), Brunner GmbH (Abb. 5), HDG (Abb. 7), Claudia Schön, Elisabeth Rist

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	5
Abbildungsverzeichnis	9
Tabellenverzeichnis.....	19
1 Einleitung und Zielsetzung.....	23
2 Material und Methoden	25
2.1 Eingesetzte Feuerungen.....	25
2.1.1 Kaminofen 1.....	25
2.1.2 Kaminofen 2.....	27
2.1.3 Kachelofenheizeinsatz	30
2.1.4 Scheitholzkessel	33
2.2 Versuchsplan der Feuerungsversuche	36
2.3 Aufbau des Feuerungsprüfstandes	39
2.3.1 Verwendete Abgasmessstrecken.....	39
2.3.1.1 Abgasmessstrecke mit Verdünnungstunnel	39
2.3.1.2 Abgasmessstrecke am Naturzugkamin.....	41
2.3.2 Wärmeleistungsmessstrecke	42
2.4 Mess- und Analyseverfahren	43
2.4.1 Kontinuierlich erfasste Messgrößen	43
2.4.2 Diskontinuierlich erfasste Messgrößen	45
2.4.3 Behandlung der Filtermedien	49
2.5 Datenauswertungen.....	50
2.6 Versuchsbrennstoffe und Versuchsvarianten.....	52
2.6.1 Eigenschaften der Brennstoffe	52
2.6.2 Versuchsvarianten	56
2.6.2.1 Brennstoffart und Aschegehalt.....	56
2.6.2.2 Aufbereitungsform.....	57
2.6.2.3 Scheitgröße	58
2.6.2.4 Nachlegemasse	59
2.6.2.5 Wassergehalt.....	60
2.6.2.6 Holzbriketts	61
2.6.2.7 Rinden- und Braunkohlebriketts.....	61
3 Ergebnisse zu versuchstechnischen Fragestellungen	63
3.1 Vergleich von Scheitholz und Normscheit.....	63
3.2 Einflussgrößen auf die Gesamtstaubbestimmung.....	64
3.2.1 Einfluss der Abgasverdünnung	64
3.2.2 Einfluss der Filternachbehandlung auf den Gesamtstaub	68
3.2.3 Vergleich der Staubbmessstellen im Verdünnungstunnel	74
3.2.4 Partikelablagerungen in der Probenahmesonde	75
3.3 Einfluss der Auswertemethoden auf die gasförmigen Emissionen.....	77

3.3.1	Einfluss der Datenauswertung auf die gasförmigen Emissionen	77
3.3.2	Einfluss der Definition eines Abbrandes auf die gasförmigen Emissionen	79
3.4	Einfluss des Versuchsaufbaus auf die Messergebnisse	82
4	Ergebnisse der Feuerungsversuche	85
4.1	Messungen am Kaminofen 1	85
4.1.1	Einfluss der Brennstoffart und des Aschegehaltes	85
4.1.2	Einfluss der Aufbereitungsform	87
4.1.3	Einfluss der Scheitgröße	88
4.1.4	Einfluss der Nachlegemasse bei zwei verschiedenen Scheitgrößen	90
4.1.5	Einfluss des Nachlegezeitpunktes	94
4.1.6	Einfluss des Wassergehaltes bei Buchenholz	99
4.1.7	Einfluss des Wassergehaltes bei Fichtenholz	103
4.1.8	Verbrennungseigenschaften von Holz- und Rindenbriketts	106
4.1.9	Wirkung einer nachrüstbaren Verbrennungsluftregelung.....	111
4.1.9.1	Funktionsweise der Verbrennungsluftregelung.....	111
4.1.9.2	Ergebnisse aus den Vergleichsmessungen mit/ohne Regelung	112
4.1.10	Zusammenfassung der Ergebnisse zum Kaminofen 1	119
4.2	Messungen am Kaminofen 2	120
4.2.1	Einfluss der Scheitgröße	120
4.2.2	Einfluss der Nachlegemasse	122
4.2.3	Verbrennungseigenschaften von Holz- und Rindenbriketts	124
4.2.4	Zusammenfassung der Ergebnisse am Kaminofen 2	127
4.3	Messungen am Kachelofenheizeinsatz	128
4.3.1	Einfluss der Scheitgröße	129
4.3.2	Einfluss der Nachlegemasse	132
4.3.3	Einfluss des Nachlegezeitpunktes	134
4.3.4	Verbrennungseigenschaften von Holz- und Rindenbriketts	137
4.3.5	Zusammenfassung der Ergebnisse am Kachelofenheizeinsatz	140
4.4	Messungen am Scheitholzessel.....	141
4.4.1	Einfluss der Brennstoffart	141
4.4.2	Einfluss der Aufbereitungsform	143
4.4.3	Einfluss der Scheitgröße	145
4.4.4	Einfluss des Wassergehaltes bei Buchenholz	147
4.4.5	Einfluss des Wassergehaltes bei Fichtenholz	148
4.4.6	Zusammenfassung der Ergebnisse am Scheitholzessel.....	150
4.5	Gegenüberstellung der untersuchten Einzelraumfeuerungen	151
4.5.1	Scheitgröße.....	151
4.5.2	Nachlegemasse	152
4.5.3	Brennstoffart.....	153
4.6	Empfehlungsmatrix für Einzelraumfeuerungen	157
5	Zusammenhänge zwischen den Abgaskenngrößen.....	159
5.1	CO und org.-C-Emissionen.....	159
5.2	Abgastemperatur und Luftüberschusszahl.....	160
5.3	Kohlenmonoxidemissionen (CO).....	161
5.4	Kohlenwasserstoffemissionen (org.-C).....	162

5.5 Partikelgebundene Emissionen.....162

Zusammenfassung..... 167

Quellenverzeichnis..... 171

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Foto: TFZ. Grafik: Buderus (bearbeitet, orange kennzeichnet die Luftführung im Kaminofen)	26
Abbildung 2:	Kaminofen 2, "Santa Fe" von Fireplace, und dessen Brennraum mit den Tertiärluftöffnungen. Bilder: TFZ.....	28
Abbildung 3:	Verbrennungsluftverteilung für den Kaminofen 2, "Santa Fe" von Fireplace, mit dem Verbrennungssystem FIRE PLUS [19]. Blaue Pfeile kennzeichnen kalte Luftströme, rote Pfeile heiße Strömungen.....	29
Abbildung 4:	Kachelofenheizeinsatz KKE 33 der Firma Ulrich Brunner GmbH. Links: Frontalansicht mit Feuerung rechts und Nachheizkasten links. Mitte: Feuerraum mit Luftschlitz in der Rückwand. Rechts: Innenansicht eines Teils des Nachheizkastens. Bilder: TFZ	31
Abbildung 5:	Aufbau und Verbrennungsluftführung des Kachelofenheizeinsatzes KKE 33 von Brunner GmbH [1]. Die orangen Linien kennzeichnen die Verbrennungsluftführung. Grafik: Brunner GmbH (bearbeitet).....	32
Abbildung 6:	Scheitholzessel HDG "Navora" (geschlossen und offen) und dessen schlanker Füllraum. Bilder: TFZ.....	34
Abbildung 7:	Schnittbild des Scheitholzessels HDG "Navora" [17], beschriftet	35
Abbildung 8:	Versuchsaufbau der Abgasmessstrecke mit Verdünnungstunnel, Skizze nicht maßstäblich.....	39
Abbildung 9:	Versuchsaufbau für Messungen an einem Naturzugkamin, Skizze nicht maßstäblich	42
Abbildung 10:	Probenahmesonde für die Gesamtstaubbestimmung von Paul Gothe Messtechnik	46
Abbildung 11:	Filterhalter für große Planfilter mit 150 mm Durchmesser, Eigenentwicklung des TFZ.....	47
Abbildung 12:	Verwendete Quarzfaserfilter unterschiedlicher Größe. Links die 45 mm Planfilter, welchen eine Filterhülse vorgeschaltet wurde und rechts der 150 mm Planfilter ohne vorgeschaltete Filterhülse für die stofflichen Analysen	48
Abbildung 13:	Probenteiler für große Planfilter (Teller und Stanze, hier mit 15° Segmenteinstellung) (links) und gefalteter Planfilter mit zwei ausgestanzten Teilstücken (rechts).....	48
Abbildung 14:	Behandlung der unbeladenen Planfilter und gestopften Filterhülsen sowie für die Nachbehandlung zur Gesamtstaubbestimmung nach VDI 2066	49
Abbildung 15:	Behandlung der großen Planfilter (150 mm) für die Bereitstellung zur stofflichen Analyse	50
Abbildung 16:	Anteile der aerosolbildenden Elemente in den eingesetzten Brennstoffen, bezogen auf die Trockenmasse	56

Abbildung 17: Eingesetzte Brennstoffe mit variablem Aschegehalt bei einer Scheitlänge von 25 cm. von links nach rechts: Fichte ohne Rinde, Fichte mit Rinde, Buche ohne Rinde, Buche mit Rinde, Gesamtmasse jeweils ca. 1,6 kg 57

Abbildung 18: Aufbereitungsform der Brennstoffe ohne Rinde. von links nach rechts: Fichtenscheitholz, Fichtennormscheit, schlanke Fichtenrundlinge, dicke Fichtenrundlinge, Gesamtmasse jeweils ca. 1,6 kg..... 57

Abbildung 19: Brennstoffaufbereitungsformen für die Versuche am HDG Navora Scheitholzkessel. von links nach rechts: Scheitholz mit D10 - D12, Rundlinge mit D10 - D12 und Kanthölzer der Abmaße 7 x 7 cm, jeweils Halbmeterscheite 58

Abbildung 20: Scheitgrößenvariation von 5 x 5 cm bis 9 x 9 cm Kantenlänge mit Buchenholz ohne Rinde bei vergleichbarer Auflegemasse 58

Abbildung 21: Scheitgrößenvariation der Fichtenscheite ohne Rinde für Versuche am Scheitholzkessel HDG Navora. von links nach rechts: D5 - D7,5; D7,5 - D10; D10 - D12; D12 - D15 und D15 - D20, jeweils Halbmeterscheite..... 59

Abbildung 22: Variation der Nachlegemasse mit Buchenholz bei konstanter Kantenlänge von 5 x 5 x 25 cm und Anzahl Kanthölzer 60

Abbildung 23: Variation der Nachlegemasse aus Buchenholz bei konstanter Kantenlänge von 7 x 7 x 25 cm und steigender Anzahl Kanthölzer 60

Abbildung 24: Holzbriketts verschiedener Formen, von links nach rechts: rund mit Loch, rund ohne Loch, Quader und Achtkant mit Loch. Alle Bilder wurden aus der gleichen Perspektive aufgenommen, so dass die tatsächlichen Größenverhältnisse direkt wiedergegeben sind. 61

Abbildung 25: Rindenbriketts als Quader und Sechskant-Block sowie ein Braunkohlebrikett. Alle Bilder wurden aus der gleichen Perspektive aufgenommen, so dass die tatsächlichen Größenverhältnisse direkt wiedergegeben werden 62

Abbildung 26: Vergleich des Emissionsverhaltens und der Reproduzierbarkeit der Messergebnisse unter Verwendung von Scheitholz und Normscheiden. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoffe: Fichte und Buche ohne Rinde, Brennstoffmasse: 1,6 kg 64

Abbildung 27: Anstieg der gemessenen absoluten Staubemissionen im verdünnten Abgas gegenüber dem unverdünnten Abgas in Abhängigkeit von der Kohlenwasserstoffkonzentration im unverdünnten Abgas. Auswertung von 227 Messungen an vier verschiedenen Feuerungen mit z. T. unterschiedlichen Brennstoffen 66

Abbildung 28: Anstieg der gemessenen absoluten Staubemissionen im verdünnten Abgas gegenüber dem unverdünnten Abgas in Abhängigkeit von der Kohlenwasserstoffkonzentration im unverdünnten Abgas im unteren Messbereich. Auswertung von 151 Messungen an vier verschiedenen Feuerungen mit z. T. unterschiedlichen Brennstoffen..... 67

Abbildung 29: Anteil der Methanemissionen an den Kohlenwasserstoffemissionen, welche nicht kondensieren können. Auswertung von 227 Messungen an vier verschiedenen Feuerungen mit z. T. unterschiedlichen Brennstoffen	68
Abbildung 30: Aufteilung des großen Quarzplanfilters für die Untersuchung des Einflusses der Trocknungstemperatur auf die Staubbelastung. Der Filter wurde mittig gefaltet und jeweils ca. 15°-Teilstücke ausgestanzt.....	69
Abbildung 31: Staubmasseänderung durch die thermische Filter-Nachbehandlung bei verschiedenen Temperaturen im Vergleich zur unbehandelten Staubbelastung. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buchennormscheit; Probenahme im verdünnten Abgas bei 44°C	71
Abbildung 32: Masseverlust durch Trocknung bei 120 °C für Staubproben aus dem unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buchenholz mit Rinde	73
Abbildung 33: Masseverlust an Staubemissionen durch die Lagerung der Filtermedien in einem Exsikkator für 72 Stunden im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buchenholz mit Rinde	74
Abbildung 34: Vergleich der Ergebnisse der Gesamtstaubprobenahme nach VDI 2066 und mit dem großen Filterhalter mit 150 mm im Durchmesser im Verdünnungstunnel für alle vier untersuchten Feuerungen.....	75
Abbildung 35: Anteil der durch Spülung der Probenahmesonde gewonnenen Gesamtstaubfracht im unverdünnten Abgas. Auswertung von 227 Messungen im unverdünnten Abgas unter Verwendung aller vier Feuerungen mit z. T. unterschiedlichen Brennstoffen.....	76
Abbildung 36: Anteil der durch Spülung der Probenahmesonde gewonnenen Gesamtstaubfracht im verdünnten Abgas. Auswertung von 227 Messungen im verdünnten Abgas unter Verwendung aller vier Feuerungen mit z. T. unterschiedlichen Brennstoffen	77
Abbildung 37: Einfluss der Datenauswertung auf die ermittelten CO-Konzentrationen im unverdünnten Abgas bei der Betrachtung ganzer Abbrände. Feuerung: Kaminofen 2 Fireplace Santa Fe, Brennstoffmasse ca. 1,6 kg, diverse Brennstoffarten	79
Abbildung 38: Zeitliche Verläufe von Kohlenmonoxid und organischen Kohlenwasserstoffen über drei aufeinanderfolgende Abbrände (ohne Anheizen). Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buchenscheite ohne Rinde (Daten vom 13.10.2010)	80
Abbildung 39: Einfluss der Messdauer auf die CO-Emissionen. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buchenscheite ohne Rinde mit 1,6 kg	81
Abbildung 40: Einfluss der Messdauer auf die Kohlenwasserstoffemissionen. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buchenscheite ohne Rinde mit 1,6 kg	82

Abbildung 41:	Einfluss der gewählten Abgasmessstrecke bei drei verschiedenen Scheitgrößen auf die gasförmigen Emissionen sowie die Gesamtstaubemission im unverdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Nachlegemasse von 2,4 kg (n = Anzahl der Messungen)	83
Abbildung 42:	Einfluss der gewählten Abgasmessstrecke bei drei verschiedenen Nachlegemassen auf die gasförmigen Emissionen sowie die Gesamtstaubemission im unverdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde (n = Anzahl der Messungen)	84
Abbildung 43:	Einfluss der Brennstoffart und des Aschegehaltes (a) auf die gasförmigen Emissionen sowie die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Nachlegemasse: 1,6 kg mit insgesamt drei Scheiten, Wassergehalt: 14,3 – 16,3 %, Scheitlänge: 25 cm (n = Anzahl der Messungen)	86
Abbildung 44:	Einfluss der Aufbereitungsform von rindenloser Fichte auf die gasförmigen Emissionen sowie die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoffmenge: 1,6 kg aus je drei „Scheiten“, Wassergehalt: 13,5 – 14,5 % (n = Anzahl der Messungen).....	88
Abbildung 45:	Einfluss der Scheitgröße auf die gasförmigen Emissionen sowie die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen Buderus 1 blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Brennstoffmasse: 2,5 kg, Wassergehalt: 15 - 16 %, Länge der Scheite für konstante Brennstoffmasse angepasst (n = Anzahl der Messungen)	89
Abbildung 46:	Einfluss der Nachlegemenge auf die gasförmigen und staubförmigen Emissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas bei einer Kantenlänge von 5 x 5 x 25 cm. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Wassergehalt: ca. 14,5 %; Anzahl der Scheite (1 bis 5) und somit Brennstoffmasse steigend (n = Anzahl der Messungen)	91
Abbildung 47:	Einfluss der Nachlegemenge auf die gasförmigen und staubförmigen Emissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas bei einer Kantenlänge von 7 x 7 x 25 cm. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Wassergehalt: ca. 16,2 %; Anzahl der Scheite (1 bis 5) und somit Brennstoffmasse steigend (n = Anzahl der Messungen)	93
Abbildung 48:	Abgastemperaturen in Abhängigkeit vom Nachlegezeitpunkt bei Verwendung der Scheitgröße von 5 x 5 x 25 cm. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Auflegemasse: 2,4 kg.....	95
Abbildung 49:	Einfluss des Nachlegezeitpunktes auf die gasförmigen Emissionen im unverdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Kantenlänge 5 x 5 cm,	

7 x 7 cm und 9 x 9 cm, Auflegemasse: 2,5 kg (n = Anzahl der Messungen)	96
Abbildung 50: Einfluss des Nachlegezeitpunktes auf die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Kantenlänge 5 x 5 cm, 7 x 7 cm und 9 x 9 cm, Auflegemasse: 2,5 kg (n = Anzahl der Messungen)	97
Abbildung 51: Einfluss des Wassergehaltes bei Buchenholz ohne Rinde auf die gasförmigen Emissionen. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Nachlegemenge aufgrund des Wassergehaltes variabel, Brennstoffform: Normscheit mit den Kantenlängen 7 x 7 x 17 cm mit je 3 Kanthölzern, dargestellt sind Mittelwerte von meist drei gültigen Messungen	100
Abbildung 52: Einfluss des Wassergehaltes bei Buchenholz ohne Rinde auf die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Nachlegemenge aufgrund des Wassergehaltes variabel, Brennstoffform: Normscheit mit den Kantenlängen 7 x 7 x 17 cm mit je 3 Kanthölzern, dargestellt sind Mittelwerte von meist drei gültigen Messungen	101
Abbildung 53: Zeitlicher Verlauf der Sauerstoffkonzentration gemittelt über drei Abbrände bei verschiedenen Wassergehalten des Brennstoffes. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Aufbereitungsform: Normscheit mit 7 x 7 x 17 cm, Auflegemasse: variabel	102
Abbildung 54: Einfluss des Wassergehaltes bei Fichtenholz ohne Rinde auf die gasförmigen Emissionen. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Nachlegemenge aufgrund des Wassergehaltes variabel, Brennstoffform: Normscheit mit den Kantenlängen 7 x 7 x 25 cm mit je 3 Kanthölzern, dargestellt sind Mittelwerte von meist drei gültigen Messungen	104
Abbildung 55: Einfluss des Wassergehaltes bei Fichtenholz ohne Rinde auf die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Nachlegemenge aufgrund des Wassergehaltes variabel, Brennstoffform: Normscheit mit den Kantenlängen 7 x 7 x 25 cm mit je 3 Kanthölzern, dargestellt sind Mittelwerte von meist drei gültigen Messungen	105
Abbildung 56: Verhalten eines runden Holzbriketts mit Loch während der Verbrennung in einem Kaminofen. Die Länge des Briketts nimmt von links nach rechts während des Abbrandes zu. Daher sind lange Briketts vorzubrechen.....	107
Abbildung 57: Vergleich der gasförmigen Emissionen von Scheitholz, Holzbriketts, reinen Rindenbriketts und Braunkohlebriketts. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Nachlegemasse: 1,6 kg (n = Anzahl der Messungen)	108
Abbildung 58: Vergleich der Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas von Scheitholz, Holzbriketts, reinen Rindenbriketts und	

	Braunkohlebriketts. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Nachlegemasse: 1,6 kg (n = Anzahl der Messungen)	109
Abbildung 59:	Universale Verbrennungsluftregelung Compact der Firma Kutzner & Weber GmbH.....	111
Abbildung 60:	Beispielhafter Temperaturverlauf über einen Abbrand für die Regelcharakteristik der Kutzner & Weber-Ofenregelung	112
Abbildung 61:	Einfluss einer nachrüstbaren Regelung auf die gasförmigen Emissionen sowie Staubemissionen im unverdünnten Abgas bei Buchen und Fichtenholz ohne Rinde. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Auflegemasse: 1,6 kg, Kantenlänge: 7 x 7 cm (n = Anzahl der Messungen)	113
Abbildung 62:	Einfluss einer nachrüstbaren Regelung auf die gasförmigen Emissionen sowie Staubemissionen im unverdünnten Abgas bei drei unterschiedlichen Scheitgrößen. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Auflegemasse: 2,5 kg (n = Anzahl der Messungen)	114
Abbildung 63:	Einfluss einer nachrüstbaren Regelung auf die gasförmigen Emissionen sowie Staubemissionen im unverdünnten Abgas bei drei unterschiedlichen Nachlegemassen. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Kantenlänge: 7 x 7 x 25 cm (n = Anzahl der Messungen).....	116
Abbildung 64:	Vergleich des Temperaturverlaufes am Abgasstutzen bei verschiedenen Scheitgrößen (links) und Nachlegemassen (rechts) mit und ohne Verbrennungsluftregelung. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde in Normscheidform 7 x 7 cm, Kurven stellen jeweils Mittelwerte aus drei Abbränden dar.....	118
Abbildung 65:	Einfluss der Scheitgröße auf die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 2 Fireplace Santa Fe, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Brennstoffmasse: ca. 1,5 kg, Wassergehalt: 12,4 % (n = Anzahl der Messungen)	121
Abbildung 66:	Einfluss der Nachlegemenge auf die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 2 Fireplace Santa Fe, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Wassergehalt: 12 % (n = Anzahl der Messungen).....	123
Abbildung 67:	Vergleich der gasförmigen Emissionen von Scheitholz mit Holzbriketts, reinen Rindenbriketts und Braunkohlebriketts. Feuerung: Kaminofen 2 Fireplace Santa Fe, Nachlegemenge: ca. 1,6 kg (n = Anzahl der Messungen).....	125
Abbildung 68:	Vergleich der Staubemissionen von Scheitholz mit Holzbriketts, reinen Rindenbriketts und Braunkohlebriketts. Feuerung: Kaminofen 2 Fireplace Santa Fe, Nachlegemenge: ca. 1,6 kg (n = Anzahl der Messungen)	126
Abbildung 69:	Ungleichmäßig beladener 150 mm Planfilter aus dem Verdünnungstunnel bei einem Versuch am Kachelofenheizeinsatz	

Brunner KKE 33 mit Brennraumüberladung (die Schwärzung des Filters ist unterschiedlich intensiv)	129
Abbildung 70: Einfluss der Scheitgröße auf die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Auflegemasse: 2,4 kg, Wassergehalt: 13,1 % (n = Anzahl der Messungen)	130
Abbildung 71: Temperaturverteilung beim Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33 bei der Verbrennung von verschiedenen Buchenscheitgrößen. Auflegemasse: 2,4 kg.....	131
Abbildung 72: Einfluss der Nachlegemasse auf die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Wassergehalt: 13,5 % (n = Anzahl der Messungen)	133
Abbildung 73: Einfluss des Nachlegezeitpunktes auf die gasförmigen Emissionen. Feuerung: Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Kantenlänge: 5 x 5 cm, 7 x 7 cm und 9 x 9 cm, Auflegemasse: 2,4 kg (n = Anzahl der Messungen)	135
Abbildung 74: Einfluss des Nachlegezeitpunktes auf die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Kantenlänge: 5 x 5 cm, 7 x 7 cm und 9 x 9 cm, Auflegemasse: 2,4 kg (n = Anzahl der Messungen)	136
Abbildung 75: Vergleich der gasförmigen Emissionen von Buche- und Fichtennormscheiten mit Holzbriketts und reinen Rindenbriketts. Feuerung: Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33, Nachlegemasse: ca. 2,1 kg (n = Anzahl der Messungen)	138
Abbildung 76: Vergleich der Staubemissionen von Buche- und Fichtennormscheiten mit Holzbriketts und reinen Rindenbriketts. Feuerung: Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33, Nachlegemasse ca. 2,1 kg (n = Anzahl der Messungen).....	139
Abbildung 77: Einfluss der Holzart und des Aschegehaltes auf die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Scheitholzessel HDG Navora, Brennstoffe: Buche und Fichte mit und ohne Rinde sowie ein rundes Holzbrikett mit Loch, Durchmesser des Scheitholzes: 10-12 cm (n = Anzahl der Messungen)	142
Abbildung 78: Einsatz von Scheit- und Kanthölzern im Scheitholzessel HDG Navora, links: direkt nach dem Befüllen des Füllschachtes mit Scheitholz. Mitte: Befüllen mit Kantholz, rechts: nach der ersten einstündigen Messung brennt der gesamte Holzvorrat, die Verbrennung ist nicht auf den Glutbettbereich beschränkt	144
Abbildung 79: Einfluss der Aufbereitungsform auf die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas.	

Feuerung: Scheitholzessel HDG Navora, Brennstoff: Fichte ohne Rinde, Wassergehalt: ca. 15 % (n = Anzahl der Messungen).....	145
Abbildung 80: Einfluss der Scheitgröße auf die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Scheitholzessel HDG Navora, Brennstoff: Fichte ohne Rinde, Wassergehalt: ca. 15,3 % (n = Anzahl der Messungen).....	146
Abbildung 81: Einfluss des Wassergehaltes bei Buchenscheitholz auf die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Scheitholzessel HDG Navora, Brennstoff: Buche ohne Rinde mit D10 - D12.....	148
Abbildung 82: Einfluss des Wassergehaltes bei Fichtenscheitholz auf die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Scheitholzessel HDG Navora, Brennstoff: Fichte ohne Rinde mit D10 - D12.....	149
Abbildung 83: Einfluss der Scheitgröße auf die gasförmigen Emissionen CO und org.-C sowie die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas bei allen drei eingesetzten Einzelraumfeuerungen. Brennstoff: Buche ohne Rinde in Normscheidform, Auflegemasse: gemäß Herstellerangabe für Nennleistung, Wassergehalt: 12-16 % (n = Anzahl der Messungen).....	152
Abbildung 84: Einfluss der Nachlegemasse auf die gasförmigen Emissionen CO und org.-C sowie die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas bei allen drei eingesetzten Einzelraumfeuerungen. Brennstoff: Buche ohne Rinde in Normscheidform mit 7 x 7 cm Kantenlänge, Wassergehalt: 12 - 16 % (n = Anzahl der Messungen).....	153
Abbildung 85: Einfluss der Brennstoffart auf die CO-Emissionen bei allen drei eingesetzten Feuerstätten (n = Anzahl der Messungen).....	154
Abbildung 86: Einfluss der Brennstoffart auf die org.-C-Emissionen bei allen drei eingesetzten Feuerstätten (n = Anzahl der Messungen).....	154
Abbildung 87: Einfluss der Brennstoffart auf die Staubemissionen im unverdünnten Abgas bei allen drei eingesetzten Feuerstätten (n = Anzahl der Messungen).....	155
Abbildung 88: Einfluss der Brennstoffart auf die Staubemissionen im verdünnten Abgas bei allen drei eingesetzten Feuerstätten (n = Anzahl der Messungen).....	156
Abbildung 89: Einfluss der Brennstoffart auf den feuerungstechnischen Wirkungsgrad bei allen drei eingesetzten Feuerstätten (n = Anzahl der Messungen).....	157
Abbildung 90: Emission der organischen Kohlenwasserstoffe in Abhängigkeit von den CO-Emissionen bei vier verschiedenen Feuerungen und unterschiedlichen Brennstoffarten und Brennstoffeigenschaften. Daten aus 227 Parallelmessungen.....	159

Abbildung 91: Abgastemperatur in Abhängigkeit von der Luftüberschusszahl lambda bei vier verschiedenen Feuerungen. Daten aus 227 Parallelmessungen mit unterschiedlichen Brennstoffen	160
Abbildung 92: Zusammenhang zwischen den CO-Emissionen und der Luftüberschusszahl lambda bzw. der Abgastemperatur. Daten aus 227 Parallelmessungen mit unterschiedlichen Brennstoffen	161
Abbildung 93: Zusammenhang zwischen den org.-C-Emissionen und der Luftüberschusszahl lambda bzw. der Abgastemperatur bei vier verschiedenen Feuerungen. Daten aus 227 Parallelmessungen mit verschiedenen Brennstoffen.....	162
Abbildung 94: Partikelgebundene Emissionen an organischem Kohlenstoff (OC) in Abhängigkeit vom CO- und org.-C-Ausstoß	163
Abbildung 95: Partikelgebundene Emissionen an elementarem Kohlenstoff (EC) in Abhängigkeit vom CO- und org.-C-Ausstoß	164
Abbildung 96: Partikelgebundene Emissionen an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Abhängigkeit vom Kohlenmonoxidausstoß und org.-C-Emissionen	164
Abbildung 97: Abhängigkeit des Toxizitätsfaktors von den 16 EPA-PAKs	165

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Emissionsgrenzwerte für Einzelraumfeuerungen und Holz-Zentralheizungskessel bis 500 kW gemäß 1. BImSchV [6]	23
Tabelle 2:	Anlagentechnische Merkmale des Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12	27
Tabelle 3:	Anlagentechnische Merkmale des Kaminofen 2 Fireplace Santa Fe.....	30
Tabelle 4:	Anlagentechnische Merkmale des Kachelofenheizeinsatzes KKE 33 der Firma Brunner	33
Tabelle 5:	Anlagentechnische Merkmale des Scheitholzessels HDG Navora	36
Tabelle 6:	Versuchsplan für alle untersuchten Feuerstätten	38
Tabelle 7:	Kontinuierlich erfasste Messgrößen – Technische Daten der Messgeräte	44
Tabelle 8:	Ergebnisse der Erprobung des Probenteilers für Filter mit einem Durchmesser von 150 mm	49
Tabelle 9:	Kohlenstoff-, Wasserstoff-, Sauerstoff-, Stickstoff-, Aschegehalte und Heizwert bezogen auf die Trockenmasse für die eingesetzten Brennstoffe (O = 100 % - C - H - N - Asche)	53
Tabelle 10:	Kalzium-, Magnesium-, Silizium-, Cadmium-, Chrom-, Kupfer- und Nickelgehalte der Brennstoffe, bezogen auf die Trockenmasse; < unterhalb der Nachweisgrenze.....	54
Tabelle 11:	Aerosolbildende Elemente der verwendeten Brennstoffe bezogen auf die Trockenmasse.....	55
Tabelle 12:	Scheitgrößen für den Einsatz am Scheitholzessels HDG Navora, D Durchmesser in cm	59
Tabelle 13:	Vergleich der Temperaturen im unverdünnten und verdünnten Abgas sowie den Verdünnungsverhältnissen bei den eingesetzten Feuerungen.....	65
Tabelle 14:	Übersicht der Massen der beladenen Filterstücke vor und nach einer thermischen Behandlung bei angegebener Temperatur.....	70
Tabelle 15:	Masseverlust der Staubbiladung bei unterschiedlichen Trocknungstemperaturen	72
Tabelle 16:	Zusammenstellung der sonstigen Messwerte für die Versuche am Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12 mit zwei Brennstoffarten und unterschiedlichen Aschegehalten.....	87
Tabelle 17:	Zusammenstellung der sonstigen Messergebnisse bei unterschiedlicher Aufbereitungsform von Fichtenholz ohne Rinde. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoffmenge: 1,6 kg aus je drei „Scheiten“.....	88
Tabelle 18:	Zusammenstellung der sonstigen Messergebnisse bei unterschiedlichen Scheitgrößen von Buchenholz ohne Rinde.	

	Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoffmasse: 2,5 kg.....	90
Tabelle 19:	Zusammenstellung der sonstigen Messergebnisse bei unterschiedlicher Nachlegemasse von Buchenholz ohne Rinde. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Scheitgröße: 5 x 5 x 25 cm	92
Tabelle 20:	Zusammenstellung der sonstigen Messergebnisse bei unterschiedlicher Nachlegemasse von Buchenholz ohne Rinde. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Scheitgröße: 7 x 7 x 25 cm	94
Tabelle 21:	Gewählte Nachlegezeitpunkte für drei unterschiedliche Scheitgrößen für den Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12 (Auflage: 2,4 kg Buchenholz).....	95
Tabelle 22:	Zusammenstellung der sonstigen Messergebnisse bei unterschiedlicher Scheitgröße und verschiedenen Nachlegezeitpunkten von Buchenholz ohne Rinde. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Auflegemasse: 2,4 kg.....	98
Tabelle 23:	Zusammenstellung der sonstigen Messergebnisse bei unterschiedlichem Wassergehalt von Buchenholz ohne Rinde. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Normscheidgröße: 7 x 7 x 17 cm mit je 3 Kanthölzern.....	103
Tabelle 24:	Zusammenstellung der sonstigen Messergebnisse bei unterschiedlichem Wassergehalt von Fichtenholz ohne Rinde. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Normscheidgröße: 7 x 7 x 25 cm mit je 3 Kanthölzern.....	106
Tabelle 25:	Zusammenstellung der sonstigen Messergebnisse bei Verbrennung unterschiedlicher Brennstoffarten. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Nachlegemasse: 1,6 kg	110
Tabelle 26:	Zusammenstellung der sonstigen Messwerte für Versuche am Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12 mit zwei Brennstoffarten mit bzw. ohne Verbrennungsluftregelung	114
Tabelle 27:	Zusammenstellung der sonstigen Messwerte für Versuche am Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12 bei drei verschiedenen Scheidgrößen mit bzw. ohne Verbrennungsluftregelung	115
Tabelle 28:	Zusammenstellung der sonstigen Messwerte für Versuche am Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12 bei drei verschiedenen Nachlegemassen mit bzw. ohne Verbrennungsluftregelung	117
Tabelle 29:	Übersicht der Messwerte bei drei Scheitgrößen für Versuche am Kaminofen 2 Fireplace Santa Fe mit ca. 1,5 kg Buchenholz ohne Rinde	122
Tabelle 30:	Übersicht der Messwerte bei fünf verschiedenen Brennstoffmengen für Versuche am Kaminofen 2 Fireplace Santa Fe mit Buchenholz ohne Rinde der Kantenlänge 7 x 7 x 25 cm	124

Tabelle 31:	Übersicht der Messwerte für die Versuche am Kaminofen 2 Fireplace Santa Fe mit verschiedenen Brennstoffarten.....	127
Tabelle 32:	Übersicht der Messwerte bei drei Scheitgrößen für Versuche am Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33 mit Buchenholz ohne Rinde, Brennstoff: Buche ohne Rinde. Auflegemasse: 2,4 kg	132
Tabelle 33:	Übersicht der Messwerte bei fünf verschiedenen Brennstoffmengen für Versuche am Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33 mit Buchenholz ohne Rinde der Kantenlänge 7 x 7 x 25 cm	133
Tabelle 34:	Gewählte Nachlegezeitpunkte für drei unterschiedliche Scheitgrößen für den Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33	134
Tabelle 35:	Übersicht der Messwerte bei drei verschiedenen Scheitgrößen sowie Nachlegezeitpunkte für Versuche am Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33 mit Buchenholz ohne Rinde.....	137
Tabelle 36:	Übersicht der Messwerte für die Versuche am Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33 mit den verschiedenen Brennstoffarten.....	140
Tabelle 37:	Übersicht der Messwerte bei verschiedenen Brennstoffarten für Versuche am Scheitholzessel HDG Navora	143
Tabelle 38:	Übersicht der Messwerte bei verschiedenen Aufbereitungsformen für Versuche am Scheitholzessel HDG Navora mit Fichtenholz ohne Rinde.....	145
Tabelle 39:	Übersicht der Messwerte bei fünf Scheitgrößen für Versuche am Scheitholzessel HDG Navora mit Fichtenholz ohne Rinde	147
Tabelle 40:	Übersicht der Messwerte für die Wassergehaltsvariation mit Buchenholz ohne Rinde. Feuerung: Scheitholzessel HDG Navora	148
Tabelle 41:	Übersicht der Messwerte für die Wassergehaltsvariation mit Fichtenholz ohne Rinde. Feuerung: Scheitholzessel HDG Navora.....	150
Tabelle 42:	Empfehlungsmatrix für den optimalen Betrieb einer Einzelraumfeuerung	158

1 Einleitung und Zielsetzung

Der Anteil der Biomasse an der Wärmebereitstellung aus erneuerbaren Energien betrug 2010 in Deutschland 92 % [5]. Mehr als die Hälfte der 125 TWh wurden aus biogenen Festbrennstoffen in privaten Haushalten erzeugt. Diese Kleinf Feuerungsanlagen wie Kaminöfen oder Kachelöfen verursachen höhere Schadstoffemissionen als automatisch beschickte Feuerungen. Um den weiteren Anstieg dieser Emissionen zu verhindern, wurden im Rahmen der Novellierung der 1. Bundes-Immissionsschutzverordnung (1. BImSchV) strengere Grenzwerte für den Kohlenmonoxid- und den Gesamtstaubausstoß festgelegt, siehe Tabelle 1.

Tabelle 1: Emissionsgrenzwerte für Einzelraumfeuerungen und Holz-Zentralheizungskessel bis 500 kW gemäß 1. BImSchV [6]

	1. Stufe der 1. BImSchV		2. Stufe der 1. BImSchV		Wirkungsgrad
	CO	Staub	CO	Staub	
Feuerstätte	mg/Nm ³ (13 % O ₂)		mg/Nm ³ (13 % O ₂)		%
Raumheizer mit Flachfeuerung (z. B. Kaminöfen)	2.000	75	1.250	40	73
Kachelofeneinsätze mit Flachfeuerung	2.000	75	1.250	40	80
Scheitholzkessel	1.000	100	400	20	k. A. ^a

^a Keine Anforderung. Es gelten die Anforderungen der DIN EN 303-5 [8]

Vor allem die freigesetzten Stäube sind größtenteils lungengängig und können unter Umständen kanzerogen wirken. Diesem Emissionsparameter galt daher das Hauptaugenmerk der vorliegenden Untersuchung. Aus zahlreichen Feuerungsversuchen sollten zum einen möglichst verallgemeinerungsfähige Bedienungs- und Benutzungsempfehlungen für die Betreiber von Holzfeuerungsanlagen (hauptsächlich Einzelraumfeuerungen) abgeleitet werden. Zum anderen sollten aber auch die anfallenden Stäube hinsichtlich ihrer stofflichen Zusammensetzung charakterisiert werden, um dadurch die Ursachen für wechselnde Stoffkonzentrationen aufzudecken und eine Beurteilung der jeweiligen "Gefährlichkeit" solcher feinen Stäube zu ermöglichen. Ziel war es also, ein genaueres Bild über den Stand sowie die Einfluss- und Minderungsmöglichkeiten für die Feinstaubemission zu erhalten.

Hierfür wurden vier verschiedene Feuerungen eingesetzt: ein moderner Kaminofen, ein einfacher Kaminofen, ein Kachelofenheizeinsatz sowie ein Scheitholzkessel. Sie werden

im folgenden Kapitel vorgestellt. Zahlreiche Brennstoffparameter wie der Wassergehalt und die Aufbereitungsform aber auch Bedienungsvarianten wie die Nachlegemenge oder der Nachlegezeitpunkt wurden systematisch variiert, um die Wirkungen auf das Emissionsverhalten gezielt feststellen zu können. Die Auswertung aller gewonnenen Daten sollte unter anderem auch Handlungsempfehlungen für den emissionsarmen Betrieb solcher Feuerstätten ermöglichen.

Die Beurteilung von Feuerungsanlagen und der Anlagenbetriebsweisen hängt stets auch von der gewählten methodischen Vorgehensweise ab. Daher wurde in den Arbeiten auch eine Vielzahl von versuchsmethodischen Varianten verwendet und erprobt. Mit den messtechnischen Entwicklungen und der gewonnenen versuchsmethodischen Erfahrung sollte die Wissensgrundlage für die derzeit laufende Diskussion über einheitliche bzw. aussagefähigere Messstandards bei Kleinferungsanlagen verbessert und ein wichtiger Beitrag zur Optimierung und Vereinheitlichung der zukünftigen Vorgehensweisen geliefert werden.

Der vorliegende Bericht stellt einen abgeschlossenen thematischen Auszug eines umfangreichen Verbundprojektes dar. Darin wurden die vorgestellten Feuerungsversuche und Abgasuntersuchungen am TFZ durchgeführt und ausgewertet, während die abgedehnten Stäube von den weiteren Projektpartnern analysiert und bewertet wurden. Hierbei bestand eine intensive Zusammenarbeit mit dem Deutschen Biomasseforschungszentrum (DBFZ) und dem Institut für Energiewirtschaft und Umwelttechnik der Technischen Universität Hamburg-Harburg. Im Projekt wurden auch Messungen an automatisch beschickten Zentralheizungsanlagen durchgeführt, diese Ergebnisse werden im Gesamtendbericht dargestellt (bei Redaktionsschluss noch nicht veröffentlicht). Das Projekt trägt den Titel: "Wärme aus Holz – Feinstaubemissionen: Brennstoffeinfluss, Nutzer, Feuerungs-Wettbewerb, Sekundärmaßnahmen, Charakterisierung und Toxizität" und wurde vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) gefördert (FKZ 03MAP144). Die Koordination lag beim DBFZ.

2 Material und Methoden

2.1 Eingesetzte Feuerungen

Die hier untersuchten Feuerungen sollen einen repräsentativen Überblick über die am Markt verfügbaren Feuerungstypen im häuslichen Bereich geben. Daher wurden zwei marktübliche Kaminöfen, ein Kachelofenheizeinsatz sowie ein Scheitholzkessel mit unterem Abbrand ausgewählt. Die ausgewählten Feuerungen entsprechen dem Stand der Technik bei Neuanlagen. Im Folgenden werden die einzelnen Feuerungen vorgestellt.

2.1.1 Kaminofen 1

Als einer von zwei Kaminöfen wurde der Buderus blueline Nr. 12 mit 8 kW Nennwärmeleistung ausgewählt, siehe Abbildung 1. Er gehört zur mittleren Preisklasse (ca. 2.500 €) und sollte in diesem Vergleich den "modernen Kaminofen" repräsentieren. Dieser auf einem Sockel drehbare Kaminofen mit selbstschließender Tür ist technisch für die Verbrennung von Scheitholz und Holzbriketts ausgelegt, jedoch nur für die Verwendung von Scheitholz nach DIN EN 13 240 zugelassen. Die optimale Scheitlänge beträgt 25 cm mit einem Durchmesser von ca. 10 cm und es sollte eine Brennstoffmasse von maximal 2,6 kg je Abbrand aufgelegt werden [4]. Gemäß Bedienungsanleitung ist Buchenholz zu bevorzugen. Während der Verbrennung kann sowohl die Primärluft (durch den Rost) als auch die Sekundärluft (Scheibenspülluft) mittels Schieber eingestellt werden. Eine Tertiärluftzufuhr ist bei diesem Kaminofen nicht vorhanden. Der Feuerraum ist mit ca. 24 kg Schamottwandung ausgekleidet. Der gesamte Ofen wiegt 160 kg inklusive Edelstahlverkleidung und enthält einen Rüttelrost mit Aschekasten für die Ascheentnahme. Weiterhin verfügt er über einen externen Verbrennungsluftanschluss, so dass entweder eine aktive Verbrennungsluftregelung oder eine externe Verbrennungsluftversorgung angeschlossen werden kann. Der Kaminofen weist eine schlanke Bauform mit einer Sichtscheibengröße von 410 x 350 mm (H x B) auf, dementsprechend großzügig fällt der Feuerraum mit ca. 37 Litern (430 x 335 x 260 mm) aus. Gemäß Produktdatenblatt erfüllt dieser Kaminofen bereits die Anforderungen der 2. Stufe der novellierten 1. BImSchV [6].

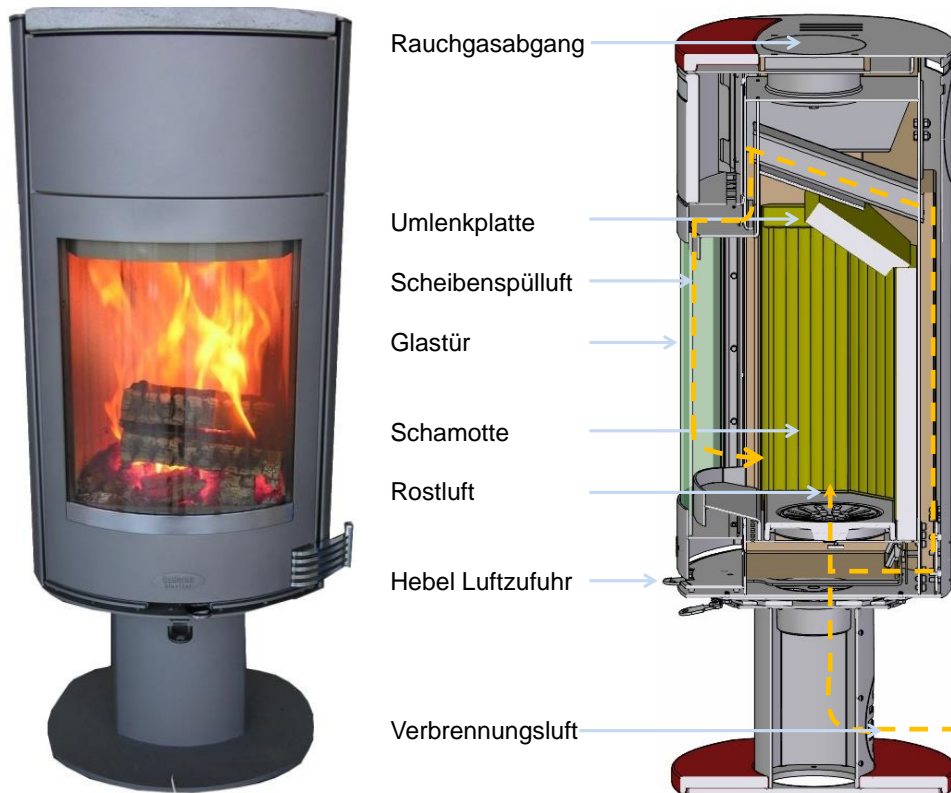


Abbildung 1: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Foto: TFZ. Grafik: Buderus (bearbeitet, orange kennzeichnet die Luftführung im Kaminofen)

Alle weiteren anlagentechnischen Merkmale des Kaminofen 1 sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Tabelle 2: Anlagentechnische Merkmale des Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12

Anlagenkomponente	Ausführung
Feuerung	
Anlagenart	Kaminofen mit Rost
Nennwärmeleistung	8 kW
kleinste Nennwärmeleistung	--
Brennstoffe	Holzscheite, Holzbriketts
Brennstoffzufuhr	manuell
Zündung	manuell
Entaschung	manuell
Verbrennungsluft	
Primärluftzufuhr	von unten in das Glutbett
Sekundärluftzufuhr	von oben Scheibenspülung
Tertiärluft	keine
Gebläse	--
Luftmengenregelung	Schieber (manuell)
Leistungsregelung	
Stellgröße	aufgelegte Brennstoffmasse
Verbrennungsregelung	
Stellgröße	über Schieber (manuell)
Betriebsdaten	
Rauchrohrdurchmesser	150 mm, oben angeschlossen
max. Brennstoffauflage	2,6 kg
max. Länge der Holzscheite	25 cm
Betriebsbedingungen	
Abgasmassenstrom	7 g/s
Abgastemperatur am Stutzen	423 °C
Mindestförderdruck	12 Pa

2.1.2 Kaminofen 2

Als weiterer Kaminofen kam das Modell "Santa Fe" der Firma Fireplace mit einer Nennwärmeleistung von 6 kW zum Einsatz, siehe Abbildung 2. Mit einem ungefähren Anschaffungspreis von 400 € zählt dieser zu den preiswerten und damit "einfachen Kaminöfen". Die Luftzufuhr erfolgt mittels Primärluft durch den Rost und über die Scheibenspülung als Sekundärluft. Beide Luftströme können manuell vom Benutzer über Schieber eingestellt werden. Außerdem strömt kontinuierlich vorgewärmte Tertiärluft von hinten in den Brennraum ein, diese Luftzufuhr ist allerdings nicht separat regelbar. Die Tertiäröff-

nungen sind in einer Höhe von ca. 14 cm über dem Rost angeordnet, siehe rechtes Bild in Abbildung 2.



Abbildung 2: Kaminofen 2, "Santa Fe" von Fireplace, und dessen Brennraum mit den Tertiärluftöffnungen. Bilder: TFZ

Das Verbrennungssystem FIRE PLUS von Fireplace mit seiner Luftführung ist in Abbildung 3 dargestellt. Mit dieser zusätzlichen Luft können die noch heißen Abgase weiter nachverbrennen. Das Rauchrohr mit einem Durchmesser von 150 mm ist wie beim Kaminofen 1 oben angeschlossen.

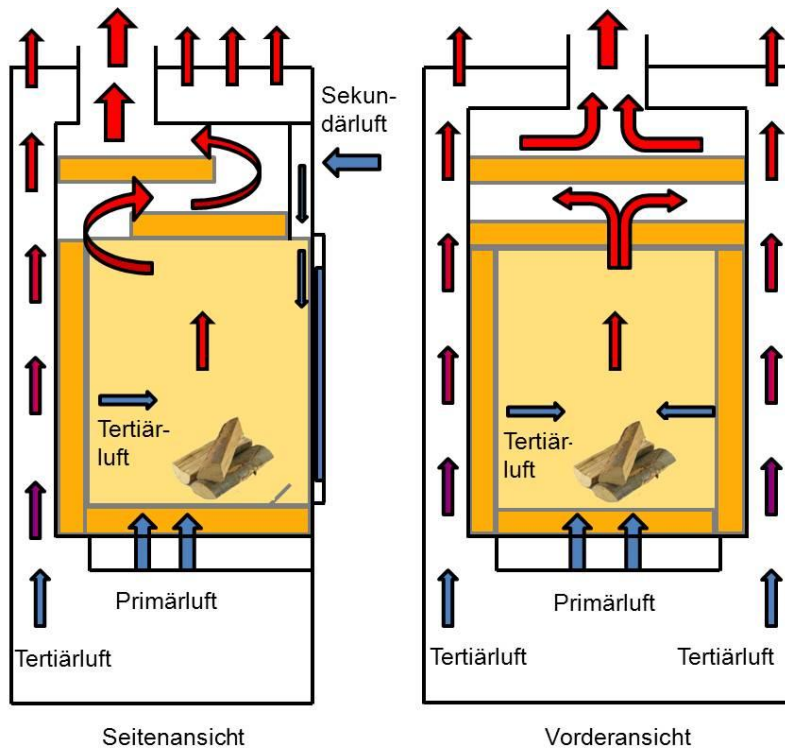


Abbildung 3: Verbrennungsluftverteilung für den Kaminofen 2, "Santa Fe" von Fireplace, mit dem Verbrennungssystem FIRE PLUS [19]. Blaue Pfeile kennzeichnen kalte Luftströme, rote Pfeile heiße Strömungen

Beim Kaminofen 2 ist im Gegensatz zum Kaminofen 1 die Verwendung von Braunkohlelebketts gemäß Datenblatt zulässig. Weiterhin erfüllt er die Regensburger, Stuttgarter und Münchener Ofenanforderungen, sowie die 2. Stufe der 1. BImSchV. Dieser Kaminofen 2 ist nach DIN EN 13 240 geprüft worden.

Wie die meisten einfachen Kaminöfen kann auch dieser preiswerte Kaminofen nicht mit einer externen Verbrennungsluftregelung nachgerüstet werden, da hierzu ein zentraler Verbrennungsluftstutzen erforderlich wäre. Somit ist ein raumluftunabhängiger Betrieb ausgeschlossen. Daher konnte auch die Wirkung einer nachrüstbaren Verbrennungsluftregelung nicht, wie ursprünglich geplant, an einem einfachen Kaminofentyp untersucht werden.

Die anlagentechnischen Merkmale des einfachen Kaminofens können Tabelle 3 entnommen werden. Im Vergleich zum Kaminofen 1, Buderus blueline Nr. 12, verfügt der einfache Kaminofen über einen deutlich kleineren Brennraum mit 25 Litern (260 x 300 x 320 mm) und über eine kleinere Sichtscheibe (286 x 286 mm). Er ist mit Edelstahl verkleidet und die Feuerraumauskleidung besteht aus ca. 8 kg Vermiculit. Dieses Dämmmaterial gilt als weniger beständig gegenüber mechanischer Beanspruchung z. B. gegenüber Stößen beim Nachlegen von Holzspliten. Der Kaminofen 2 wiegt 97 kg [14].

Tabelle 3: Anlagentechnische Merkmale des Kaminofen 2 Fireplace Santa Fe

Anlagenkomponenten	Ausführung
Feuerung	
Anlagenart	Kaminofen mit Rost
Nennwärmeleistung	6 kW
kleinste Nennwärmeleistung	--
Brennstoffe	Holzscheite, Holzbriketts, Braunkohle
Feuerungsprinzip	oberer Abbrand
Brennstoffzufuhr	manuell
Zündung	manuell
Entaschung	manuell
Verbrennungsluft	
Primärluftzufuhr	von unten in das Glutbett
Sekundärluftzufuhr	von oben Scheibenspülung
Tertiärluftzufuhr	über dem Glutbett in die Flamme
Gebläse	--
Luftmengenregelung	2 Schieber (manuell)
Leistungsregelung	
Stellgröße	aufgelegte Brennstoffmasse
Verbrennungsregelung	
Stellgröße	über Schieber (manuell)
Betriebsdaten	
Rauchrohrdurchmesser	150 mm, oben angeschlossen
max. Brennstoffauflage	1,6 kg
max. Länge der Scheite	25 cm
Betriebsbedingungen	
Abgasmassenstrom	7 g/s
Abgastemperatur Stutzen	323 °C
Mindestförderdruck	12 Pa

2.1.3 Kachelofenheizeinsatz

Als Kachelofenheizeinsatz wurde der KKE 33 von der Firma Brunner ausgewählt, siehe Abbildung 4. Es handelt sich um einen Gerätetyp, der für den Austausch älterer Warmluftensätze mit Guss-Nachheizflächen vorgesehen ist. Er wird seit Juli 2011 auf dem deutschen Markt vertrieben. Die Feuerungsleistung beträgt 7 bis 13 kW. Der Feuerraum ist mit ca. 40 kg Schamotte ausgekleidet und weist ein Volumen von ca. 35 Litern (400 x 260 x 340 mm) auf. Er ist nicht mit einem Rost und somit ohne Aschekasten aus-

gestattet. Die doppelt verglaste Sichtscheibe (23 x 31 cm) ist im Vergleich zu den beiden bereits vorgestellten Kaminöfen kleiner. Die Strahlungsverluste fallen somit entsprechend geringer aus. Alle bedeutenden Teile des Kachelofenheizeinsatzes sind aus Grauguss gefertigt. Die Dichtungen an der Feuerraumtür sind speziell mit Metall verstärkt. Eine elektronische Verbrennungsluftregelung kam für die Feuerungsversuche nicht zum Einsatz, kann jedoch optional nachgerüstet werden.

Abbildung 4 (Mitte) zeigt den Feuerraum mit einem Luftschlitz in rückwärtiger Wand in ca. 20 cm Höhe. Rechts ist ein Teil des Nachheizkastens mit seinen Rippen für die bessere Wärmeabgabe zu sehen. Die Verbrennungsluftführung ist in Abbildung 5 dargestellt.



Abbildung 4: Kachelofenheizeinsatz KKE 33 der Firma Ulrich Brunner GmbH. Links: Frontalansicht mit Feuerung rechts und Nachheizkasten links. Mitte: Feuerraum mit Luftschlitz in der Rückwand. Rechts: Innenansicht eines Teils des Nachheizkastens. Bilder: TFZ

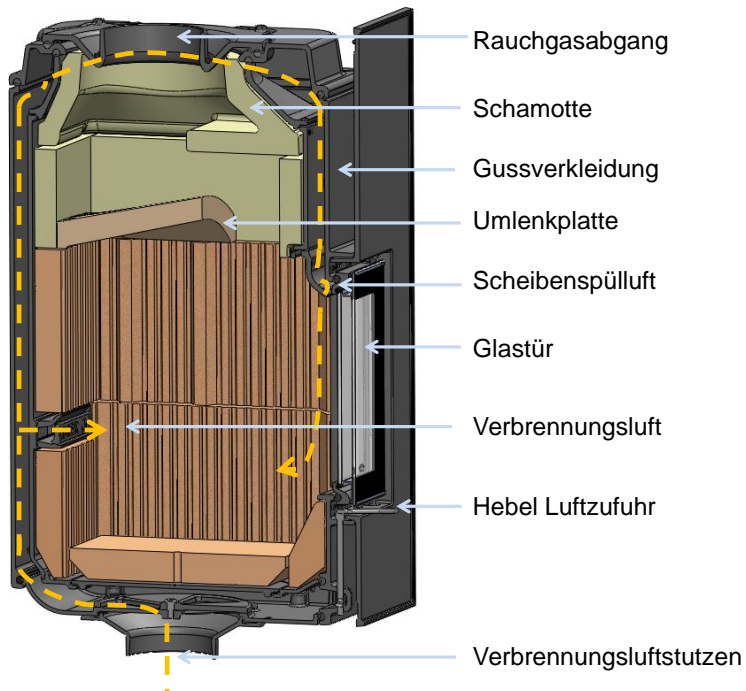


Abbildung 5: Aufbau und Verbrennungsluftführung des Kachelofenheizeinsatzes KKE 33 von Brunner GmbH [1]. Die orangen Linien kennzeichnen die Verbrennungsluftführung. Grafik: Brunner GmbH (bearbeitet)

Gemäß Bedienungsanleitung sollte nur trockenes, naturbelassenes Scheitholz mit einem Wassergehalt bis 20 % bzw. Holzbriketts nach DIN 51 731 der Größenklasse HP2 verwendet werden. Die Größenklasse HP2 sieht 15 - 30 cm lange und 6 - 10 cm breite Holzbriketts vor [7]. Weiterhin sollte das Füllgewicht je Abbrand zwischen 2,0 und 3,5 kg mit Scheiten der Länge 25 bis 33 cm betragen. Ein Scheitumfang von 20 bis 30 cm wird empfohlen [36].

Die Feuerung wurde von einem Techniker der Firma Brunner am TFZ für die gegebenen Versuchsbedingungen hinsichtlich der Verbrennungsluftverteilung vorbereitet und eingestellt. Der Kachelofenheizeinsatz erfüllt bereits die Anforderungen der 2. Stufe der 1. BImSchV [37].

Weitere anlagentechnische Merkmale können der nachfolgenden Tabelle 4 entnommen werden.

Tabelle 4: Anlagentechnische Merkmale des Kachelofenheizeinsatzes KKE 33 der Firma Brunner

Anlagenkomponenten	Ausführung
Feuerung	
Anlagenart	Kachelofenheizeinsatz ohne Rost
Nennwärmeleistung	7 kW
kleinste Nennwärmeleistung	--
Brennstoffe	Holzscheite, Holzbriketts
Feuerungsprinzip	oberer Abbrand
Brennstoffzufuhr	manuell
Zündung	manuell
Entaschung	manuell
Verbrennungsluft	
Primärluftzufuhr	keine
Sekundärluftzufuhr	von oben Scheibenspülung
Tertiärluftzufuhr	keine
Gebläse	--
Luftmengenregelung	1 Schieber (manuell)
Leistungsregelung	
Stellgröße	aufgelegte Brennstoffmasse
Verbrennungsregelung	
Stellgröße	über Schieber (manuell)
Betriebsdaten	
Rauchrohrdurchmesser	160 mm, oben angeschlossen
max. Länge der Holzscheite	33 cm
Betriebsbedingungen	
Abgasmassenstrom	8 g/s
Abgastemperatur Stutzen	570 °C
Mindestförderdruck	12 Pa

2.1.4 Scheitholzessel

Als Scheitholzessel wurde der HDG Navora mit einer Nennwärmeleistung von 25 kW ausgewählt, siehe Abbildung 6. Die kleinste Wärmeleistung beträgt 18 kW. Gemäß Herstellerangaben ist dieser Scheitholzessel für Scheitholz, Holzbriketts und Grobhackgut geeignet [16]. Vorzugsweise sollten Halbmeterscheite mit einem Durchmesser von 10 bis 12 cm verwendet werden. Er lässt sich komplett von vorn bedienen und hat einen schlanken Füllschacht mit einem Volumen von 150 Liter, siehe Abbildung 6 rechts. Der

Scheitholzkessel arbeitet nach dem Prinzip des unteren Abbrandes, so dass sich die Flammen unterhalb des Feuerraumbodens ausbreiten. Der Brennstoff im Füllraum kann somit während der Verbrennung der untersten Schicht trocknen. Die Abbranddauer kann aufgrund des großen Füllschachtes – je nach Holzart – bis zu fünf Stunden betragen.



Abbildung 6: Scheitholzkessel HDG "Navora" (geschlossen und offen) und dessen schlanker Füllraum. Bilder: TFZ

Der Scheitholzkessel ist mit einer Lambda-Control 2, einer innovativen Verbrennungsregelung, ausgestattet. Somit werden kontinuierlich der Restsauerstoffgehalt, die Kesseltemperatur und die Abgastemperatur überwacht und dementsprechend wird die Verbrennung optimiert. Beim Nachlegen schließt sich die Rauchgasklappe automatisch. Weiterhin ist der Scheitholzkessel mit einer Aschelade ausgestattet. Alle relevanten Bestandteile des Scheitholzkessels sind in der Schnittzeichnung in Abbildung 7 veranschaulicht.

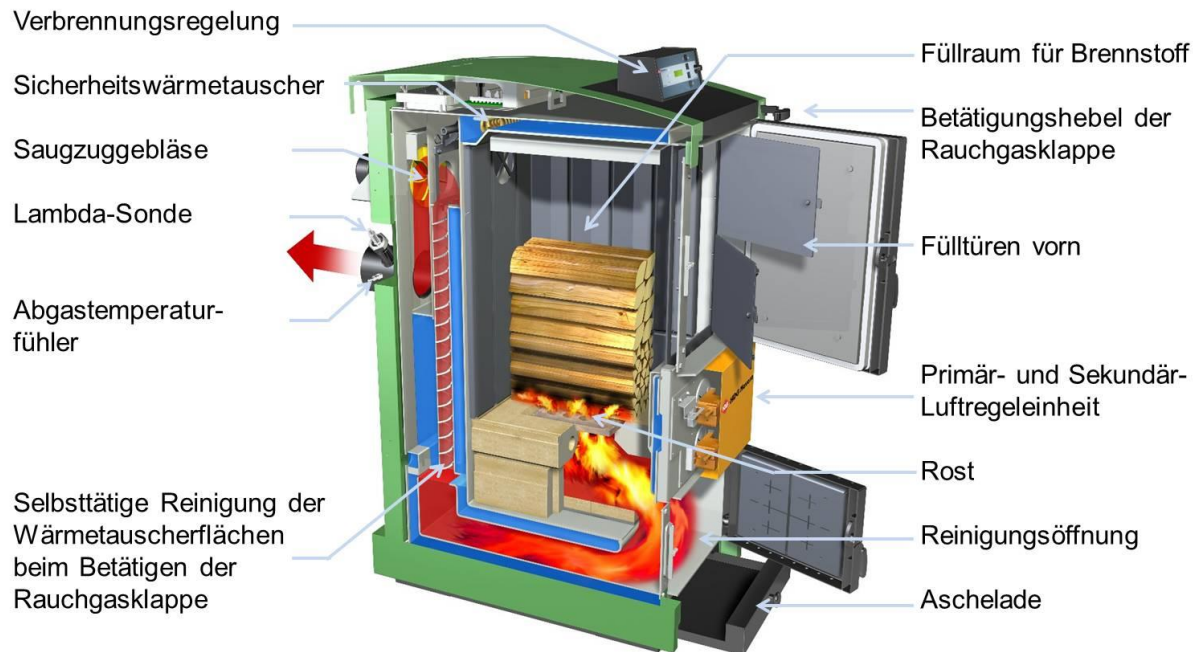


Abbildung 7: Schnittbild des Scheitholzessels HDG "Navora" [17], beschriftet

Die anlagentechnischen Merkmale des Scheitholzessels können der Tabelle 5 entnommen werden.

Tabelle 5: Anlagentechnische Merkmale des Scheitholzessels HDG Navora

Anlagenkomponente	Ausführung
Feuerung	
Anlagenart	Scheitholzfeuerung
Nennwärmeleistung	25 kW
kleinste Nennwärmeleistung	18 kW
Feuerungsprinzip	unterer Abbrand
Brennstoffe	Scheitholz, Holzbriketts, Grobhackgut
Brennstoffzufuhr	manuell, großer Füllraum
Zündung	manuell
Entaschung	manuell
Wärmetauscher	
Form	Flächenwärmetauscher stehend
Reinigung	manuell
Verbrennungsluft	
Primärluftzufuhr	seitlich in das Glutbett
Sekundärluftzufuhr	unterhalb des Rosts in die Flamme
Gebläse	Saugzuggebläse
Luftmengenregelung	Drehzahlregelung des Gebläses
Leistungsregelung	
Regelgröße	Kesselwasser- und Abgastemperatur
Stellgröße	Brennstoff- und Verbrennungsluftmenge
Betriebsdaten	
Betriebsdruck	3 bar
Vorlauftemperatur	95 °C
Wasserinhalt	168 l
Rauchrohrdurchmesser	150 mm
max. Länge der Scheite	50 cm

2.2 Versuchsplan der Feuerungsversuche

Mit den beschriebenen Feuerungen wurden verschiedene Fragestellungen verfolgt. Die umfangreichsten Untersuchungen mit insgesamt 74 Versuchsvarianten wurden mit dem Kaminofen 1 durchgeführt. Für einen direkten Vergleich bezüglich der Qualität der Kaminöfen wurden gezielt Versuche am Kaminofen 2 wiederholt. Hierzu zählen beispielsweise die Scheitgrößenvariation und das Abbrandverhalten diverser Holz- und Rindenbriketts im Vergleich zum klassischen Scheitholz. Ähnliche Fragestellungen wurden mit dem Kachelofenheizeinsatz verfolgt. Bei allen drei genannten Einzelraumfeuerungen

erfolgt die Verbrennung im Chargenabbrand, d. h. die Abgaszusammensetzung ändert sich kontinuierlich über einen Abbrand. Beim Scheitholzkessel kann dagegen zeitweise von einem kontinuierlichen Betrieb ausgegangen werden, d. h. nach dem Anheizen bleibt die Abgaszusammensetzung relativ konstant. Für die Versuche am Scheitholzkessel waren beispielsweise der Wassergehalts- sowie der Scheitgrößeneinfluss von Interesse.

Die durchgeführten Messvarianten sind in Tabelle 6 zusammengestellt. Die Anzahl der Varianten je Versuchsfrage sind entsprechend gekennzeichnet. Insgesamt wurden 141 Varianten gemessen und im Rahmen dieses Berichtes ausgewertet. Zu jeder Variante wurden drei Einzelmessungen (Wiederholungen) durchgeführt. Vorversuche und Fehlversuche sind darin nicht enthalten.

Tabelle 6: Versuchsplan für alle untersuchten Feuerstätten

Versuchsfrage/Einflussgröße	Kaminofen 1 (Buderus blue- line Nr. 12)	Kaminofen 2 (Fireplace Sante Fe)	Kachelofen- heizeinsatz (Brunner KKE 33)	Scheitholzessel (HDG Navora)
Brennstoffarteneinfluss				
Fichte ohne Rinde	1	1	1	1
Buche ohne Rinde	1	1	1	1
Wassergehaltseinfluss				
Fichte ohne Rinde	8 Stufen			5 Stufen
Buche ohne Rinde	11 Stufen			5 Stufen
Aschegehaltseinfluss				
Fichte ohne Rinde	1			1
Fichte mit Rinde	1			1
Buche ohne Rinde	1			1
Buche mit Rinde	1			1
Brennstoffaufbereitung (d. h. Scheitgröße)				
Fichte ohne Rinde				5 Stufen
Buche ohne Rinde	5 Stufen	3 Stufen	5 Stufen	
Brennstoffaufbereitung				
Fichte ohne Rinde, Scheitholz	1			1
Fichte ohne Rinde, Rundholz	2 Größen			1
Fichte ohne Rinde, gesägt	1			1
Brennstoffarteneinfluss				
Holzbrikett, rund mit Loch	1	1	1	1
Holzbrikett, rund ohne Loch	1	1	1	
Holzbrikett, Quader	1	1	1	
Holzbrikett, Achtkant mit Loch	1	1	1	
Rindenbrikett, Quader	1	1	1	
Rindenbrikett, Sechskant	1	1	1	
Braunkohlebrikett	1	1		
Nachlegeverhalten 1: Menge				
Scheitgröße 5 x 5 cm	5 Stufen			
Scheitgröße 7 x 7 cm	5 Stufen	3 Stufen	3 Stufen	
Nachlegeverhalten 2: Zeitpunkt				
Scheitgröße 5 x 5 cm	3 Stufen		3 Stufen	
Scheitgröße 7 x 7 cm	3 Stufen		3 Stufen	
Scheitgröße 9 x 9 cm	3 Stufen		3 Stufen	
Wirkung einer Regelung am Naturzugkamin				
Brennstoffart	4			
Scheitgröße	6			
Nachlegemasse	4			
Anzahl Versuche je Feuerung	74	15	27	25

2.3 Aufbau des Feuerungsprüfstandes

2.3.1 Verwendete Abgasmessstrecken

Die Mehrzahl der Messungen erfolgte an einer speziell gefertigten Messstrecke mit Verdünnungstunnel und geregelter Schornsteinzug. Für die Versuche mit einer nachrüstbaren Verbrennungsluftregelung war jedoch eine Abgasführung mit Naturzugbetrieb erforderlich. Die beiden verschiedenen Messstrecken werden nachfolgend beschrieben.

2.3.1.1 Abgasmessstrecke mit Verdünnungstunnel

Alle Messungen wurden auf Feuerungsprüfständen des Technologie- und Förderzentrums (TFZ) in Straubing durchgeführt. Der Aufbau der Abgasmessstrecke mit Verdünnungstunnel für die Bestimmung der Zusammensetzung der Abgase sowie der Staubemissionen ist in Abbildung 8 dargestellt.

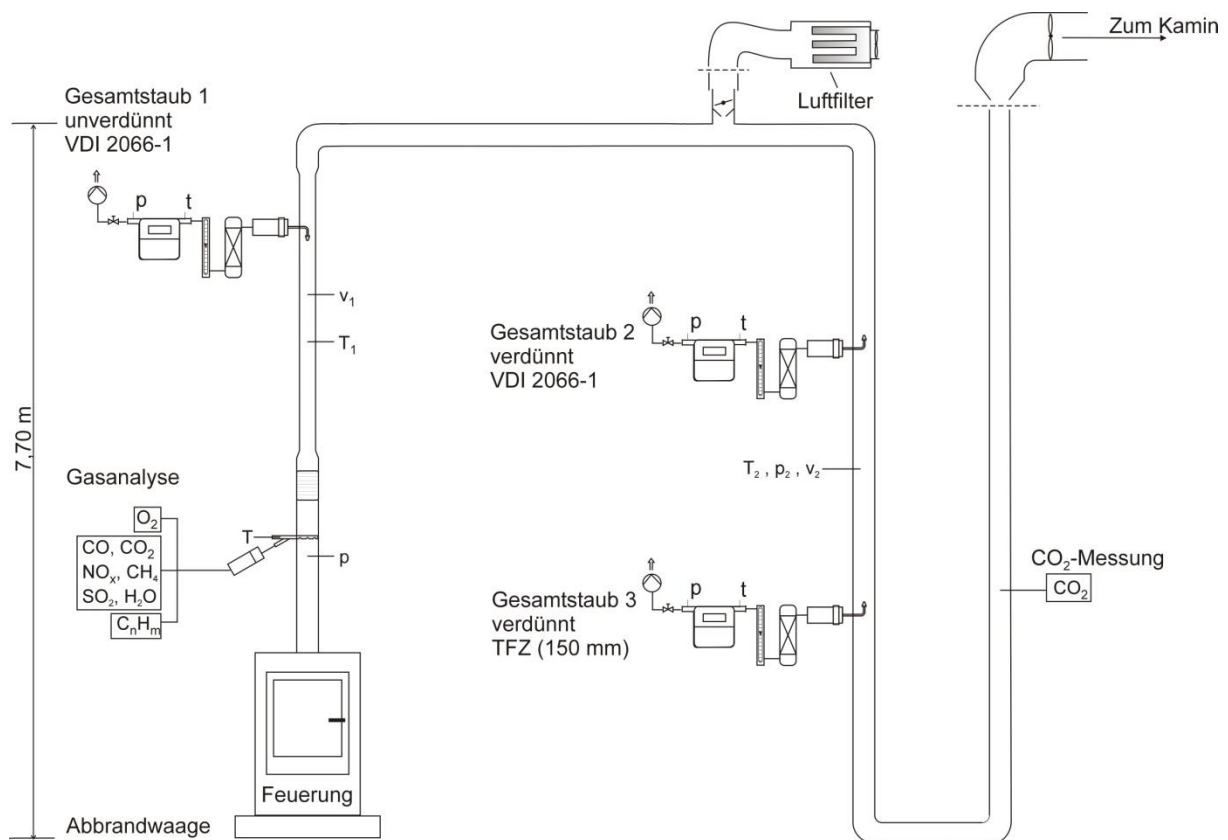


Abbildung 8: Versuchsaufbau der Abgasmessstrecke mit Verdünnungstunnel, Skizze nicht maßstäblich

Die Einzelraumfeuerung befand sich auf einer Plattformwaage für die kontinuierliche Bestimmung des Brennstoffmassenstromes. An die Feuerung schloss sich zunächst das Abgasrohr mit einem Durchmesser von 150 mm an. Gemäß DIN EN 13 240 wurde der Förderdruck ermittelt und die Abgastemperatur mit einem Pyrometer bestimmt. Das über

das Pyrometer abgesaugte Abgas wurde hinsichtlich seiner Hauptkomponenten mit geeigneter Messtechnik analysiert. Der vom Hersteller empfohlene Förderdruck an der Feuerstätte ließ sich mit einem regelbaren Saugzuggebläse am Ende der Messstrecke einstellen. Um eine vertikale Kraftübertragung von der Messstrecke auf die Feuerung und damit auf die Abbrandwaage zu vermeiden, wurden beide Abschnitte über ein flexibles Verbindungsrohr horizontal verbunden.

Nach einer Verjüngung des Querschnittes im Rohgastunnel auf 64,4 mm für die Versuche mit dem Kaminofen und dem Kachelofenheizeinsatz erfolgte die Geschwindigkeitsmessung mittels Prandtl-Staurohr und Flügelrad. Aufgrund des höheren Volumenstromes beim Scheitholzkessel war hier eine Reduzierung des Rohrrinnendurchmessers auf 80 mm ausreichend. Die Verjüngung war für eine zuverlässige Geschwindigkeitsmessung bei geringem Abgasvolumenstrom notwendig, da eine Geschwindigkeit von mindestens 1 m/s erreicht werden sollte. Unterhalb dieser Grenze wären die Messergebnisse, vor allem beim Prandtl-Staurohr, nicht mehr zuverlässig gewesen. Für die Volumenstromberechnung war außerdem die Erfassung der Temperatur in Höhe der Geschwindigkeitsmessgeräte notwendig.

Nach entsprechender Einlaufflänge erfolgte die erste Staubprobenahme ("Gesamtstaub 1", unverdünnt, vgl. Abbildung 8) für die Ermittlung der Staubemissionen im heißen (d. h. unverdünnten) Rohgas gemäß VDI 2066-1 [38]. Für die isokinetische Staubprobenahme wurde die Geschwindigkeitsmessung des Flügelrades verwendet, da beim Prandtl-Staurohr vor allem bei Kaminofenversuchen die Gefahr von Verstopfungen besteht. Anschließend erfolgte eine Querschnittserweiterung auf 150 mm Abgasrohrquerschnitt. Am Teilstück des horizontal verlaufenden Abgasrohres wurde frische Außenluft 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 Fördergebläse im Überschuss über den offenen Eingang des Abgasrohres geströmt. Die Menge der Verdünnungsluft wurde mit Hilfe einer Drosselklappe am T-Stück den Messbedingungen angepasst. Im anschließenden vertikalen Verdünnungstunnel wurde die Staubkonzentration nach VDI 2066-1 ein weiteres Mal, jedoch im verdünnten Abgas, bestimmt ("Gesamtstaub 2"). Um eine isokinetische Absaugung des Staubes sicher zu stellen, erfolgte die Regelung nach der Geschwindigkeit mittels Prandtl-Staurohr bzw. Vortex-Anemometer. Zusätzlich zur Messstelle "Gesamtstaubmessung 2" erfolgte im weiteren Abgasweg eine weitere Staubprobenahme mit einem speziellen, am TFZ entwickelten großen Filterhalter für Planfilter mit einem Durchmesser von 150 mm. Mit dieser Probenahme wurde eine ausreichende Staubmenge für diverse stoffliche Staubanalysen bereitgestellt. Alle drei Staubprobenahmen erfolgten zeitgleich.

Für die Ermittlung des Verdünnungsverhältnisses erfolgte eine zusätzliche CO_2 -Bestimmung im verdünnten Abgas. Die Verdünnung des noch heißen Abgases hat zwei wesentliche Vorteile:

- Das Abgas wird deutlich abgekühlt, so dass evtl. vorhandene kondensierbare Bestandteile als Partikel vorliegen und so bei der Gesamtstaubmessung ebenfalls mit erfasst werden können. Die Abkühlung des Abgases kommt den realen Abgasbedin-

gungen an der Schornsteinmündung wesentlich näher als die Staubmessung im heißen Rohgas.

- Es wird eine Erhöhung der Geschwindigkeit im Verdünnungstunnel bewirkt, so dass eine zuverlässige Geschwindigkeitsbestimmung und somit auch eine präzisere Volumenstromberechnung möglich ist.

2.3.1.2 Abgasmessstrecke am Naturzugkamin

Um die Wirkung einer nachrüstbaren Verbrennungsluftregelung zu untersuchen, wurde ein Naturzugkamin am TFZ aufgebaut. Der schematische Versuchsaufbau ist in Abbildung 9 dargestellt. Er unterscheidet sich vom ansonsten verwendeten Aufbau (Abbildung 8) darin, dass auf einen Verdünnungstunnel und ein regelbares Saugzuggebläse am Ende der Messstrecke verzichtet wird. Ohne Saugzuggebläse wird hier der Förderdruck am Kaminofen nicht mehr über den gesamten Versuchszeitraum konstant gehalten; stattdessen bleibt die typische Abgasdynamik des realen Schornsteinbetriebs unverfälscht erhalten. Außerdem wird durch den Naturzugbetrieb vermieden, dass dem Kaminofen in den Regelungsversuchen unnötig Verbrennungsluft über das Saugzuggebläse zugeführt wird.

Für diese Versuche stand der Kaminofen ebenfalls auf einer Abbrandwaage. Direkt am 150 mm Abgasstutzen wurde die Temperatur erfasst, da diese Temperatur für die Verbrennungsluftregelung als Regelgröße verwendet wird. Nach der Umlenkung in die horizontale Ausrichtung erfolgten die Messungen der Abgastemperatur zur Wirkungsgradbestimmung sowie die Förderdruckmessung. Im weiteren Verlauf des Abgasweges befand sich ein flexibler Stahlrohrabschnitt, durch den der Kaminofen vom Rest der Messstrecke statisch entkoppelt war. In Vorversuchen hatte sich gezeigt, dass sich aufgrund des langen Schornsteins (13,6 m) ein sehr hoher Förderdruck von bis zu -50 Pa einstellt. Hierdurch ist weniger ein Einfluss auf die Schadstoffemissionen, jedoch vielmehr ein Wirkungseffekt zu erwarten [13]. Um das Zugniveau im Schornstein auf ein praxisübliches Niveau abzusenken, wurde vor der Einbindung in den Naturzugkamin eine Drosselklappe integriert. Somit konnte der Förderdruck am Kaminofen selbst auf den vom Hersteller empfohlenen Förderdruck von beispielsweise -12 Pa eingestellt werden. Der doppelwandige Edelstahlkamin wies einen Innendurchmesser von 130 mm auf und besaß eine ca. 3 cm dicke Isolierschicht aus Steinwolle.

Als Messgrößen wurden alle gasförmigen Komponenten, der Kaminförderdruck, die Abgasgeschwindigkeit sowie die Staubfracht im unverdünnten Abgas ermittelt. Die Abgasgeschwindigkeit lag in der Regel bei unter 1 m/s, so dass hier das Flügelradanemometer als das zuverlässigere Messgerät im Vergleich zum Prandtl-Staurohr für die isokinetsche Staubabsaugung eingesetzt wurde.

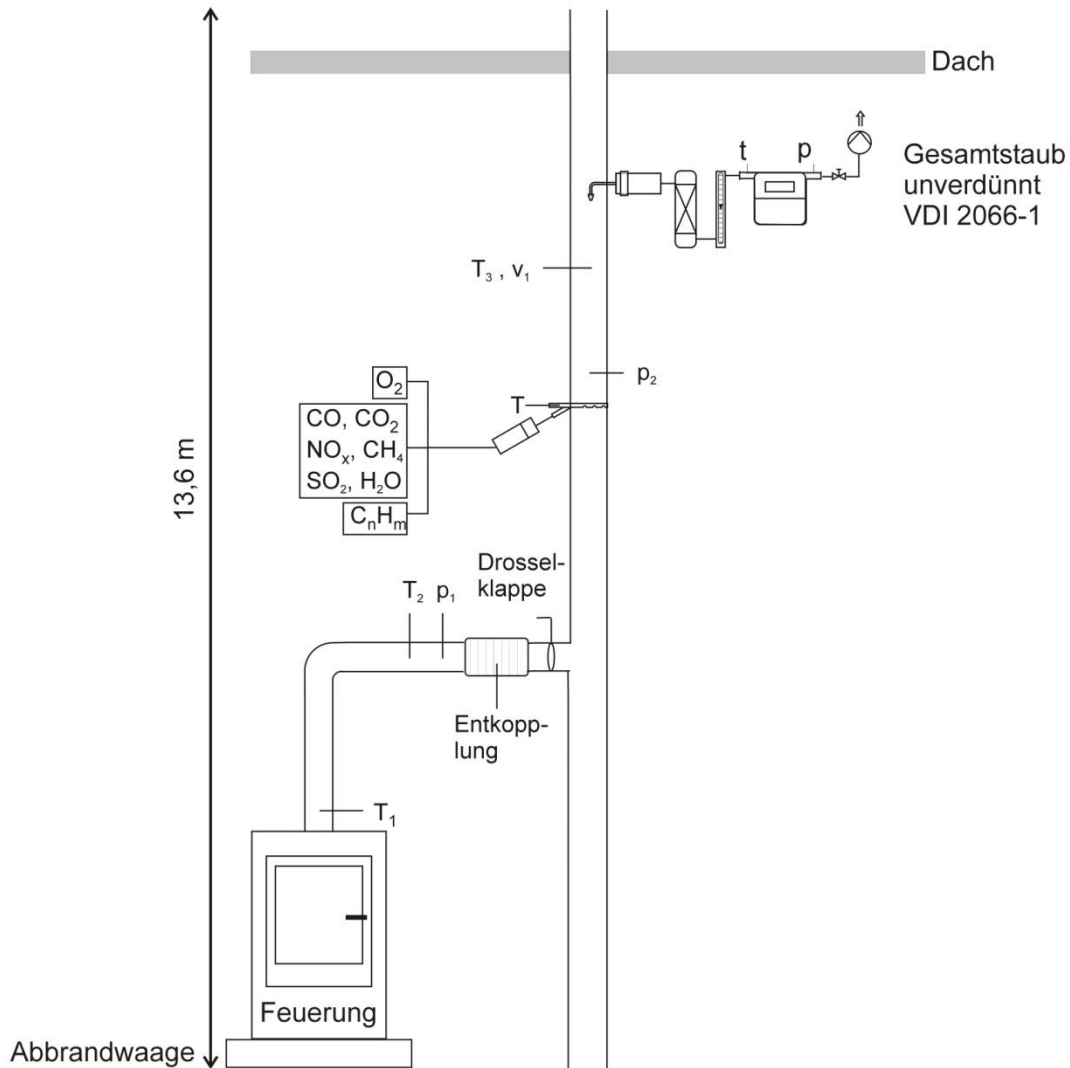


Abbildung 9: Versuchsaufbau für Messungen an einem Naturzugkamin, Skizze nicht maßstäblich

2.3.2 Wärmeleistungsmessstrecke

Der Scheitholzessel wurde wasserseitig an einen Kühlkreislauf angeschlossen. Diese Messstrecke entspricht den Anforderungen der DIN EN 303-5 zur Bestimmung der Wärmeleistung [8]. Dadurch kann die abgegebene Nutzwärme direkt über den Wasserdurchfluss sowie über die Spreizung zwischen Vor- und Rücklauftemperatur ermittelt werden. Für die Messungen an den Kaminöfen und dem Kachelofenheizeinsatz kam dieser Teil der Messstrecke nicht zum Einsatz.

2.4 Mess- und Analyseverfahren

Im Rahmen des Messprogramms wurden folgende Anlagenparameter und Emissionsmessgrößen erfasst:

Luftverunreinigende Stoffe:

- Kohlenstoffmonoxid (CO),
- organische flüchtige Kohlenwasserstoffe (org.-C),
- Methan (CH₄),
- Stickstoffoxide (NO_x),
- Schwefeldioxid (SO₂) sowie
- Gesamtstaub im unverdünnten Abgas (Rohgas)- und verdünnten Abgas.

Betriebsparameter der Feuerungsanlage:

- Sauerstoff (O₂),
- Kohlenstoffdioxid (CO₂) im unverdünnten und im verdünnten Abgas,
- Abgasfeuchte (H₂O),
- Abgastemperaturen,
- Temperaturen an Geschwindigkeitsmessstellen,
- Raum- bzw. Verbrennungslufttemperaturen,
- Brennstoffverbrauch durch Plattformwaage und manuelles Einwiegen,
- Förderdruck im unverdünnten und verdünnten Abgas,
- dynamischer Druck am Prandtl-Staurohr im unverdünnten und verdünnten Abgas,
- Geschwindigkeit im unverdünnten und verdünnten Abgas und
- Vor- und Rücklauftemperaturen beim Scheitholzessel.

Mit Ausnahme des Gesamtstaubs wurden alle Messgrößen kontinuierlich erfasst.

2.4.1 Kontinuierlich erfasste Messgrößen

Die im Versuchsstand kontinuierlich gemessenen Parameter und die hierfür eingesetzten Messgeräte sind in Tabelle 7 zusammengestellt. Die angewandten Messmethoden entsprechen standardisierten Verfahren und sind in den jeweiligen 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 PC zur weiteren Verrechnung und Datenspeicherung aufgenommen. Als Messdatenerfassungssoftware wurde ein am Technologie- und Förderzentrum entwickeltes Programm, programmiert in LabView, verwendet. Die Messwerte wurden im Sekundentakt aufgezeichnet (sofern möglich) und als Mittelwert über jeweils 20 Sekunden gespeichert. Die Gasgeschwindigkeit im unverdünnten und verdünnten Abgas wurde für jedes Intervall aus den Mittelwerten der Messgrößen dynamischer Druck, Abgaszusammensetzung und Abgastemperatur berechnet oder direkt über die Messwerte von Flügelrad- bzw. Vortex-Anemometer bestimmt.

Tabelle 7: 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 - 1.100hPa	+/- 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⁾
Abgas-geschwindigkeit	Flügelrad-Strömungssensor FA, Fa. Höntzsch	Drehzahlmessung	0,4 - 20 m/s	1,5 % vom MW + 0,1 m/s ¹⁾
Abgas-geschwindigkeit	Vortex-Strömungssensor VA, Fa. Höntzsch	Wirbelzählung	0,5 - 40 m/s	1,0 % vom MW + 0,03 m/s ¹⁾
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 - 5 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⁾
	AO 2020 Fa. ABB	Infrarotabsorption	0 – 20 Vol.-%	0,4 Vol.-% ¹⁾
	BINOS 1004, 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⁾
	Gasmet DX 4000 FTIR Fa. Ansyco	Fouriertransformierte Infrarotabsorption	0 – 12,5 Vol.-% 12,5 – 20 Vol.-%	0,4 Vol.-% ¹⁾ 3,3 % vom MW 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⁾
	AO 2020 Fa. ABB	Infrarotabsorption	0 – 100 ppm 100 – 2.000 ppm 2.000 – 5.000 ppm 5.000 – 10.000 ppm 10.000 – 20.000 ppm 20.000 – 50.000 ppm	2 ppm ¹⁾ 40 ppm ¹⁾ 100 ppm ¹⁾ 200 ppm ¹⁾ 400 ppm ¹⁾ 1.000 ppm ¹⁾

Messgröße	Messgerät/Hersteller	Messprinzip/ - verfahren	aktiver Messbereich	¹⁾ max. Messunsicherheit (k=2) beim Messbereichsendwert bzw. ²⁾ Fehlergrenze
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⁾
	CLD 822 Mhr Fa. Eco Physics	Chemiluminiszenz	0 – 50 ppm 50 – 2500 ppm 250 – 1.000 ppm 1.000 – 5.000 ppm	2 ppm ¹⁾ 10 ppm ¹⁾ 40 ppm ¹⁾ 200 ppm ¹⁾
O ₂	PMA 100-L Fa. M&C Products	Paramagnetismus	0 – 21 Vol.-%	0,3 Vol.-% ¹⁾
	AO 2020 Fa. ABB	Paramagnetismus	0 – 21 Vol.-%	0,2 Vol.-% ¹⁾
Ges.-C ³⁾ als Propan-Äquivalent	Thermo-FID Fa. Mess-&Analyse-technik GmbH	Flammenionisation	0 – 100 ppm 100 – 1.000 ppm 1.000 – 10.000 ppm C ₃ H ₈ -Äquivalent	4 ppm ¹⁾ 40 ppm ¹⁾ 400 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

2.4.2 Diskontinuierlich erfasste Messgrößen

Die Bestimmung der Gesamtstaubemissionen erfolgte in Anlehnung an das in den VDI-Richtlinien 2066 Blatt 1 [38] beschriebene Messverfahren. Bei diesen Probenahmen wurde ein staubbeladener Teilgasstrom unter isokinetischen Bedingungen entnommen und einem Rückhaltesystem zur Staubabscheidung zugeführt. Als Abscheidemedium wurde ein Quarzplanfilter MK 360 (Retention > 99,998 % gemäß DOP (0,3 µm), Durchmesser 45 mm) verwendet. Dieses Filtermaterial erfüllt somit die Mindestanforderungen der VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 [38] (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“). Die verwendete Probenahmesonde ist in Abbildung 10 zu sehen.

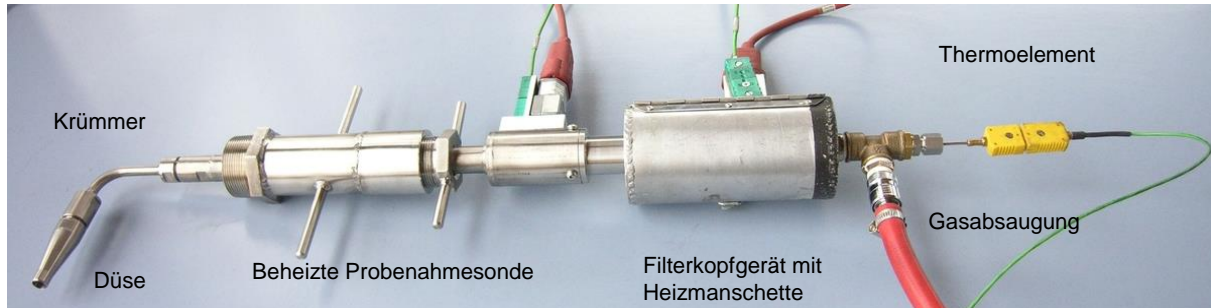


Abbildung 10: Probenahmesonde für die Gesamtstaubbestimmung von Paul Gothe Messtechnik

Das Absaugrohr und das Rückhaltesystem wurden mit einer Heizmanschette beheizt, um eine Unterschreitung des Abgastaupunktes im Filtersystem zu vermeiden. Die Temperatur der elektrischen Begleitheizung wurde an die vorherrschende Probenahmetemperatur angepasst, jedoch maximal auf 180 °C im unverdünnten Abgas beheizt. 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 Kaminöfen und dem Kachelofeneinsatz jeweils über einen gesamten Abbrand, dessen Dauer von der Versuchsvariante abhing. Die Probenahme wurde nach der Brennstoffauflage und dem Schließen der Ofentür gestartet und i. d. R. erst nach dem Erreichen von 4 Ma.-% der aufgelegten Brennstoffmasse nach Abbrandwaage beendet. Außerplanmäßig abgebrochen wurde die Staubmessung, wenn die Filterbeladung so groß war, dass die Leistungsgrenze der Absaugpumpe erreicht wurde. Gegebenenfalls wurden Fehlmessungen wiederholt. Die Bestimmung der Staubmasse erfolgte nach Konditionierung gravimetrisch mit einer elektronischen Analysenwaage (Fa. Mettler, Auflösung: 1 µg) durch Einwiegen der unbeladenen Filtermedien und Rückwiegen der beladenen Filter und gestopften Filterhülsen in Anlehnung an die VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 [38]. Die Filtermedien wurden jeweils bei 120 °C vor- und nachbehandelt und für mindestens 6 Stunden in einem Exsikkator konditioniert. Die Partikelablagerungen in der Staubprobenahmesonde wurden mittels Spülen stets berücksichtigt.

Beim Scheitholzessel wurden während des stationären Betriebes jeweils einstündige Messungen durchgeführt, um eine ausreichende Staubmasse für die chemischen Analysen bereitstellen zu können.

Da die stoffliche Zusammensetzung der Stäube aus dem verdünnten Abgas zur Beurteilung ihrer Toxizität untersucht werden sollte, musste der Staub in ausreichenden Mengen für die Analytik gewonnen werden. Hierzu kam ein Filterhalter für große Planfilter (150 mm) zum Einsatz, siehe Abbildung 11.



Abbildung 11: Filterhalter für große Planfilter mit 150 mm Durchmesser, Eigenentwicklung des TFZ

Aufgrund der effizienten Filterfläche können alle relevanten organischen und anorganischen Analysen an ein- und derselben Staubprobe erfolgen, wobei die Annahme getroffen wurde, dass die Staubbeladung des Quarzplanfilters MK 360 über die so gewonnenen verschiedenen Kreissegmente ausreichend gleichmäßig erfolgte. Diese gleichförmige Beladung wird in Abbildung 12 für den 150 mm Planfilter dargestellt, sie ist jedoch bei Verwendung der 45 mm Planfilter mit vorgeschalteter Hülse nicht gegeben. Zur Vermeidung von Schwermetallverunreinigungen wurde der Filterhalter aus PTFE gefertigt.

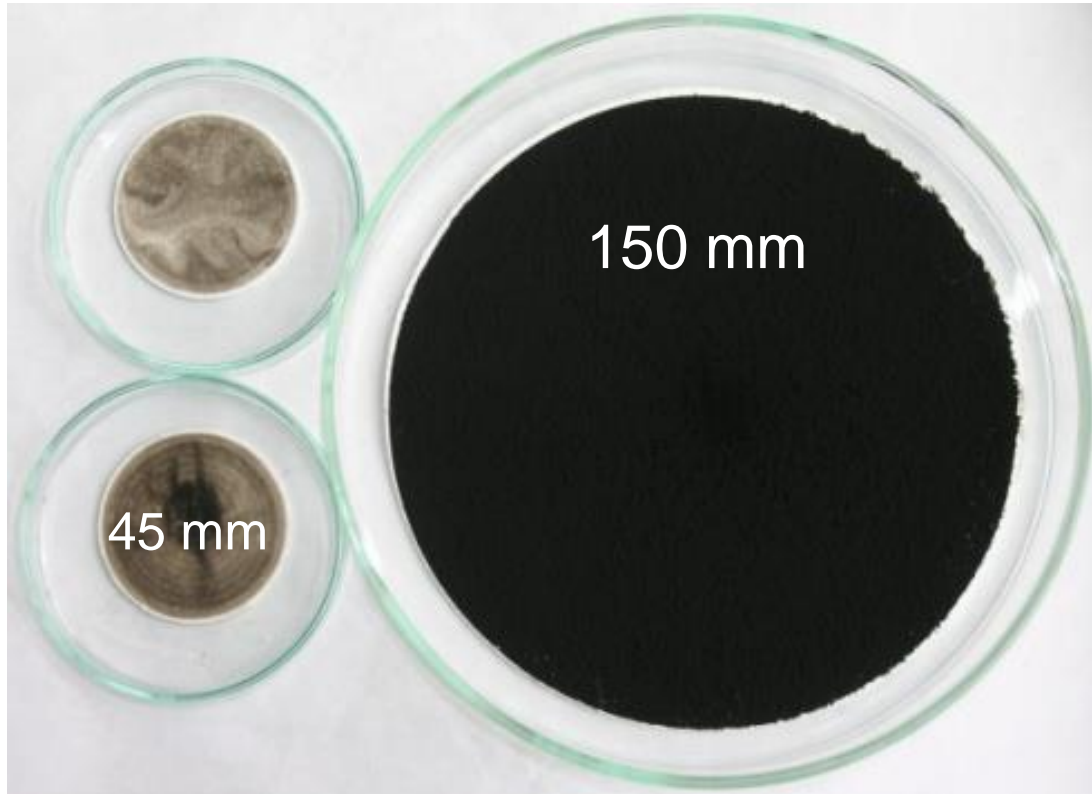


Abbildung 12: Verwendete Quarzfaserfilter unterschiedlicher Größe. Links die 45 mm Planfilter, welche eine Filterhülse vorgeschaltet wurde und rechts der 150 mm Planfilter ohne vorgeschaltete Filterhülse für die stofflichen Analysen

Um die erhaltenen Analysedaten auf eine Gesamtstaubmenge beziehen zu können, ist eine exakte Probenteilung des Quarzplanfilters notwendig. Hierzu wurde am TFZ ein Probenteiler aus Titan entwickelt, siehe Abbildung 13. Die Einstellung für die Segmentgröße ist bei der Filterstanze flexibel einstellbar.

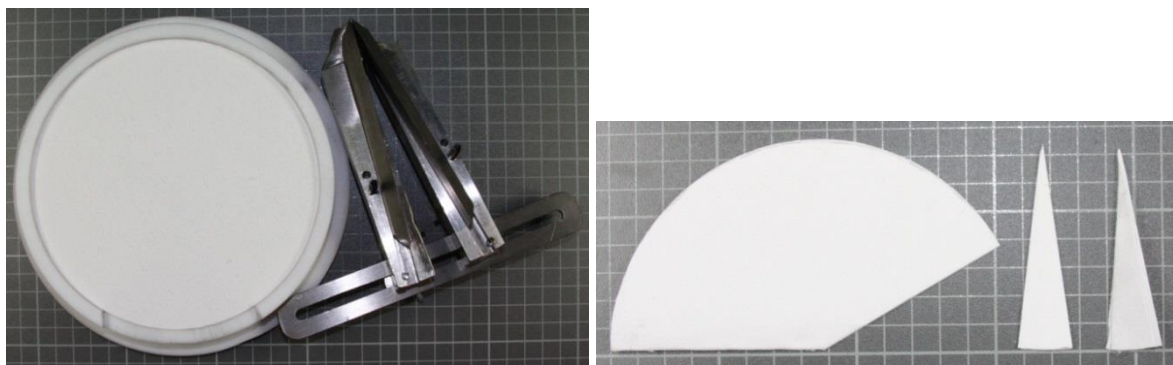


Abbildung 13: Probenteiler für große Planfilter (Teller und Stanze, hier mit 15° Segment-einstellung) (links) und gefalteter Planfilter mit zwei ausgestanzten Teilstücken (rechts)

Mit diesem Probenteiler lassen sich verschieden große Segmente heraustrennen. Um die Genauigkeit des Probenteilens zu ermitteln, wurde ein beladener Filter in 6 Segmente zu je 30° zerteilt und gewogen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Probenteilung bezüglich der Staubmassen zu ausreichend gleichmäßigen Teilproben führt, siehe Tabelle 8.

Tabelle 8: Ergebnisse der Erprobung des Probenteilers für Filter mit einem Durchmesser von 150 mm

Gesamtmasse des beladenen Filters	1,284 g
Sollwert der Masse der ausgeschnittenen Filterteile (1/12 bei 30°)	0,107 g
Mittelwert der Masse der 6 Filterteile	0,101 g
Spannweite der Masse der 6 Filterteile	0,097 - 0,105 g
Mittlere Abweichung vom Sollwert	6,110 mg
Mittlere Abweichung vom Mittelwert	3,050 mg
Gesamter Masseverlust beim Schneiden	0,960 mg

Es treten nur geringe Schwankungen bezüglich der Probenmasse der einzelnen Segmente auf. Bei der hier angewendeten Technik zur Probenteilung fällt eine denkbare radiale Ungleichförmigkeit der Beladung (d. h. z. B. von innen nach außen hin abnehmend) nicht in Gewicht.

2.4.3 Behandlung der Filtermedien

Um vergleichbare Ergebnisse für die Staubgehalte im Abgas zu ermitteln, müssen nicht nur die Versuchsdurchführungen einheitlich erfolgen, sondern auch die Vor- und Nachbehandlung der Filtermedien muss einheitlich sein. In Abbildung 14 ist die Vorgehensweise für das Bereitstellen der unbeladenen Planfilter und Filterhülsen für die Ermittlung der Staubemissionen schematisch dargestellt. Die Filter wurden zunächst für eine Stunde bei 120°C getrocknet und anschließend im Exsikkator für mindestens 6 Stunden abgekühlt. Erst dann erfolgten das Einwiegen und die staubfreie Lagerung der Filtermedien bis zu deren Einsatz. Die gleiche Prozedur wurde mit den beladenen Filtermedien für die Gesamtstaubbestimmung nach VDI 2066-1 durchgeführt.

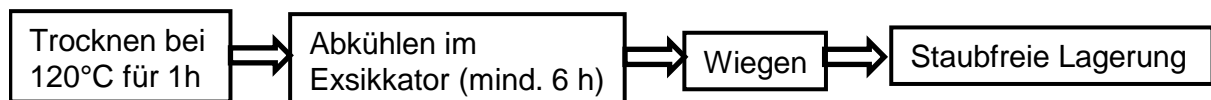


Abbildung 14: Behandlung der unbeladenen Planfilter und gestopften Filterhülsen sowie für die Nachbehandlung zur Gesamtstaubbestimmung nach VDI 2066

Die großen beladenen Quarzfaser-Planfilter wurden abweichend von der eben genannten Prozedur behandelt. Die Vorgehensweise ist in Abbildung 15 veranschaulicht. Der frisch beladene Filter wurde zunächst gewogen. Anschließend wurde der Filter mittig gefaltet, so dass sich die Stäube auf der Innenseite des Filters befanden und bei der weiteren Handhabung nicht verloren gehen konnten. Aus dem gefalteten Filter wurden entlang einer Knickkante zwei Teilstücke ausgestanzt, jeweils gewogen, in Aluminiumfolie eingepackt, beschriftet und eingefroren, um das Abdampfen der leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffe bis zur Analyse zu unterbinden. Diese beiden kleinen Teilstücke wurden hinsichtlich polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) und den elementaren und organischen Kohlenstoffen von einem Projektpartner analysiert. Das große Reststück wurde zur Kontrolle erneut gewogen und anschließend gemäß Abbildung 14 zur Bestimmung der Gesamtstaubemissionen behandelt. Danach wurde es in Aluminiumfolie verpackt, beschriftet und für die Bestimmung der anorganischen Bestandteile zur Verfügung gestellt.

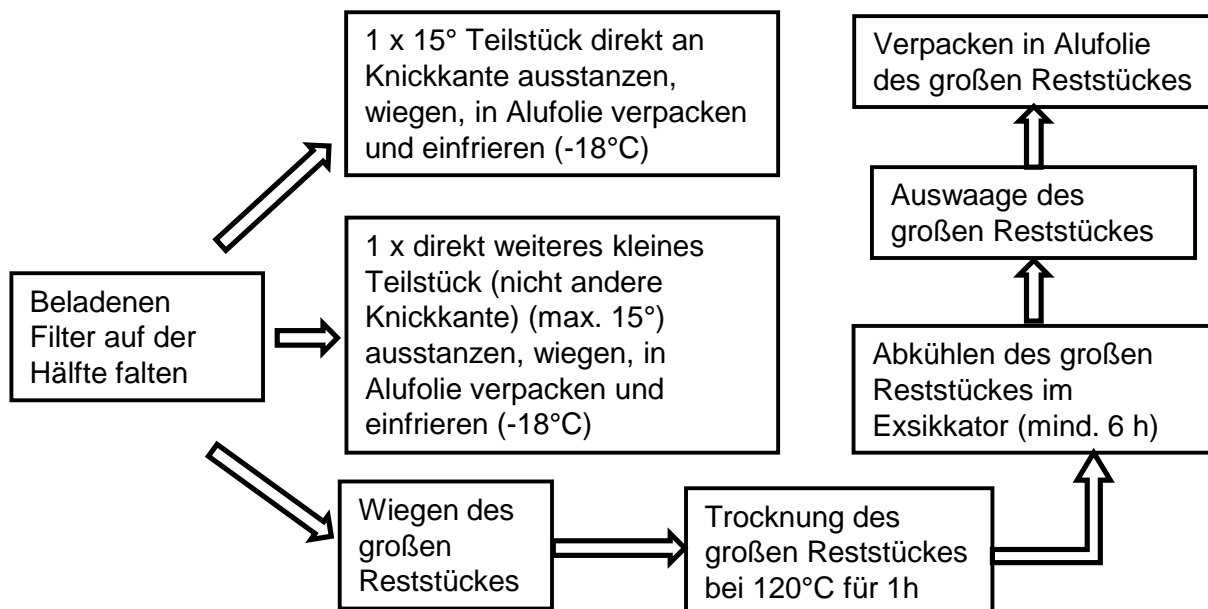


Abbildung 15: Behandlung der großen Planfilter (150 mm) für die Bereitstellung zur stofflichen Analyse

2.5 Datenauswertungen

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 20-Sekundenmittelwerte aus den Messwerten berechnet. Anschließend wurden Mittelwerte

der berechneten und gemessenen Werte über die Dauer der Staubprobenahme gebildet. Sämtliche erfassten Schadstoffemissionen wurden als Massenkonzentrationen (mg/Nm^3 bei Bezugszustand 13 % O_2), als energiemengenbezogene Emissionen (mg/MJ bezogen auf $H_{u(\text{roh})}$) und als Massenströme in g/h ausgewiesen. Die organischen gasförmigen Kohlenstoffverbindungen werden als organisch gebundener Kohlenstoff (org.-C) bezogen auf trockenes Abgas, die NO_x -Emissionen als NO_2 und die Schwefeloxidemissionen als SO_2 angegeben. Bei der Interpretation der Messergebnisse im vorliegenden Bericht beziehen sich diese, sofern nicht anders erwähnt, stets auf 13 % O_2 .

Wärmeleistung und Wirkungsgrad. Mit den Daten zur Brennstoffzusammensetzung und den Momentanwerten der Abgaskenngrößen, Temperaturen und Kühlwasserdurchsatz erfolgte die Berechnung der Kessel- und Feuerungswärmeleistung und des feuerungstechnischen Wirkungsgrades für den verwendeten Scheitholzkessel mit Wassertasche. Dazu wurden der Kühlwasservolumenstrom sowie dessen Temperatur im Kessel- und Vorlaufgang und die Vorlauftemperatur kontinuierlich erfasst und die verbrauchte Brennstoffmasse bestimmt. Die Mittelwertbildung der Momentanwerte wurde wie bei den Schadstoffemissionen über die Dauer der Probenahme durchgeführt. Bei allen anderen Feuerungen (Kaminöfen und Kachelofenheizeinsatz) erfolgte die Bestimmung des feuerungstechnischen Wirkungsgrades nach der indirekten Methode durch Berechnung der Wärmeverluste über den Messzeitraum.

Gesamtstaubgehalt. Die Auswertung der Staubprobenahme erfolgte in eigenen Berechnungsblättern. Dabei wurden zuerst die abgasaugten Normvolumina aus den gemessenen Gasmengen und Gaszuständen bestimmt. Mit diesen Zwischenergebnissen wurden dann die gravimetrisch ermittelten Filterbeladungen auf Massenkonzentrationen umgerechnet. Die Filterbeladungen wurden jeweils mit entsprechenden, gleich behandelten Leerfiltern und Leerfilterhülsen korrigiert. Zusätzlich wurden die Staubablagerungen in der Probenahmesonde berücksichtigt, indem diese mit destilliertem Wasser und Aceton gewaschen wurde. Dieses Waschen erfolgte jeweils nach einer Versuchsvariante und die Staubgehalte auf die jeweilige Gesamtstaubbestimmung anteilig verteilt.

Brennstoffe. In den Auswertungen wurden die Ergebnisse der für jeden Brennstoff separat durchgeführten Elementanalysen sowie die Werte für den Wasser- und Aschegehalt und für den ebenfalls separat bestimmten Heizwert berücksichtigt (vgl. hierzu Kapitel 2.6.1).

Ergebnisdarstellung. Für die in Kapitel 3.4 aufgezeigten Vergleichsmessungen wurden stets drei aufeinanderfolgende Abbrände ($n = 3$), d. h. ohne Zwischenaufgabe, ausgewertet. Die Anheizphase und der Ausbrand nach den Messungen wurden nicht berücksichtigt. Die in den Diagrammen enthaltenen Fehlerbalken zeigen die Schwankungsbreite, die sich zwischen den so ausgewerteten Abbränden ergeben, so können die Minimal- und Maximalwerte direkt abgelesen werden. Bei allen Kenngrößen konnten, sofern nicht anders erwähnt, drei Abbrände berücksichtigt werden. Nur bei den Gesamtstaubemissionen im verdünnten Abgas lagen stets nur zwei Messwerte zugrunde, da im verdünnten Abgas nur während des ersten und dritten Abbrandes der Gesamtstaub parallel zu den Gesamtstaubemissionen im unverdünnten Abgas ermittelt wurden. Während des zweiten

Abbrandes musste auf die Gesamtstaubbestimmung im verdünnten Abgas wegen längerer Umrüstzeiten verzichtet werden.

2.6 Versuchsbrennstoffe und Versuchsvarianten

2.6.1 Eigenschaften der Brennstoffe

Für die Feuerungsversuche wurden Fichten- und Buchenholz mit bzw. ohne Rinde eingesetzt. Beide Holzarten stammten vom gleichen Aufwuchsort bei Leipzig (Sachsen). Wegen der Tatsache, dass auch die Erntebäume für die Brennstoffaufbereitung speziell ausgewählt worden waren, kann die stoffliche Zusammensetzung der genannten Brennstoffe als relativ konstant angenommen werden. Neben Buche und Fichte kamen verschiedene Holz- und Rindenbriketts unterschiedlicher Formen zum Einsatz.

Die verwendeten Briketts wurden im Rahmen eines separat durchgeführten, umfangreichen "Screenings" von mehr als 30 marktverfügbaren Holzbriketts ausgewählt. Im Rahmen dieser Brikett-Studie waren die brennstoffspezifischen, physikalischen und chemischen Eigenschaften analysiert worden [33]. Bei beiden Kaminöfen wurden zusätzlich Braunkohlebriketts verwendet. Bei den Einzelraumfeuerungen kam vorrangig Buchenholz ohne Rinde zum Einsatz, da diese Holzart typischerweise in privaten Haushalten verwendet wird.

Die brennstofftechnischen Kenndaten aller eingesetzten Versuchsbrennstoffe sind in Tabelle 9 zusammengestellt. Die anhaftende Rinde bei Fichte und Buche erhöht geringfügig den Ascheanteil im Vergleich zum entrindeten Brennstoff. Bei den Rindenbriketts zeigt sich erwartungsgemäß ein deutlich höherer Ascheanteil als bei den übrigen Holzbrennstoffen, sie erfüllen somit nicht die Anforderungen der DIN EN 14961-3 für Holzbriketts [11]. Rindenbriketts sind in Einzelraumfeuerungen gemäß 1. BImSchV nicht zulässig, werden aber dennoch hin und wieder – vorzugsweise zur Gluterhaltung – eingesetzt. Das runde Holzbrikett ohne Loch weist einen Aschegehalt von mehr als 1,5 Masse-% auf und müsste gemäß DIN EN 14961-3 in die Klasse B eingeordnet werden. Beim Braunkohlebrikett fällt auf, dass der Heizwert – wie erwartet – deutlich höher ist als für die übrigen Versuchsbrennstoffe.

Tabelle 9: Kohlenstoff-, Wasserstoff-, Sauerstoff-, Stickstoff-, Aschegehalte und Heizwert bezogen auf die Trockenmasse für die eingesetzten Brennstoffe (O = 100 % - C - H - N - Asche)

Brennstoff	C	H	O	N	Asche	Heizwert
	Masse-%					kJ/kg
Fichte ohne Rinde	51,8	6,4	41,3	0,17	0,37	18.923
Fichte mit Rinde	50,3	6,1	41,6	1,46	0,51	18.943
Buche ohne Rinde	50,0	6,4	42,9	0,13	0,65	17.963
Buche mit Rinde	49,3	6,6	42,5	0,69	0,90	17.995
Holzbrikett rund mit Loch	50,8	6,0	42,9	< 0,05	0,31	19.026
Holzbrikett rund ohne Loch	51,6	6,2	40,4	0,07	1,53	19.632
Holzbrikett Quader	52,0	6,4	41,3	0,05	0,25	19.646
Holzbrikett Achtkant mit Loch	50,9	6,1	42,6	< 0,05	0,45	18.884
Rindenbrikett Quader	49,9	5,3	35,2	0,29	9,23	18.249
Rindenbrikett Sechskant	49,2	5,2	36,7	0,44	8,43	18.165
Braunkohle	65,3	4,7	24,7	0,74	4,34	24.921

Weitere Elementgehalte der elf Versuchsbrennstoffe sind in Tabelle 10 enthalten. Fichtenholz zeichnet sich durch geringere Magnesiumanteile sowie Kaliumanteile aus, im Vergleich zu Buchenholz. Weiterhin erhöht die anhaftende Rinde bei Buchen- und Fichtenholz den Kalziumgehalt im Brennstoff. Erwartungsgemäß weisen beide Rindenbriketts die mit Abstand höchsten Kalziumgehalte auf. Aufgrund des hohen Nickel- und Chromanteils erfüllt das sechskantige Rindenbrikett nicht die Anforderungen der genannten Norm für Holzbriketts. Eine Grenzwertüberschreitung bezüglich Cadmium wurde für das achtkantige Holzbrikett mit Loch festgestellt. Lediglich das runde Holzbrikett mit Loch sowie das quaderförmige Holzbrikett erfüllen die Kriterien der Klasse A1 [11].

Tabelle 10: Kalzium-, Magnesium-, Silizium-, Cadmium-, Chrom-, Kupfer- und Nickelgehalte der Brennstoffe, bezogen auf die Trockenmasse; < unterhalb der Nachweisgrenze

Brennstoff	Ca	Mg	Si	Cd	Cr	Cu	Ni
				mg/kg			
Fichte ohne Rinde	940	81	1.160	0,3	1,9	0,73	1,2
Fichte mit Rinde	1.290	171	1.060	0,3	1,9	1,15	1,3
Buche ohne Rinde	955	408	1.580	0,2	3,6	2,67	1,9
Buche mit Rinde	1.890	473	1.570	0,1	1,2	0,84	0,8
Holzbrikett rund mit Loch	780	150	< 50	< 0,2	< 1,0	2	1,0
Holzbrikett rund ohne Loch	4.020	360	1.730	< 0,2	< 1,0	3	< 1,0
Holzbrikett Quader	990	150	< 200	0,2	< 1,0	< 1	< 1,0
Holzbrikett Achtkant mit Loch	1.110	150	800	3,0	< 1,0	< 1	< 1,0
Rindenbrikett Quader	13.500	1.670	2.120	0,4	2,0	3	2,0
Rindenbrikett Sechskant	16.000	1.100	14.000	0,5	48,0	7	27,0
Braunkohle	10.000	3.900	120	< 0,2	4,0	< 1	< 1,0

Für die Aerosolbildung von besonderem Interesse sind die Elemente Schwefel, Chlor, Kalium, Natrium, Zink und Blei, welche in Tabelle 11 aufgeführt sind. In der letzten Spalte ist die Summe der Aerosolbildner aufgeführt. Nach [3] kann die Summe der Aerosolbildner als Indikator für Staubemissionen herangezogen werden. Je höher dieser Wert ausfällt, desto höher liegen die zu erwartenden Staubemissionen. Die Freisetzung dieser Komponenten hängt jedoch auch vom Si/K-Verhältnis ab. Ist das Si/K-Verhältnis hoch, so werden vorrangig Kaliumsilikate gebildet, welche in die Rostasche eingebunden werden [3]. Entsprechend weniger Kalium geht in die Gasphase über und trägt zur Partikelbildung bei. Diese Korrelationen gelten jedoch nur unter der Annahme einer vollständigen Verbrennung. Bei einer unvollständigen Verbrennung bestehen die freigesetzten Stäube hauptsächlich aus elementarem und organischem Kohlenstoff.

Tabelle 11: *Aerosolbildende Elemente der verwendeten Brennstoffe bezogen auf die Trockenmasse*

Brennstoff	S	Cl	K	Na	Zn	Pb	Summe Aerosol- bildner
	mg/kg						
Fichte ohne Rinde	60	90	841	17	7,2	7,2	1.023
Fichte mit Rinde	70	510	876	16	54,8	5,1	1.532
Buche ohne Rinde	60	40	1.530	18	3,9	1,8	1.654
Buche mit Rinde	70	610	1.860	32	4,4	1,6	2.578
Holzbrikett rund mit Loch	100	63	400	39	14,0	< 1,0	616
Holzbrikett rund ohne Loch	1.800	124	710	230	2,0	< 1,0	2.866
Holzbrikett Quader	< 30	55	270	7	9,0	< 1,0	341
Holzbrikett Achtkant mit Loch	< 30	153	510	13	4,0	3,0	683
Rindenbrikett Quader	400	113	2.750	330	67,0	1,0	3.661
Rindenbrikett Sechskant	400	122	2.300	280	97,0	3,0	3.202
Braunkohle	3.000	271	240	2.000	3,1	< 1,0	5.514

Eine grafische Darstellung der Anteile aerosolbildender Elemente in den Versuchsbrennstoffen zeigt Abbildung 16. Besonders gering ist ihr Anteil bei den Holzbriketts rund mit Loch, dem quaderförmigen und dem achtkantigen Holzbrikett mit Loch. Abweichend davon weist das runde Holzbrikett ohne Loch einen deutlich höheren Anteil auf. Am höchsten sind die Werte für die beiden Rindenbriketts und das Braunkohlebrikett.

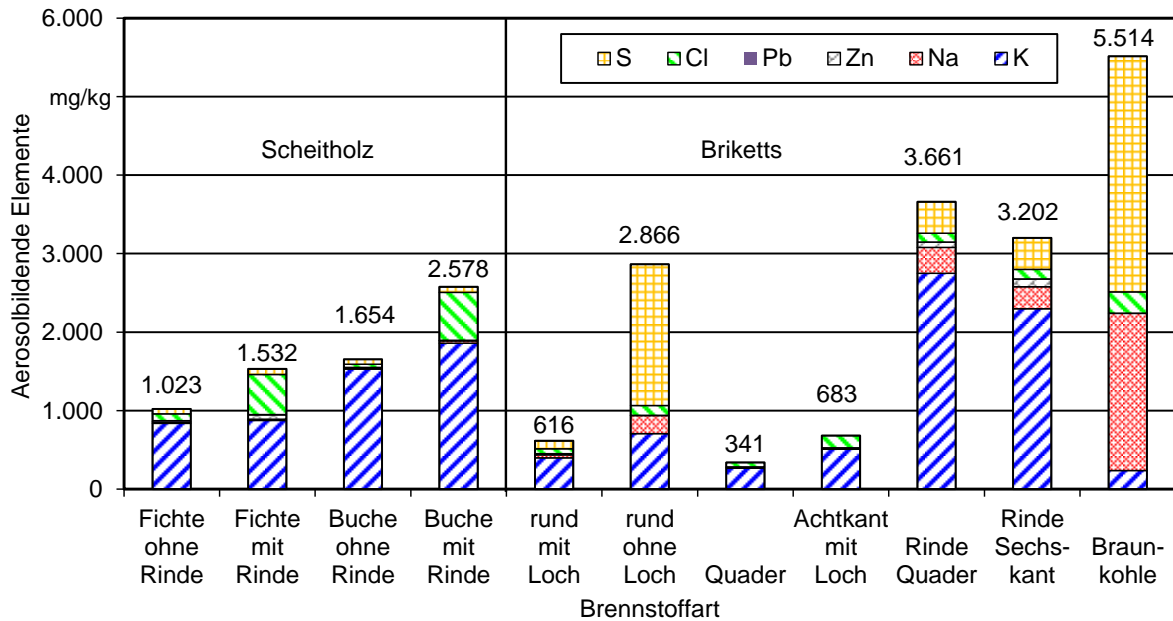


Abbildung 16: Anteile der aerosolbildenden Elemente in den eingesetzten Brennstoffen, bezogen auf die Trockenmasse

2.6.2 Versuchsvarianten

Für die unterschiedlichen Fragestellungen musste der Brennstoff nach den Vorgaben vorbereitet werden. Im Folgenden werden die Aufbereitungsformen kurz vorgestellt.

2.6.2.1 Brennstoffart und Aschegehalt

Für die Aschegehaltsvariation kam klassisches Scheitholz mit einer Scheitlänge von 25 cm zum Einsatz. Es wurden je drei Scheite Fichtenholz mit bzw. ohne Rinde und Buchenholz mit bzw. ohne Rinde verwendet, siehe Abbildung 17. Diese Unterschiede werden hauptsächlich beim Aschegehalt sichtbar, siehe Tabelle 9. Alle drei Scheite hatten eine vergleichbare Masse. Für die Vergleichsmessungen am Kaminofen 1 kamen stets 1,6 kg Brennstoff zum Einsatz. Nur beim Scheitholzkessel wurde ebenfalls der Aschegehalt variiert, jedoch wurden hierfür Halbmeterscheite mit einem Durchmesser von 10 bis 12 cm (D10-D12) verwendet.



Abbildung 17: *Eingesetzte Brennstoffe mit variablem Aschegehalt bei einer Scheitlänge von 25 cm. von links nach rechts: Fichte ohne Rinde, Fichte mit Rinde, Buche ohne Rinde, Buche mit Rinde, Gesamtmasse jeweils ca. 1,6 kg*

2.6.2.2 Aufbereitungsform

Für den Einfluss der Aufbereitungsform auf die Emissionen kam ausschließlich Fichtenholz ohne Rinde zum Einsatz, wobei vier Aufbereitungsformen unterschieden wurden: Scheitholz (gespalten), Normscheite, schlanke Rundlinge und dicke Rundlinge, siehe Abbildung 18. Bei den Feuerungsversuchen am Kaminofen 1 wurden jeweils drei Stück mit einer vergleichbaren Gesamtmasse von ca. 1,6 kg eingesetzt.



Abbildung 18: *Aufbereitungsform der Brennstoffe ohne Rinde. von links nach rechts: Fichtenscheitholz, Fichtennormscheite, schlanke Fichtenrundlinge, dicke Fichtenrundlinge, Gesamtmasse jeweils ca. 1,6 kg*

Beim Scheitholzkessel wurden Halbmeterscheite und Rundlinge aus Fichtenholz ohne Rinde mit einem Durchmesser von 10 bis 12 cm eingesetzt. Die Kanthölzer wiesen dagegen eine Kantenlänge von lediglich 7 x 7 x 50 cm auf, siehe Abbildung 19.



Abbildung 19: Brennstoffaufbereitungsformen für die Versuche am HDG Navora Scheitholzessel. von links nach rechts: Scheitholz mit D10 - D12, Rundlinge mit D10 - D12 und Kanthölzer der Abmaße 7 x 7 cm, jeweils Halbmeterscheite

2.6.2.3 Scheitgröße

Für die Scheitgrößenvariation bei den Einzelraumfeuerungen kam gesägtes Buchenholz ohne Rinde zum Einsatz. Hierzu wurden Kantenlängen von 5 x 5, 6 x 6, 7 x 7, 8 x 8 und 9 x 9 cm unter Beibehaltung einer vergleichbaren Auflegemasse eingesetzt, siehe Abbildung 20. Die gewählte Auflegemasse war einheitlich wie beim mittleren Bezugsfall mit drei 7 x 7 cm Kanthölzern. Diese Masse wurde bei den übrigen Querschnittsabmessungen durch Verkürzen bzw. durch eine höhere oder geringere Scheitzahl erreicht, z. B. kamen bei den 9 x 9 cm Kanthölzern nur noch zwei verkürzte Scheite zum Einsatz, damit die Gesamtmasse gleich blieb.



Abbildung 20: Scheitgrößenvariation von 5 x 5 cm bis 9 x 9 cm Kantenlänge mit Buchenholz ohne Rinde bei vergleichbarer Auflegemasse

Im Gegensatz zu den Einzelraumfeuerungen wurde für die Scheitgrößenvariation am Scheitholzessel ausschließlich Fichtenholz ohne Rinde eingesetzt. Die gewählten Scheitgrößen der Halbmeterscheite orientieren sich dabei an der DIN EN 14 961-1 [10] und variieren zwischen 5 und 20 cm im Durchmesser.



Abbildung 21: Scheitgrößenvariation der Fichtenscheite ohne Rinde für Versuche am Scheitholzessel HDG Navora. von links nach rechts: D5 - D7,5; D7,5 - D10; D10 - D12; D12 - D15 und D15 - D20, jeweils Halbmeterscheite

Das Fichtenscheitholz ohne Rinde hatte einen durchschnittlichen Wassergehalt von 15,3 %. Jedes einzelne Scheit wurde bezüglich Länge, Durchmesser und Masse vermessen. Die jeweiligen Minima, Maxima und Mittelwerte der verschiedenen Scheitgrößen sind in Tabelle 12 zusammengestellt. Somit weist beispielsweise ein Scheit der Größenklasse D10 - D12 (10 - 12 cm im Durchmesser) eine mittlere Masse von 1,47 kg, eine Länge von 50,4 cm sowie einen Durchmesser von durchschnittlich 11,3 cm auf.

Tabelle 12: Scheitgrößen für den Einsatz am Scheitholzessel HDG Navora, D Durchmesser in cm

Durchmesser der Scheite		Minimum	Maximum	Mittelwert
D5 - D7,5	Durchmesser (cm)	5	7,5	6,5
	Länge (cm)	4	51	49,8
	Masse (kg)	0,33	1,02	0,70
D7,5 - D10	Durchmesser (cm)	7,5	10	9,2
	Länge (cm)	48	52	50,0
	Masse (kg)	0,71	1,80	1,10
D10 - D12	Durchmesser (cm)	10	12	11,3
	Länge (cm)	49	54	50,4
	Masse (kg)	1,09	1,84	1,47
D12 - D15	Durchmesser (cm)	12	15	13,9
	Länge (cm)	49	51,5	50,1
	Masse (kg)	1,32	2,36	1,73
D15 - D20	Durchmesser (cm)	15	20	16,7
	Länge (cm)	48,5	50,5	49,7
	Masse (kg)	1,85	3,11	2,36

2.6.2.4 Nachlegemasse

Die Nachlegemasse wurde für Buchennormscheite mit Kantenlängen von 5 x 5 x 25 cm (Abbildung 22) und 7 x 7 x 25 cm (Abbildung 23) variiert. Dazu wurden jeweils eins bis

fünf Kanthölzer eingesetzt. Diese Mengen entsprechen bei den kleineren Kanthölzern 17 % - 35 % - 48 % - 63 % und 88 % der maximalen Brennstoffauflage von 2,6 kg beim Kaminofen 1. In den anderen Feuerungen wurde diese Variante nicht durchgeführt.



Abbildung 22: Variation der Nachlegemasse mit Buchenholz bei konstanter Kantenlänge von 5 x 5 x 25 cm und Anzahl Kanthölzer

Bei den 7 x 7 cm Kanthölzern entsprechen die aufgelegten Brennstoffmassen ca. 31 % - 64 % - 100 % - 137 % und 163 % der maximalen Brennstoffauflage, so dass der moderne Kaminofen bei den letzten beiden Varianten absichtlich überladen wurde. In deutlich reduziertem Versuchsumfang kamen beim Kaminofen 2 sowie dem Kachelofenheizeinsatz nur noch die 7 x 7 cm Kanthölzer in drei Beladungsstufen (geringe Beladung - Nennbeladung und Überladung) zum Einsatz.



Abbildung 23: Variation der Nachlegemasse aus Buchenholz bei konstanter Kantenlänge von 7 x 7 x 25 cm und steigender Anzahl Kanthölzer

Beim Scheitholzkessel wurden keine Untersuchungen hinsichtlich der Beladung durchgeführt. Hier wurde lediglich sichergestellt, dass der Füllschacht während der Feuerungsversuche immer ausreichend mit Brennstoff gefüllt war.

2.6.2.5 Wassergehalt

Ebenfalls von Interesse war der Wassergehaltseinfluss von Fichten- und Buchenholz ohne Rinde. Hierzu musste ertefrischer Brennstoff beschafft werden. Zum Zeitpunkt der Lieferung erfolgte eine Wassergehaltsbestimmung. Anschließend wurden Fichtennormscheite der Kantenlänge 7 x 7 x 25 cm und Buchennormscheite der Kantenlänge 7 x 7 x 17 cm für die Versuche am Kaminofen 1 hergestellt. Während der anschließenden trockenen Lagerung wurden sie täglich gewogen. So ließ sich der tagesaktuelle Wassergehalt bis zum Erreichen der jeweils gewünschten Wassergehaltsstufe errechnen.

nen. Für sehr geringe Wassergehaltsstufen von weniger als 11 Masse-% wurde das Holz technisch in einem Trockenschrank bei 105 °C für unterschiedliche Dauer künstlich getrocknet. Danach wurde es luftdicht verpackt und bis zum Versuchstag gelagert. Für die Variante mit 0 % Wassergehalt lagerte der Brennstoff mindestens zwei Tage im Trockenschrank und wurde ebenfalls verpackt. Durch das Verpacken sollte sich ein gleichmäßiger Wassergehalt in der Probe einstellen.

Für die Wassergehaltsvariation am Scheitholzkessel kamen Halbmeterscheite in fünf Stufen zum Einsatz. Der Durchmesser der Fichten- und Buchenscheite ohne Rinde lag zwischen 10 und 12 cm.

2.6.2.6 Holzbriketts

Für die Feuerungsversuche wurden vier Holzbriketts unterschiedlicher Form ausgewählt, siehe Abbildung 24. Um die erzielten Ergebnisse mit den Buchen- und Fichtenholzversuchen vergleichen zu können, wurde für alle Versuche die Auflagemasse konstant gehalten. Die Anzahl der aufgelegten Holzbriketts variierte in Abhängigkeit von der jeweiligen Masse.

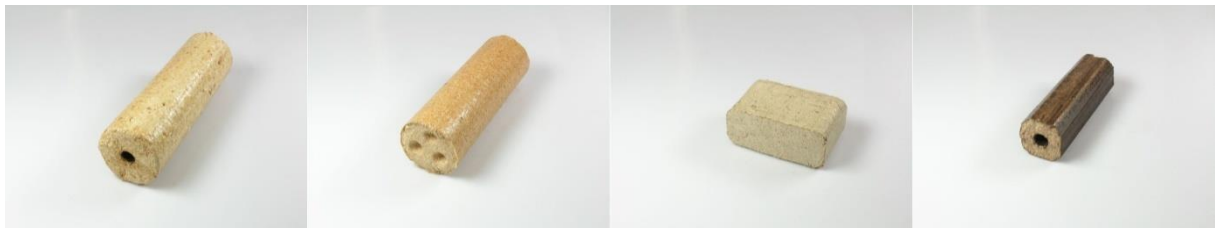


Abbildung 24: Holzbriketts verschiedener Formen, von links nach rechts: rund mit Loch, rund ohne Loch, Quader und Achtkant mit Loch. Alle Bilder wurden aus der gleichen Perspektive aufgenommen, so dass die tatsächlichen Größenverhältnisse direkt wiedergegeben sind.

2.6.2.7 Rinden- und Braunkohlebriketts

Neben den bereits vorgestellten Brennstoffen kamen noch zwei reine Rindenbriketts sowie Braunkohlebriketts zum Einsatz. Beide Rindenbriketts unterscheiden sich optisch kaum in ihrer Farbe, jedoch in ihrer Form und stofflichen Zusammensetzung. Rindenbriketts gelten allgemein als Gluthalter, siehe Abbildung 25. Gemäß der 1. BImSchV sind reine Rindenbriketts jedoch kein zulässiger Brennstoff für Einzelraumfeuerungen, da der Rindenanteil im Brennstoff nur auf den am Holzstück anhaftenden Anteil beschränkt sein soll [6]. Dennoch werden Feuerungsversuche mit diesem Brennstoff durchgeführt, da er auf dem Markt angeboten wird und über das Abbrandverhalten wenig bekannt ist. Im Gegensatz zu Holzbriketts vergrößern reine Rindenbriketts nicht ihr Volumen während der Verbrennung.

Für die Feuerungsversuche mit den Rinden- und Braunkohlebriketts wurde ebenfalls die gleiche Auflegemasse wie bei den anderen Brikettversuchen gewählt. Zum Anheizen und als Zwischenaufgabe kam bei diesen Brennstoffen kleines Fichtenscheitholz ohne Rinde zum Einsatz.



Abbildung 25: Rindenbriketts als Quader und Sechskant-Block sowie ein Braunkohlebrikett. Alle Bilder wurden aus der gleichen Perspektive aufgenommen, so dass die tatsächlichen Größenverhältnisse direkt wiedergegeben werden

3 Ergebnisse zu versuchstechnischen Fragestellungen

Wegen der teilweise besonderen Fragestellungen war es im Verlauf des Projekts erforderlich, auch beim Versuchsaufbau und bei der Durchführung neue methodische Ansätze zu entwickeln. Bevor in Kapitel 4 die eigentlichen Einflüsse auf das Feuerungsergebnis vorgestellt werden, sollen daher nachfolgend zunächst die Ergebnisse zahlreicher methodischer Vergleichsmessungen vorgestellt werden. Dabei handelt es sich um Effekte durch die Brennstoffaufbereitungsform, die Art der Staubprobenahme, den Einfluss der Abgasverdünnung auf die Gesamtstaubemissionen, die Nachbehandlung der generierten Staubproben sowie um den Beitrag des Spülens von Ablagerungen in der Probenahmesonde. Ebenfalls werden der Einfluss der Auswertemethoden und der gewählten Messzeiträume auf die gasförmigen Emissionen aufgezeigt. Abschließend wird der Einfluss unterschiedlicher Messstrecken analysiert.

3.1 Vergleich von Scheitholz und Normscheit

Im Vorfeld der Feuerungsversuche wurde festgelegt, Normscheite in Anlehnung an den Norwegischen Standard NS 3058-1 anstelle von gespaltenem Scheitholz bei den Einzelraumfeuerungen zu verwenden. Dies geschah mit dem Ziel, die Wiederholbarkeit der Messergebnisse zu erhöhen. Vergleichsmessungen wurden am Kaminofen 1 mit Buchen- und Fichtenholz ohne Rinde durchgeführt. Die Ergebnisse zu den gasförmigen Emissionen und zum Gesamtstaub sind in Abbildung 26 gegenübergestellt. Es wurden jeweils drei Scheite mit einer Gesamtmasse von 1,6 kg aufgelegt.

Vergleicht man die eingezeichneten Fehlerbalken, so stellt man fest, dass die Messergebnisse beim Fichtenscheitholz bei den gasförmigen Emissionen geringeren Schwankungen unterliegen als bei den Fichtennormscheiten. Beim Vergleich der Staubemissionen weisen die Fehlerbalken vergleichbare Größen auf.

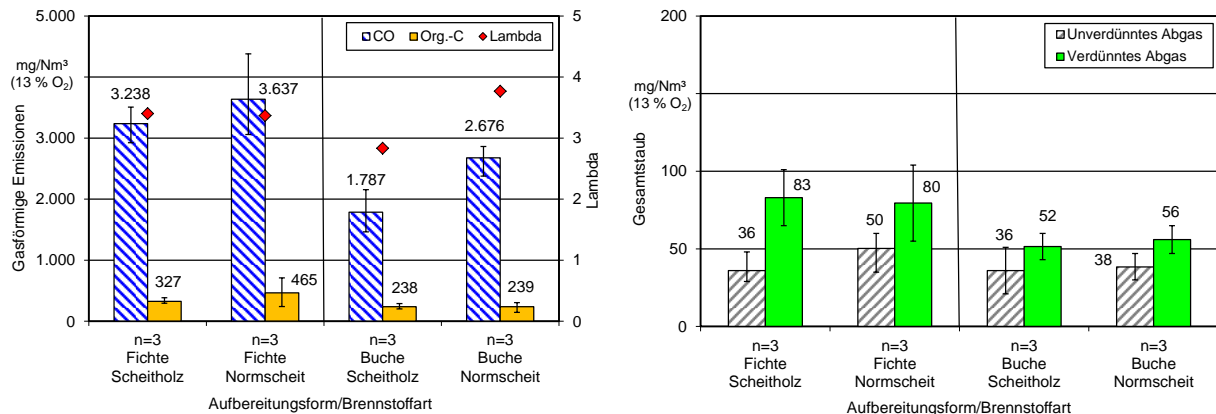


Abbildung 26: Vergleich des Emissionsverhaltens und der Reproduzierbarkeit der Messergebnisse unter Verwendung von Scheitholz und Normscheiten. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueLine Nr. 12, Brennstoffe: Fichte und Buche ohne Rinde, Brennstoffmasse: 1,6 kg

Beim Vergleich der Ergebnisse mit Buchenholz fällt die Schwankungsbreite der Messergebnisse für die Scheitholzversuche etwas größer aus. Generell ist aber festzuhalten, dass die Verwendung von Normscheiten nicht ohne Weiteres zu einer erkennbaren Verbesserung der Wiederholbarkeit führt. Da die Verwendung von Kanthölzern jedoch eine definierte Größenabstufung wesentlich erleichtert, wurden sie hier bei den Kaminofen- und Kachelofenheizeinsatzversuchen überwiegend eingesetzt. Lediglich beim Scheitholzkessel kam natürliches gespaltenes Scheitholz zum Einsatz, damit der Brennstoff im Füllschacht nachrutschen konnte.

3.2 Einflussgrößen auf die Gesamtstaubbestimmung

3.2.1 Einfluss der Abgasverdünnung

Um den Einfluss der Abgasabkühlung auf die Gesamtstaubemission zu bestimmen, erfolgten zahlreiche Parallelmessungen der Staubemissionen nach VDI 2066 im unverdünnten und verdünnten Abgas. Das gezielte Abkühlen der Gase verfolgt den Zweck, evtl. im Abgas vorhandene kondensierbare Kohlenwasserstoffe in Partikelform mit zu erfassen. Dazu wurde der Versuchsaufbau in Abbildung 8 verwendet. Je nach Feuerungstyp mussten die Abgase stärker oder schwächer verdünnt werden, um eine Temperatur im Verdünnungstunnel von unter 50 °C zu gewährleisten.

Für alle vier verwendeten Feuerungen sind in Tabelle 13 die Temperaturen im unverdünnten und verdünnten Abgas sowie die notwendigen Verdünnungsverhältnisse zusammengestellt. Bei beiden Kaminöfen musste das Abgas durchschnittlich 4,6 bis 6,2-fach verdünnt werden, um die Temperaturvorgabe (max. 50 °C) einzuhalten. Im Gegensatz dazu musste das heiße Abgas bei den Versuchen am Kachelofenheizeinsatz kaum verdünnt werden. Durchschnittlich betrug die Temperatur im verdünnten Abgas 44 °C.

Tabelle 13: Vergleich der Temperaturen im unverdünnten und verdünnten Abgas sowie den Verdünnungsverhältnissen bei den eingesetzten Feuerungen

Feuerung	Anzahl Parallelmes- sungen	Temperatur unverdünntes Abgas °C	Temperatur verdünntes Abgas °C	Verdünnungs- verhältnis
	-	°C	°C	-
Kaminofen 1	115	264 (161 – 387)	44 (37 – 54)	4,6 (2,2 – 8,0)
Kaminofen 2	30	273 (201 – 347)	45 (38 – 51)	6,2 (2,6 – 12,6)
Kachelofenheizeinsatz	42	110 (83 – 139)	41 (36 – 48)	1,7 (1,2 – 2,0)
Scheitholzessel	40	144 (129 – 171)	45 (41 – 53)	4,4 (3,5 – 4,9)

Abbildung 27 zeigt den Anstieg der Gesamtstaubemissionen im verdünnten Abgas in Abhängigkeit von den Kohlenwasserstoffemissionen. Ca. 25 % der Kohlenwasserstoffe scheinen während des Abkühlprozesses im Verdünnungstunnel zu kondensieren und somit zu einer deutlichen Staubbemehrung beizutragen. Sehr deutlich wird das bei den Messungen am Kaminofen 1 mit verhältnismäßig hohen org.-C-Emissionen. Hierbei sei jedoch angemerkt, dass die Filtermedien aus dem unverdünnten wie auch dem verdünnten Abgas stets bei 120 °C thermisch nachbehandelt wurden. Bei dieser thermischen Nachbehandlung wird ein Teil des Gesamtstaubs wieder verflüchtigt. Somit ist die beobachtete 25 %ige Staubbemehrung als Mindestwert anzusehen. Zur weiteren Erläuterung wird auf Kapitel 3.2.2 verwiesen.

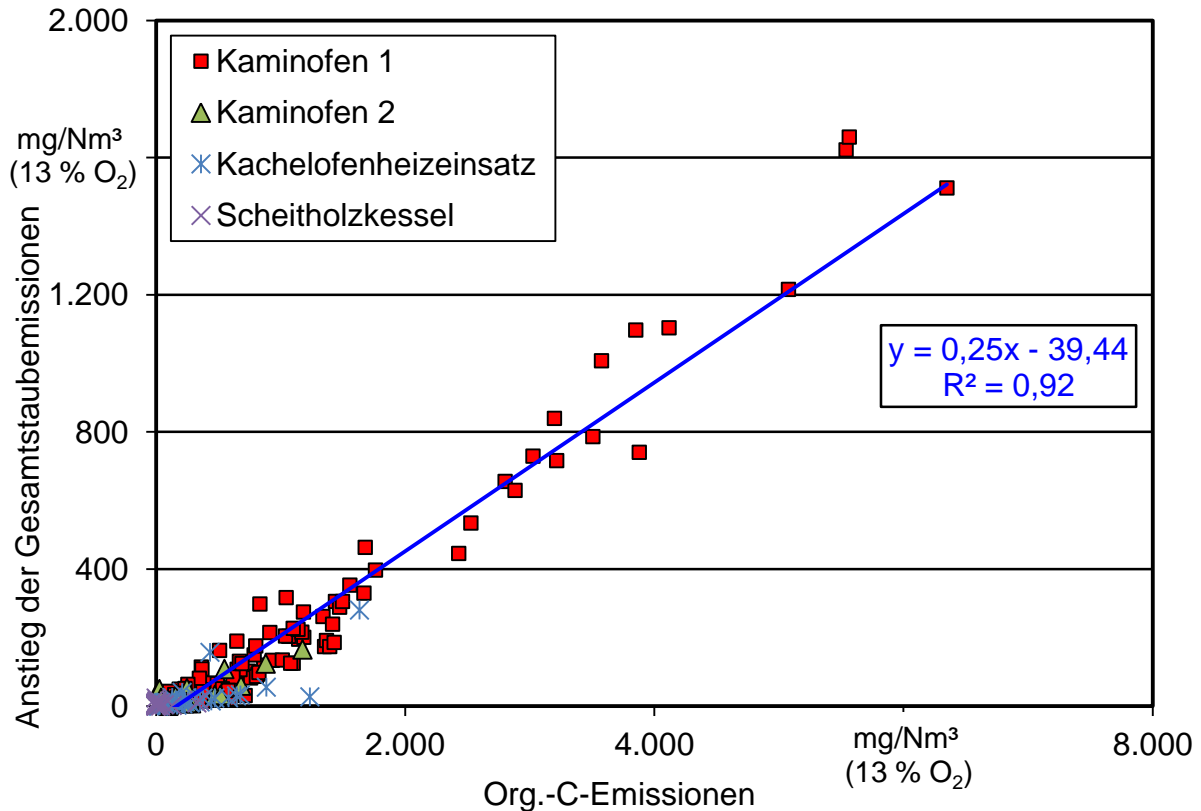


Abbildung 27: Anstieg der gemessenen absoluten Staubemissionen im verdünnten Abgas gegenüber dem unverdünnten Abgas in Abhängigkeit von der Kohlenwasserstoffkonzentration im unverdünnten Abgas. Auswertung von 227 Messungen an vier verschiedenen Feuerungen mit z. T. unterschiedlichen Brennstoffen

Bei näherer Betrachtung des niedrigeren org.-C-Konzentrationsbereiches zeigt sich jedoch, dass unterhalb von 300 mg/Nm³ kein linearer Anstieg der Gesamtstaubemissionen mehr erkennbar ist, siehe Abbildung 28. Daraus kann abgeleitet werden, dass bei nahezu vollständiger Verbrennung eine nennenswerte Staubbemehrung durch die Abgasverdünnung selten ist.

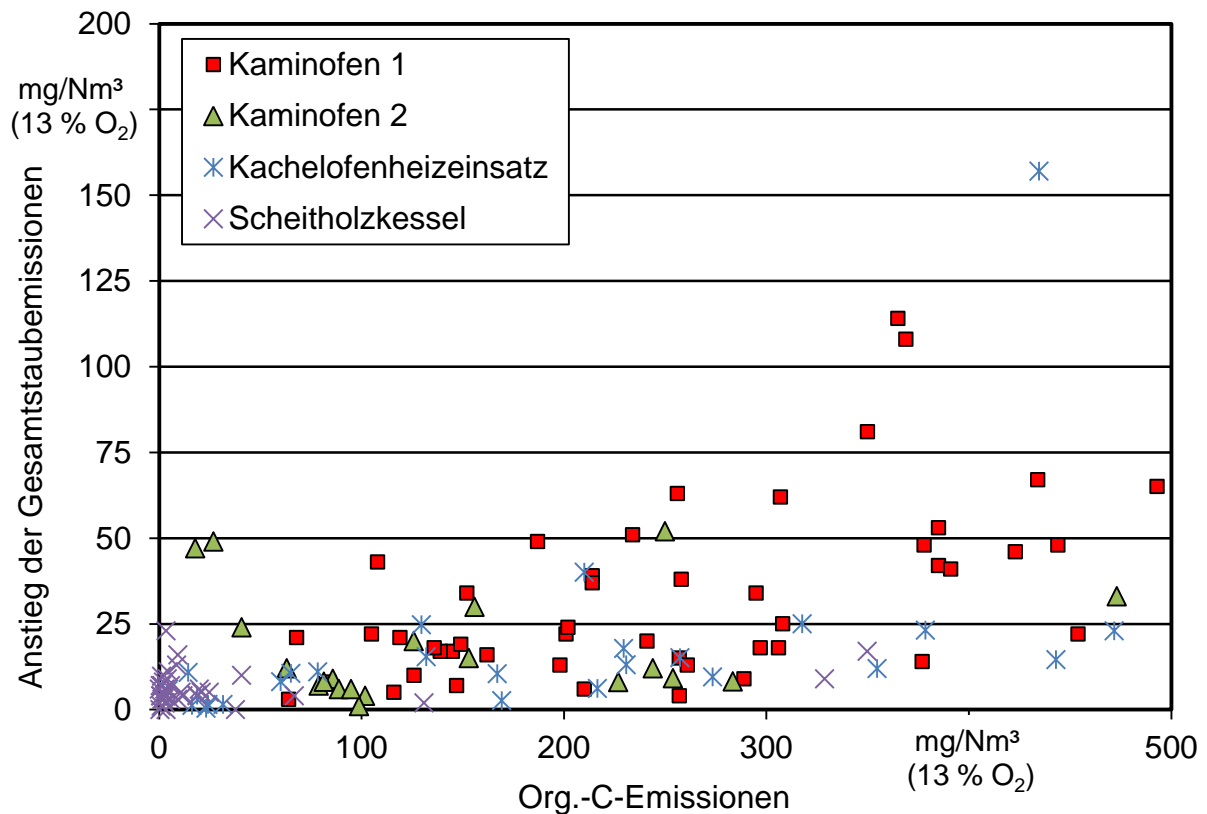


Abbildung 28: Anstieg der gemessenen absoluten Staubemissionen im verdünnten Abgas gegenüber dem unverdünnten Abgas in Abhängigkeit von der Kohlenwasserstoffkonzentration im unverdünnten Abgas im unteren Messbereich. Auswertung von 151 Messungen an vier verschiedenen Feuerungen mit z. T. unterschiedlichen Brennstoffen

Zu den Kohlenwasserstoffen zählt unter anderem auch Methan, welches stets gasförmig vorliegt und nicht durch Abkühlung kondensiert. Die Kohlenwasserstoffe bestehen zu ca. 47 % aus Methan im unverdünnten Abgas, wie aus der Regressionsgeraden in Abbildung 29 abgelesen werden kann. Letztendlich können somit nur 25 bis 53 % der im unverdünnten Abgas enthaltenen Kohlenwasserstoffe zum Anstieg der Staubemissionen beitragen.

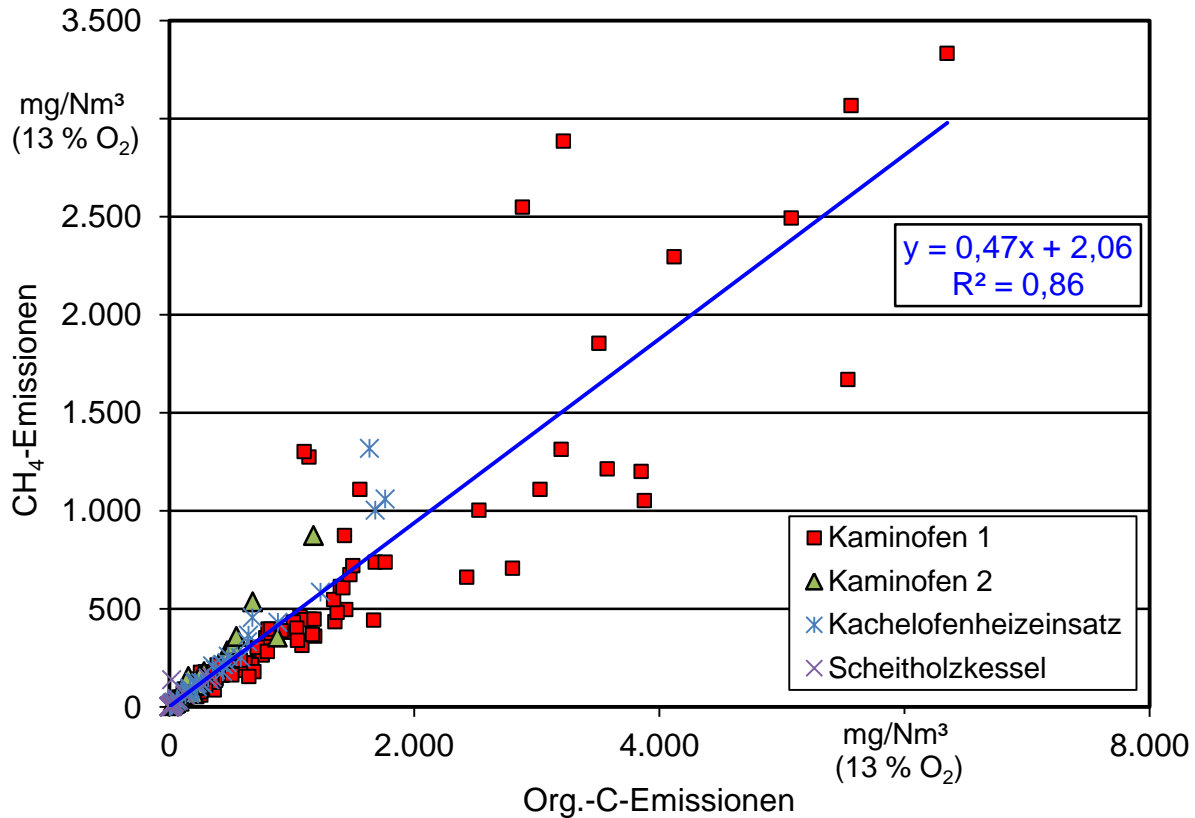


Abbildung 29: Anteil der Methanemissionen an den Kohlenwasserstoffemissionen, welche nicht kondensieren können. Auswertung von 227 Messungen an vier verschiedenen Feuerungen mit z. T. unterschiedlichen Brennstoffen

3.2.2 Einfluss der Filternachbehandlung auf den Gesamtstaub

Für die Untersuchungen zum Einfluss der Nachbehandlungstemperatur auf den Gesamtstaub wurde der Kaminofen 1 (Buderus blueline Nr. 12) an der Abgasmessstrecke mit Verdünnungstunnel verwendet, siehe Abbildung 8. Hierzu wurden zwei unterschiedliche Versuchsreihen durchgeführt.

In der ersten Variante sollte der Einfluss der Temperatúrauswahl für die thermische Nachbehandlung untersucht werden. Dazu wurden zwei große Quarzplanfilter (150 mm) zeitgleich im verdünnten Abgas während der Verbrennung von Buchenholz ohne Rinde über den gesamten Abbrand beladen. Das unverdünnte Abgas über den Messzeitraum bestand aus 4.230 mg/Nm³ CO, 1.063 mg/Nm³ org.-C und 390 mg/Nm³ CH₄. Anschließend wurde es um das 5,2-fache verdünnt, um eine Temperatur von 44 °C im Verdünnungstunnel einzustellen. Direkt nach der Beladung erfolgten der Filterausbau sowie die Wiegung beider Planfilter. Nach der mittigen Faltung der Filter konnten 15°-Segmente herausgestanzt werden, welche wiederum im nassen Zustand gewogen wurden, siehe Abbildung 30.

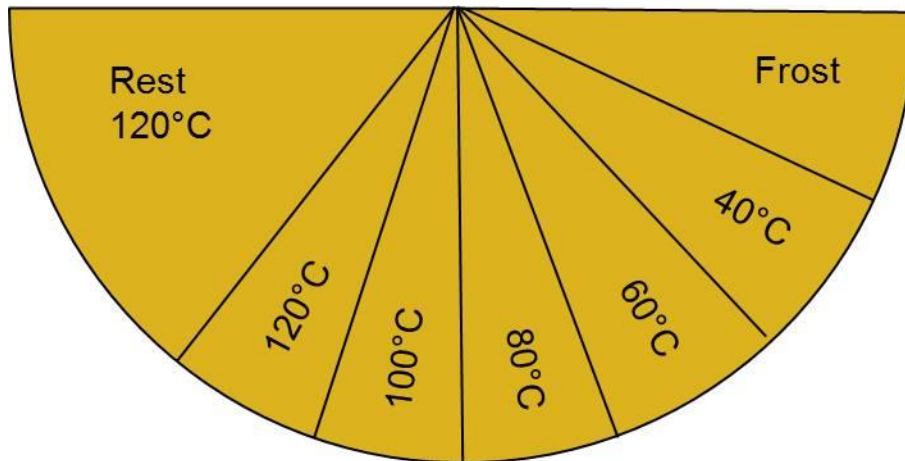


Abbildung 30: Aufteilung des großen Quarzplanfilters für die Untersuchung des Einflusses der Trocknungstemperatur auf die Staubbelastung. Der Filter wurde mittig gefaltet und jeweils ca. 15°-Teilstücke ausgestanzt

In Tabelle 14 sind die Massen der einzelnen Teilstücke beider Filter zusammengestellt. Beim Vergleich der nassen Teilstücke 1 bis 6 ist zu sehen, dass der Staub gleichmäßig auf dem Filter abgeschieden wurde, was durch die geringe Standardabweichung von 1,4 bzw. 1,6 mg angezeigt wird. Die Verluste durch das Ausstanzen der einzelnen Teilstücke fällt mit weniger als einem Milligramm vernachlässigbar gering aus. Daraus lässt sich ableiten, dass durch das Stanzen der Filter für die weiteren Analysen kein nennenswerter Fehler entsteht.

Tabelle 14: Übersicht der Massen der beladenen Filterstücke vor und nach einer thermischen Behandlung bei angegebener Temperatur

Bezeichnung/ Behandlungstemperatur	Filter 1 nass g	Filter 2 nass g	Filter 1 trocken g	Filter 2 trocken g
Ganz, nass, beladen	1,6848	1,6890	-	-
Teil 1, Frost	0,1420	0,1418	-	-
Teil 2, 40 °C	0,1425	0,1391	0,1421	0,1397
Teil 3, 60 °C	0,1417	0,1429	0,1411	0,1427
Teil 4, 80 °C	0,1434	0,1407	0,1424	0,1402
Teil 5, 100 °C	0,1444	0,1430	0,1422	0,1416
Teil 6, 120 °C	0,1451	0,1398	0,1419	0,1372
Reststück, 120 °C	0,8265	0,8412	0,8138	0,8288
<i>Summe Teilstücke</i>	<i>1,6856</i>	<i>1,6885</i>	-	-
Standardabweichung Teile 1 bis 6	0,0014	0,0016	-	-
Verlust durchs Stanzen	-0,0008	0,0005	-	-

Die absolute Änderung der Staubmenge für die Teilstücke beider Filter ist in Abbildung 31 dargestellt. Die ermittelte Staubmasse sinkt deutlich mit steigender Nachbehandlungstemperatur.

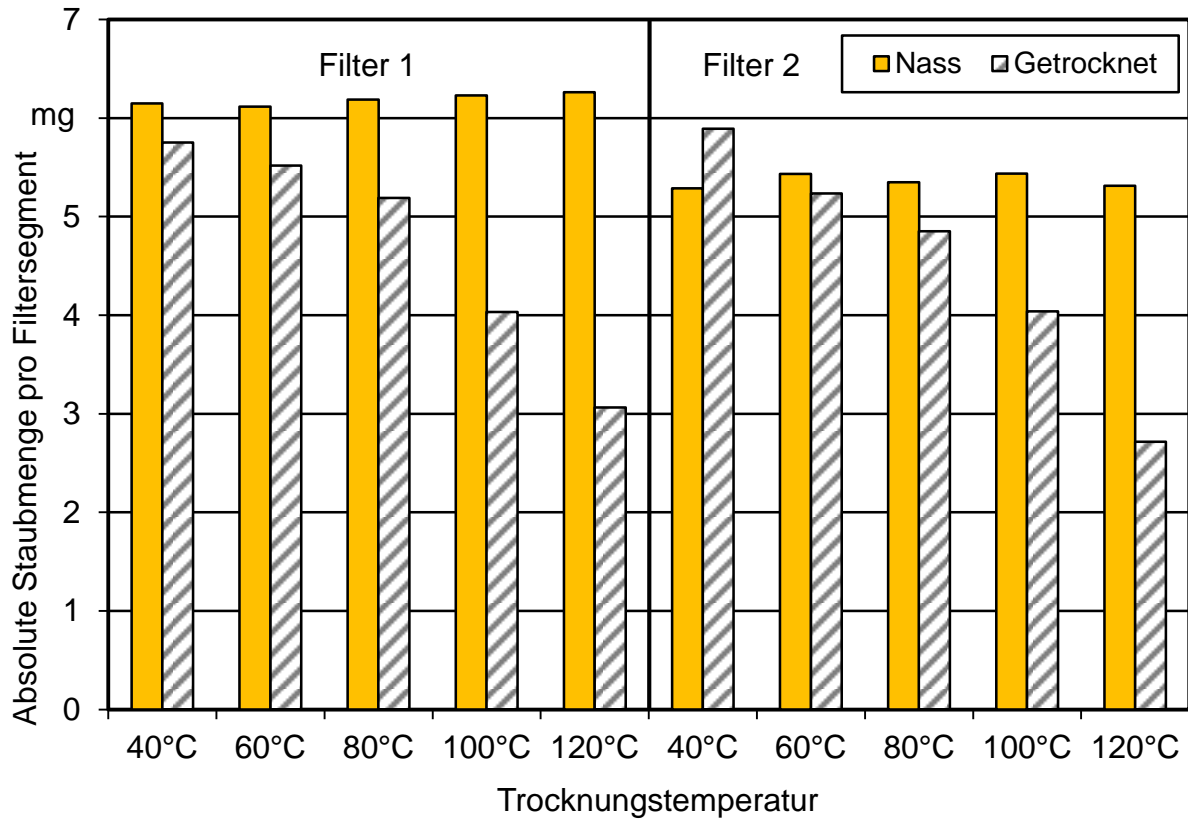


Abbildung 31: Staubmasseänderung durch die thermische Filter-Nachbehandlung bei verschiedenen Temperaturen im Vergleich zur unbehandelten Staubbelaugung. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buchennormscheit; Probenahme im verdünnten Abgas bei 44°C

Ein starker Masseverlust ist bei Temperaturen über 100 °C sichtbar. Bei dieser Nachbehandlungstemperatur sinkt die absolute Staubmenge um durchschnittlich 30,5 %, bei 120 °C sind es bereits 50 %, siehe Tabelle 15. Der Unterschied von 20 % zwischen den Temperaturstufen 100 und 120 °C kann nicht mehr nur durch das abdampfende Wasser begründet werden, sondern es müssen bei diesen Temperaturen bereits auch flüchtige Partikelbestandteile verdampfen.

Tabelle 15: Masseverlust der Staubbiladung bei unterschiedlichen Trocknungstemperaturen

Trocknungstemperatur	Masseverlust Filter 1 %	Masseverlust Filter 2 %	Durchschnitt %
40 °C	6,51	-11,35	-2,42
60 °C	9,81	3,68	6,75
80 °C	16,16	9,35	12,75
100 °C	35,31	25,76	30,53
120 °C	51,11	48,93	50,05

Die thermische Filterbehandlung kann dazu führen, dass der staubmehrende Effekt der Abgasverdünnung und Kühlung unterschätzt wird. Die in Abbildung 27 dargestellte ca. 25 %-ige Umwandlung der Kohlenwasserstoffe in Partikelmasse ist vermutlich deutlich höher, wenn vor der Filterwiegung eine "schonendere" Partikelnachbehandlung gewählt wird (z. B. Exsikkator-Trocknung). Dies gilt vor allem bei hohen Anteilen an organischen Kohlenwasserstoffen im Abgas.

In der zweiten Versuchsreihe wurden Staubproben im unverdünnten und verdünnten Abgas zeitgleich gewonnen, wobei die Staubmassen auf den Filtermedien ohne und mit thermischer Behandlung bei 120 °C bestimmt wurden. Die Werte der nassen Staubemissionen ohne Behandlung beziehen sich hierbei auf die Staubmassen, welche direkt nach der Messung ohne Zwischenlagerung in einem Exsikkator ermittelt wurde. Hierbei kam ebenfalls der Kaminofen 1 an der Abgasmessstrecke mit Verdünnungstunnel zum Einsatz. Die Ergebnisse der umgerechneten Staubkonzentrationen in mg/Nm³ sind in Abbildung 32 gegenübergestellt.

Die thermische Nachbehandlung der Staubproben aus dem unverdünnten Abgas hat dagegen kaum einen Einfluss auf die ermittelte Staubkonzentration. Das liegt daran, dass die Temperatur an der Probenahmestelle im unverdünnten Abgas während der Messungen durchschnittlich 170 °C betrug und somit deutlich höher war als die Temperatur während der thermischen Nachbehandlung der Filtermedien. Leicht flüchtige Kohlenwasserstoffpartikel sind somit bei Probenahme im heißen Abgas nicht zu erwarten.

Die Staubproben aus dem verdünnten Abgas zeigen ein abweichendes Verhalten, da die Temperatur im Verdünnungstunnel durchschnittlich bei 45 °C lag, siehe Abbildung 32. Hierzu war eine 3,3-fache Verdünnung der Abgase erforderlich. Dabei fällt der durch Trocknung ausgelöste Masseverlust der Staubbiladung bei Verwendung des großen Planfilters (150 mm) höher aus als bei einer Kombination aus gestopfter Filterhülse und 45 mm Planfilter. Ein Erklärungsansatz für diese höhere Empfindlichkeit wurde nicht gefunden.

Die Ergebnisse der Filternachbehandlung zeigen, dass zu den Ergebnissen einer Staubprobenahme stets auch Angaben über die Probenahmebedingungen im Abgas sowie der nachfolgenden Behandlungsschritte zwingend erforderlich sind, damit Fehlinterpretationen beim Vergleich von Messwerten vermieden werden können.

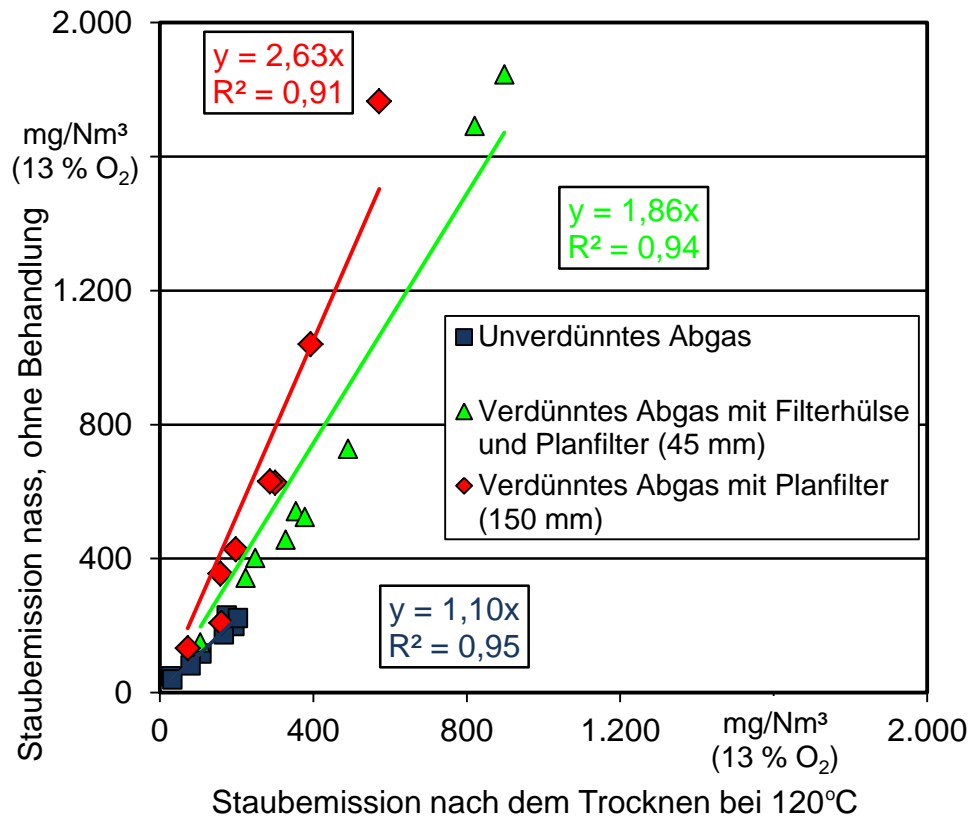


Abbildung 32: Masseverlust durch Trocknung bei 120 °C für Staubproben aus dem unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blue-line Nr. 12, Brennstoff: Buchenholz mit Rinde

Durch die Konditionierung der Filtermedien in einem Exsikkator für beispielsweise 72 Stunden treten kaum Änderungen bezüglich der ermittelten Staubgehalte im unverdünnten wie im verdünnten Abgas auf, siehe Abbildung 33. Für zukünftige Gesamtstaubbestimmungen mit Probenahmen aus verdünntem Abgas sollte diese Methode bevorzugt werden.

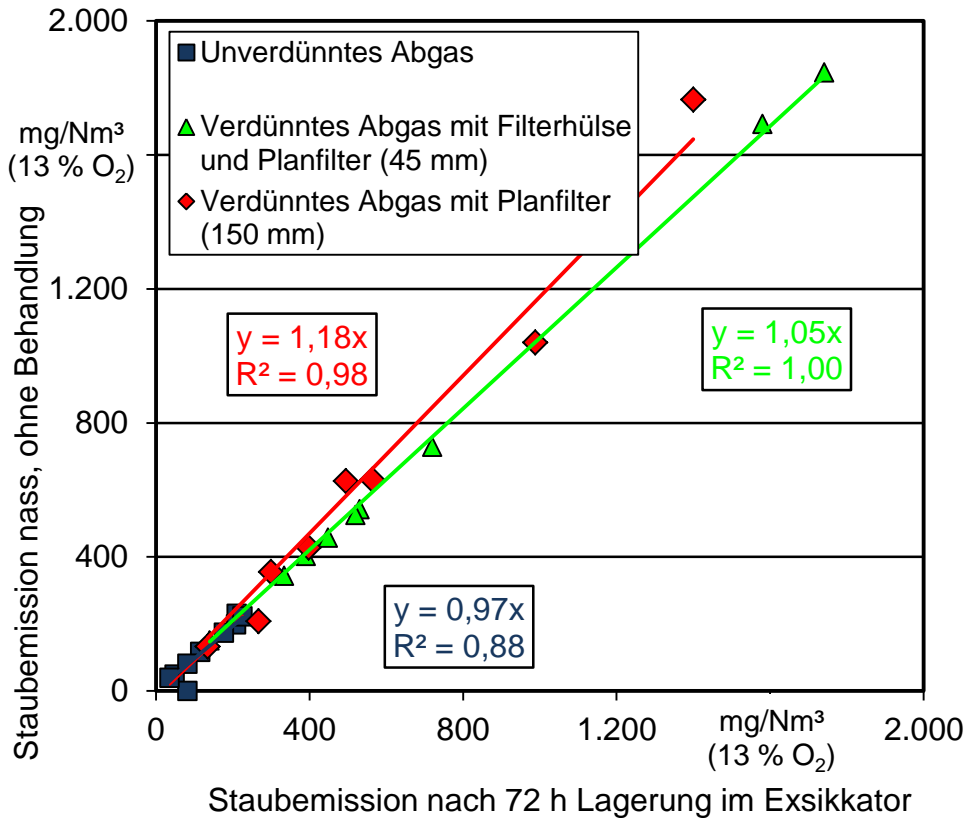


Abbildung 33: Masseverlust an Staubemissionen durch die Lagerung der Filtermedien in einem Exsikkator für 72 Stunden im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buchenholz mit Rinde

3.2.3 Vergleich der Staubmessstellen im Verdünnungstunnel

Die Staubemissionen wurden im verdünnten Abgas zweimal bestimmt, indem zum einen die klassische Staubprobenahme mit gestopfter Filterhülse und nachgeschaltetem Quarzplanfilter erfolgte, ehe um ca. 1,6 m strömungsabwärts die zweite Staubprobenahme mit dem großen Planfilterhalter für die stoffliche Partikelanalyse durchgeführt wurde. Bereits in Abbildung 32 werden Unterschiede offensichtlich.

Für den Kaminofen 2 und den Scheitholzkessel konnte noch eine gute Übereinstimmung beider Staubmessungen festgestellt werden, siehe Abbildung 34. Im Gegensatz dazu treten aber Minderbefunde beim Einsatz des großen Planfilterhalters am Kaminofen 1 auf, so dass hier lediglich etwa 70 % der Staubkonzentration im Vergleich zur VDI-Messstelle (Gesamtstaub 2 in Abbildung 8) wiedergefunden werden konnten. In beiden Fällen war die Filternachbehandlung identisch (120 °C). Eine plausible Ursache für diese Abweichung wurde nicht gefunden. Eine Ablagerung von Partikeln an der Rohrwand zwischen den Messstellen ist in dieser Größenordnung nicht zu erwarten.

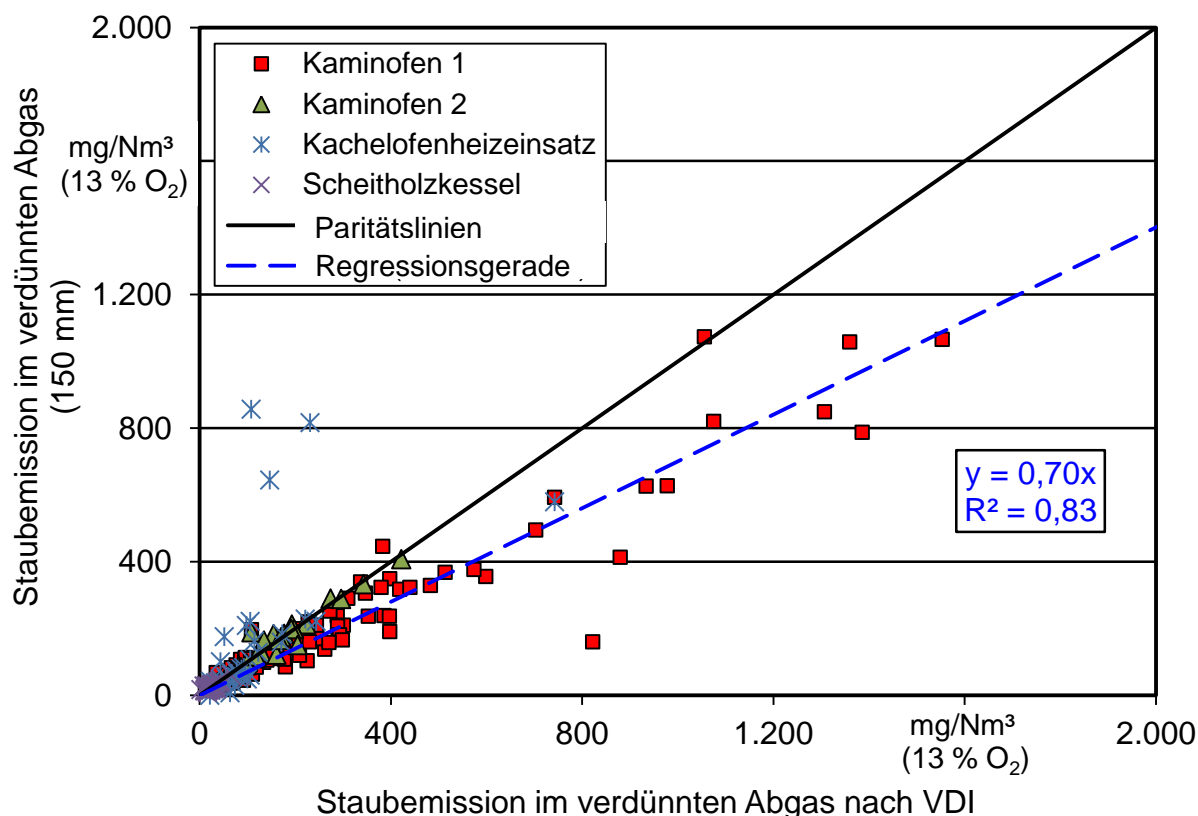


Abbildung 34: Vergleich der Ergebnisse der Gesamtstaubprobenahme nach VDI 2066 und mit dem großen Filterhalter mit 150 mm im Durchmesser im Verdünnungstunnel für alle vier untersuchten Feuerungen.

3.2.4 Partikelablagerungen in der Probenahmesonde

Für die Gesamtstaubbestimmungen im unverdünnten und verdünnten Abgas wurden neben den beladenen Filtermedien (Planfilter und gestopfte Filterhülse) auch die Ablagerungen in der Probenahmesonde berücksichtigt. Hierzu wurde nach Beendigung von drei aufeinander folgenden Messungen je Versuchsvariante die Staubsonde aus der Messstrecke ausgebaut und auf Umgebungstemperatur abgekühlt. Danach wurde die Sonde einmal mit destilliertem Wasser, dreimal mit Aceton und abschließend erneut mit destilliertem Wasser gespült. Die Spülflüssigkeit wurde in ein eingewogenes Becherglas überführt, bei 105 °C abgedampft und das Becherglas mit den Rückständen aus der Probenahmesonde zurückgewogen.

In Abbildung 35 sind die durch Spülung der Sonde gewonnenen Staubfrachten im unverdünnten Abgas über den org.-C-Emissionen aufgetragen. In 65 % der Messungen trugen die Staubablagerungen in der Probenahmesonde bis zu 10 % bei. Bei sehr schlechten Verbrennungsbedingungen und somit hohen Anteilen an organischen Kohlenwasserstoffen (z. B. bei der Verbrennung von nassem Holz) können sich aber bis zu 42 % des Staubes bereits in der Probenahmesonde ablagern. Daher ist die Massenbestimmung dieser abgelagerten Stäube durch geeignetes Spülen der Sonden zwingend erforderlich, andernfalls können die Staubemissionen deutlich unterschätzt werden.

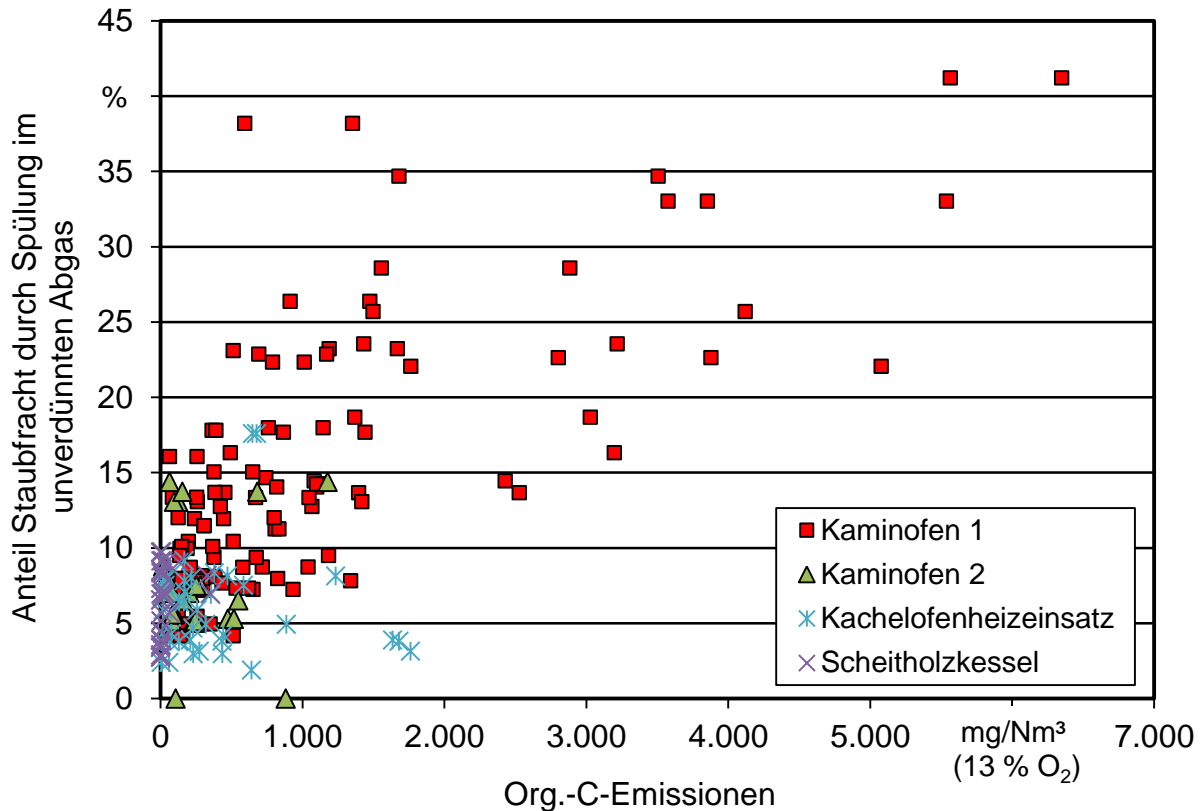


Abbildung 35: Anteil der durch Spülung der Probenahmesonde gewonnenen Gesamtstaubfracht im unverdünnten Abgas. Auswertung von 227 Messungen im unverdünnten Abgas unter Verwendung aller vier Feuerungen mit z. T. unterschiedlichen Brennstoffen

Im verdünnten Abgas trägt der durch Spülung gewonnene Staubanteil zu maximal 22 % bei, siehe Abbildung 36. In 86 % der Messungen beträgt der Anteil zwischen 0 und 10 % und ist somit geringer als bei der Probenahme aus dem unverdünnten Abgas. Dennoch sollte auch im verdünnten Abgas auf das Spülen der Probenahmesonde nicht verzichtet werden.

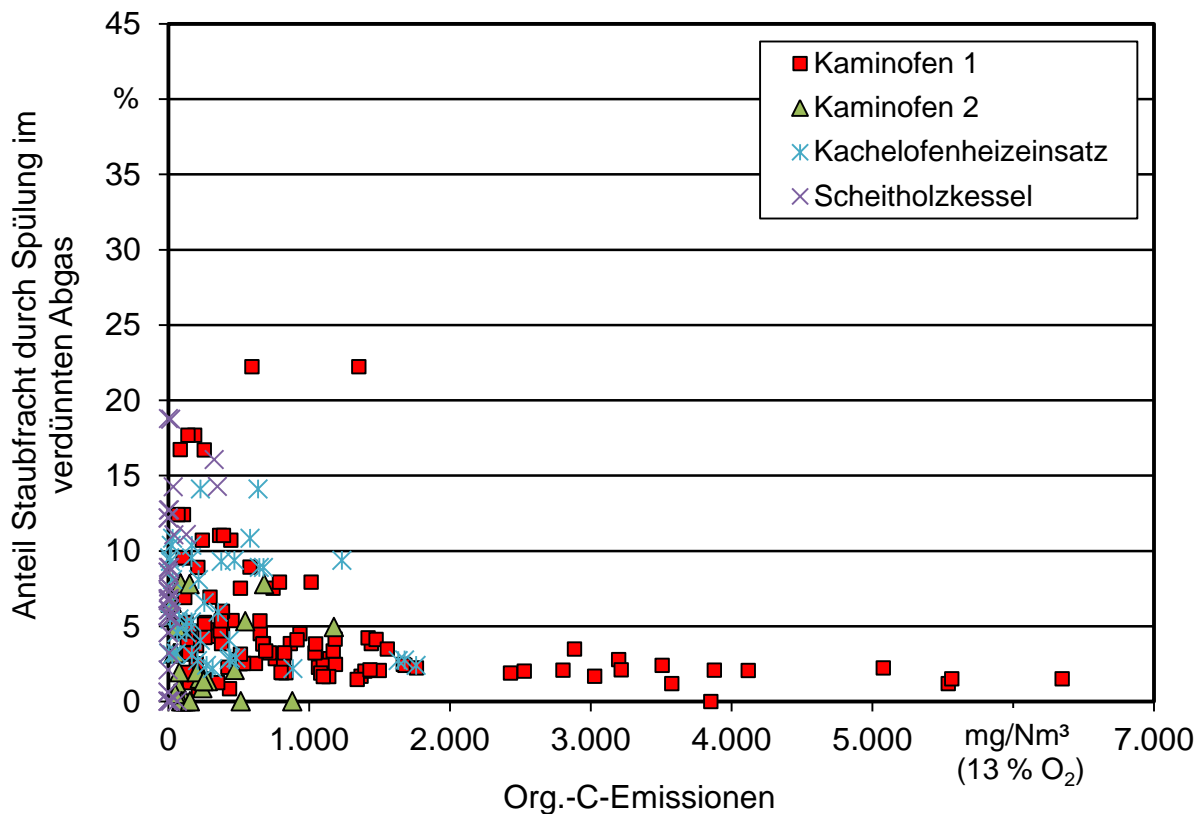


Abbildung 36: Anteil der durch Spülung der Probenahmesonde gewonnenen Gesamtstaubfracht im verdünnten Abgas. Auswertung von 227 Messungen im verdünnten Abgas unter Verwendung aller vier Feuerungen mit z. T. unterschiedlichen Brennstoffen

3.3 Einfluss der Auswertemethoden auf die gasförmigen Emissionen

3.3.1 Einfluss der Datenauswertung auf die gasförmigen Emissionen

Für die Vergleichbarkeit von Messwerten untereinander ist eine Normierung der Emissionen auf 13 % Sauerstoff vorgesehen. Dafür stehen verschiedene Berechnungswege zur Verfügung. Entweder werden die kontinuierlich erfassten Schadstoffe einzeln normiert und danach gemittelt (Einzelwertnormierung) oder erst gemittelt und anschließend normiert (Mittelwertnormierung). Bei der Mittelwertnormierung kann ggf. noch eine Volumenstromwichtung der Schadstoffe für die Berücksichtigung von unterschiedlichen Lastzuständen erfolgen.

Die Mittelwertnormierung nach EN 13240 erfolgt unter Verwendung der Mittelwerte aller CO-Daten über den betrachteten Versuchszeitraum. Beispielsweise für CO wird dabei die nachstehende Formel verwendet (nach [9]):

$$CO = CO_{\text{Mittelwert}} \times \text{Sauerstofffaktor}_{\text{Mittelwert}}$$

Der in der Gleichung enthaltene Sauerstofffaktor berechnet sich bei einem Bezugs-Sauerstoffgehalt von 13 Vol.-% unter Verwendung des mittleren Sauerstoffgehaltes über den Versuchszeitraum gemäß:

$$\text{Sauerstofffaktor} = \frac{21\% - 13\%}{21\% - \text{Sauerstoffgehalt}}$$

Wird nun für eine verbesserte Berücksichtigung der Dynamik während der Verbrennungsprozesse der trockene Abgasvolumenstrom ($\dot{V}(t)$) berücksichtigt und die erzielten Messwerte mit diesen verrechnet, so ist folgende Gleichung nach Nussbaumer [29] anzuwenden:

$$CO = \frac{\int \dot{V}(t) \times CO(t) dt}{\int \dot{V}(t) dt} \times \frac{21\% - 13\%}{21\% - \frac{\int \dot{V}(t) \times O_2(t) dt}{\int \dot{V}(t) dt}}$$

Eine Volumenstromwichtung setzt jedoch eine zuverlässige und kontinuierliche Erfassung des Volumenstroms bzw. der zugrundeliegenden Abgasgeschwindigkeit voraus. An der Geschwindigkeitsmessstelle ist ebenso die Abgastemperatur zu bestimmen. Die Abgaszusammensetzung ist aus den Daten der Gasanalyse bekannt.

Bei einer Einzelwertnormierung werden die Messwerte (d. h. Messdaten für jeweils 20 Sekunden) sofort auf 13 % O₂ bezogen und anschließend erst der Mittelwert über den Messzeitraum gebildet:

$$CO = \text{Mittelwert} (CO_{\text{Einzelwert}} \times \text{Sauerstofffaktor}_{\text{Einzelwert}})$$

Die Ergebnisse aus einer Mittelwertnormierung und Einzelwertnormierung fallen unterschiedlich aus, weil die Schadstoffkonzentrationen mit dem Luftüberschuss korreliert sind [29].

Alle drei Berechnungsmethoden wurden für 24 Messreihen beispielhaft am Kaminofen 2 (Fireplace Santa Fe) mit jeweils 1,6 kg Brennstoffmasse je Auflage durchgeführt. Für diesen Vergleich wurden stets ganze Abbrände betrachtet, welche nach der Brennstoffauflage begannen und beim Erreichen von 4 % Restmasse des aufgelegten Brennstoffes beendet wurden. Somit findet auch die Phase des flammenlosen Ausbrandes Berücksichtigung bei der Auswertung.

In Abbildung 37 zeigt sich, dass eine Auswertung mit Volumenstromwichtung bei Kleinf Feuerungsanlagen in etwa vergleichbare Ergebnisse liefert, wie die Auswertung mit Mittelwertnormierung. Hier wirkt sich aus, dass die untersuchten Einzelraumfeuerungen nicht im Naturzug betrieben wurden, sondern bei konstant geregelten Zugbedingungen nur eine geringe Dynamik der Abgasgeschwindigkeiten aufwiesen. Außerdem wurde die Anheizphase mit ihren üblicherweise geringen Volumenströmen nicht in die Auswertungen einbezogen.

Deutlich höhere CO-Emissionen erhält man jedoch, wenn die Messwerte einzeln auf 13 Vol.-% Sauerstoff normiert und anschließend erst gemittelt werden. Die Erhöhung durch die Einzelwertnormierung wird vorrangig durch den flammenlosen Ausbrand bestimmt, da während dieser Phase hohe CO-Gehalte emittiert werden bei vergleichsweise

hohen Sauerstoffgehalten im Abgas und diese Werte zunächst multipliziert werden, ehe ein Mittelwert errechnet wird.

Da bei der Mittelwertnormierung mit und ohne Volumenstromwichtung nahezu identische Messergebnisse erzielt werden, basieren die im Folgenden aufgezeigten Messergebnisse stets auf die Mittelwertnormierung ohne Volumenstromwichtung. Eine Einzelwertnormierung der Messergebnisse erfolgt nicht.

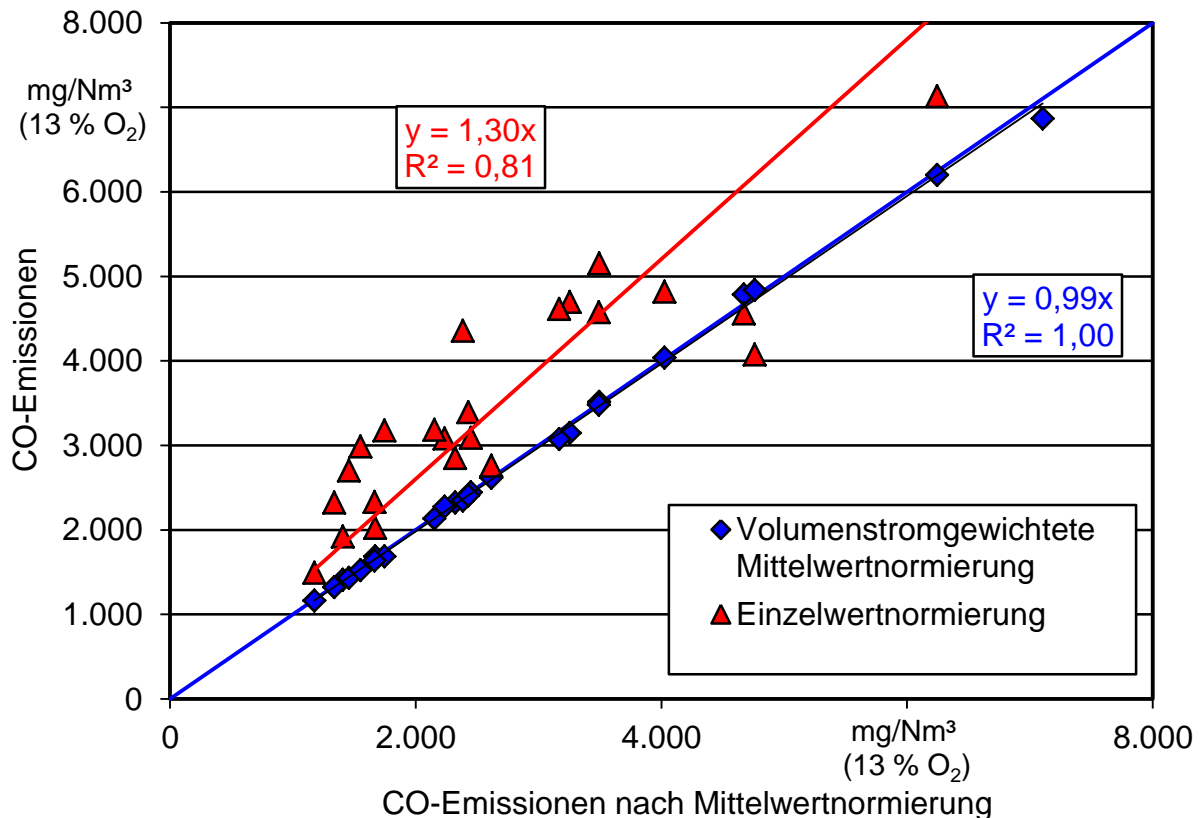


Abbildung 37: Einfluss der Datenauswertung auf die ermittelten CO-Konzentrationen im unverdünnten Abgas bei der Betrachtung ganzer Abbrände. Feuerung: Kaminofen 2 Fireplace Santa Fe, Brennstoffmasse ca. 1,6 kg, diverse Brennstoffarten

3.3.2 Einfluss der Definition eines Abbrandes auf die gasförmigen Emissionen

Bei einem Kaminofen oder Kachelofenheizeinsatz mit Chargenabbrand ändert sich der Verbrennungszustand im Feuerraum und damit die Abgaszusammensetzungen kontinuierlich. Daher kann durch Festlegung der Abbranddauer ein entscheidender Einfluss auf das Ergebnis von Emissionsmessungen ausgeübt werden. Beispielhaft für die Abbrandchwankungen sind in Abbildung 38 die zeitlichen Verläufe beim Kohlenmonoxid und bei den organischen Kohlenwasserstoffen für jeweils drei aufeinanderfolgende Abbrände einer Verbrennung von Buchenholz im Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12 dargestellt. Direkt nach der Brennstoffauflage zeigt sich ein starker Anstieg der CO- und org.-C-Emissionen, ehe diese nach 5 bis 10 Minuten wieder deutlich sinken. Anschließend ver-

harren die Messwerte beider Schadstoffkomponenten bis zum Erlöschen der Flamme auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau. Danach steigt vor allem die CO-Konzentration stark an, während org.-C nur geringfügig zunimmt. Erfahrungsgemäß wird der Großteil des Staubes innerhalb der ersten 5 bis 10 Minuten nach der Brennstoffauflage emittiert und nimmt anschließend ab [24]. Bei der Gesamtstaubbestimmung sind daher vor allem die ersten Minuten von entscheidender Bedeutung, um einen Abbrand hinreichend genau zu charakterisieren. Jedoch werden beispielsweise nach DIN CEN/TS 15883 die ersten drei Minuten nach der Brennstoffauflage bei der Gesamtstaubbestimmung nicht berücksichtigt, ebenso wird die Staubbemessung nach bereits 30 Minuten Messzeit beendet [12].

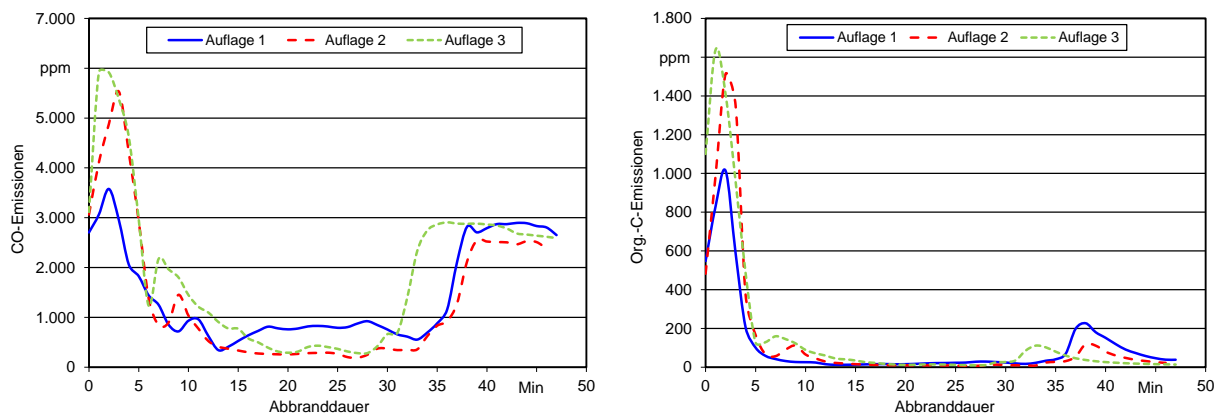


Abbildung 38: Zeitliche Verläufe von Kohlenmonoxid und organischen Kohlenwasserstoffen über drei aufeinanderfolgende Abbrände (ohne Anheizen). Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buchenscheite ohne Rinde

In diesem Abschnitt sollen die Auswirkungen auf die erzielten Messergebnisse für CO und org.-C in Abhängigkeit von der Messdauer untersucht werden. Es werden zwei Auswertevarianten dargestellt:

Gesamter Abbrand. Diese Variante entspricht dem für diesen Bericht gewählten Standardfall. Hier wird ein gesamter Abbrand, beginnend direkt nach der Brennstoffauflage mit dem sofortigen Schließen der Feuerraumtür bis zum Erreichen von 4 % Restmasse des aufgelegten Brennstoffes ausgewertet.

Abbrand bis Flamme aus. Ist keine Abbrandwaage zur Bestimmung der Brennstoffmasse im Feuerraum vorhanden, so wird in einigen Fällen die Messung zum Zeitpunkt mit dem sichtbaren Erlöschen der Flammen beendet, wobei aber der danach normalerweise eintretende Wiederanstieg der CO-Konzentration nicht mehr mit erfasst wird.

Abbildung 39 stellt die Ergebnisse für die CO-Emissionen aus beiden genannten Auswertevarianten am Beispiel der in Abbildung 38 gezeigten Abbrandfolge gegenüber. Die höchsten CO-Emissionen mit 1.466 bis 2.152 mg/Nm³ werden stets bei der Berücksichti-

gung eines gesamten Abbrandes ermittelt. Wenn auf die Abbrandphase nach dem Erlöschen der sichtbaren gelben Flammen verzichtet wird, ist der gemessene CO-Wert deutlich niedriger, da hier der Wiederanstieg der CO-Emission mit dem flammenlosen Kohleabbrand komplett ausgeblendet ist.

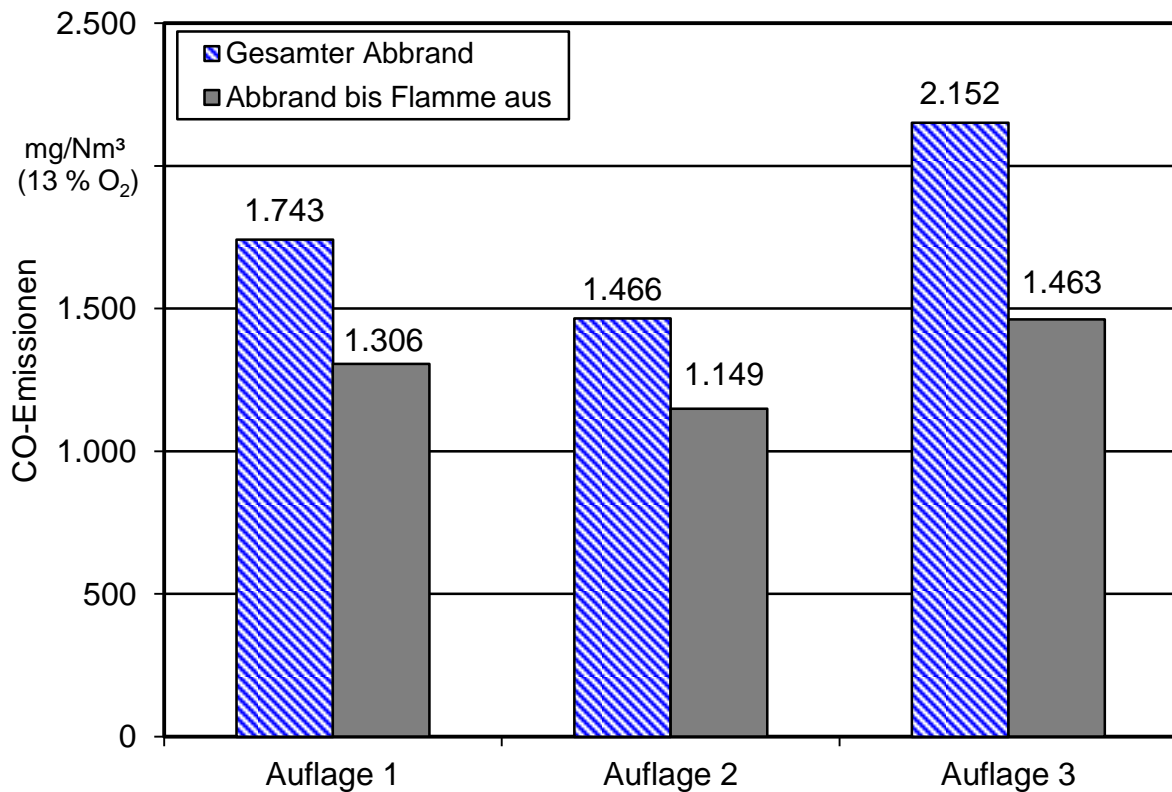


Abbildung 39: Einfluss der Messdauer auf die CO-Emissionen. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buchenscheite ohne Rinde mit 1,6 kg

Für die Emissionen der freigesetzten organischen Kohlenwasserstoffe zeigen sich ähnliche Abhängigkeiten, siehe Abbildung 40. Hierbei spielt der flammenlose Ausbrand jedoch eine untergeordnete Rolle, da zu diesem Zeitpunkt kaum organische Kohlenwasserstoffe emittiert werden.

Sollen nun Ergebnisse aus verschiedenen Einzelraumfeuerungen miteinander verglichen werden, so ist die Wahl des Messzeitraumes stets anzugeben, um die erzielten Messwerte besser einordnen zu können.

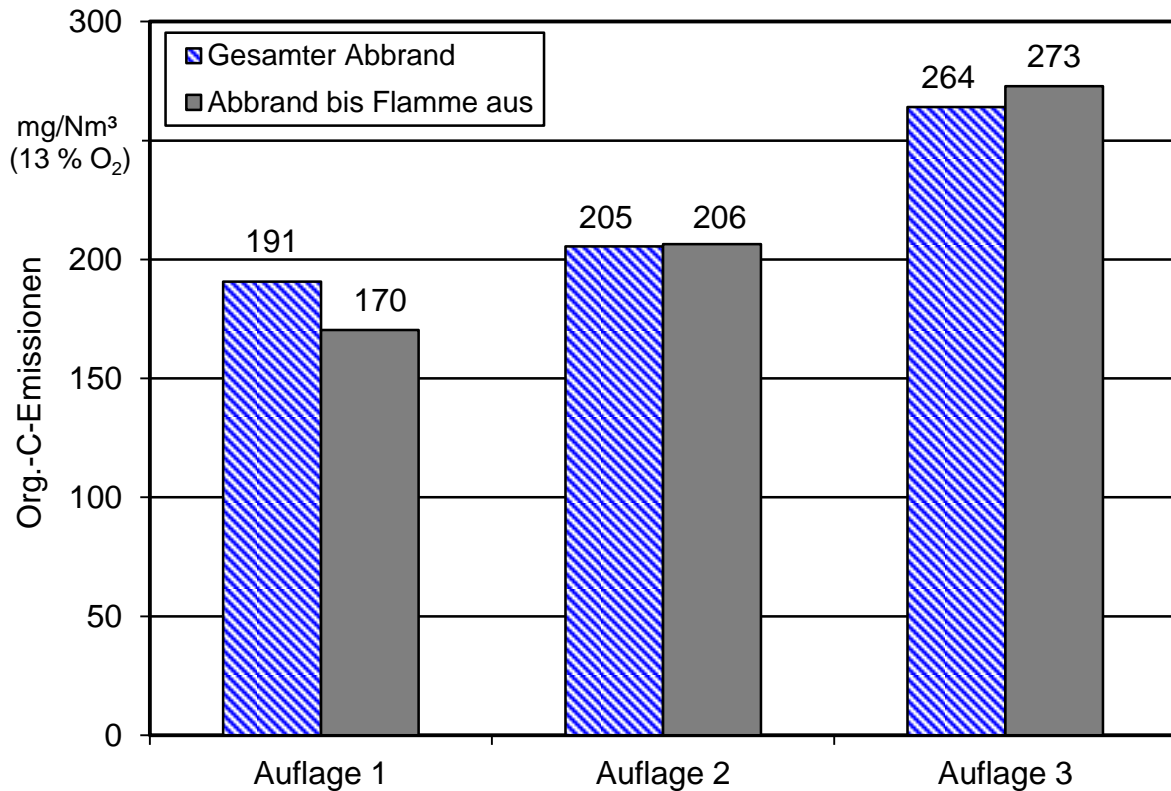


Abbildung 40: Einfluss der Messdauer auf die Kohlenwasserstoffemissionen. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buchenscheite ohne Rinde mit 1,6 kg

Für die Partikelemissionen ist der Vergleich dieser beiden Messvarianten nicht darstellbar, weil es sich bei der Staubbestimmung um ein diskontinuierliches Messverfahren handelt. Hierfür wäre eine zweifache Staubbestimmung erforderlich gewesen.

3.4 Einfluss des Versuchsaufbaus auf die Messergebnisse

Auch der Versuchsaufbau und die Messstrecke können einen Einfluss auf die erzielten Ergebnisse ausüben. Für eine entsprechende Bewertung wurde der Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12 zunächst unter geregelten Zugbedingungen betrieben und anschließend an einen Naturzugschornstein angeschlossen, siehe Abbildung 8 bzw. Abbildung 9. Neben den gasförmigen Abgasbestandteilen können auch die Staubemissionen (im unverdünnten Abgas) miteinander verglichen werden.

Beim Versuchsaufbau mit geregelten Zugbedingungen konnte der Förderdruck am Kaminofen konstant bei -12 Pa über den gesamten Abbrand gehalten werden. Am Naturzugschornstein erfolgte die Einstellung des Förderdrucks am Kaminofen auf ca. -12 Pa (Messstelle p_1 in Abbildung 9) mit der integrierten Drosselklappe nach dem Anheizen und wurde während der Messungen nicht erneut angepasst. Im Verlauf eines Abbrandes

kam es somit zu den üblichen geringfügigen natürlichen Schwankungen des Förderdrucks. In allen Vergleichsmessungen kam Buchenholz ohne Rinde in Normscheitform zum Einsatz. Die Größe der Kanthölzer unter Beibehaltung einer vergleichbaren Auflegemasse bzw. die Nachlegemasse bei gleichbleibender Kantholzgröße wurden variiert, siehe Abbildung 41 und Abbildung 42.

Bezüglich der optimalen Scheitgröße zeigen sich mit beiden versuchsmethodischen Varianten die gleichen Tendenzen, denn das Optimum liegt bei der mittleren Kantenlänge von 7 x 7 cm, siehe Abbildung 41. Bei kleinen Scheiten verläuft die Gasbildung anfangs zu intensiv, was den Anstieg der Emissionen erklärt.

Gleichzeitig werden aber auch Unterschiede bei den eingesetzten Abgasmessstrecken deutlich. Beim Einsatz der konstanten Schornsteinzugregelung fallen die gasförmigen Emissionen und Gesamtstaubemissionen insgesamt höher aus (vgl. die ersten drei Wertepaare). Beispielsweise wurden bei der Scheitgröße 7 x 7 cm mit Schornsteinzugregelung 3.177 mg/Nm³ CO emittiert, während am Naturzugkamin lediglich 1.974 mg/Nm³ CO gemessen wurden. Analog dazu wurden die gleichen Änderungen auch für org.-C und für Gesamtstaub festgestellt.

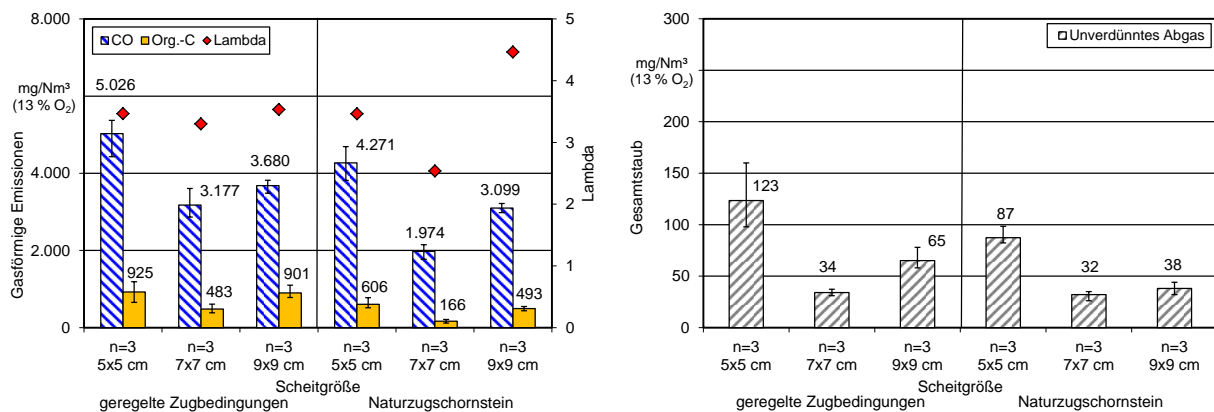


Abbildung 41: Einfluss der gewählten Abgasmessstrecke bei drei verschiedenen Scheitgrößen auf die gasförmigen Emissionen sowie die Gesamtstaubemission im unverdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueLine Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Nachlegemasse von 2,4 kg (n = Anzahl der Messungen)

Bei der zweiten Versuchsserie (d. h. Variation der Nachlegemasse mit 7 x 7 cm Kanthölzern aus Buche) zeigten sich die gleichen Tendenzen, siehe Abbildung 42. Deutlich höhere Emissionswerte traten auch hier in den Versuchen an der Messstrecke mit Schornsteinzugregelung auf.

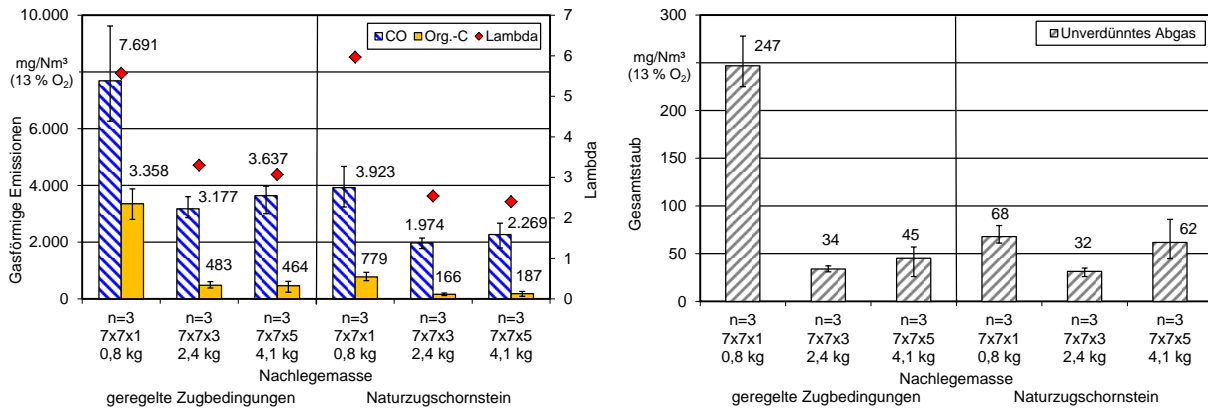


Abbildung 42: Einfluss der gewählten Abgasmessstrecke bei drei verschiedenen Nachlegemassen auf die gasförmigen Emissionen sowie die Gesamtstaubemission im unverdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde (n = Anzahl der Messungen)

Die Vergleichsmessungen wurden auch mit dem Kaminofen 2 (Fireplace Santa Fe) durchgeführt. Diese Messungen bestätigen den gezeigten Trend und legen nahe, dass die Zugbedingungen einen wesentlichen Einfluss ausüben. Daher sollten für Vergleiche von Feuerungen untereinander stets die gleichen Versuchsaufbauten eingesetzt werden. Für die im folgenden Kapitel 4 aufgezeigten Ergebnisse wurde einheitlich die zuggeregelte Aufbauvariante (Messstrecken mit Verdünnungstunnel) eingesetzt. Lediglich für die in Abschnitt 4.1.9 vorgestellten Ergebnisse zu den Regelungsversuchen am Kaminofen 1 kam der Naturzugschornstein zum Einsatz.

4 Ergebnisse der Feuerungsversuche

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse aus den Feuerungsversuchen an vier untersuchten Feuerungsanlagen vorgestellt. Es werden Einflussmöglichkeiten des Nutzers und brennstoffbedingte Einflüsse auf die Emissionen vorgestellt und diskutiert.

4.1 Messungen am Kaminofen 1

Am Kaminofen 1 als Vertreter der mittleren Preiskategorie wurde der Großteil der Messungen durchgeführt. Dabei waren Parameter wie Brennstoffart, Aschegehalt, Scheitgröße, Nachlegemasse, Nachlegezeitpunkt, Wassergehalt bei Fichten- und Buchenholz sowie die unterschiedlichen Brennstoffarten von Interesse. Ebenso sollen die Verbrennungseigenschaften von Holz- und reinen Rindenbriketts mit denen von klassischem Scheitholz verglichen werden.

4.1.1 Einfluss der Brennstoffart und des Aschegehaltes

Für den Vergleich zwischen Buchen- und Fichtenscheitholz ohne bzw. mit Rinde wurden jeweils 1,6 kg Brennstoff zu je drei Scheiten gleicher Masse aufgelegt. Wie Abbildung 43 zeigt, verursacht die Verbrennung von Buchenscheitholz geringere Emissionen als Fichtenholz. Der erhöhte Aschegehalt beider Brennstoffe durch die anhaftende Rinde führt zu deutlich höheren Emissionen. So steigen für Fichtenholz die CO-Emissionen von 3.238 auf 5.234 mg/Nm³ und die organischen Kohlenwasserstoffemissionen (org.-C) verdreifachen sich. Im Vergleich dazu steigen die CO-Emissionen bei Buche mit Rinde nicht an, jedoch ist ein Mehrbefund bei den Kohlenwasserstoffen und den Staubkonzentrationen im unverdünnten und verdünnten Abgas festzustellen.

Lediglich für die Variante mit Buchenholz ohne Rinde konnten die Anforderungen der 1. Stufe der 1. BImSchV mit dem Kaminofen 1 erfüllt werden. Bei der Verbrennung von Fichtenholz lagen die CO-Emissionen bereits deutlich über 2.000 mg/Nm³. Im Gegensatz dazu waren aber in anderen Untersuchungen kaum Unterschiede zwischen den Brennstoffarten festgestellt worden [13].

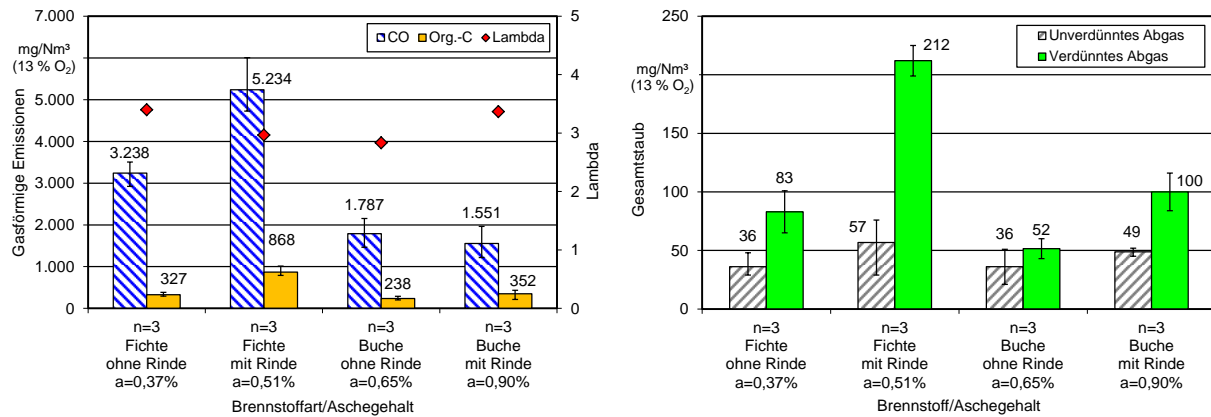


Abbildung 43: Einfluss der Brennstoffart und des Aschegehaltes (a) auf die gasförmigen Emissionen sowie die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Nachlegemasse: 1,6 kg mit insgesamt drei Scheiten, Wassergehalt: 14,3 – 16,3 %, Scheitlänge: 25 cm (n = Anzahl der Messungen)

Bezüglich der Abbranddauer der verschiedenen Brennstoffe gibt es kaum Unterschiede, wenn wie hier die gleiche Brennstoffmasse je Abbrand eingesetzt wird, siehe Tabelle 16. Der auf den Messzeitraum bezogene feuerungstechnische Wirkungsgrad liegt zwischen 71,2 und 75,6 %, wobei der höchste Wirkungsgrad den Verbrennungsversuchen mit Buche ohne Rinde zuzuordnen ist. Somit schneidet diese Variante bezüglich des Emissionsverhaltens und der Ausnutzung der im Brennstoff enthaltenen Energie am besten ab.

Tabelle 16: Zusammenstellung der sonstigen Messwerte für die Versuche am Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12 mit zwei Brennstoffarten und unterschiedlichen Aschegehalten

Brennstoffart/Aschegehalt	Wassergehalt %	Abbranddauer Min	Wärmeleistung kW	Feuerungstechn. Wirkungsgrad %	Abgas-temperatur °C	O ₂ Vol.-%	NO _x CH ₄	
							mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
Fichte ohne Rinde (a = 0,37 %)	14,7	52	7,9	72,0	263	14,3	113	164
Fichte mit Rinde (a = 0,51 %)	16,4	47	7,4	72,2	259	14,5	153	382
Buche ohne Rinde (a = 0,65 %)	14,3	45	8,8	75,6	284	12,5	117	92
Buche mit Rinde (a = 0,90 %)	16,7	47	8,1	71,2	281	14,3	159	131

4.1.2 Einfluss der Aufbereitungsform

Für die Untersuchung des Einflusses der Aufbereitungsform wurde ausschließlich Fichtenholz ohne Rinde verwendet. Zwischen den Formen Scheitholz und Normscheit (Kantlänge von 7 x 7 cm) sind keine nennenswerten Unterschiede im Emissionsverhalten in Abbildung 44 festzustellen (vgl. hierzu auch Kapitel 3.1). Auffällig ist aber, dass die ca. 10 cm dicken und ungespaltenen Fichtenrundlinge zu den höchsten Emissionen führen. Hier ist beim definierten Versuchende (d. h. beim Erreichen von 4 % Restmasse im Feuerraum) noch vergleichsweise viel von der ursprünglichen Holzstruktur im Brennraum erkennbar, so dass ein wenig kompaktes, raues und inhomogenes Glutbett vorliegt. Bei einer Verringerung des Durchmessers auf ca. 7 cm der ungespaltenen Rundlinge ohne Rinde (jetzt gleiche Scheitlänge wie Kantholz und Scheitholz von ca. 25 cm) ist aber eine deutliche Verringerung der Emissionen erkennbar. Daraus lässt sich die Forderung ableiten, dass dickere Rundlinge vor deren Verwendung gespalten werden sollten. Gleichzeitig verkürzt sich dadurch auch die Trocknungszeit der gespaltenen Scheite. In allen vier Fällen war ein sehr ähnlicher Wassergehalt von 13,5 bis 14,7 % im Brennstoff enthalten, siehe Tabelle 17.

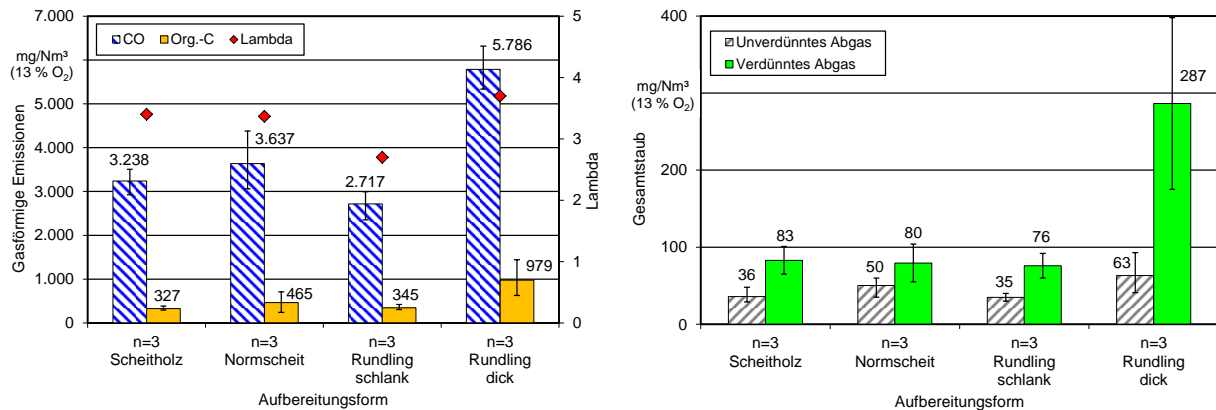


Abbildung 44: Einfluss der Aufbereitungsform von rindenloser Fichte auf die gasförmigen Emissionen sowie die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoffmenge: 1,6 kg aus je drei „Scheiten“, Wassergehalt: 13,5 – 14,5 % (n = Anzahl der Messungen)

Tabelle 17: Zusammenstellung der sonstigen Messergebnisse bei unterschiedlicher Aufbereitungsform von Fichtenholz ohne Rinde. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoffmenge: 1,6 kg aus je drei „Scheiten“

Aufberei- tungsform	Wasser- gehalt %	Ab- brand- dauer Min	Wärme- leistung kW	Feuerungs- techn. Wir- kungsgrad %	Abgas- tempera- tur °C	O ₂ Vol.-%	NO _x CH ₄	
							mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
Scheitholz	14,7	52	7,9	72,0	263	14,3	113	164
Normscheit	14,5	50	9,1	71,8	258	14,5	105	227
Rundling schlank	14,0	50	7,9	74,4	273	13,5	95	150
Rundling dick	13,5	68	6,1	69,6	230	15,6	137	384

4.1.3 Einfluss der Scheitgröße

Der Einfluss der Scheitgröße war ebenfalls bereits in einer früheren Untersuchung am TFZ untersucht worden (vgl. [13]) wobei festgestellt wurde, dass große Scheite zu vergleichsweise hohen Emissionen führen. Jedoch war in einem anderen Bericht [13] lediglich ein großes Scheit mit der Masse von 1,4 kg mit 4 kleinen Scheiten von insgesamt gleicher Masse verglichen worden. Wie in Abschnitt 4.1.4 noch gezeigt wird, ist das Nachlegen einzelner Scheite aber wegen überhöhter Emissionen nicht zu empfehlen.

Im vorliegenden Fall wurde die Scheitgröße mit feineren Abstufungen (mit Buchenholz ohne Rinde) untersucht, wobei die Nachlegemasse konstant blieb. Kleine Scheite weisen

aufgrund der großen Oberfläche eine rasche Wärmeabgabe und kürzere Abbranddauer auf, wohingegen sich das Nachlegeintervall bei Verwendung größerer Scheite verlängert und die Leistung sich verringert. Abbildung 45 zeigt, dass kleine Kanthölzer, hier mit 5 x 5 cm Kantenlänge, zu den höchsten Emissionen führen, da die Verbrennung sehr intensiv abläuft und folglich die Verweilzeit der freigesetzten Gase im Brennraum gering ist. Außerdem deutet der geringere O_2 -Gehalt auf phasenweisen Sauerstoffmangel hin, siehe Tabelle 18. Damit lässt sich auch der deutliche CO-Anstieg auf bis zu 5.000 mg/Nm³ bei den kleineren Kanthölzern erklären. Ein ähnlicher Emissionsanstieg bei der Verwendung von kleinen Scheiten wurde auch bei Tissari et al. (2009) festgestellt [35]. Bei der mittleren Kantenlänge von 7 x 7 cm zeigt sich ein Optimum bezüglich der gasförmigen Emissionen aber auch beim Gesamtstaubausstoß dieses Kaminofens.

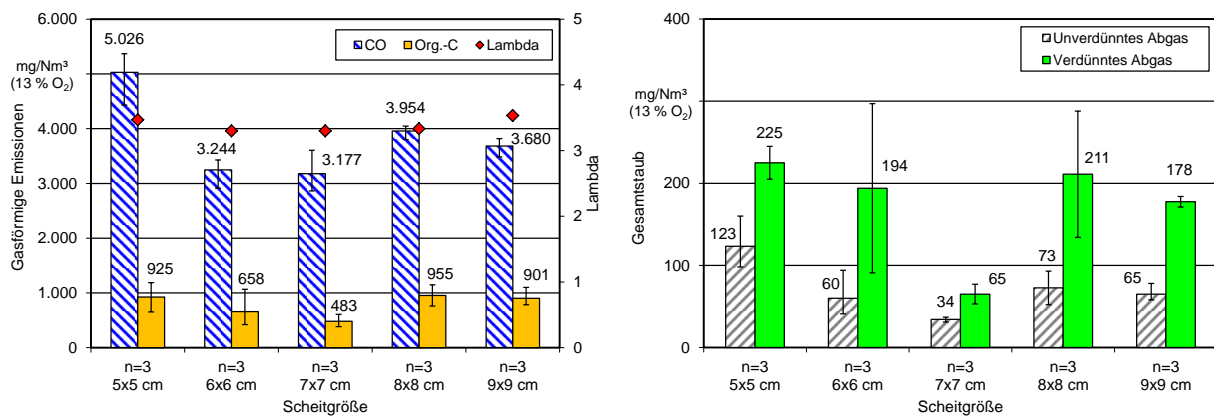


Abbildung 45: Einfluss der Scheitgröße auf die gasförmigen Emissionen sowie die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen Buderus 1 blueLine Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Brennstoffmasse: 2,5 kg, Wassergehalt: 15 - 16 %, Länge der Scheite für konstante Brennstoffmasse angepasst (n = Anzahl der Messungen)

Die Scheitdicke, d. h. hier die Kantenlängen des Querschnitts, beeinflusst nicht nur die Emissionen, sondern auch die Abbranddauer und die Abgastemperaturen eines Abbrandes, siehe Tabelle 18. Die kleinste Kantenlänge führt aufgrund der bei kleinen Scheiten intensiveren Verbrennung zu den höchsten mittleren Abgastemperaturen über einen gesamten Abbrand. Gleichzeitig fällt die mittlere Abbranddauer geringer aus als bei der größten Kantenlänge von 9 x 9 cm. Dennoch ist der feuerungstechnische Wirkungsgrad mit 70,4 bis 73,1 % relativ einheitlich, siehe Tabelle 18, fällt aber bei den größeren Scheiten erwartungsgemäß, wie schon bei den großen Rundlingen ab, siehe Tabelle 17.

Tabelle 18: Zusammenstellung der sonstigen Messergebnisse bei unterschiedlichen Scheitgrößen von Buchenholz ohne Rinde. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoffmasse: 2,5 kg

Scheitgröße	Wasser-	Ab-	Wärme-	Feuerungs-	Abgas-	O ₂	NO _x	CH ₄
	gehalt	brand-	leistung	techn. Wir-	tempera-			
	%	Min	kW	grad	tur	Vol.-%	mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
5 x 5 cm	15,5	66	9,1	72,4	278	13,3	130	365
6 x 6 cm	15,0	73	8,6	73,1	262	14,0	135	291
7 x 7 cm	15,7	82	7,5	72,9	254	14,2	140	190
8 x 8 cm	15,4	83	7,1	71,4	244	14,9	138	365
9 x 9 cm	16,2	81	7,4	70,4	249	15,2	128	392

4.1.4 Einfluss der Nachlegemasse bei zwei verschiedenen Scheitgrößen

Die nachgelegte Brennstoffmasse wird vom Nutzer beeinflusst. In der Praxis wird bei handbeschickten Einzelraumfeuerungen der Brennraum häufig überladen, um den Abstand zwischen den Brennstoffauflagen zu verlängern. Im Versuch wurde dies durch eine unterschiedliche Anzahl von Kanthölzern mit einheitlicher Scheitgröße erreicht. Auch das Nachlegen von nur einem einzigen Scheit, für beispielsweise den Gluterhalt, wurde so untersucht. Die Variation der Nachlegemasse wurde sowohl mit Scheitgrößen von 5 x 5 cm als auch mit 7 x 7 cm durchgeführt.

Die Verbrennung eines einzelnen Kantholzes mit der Kantenlänge 5 x 5 cm führt zu deutlich erhöhten Emissionen von 4.002 mg/Nm³ CO sowie 869 mg/Nm³ org.-C und Gesamtstaubemissionen von 190 mg/Nm³ im unverdünnten und 312 mg/Nm³ im verdünnten Abgas, siehe Abbildung 46.

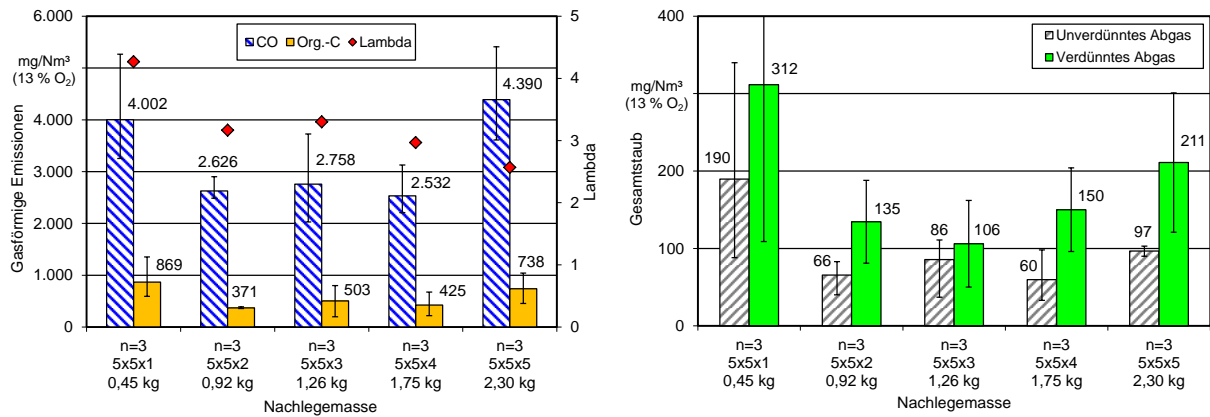


Abbildung 46: Einfluss der Nachlegemenge auf die gasförmigen und staubförmigen Emissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas bei einer Kantenlänge von 5 x 5 x 25 cm. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Wassergehalt: ca. 14,5 %; Anzahl der Scheite (1 bis 5) und somit Brennstoffmasse steigend (n = Anzahl der Messungen)

Die geringste Brennstoffmasse von 0,45 kg entspricht dabei lediglich 17,3 % der maximal vom Hersteller empfohlenen Brennstoffauflage von 2,6 kg. Bereits das Nachlegen von zwei Kanthölzern mit einer Masse von 0,92 kg verbessert das Emissionsverhalten deutlich, da hier schon ausreichende Reaktionstemperaturen im Feuerraum erreicht werden, was an den um 44 K höheren Abgastemperaturen abzulesen ist, siehe Tabelle 19. Gleichzeitig verlängert sich das Nachlegeintervall von 26 auf 32 Minuten. Das Optimum bezüglich Emissionen liegt bei drei Scheiten der Kantenlänge 5 x 5 cm, welche alle einen direkten Kontakt mit dem Glutbett hatten. Bei den beiden letzten Stufen wurden die zusätzlichen Scheite diagonal auf die darunter befindlichen Normscheite gelegt. Dennoch liegt auch hier die aufgelegte Brennstoffmasse noch unterhalb der maximal vom Hersteller empfohlenen Menge.

Mit zunehmender Nachlegemasse verlängert sich die Abbranddauer und die Wärmeleistung steigt für die untersuchten Varianten von 4,1 auf 10,8 kW, siehe Tabelle 19.

Tabelle 19: Zusammenstellung der sonstigen Messergebnisse bei unterschiedlicher Nachlegemasse von Buchenholz ohne Rinde. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Scheitgröße: 5 x 5 x 25 cm

Nachlegemasse	Wassergehalt %	Abbranddauer Min	Wärmeleistung kW	Feuerungstechn. Wirkungsgrad %	Abgas-temperatur °C	O ₂ Vol.-%	NO _x CH ₄	
							mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
5 x 5 x 1 0,45 kg	14,3	26	4,1	69,0	207	16,6	159	278
5 x 5 x 2 0,92 kg	14,3	32	6,5	74,8	251	13,8	122	174
5 x 5 x 3 1,26 kg	14,3	43	6,6	74,3	252	13,9	128	211
5 x 5 x 4 1,75 kg	14,3	47	8,7	75,0	287	12,6	117	141
5 x 5 x 5 2,30 kg	14,9	55	10,8	74,6	318	11,2	117	287

Bezüglich der Emissionen liegt bei dieser geringen Scheitgröße das Optimum bei drei bis vier Kanthölzern (Scheite) der Kantenlänge 5 x 5 cm, was einer 48,5- bzw. 67-prozentigen Auslastung des Kaminofens entspricht. Bei der hier gewählten maximalen Nachlegemenge mit fünf Kanthölzern ist ein Anstieg der Emissionen sichtbar.

Im Gegensatz zu den kleinen Kanthölzern (5 x 5 cm) wurde mit den größeren Kanthölzern (7 x 7 cm) für die Versuchsvarianten mit 4 und 5 Scheiten eine deutliche Überladung des Kaminofens bewirkt. Außerdem ist zu beobachten, dass – analog zu den Messungen an kleinen Scheiten – die Verbrennung eines einzelnen Scheites zu den höchsten Emissionen führt. Bei der Verbrennung von nur einem einzelnen Scheit ist die Scheitgröße ebenfalls wichtig, das größere Scheit verursacht hier im Vergleich zum kleineren (5 x 5 cm) etwa doppelt so hohe CO-Emissionen (7.691 mg/Nm³) und bei den organischen Kohlenwasserstoffen kommt es sogar zu einer Vervielfachung (3.358 mg/Nm³). Das zeigt der Vergleich von Abbildung 46 und Abbildung 47 (jeweils erste Messvariante). Der mit einem großen Einzelscheit gemessene, deutlich höhere Anteil an organischen Kohlenwasserstoffen ist auch der Grund für die Verdreifachung der im verdünnten Abgas gemessenen Staubkonzentration, die einen seltenen Spitzenwert von 929 mg/Nm³ erreicht, wohingegen im unverdünnten Abgas die Wirkung noch relativ gering ist.

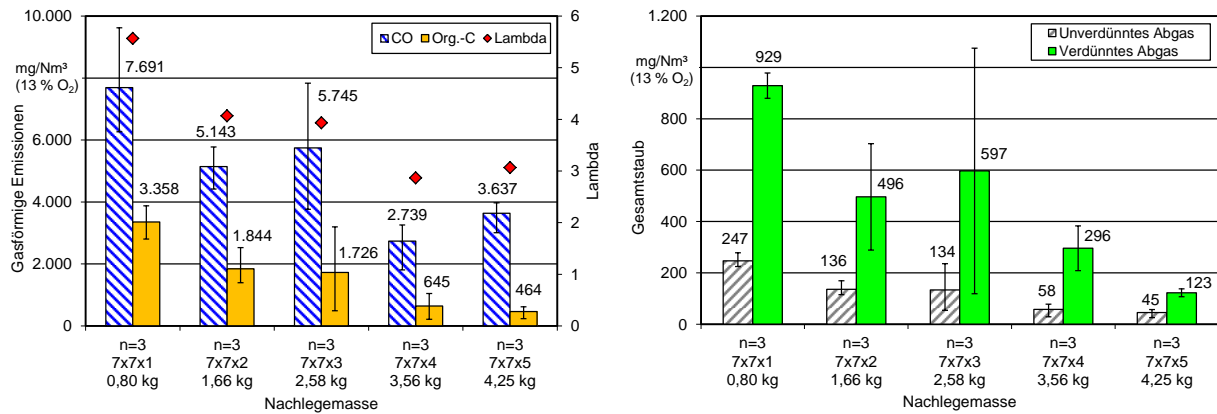


Abbildung 47: Einfluss der Nachlegemenge auf die gasförmigen und staubförmigen Emissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas bei einer Kantenlänge von 7 x 7 x 25 cm. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Wassergehalt: ca. 16,2 %; Anzahl der Scheite (1 bis 5) und somit Brennstoffmasse steigend (n = Anzahl der Messungen)

In vielen Fällen verleitet ein großer Feuerraum zu einer Überladung des Kaminofens, was zu einer Verschlechterung der Emissionswerte führen kann. Jedoch lässt sich dieser Zusammenhang am Kaminofen 1 nicht bestätigen. Eine gezielte Brennraumüberladung mit 4,25 kg Buchenholz bewirkte hier sogar eine Reduzierung sowohl der organischen Kohlenwasserstoffe auf 464 mg/Nm³ als auch der Gesamtstaubemissionen auf 45 mg/Nm³ im unverdünnten und auf 123 mg/Nm³ im verdünnten Abgas, siehe Abbildung 47. Diese augenscheinliche Verbesserung der Verbrennungsbedingungen ist vermutlich auf das große Brennraumvolumen von 37 Litern zurückzuführen. Hinzu kommt die beobachtete Undichtheit des Kaminofens, sodass auch bei Überladung stets ausreichend Sauerstoff zugeführt wurde. Das zeigt auch der bei Überladung immer noch hohe Lambda-Wert von durchschnittlich 3,1. Die Abgastemperatur steigt erwartungsgemäß mit zunehmender Beladung, gleichzeitig verlängert sich die Abbranddauer deutlich von 35 auf 116 Minuten, siehe Tabelle 20.

Zunächst unerwartet erhöht sich der feuerungstechnische Wirkungsgrad mit der Beladung, obwohl die Abgastemperatur von 198 auf 292 °C steigt, siehe Tabelle 20. Für den Wärmeverlust über die Abgasverluste ist aber auch noch der Volumenstrom wichtig. Dessen Anstieg verlief jedoch offenbar nicht proportional zur zunehmenden Beladung, was durch die sinkenden Lambda-Werte angezeigt wird.

Tabelle 20: Zusammenstellung der sonstigen Messergebnisse bei unterschiedlicher Nachlegemasse von Buchenholz ohne Rinde. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Scheitgröße: 7 x 7 x 25 cm

Nachlegemasse	Wassergehalt %	Abbranddauer Min	Wärmeleistung kW	Feuerungstechn. Wirkungsgrad %	Abgas-temperatur °C	O ₂ Vol.-%	NO _x CH ₄	
							mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
7 x 7 x 1 0,80 kg	13,4	35	5,4	62,4	198	17,7	166	956
7 x 7 x 2 1,66 kg	16,1	62	6,3	70,2	240	15,4	155	763
7 x 7 x 3 2,58 kg	16,2	95	6,5	71,5	235	15,2	152	731
7 x 7 x 4 3,56 kg	16,2	96	8,9	74,0	288	13,0	132	206
7 x 7 x 5 4,25 kg	16,1	116	8,9	73,5	292	12,7	113	190

4.1.5 Einfluss des Nachlegezeitpunktes

Neben der Nachlegemasse wird auch der Nachlegezeitpunkt vom Nutzer bestimmt. Eine häufige Empfehlung ist es, mit dem Nachlegen bis zum Erlöschen der leuchtend gelben Flammen zu warten. In der hier durchgeführten Untersuchung sollte nun aber die Frage geklärt werden, ob ein noch späterer Zeitpunkt noch günstiger sein kann.

Für diese Vergleichsmessungen wurde durchgehend eine Auflagemasse von 2,4 kg Buchenholz ohne Rinde (als Normscheit) verwendet. In allen bisherigen Versuchen hatte der Standardnachlegezeitpunkt bei 4 % Restmasse des aufgelegten Brennstoffes gelegen. Der Zeitpunkt, zu dem diese Restmasse erreicht ist, wird im Folgenden mit "t3" bezeichnet. Für alle Standardversuche mit den drei Scheitgrößen (5 x 5 cm, 7 x 7 cm und 9 x 9 cm) wurde nun zudem der Zeitpunkt des Erlöschens der Flammen notiert („Flamme aus“). Er erhält die Bezeichnung "t1". Als weiterer Nachlegezeitpunkt wurde ein mittlerer Zeitpunkt zwischen dem Erlöschen der Flamme und der Standardvariante gewählt, er ist mit "t2" gekennzeichnet. Alle Zeitpunkte und die dazugehörigen Restmassen des aufgelegten Brennstoffs sind in Tabelle 21 zusammengestellt. Sie zeigt beispielsweise, dass bei Normscheiten mit einer Kantenlänge von 5 x 5 ein Erlöschen der gelben Flammen schon bei einer Restmasse von 16 % stattfindet, während dies bei den großen Normscheiten mit Kantenlängen von 9 x 9 cm erst bei 8 % Restmasse der Fall ist.

Tabelle 21: Gewählte Nachlegezeitpunkte für drei unterschiedliche Scheitgrößen für den Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12 (Auflage: 2,4 kg Buchenholz)

Zeitpunkt	Bezeichnung der Variante	Scheitgröße		
		5 x 5 cm	7 x 7 cm	9 x 9 cm
		Restmasse im Feuerraum bei		
t1	Flamme aus	16 %	12 %	8 %
t2	Mitte	10 %	8 %	6 %
t3	Standard	4 %	4 %	4 %

Durch die Wahl eines frühen Nachlegezeitpunktes kommt es von Auflage zu Auflage zu einer Zunahme der Glutbetthöhe und zum Anstieg der Abgastemperatur. Beim Nachlegen zum Standardzeitpunkt (t3) bleibt dagegen die Glutbetthöhe auf einem vergleichbaren Niveau, das gilt auch für die Abgastemperatur. Die Mittelwerte der Abgastemperaturen sind für die Scheitgröße 5 x 5 cm in Abbildung 48 dargestellt. Bei den großen Kanhölzern fällt der Temperaturanstieg beim Nachlegen zum Zeitpunkt des Erlöschens der gelben Flammen (t1) mit 30 K deutlich geringer aus (hier nicht gezeigt).

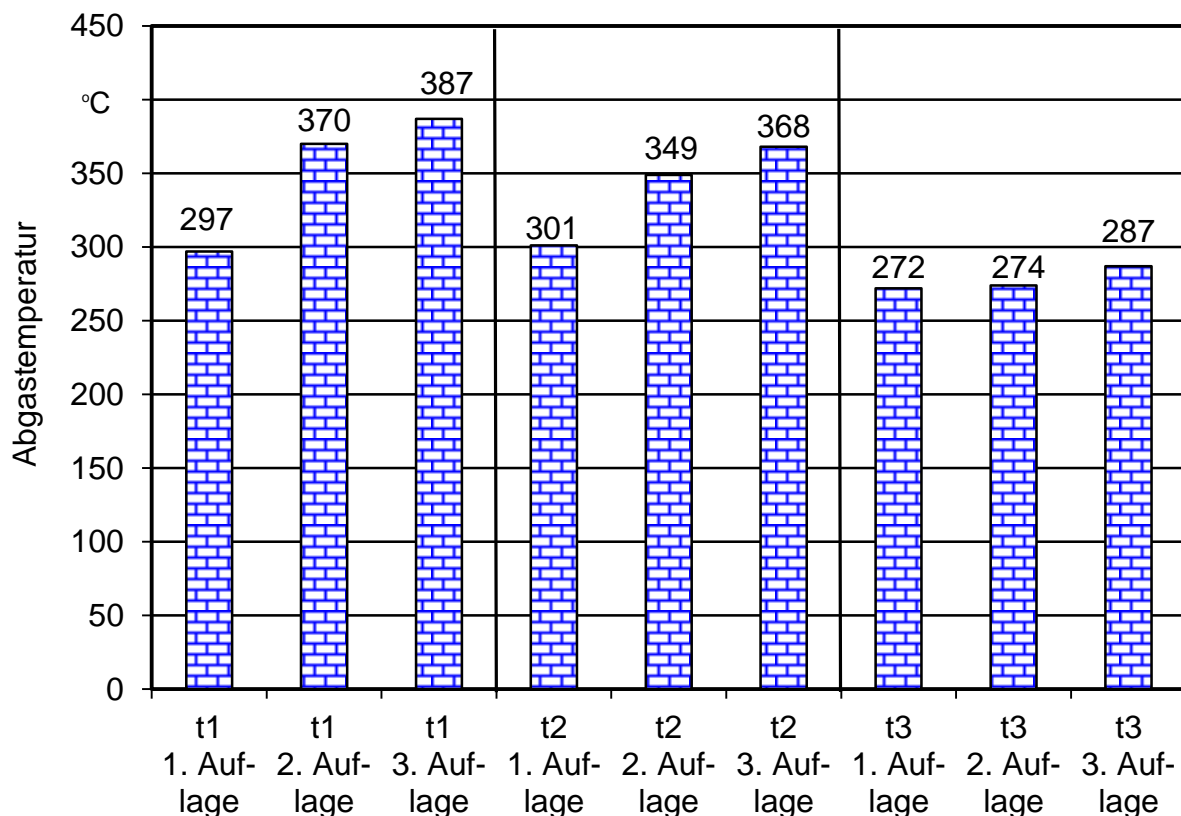


Abbildung 48: Abgastemperaturen in Abhängigkeit vom Nachlegezeitpunkt bei Verwendung der Scheitgröße von 5 x 5 x 25 cm. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Auflegemasse: 2,4 kg

Ein sicheres Zünden des nachgelegten Brennstoffes ist bei allen Nachlegevarianten gewährleistet. Die Zunahme der Glutbetthöhe wirkt sich beim verwendeten Kaminofen 1 mit seinem hohem Feuerraum nicht nachteilig aus. Ist der Feuerraum jedoch deutlich niedriger bzw. sind zusätzlich Luftzuführungen an der Feuerraumwand vorgesehen, so kann sich ein Anwachsen der Glutbetthöhe bei zu frühem Nachlegen nachteilig auf das Emissionsverhalten auswirken.

Wie in Abbildung 49 gezeigt, liegen beispielsweise die CO-Emissionen bei dem frühen Nachlegezeitpunkt (t1) ("Flamme aus") für alle Scheitgrößen auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau. Wird jedoch der Abbrand mit dem flammenlosen Ausbrand bis zum Erreichen der Restmasse von 4 % (t3) fortgesetzt, steigen die CO-Werte deutlich, z. B. bei den Normscheiten mit Kantenlängen von 5 x 5 cm von 2.874 auf 5.026 mg/Nm³. Ähnliches gilt auch für die Kohlenwasserstoff-Emission. Bis zum spätesten Nachlegezeitpunkt (t3) steigt auch der Lambda-Wert, da für den vorhandenen Sauerstoff, der wegen des Kaminzugs in dieser Phase noch reichlich zur Verfügung steht, nur noch wenig oxidierbares Brenngas anfällt.

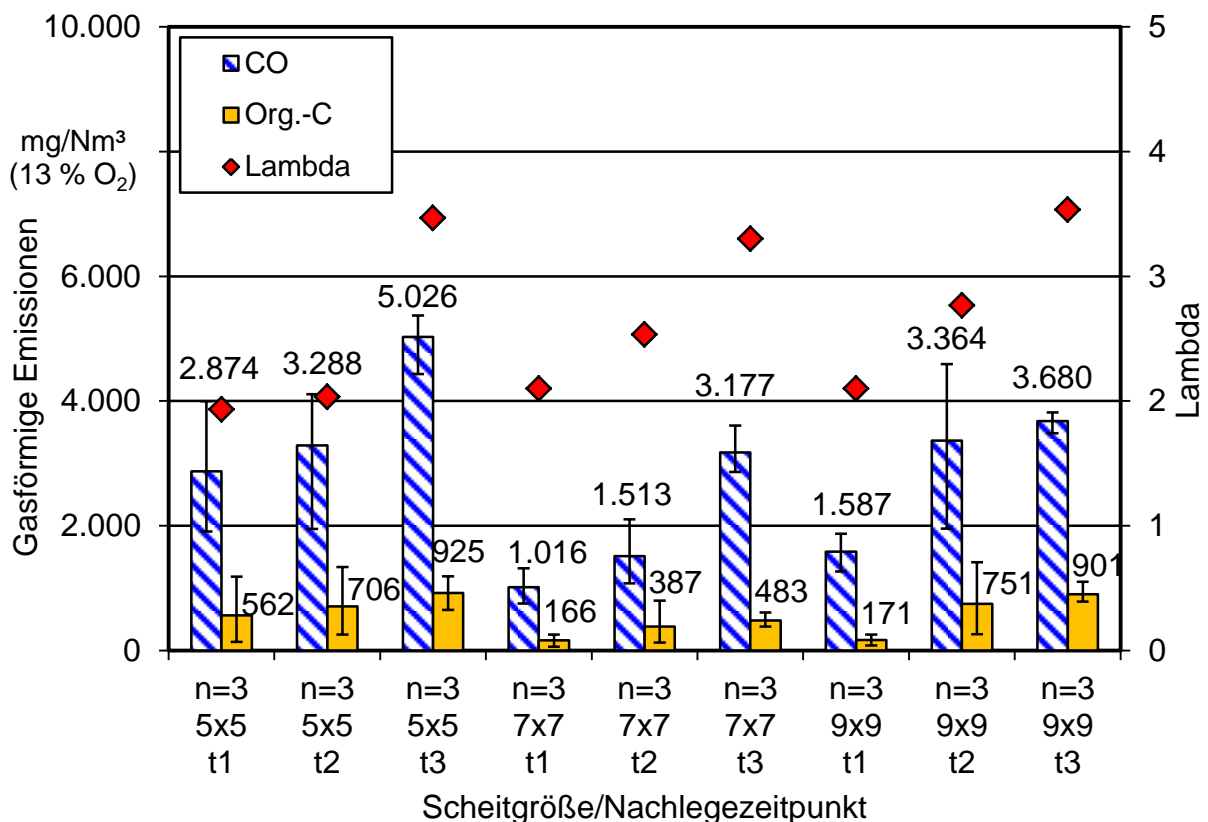


Abbildung 49: Einfluss des Nachlegezeitpunktes auf die gasförmigen Emissionen im unverdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Kantenlänge 5 x 5 cm, 7 x 7 cm und 9 x 9 cm, Auflegemasse: 2,5 kg (n = Anzahl der Messungen)

Der Anstieg durch das späte Nachlegen ist auch bei den Staubemissionen im unverdünnten Abgas zu beobachten, sie steigen beispielsweise bei den kleinen Scheiten (5 x 5 cm) im unverdünnten Abgas von 66 auf 123 mg/Nm³, siehe Abbildung 50. In der Regel nehmen auch die Staubemissionen im verdünnten Abgas zu. Vor allem hier sind starke Messwertschwankungen zu erkennen, was die eingezeichneten Fehlerbalken belegen.

Besonders große Schwankungen um den Mittelwert (auch bei den gasförmigen Emissionen) treten bei der Wahl eines frühen Nachlegezeitpunktes (t1) auf, siehe Abbildung 50. Hierbei kann der höchste Wert jeweils der ersten gemessenen Auflage und der geringste Messwert der dritten Auflage zu jeder Messvariante zugeordnet werden. Beispielsweise wurden im verdünnten Abgas während des ersten Abbrandes Staubwerte von 353 mg/Nm³ ermittelt und beim dritten Abbrand lediglich 79 mg/Nm³, was im Mittel 216 mg/Nm³ Staub für den Nachlegezeitpunkt t1 mit kleinen Normscheiten ergibt. Somit ergibt sich eine deutlich bessere Wiederholbarkeit der Ergebnisse beim Nachlegezeitpunkt t3.

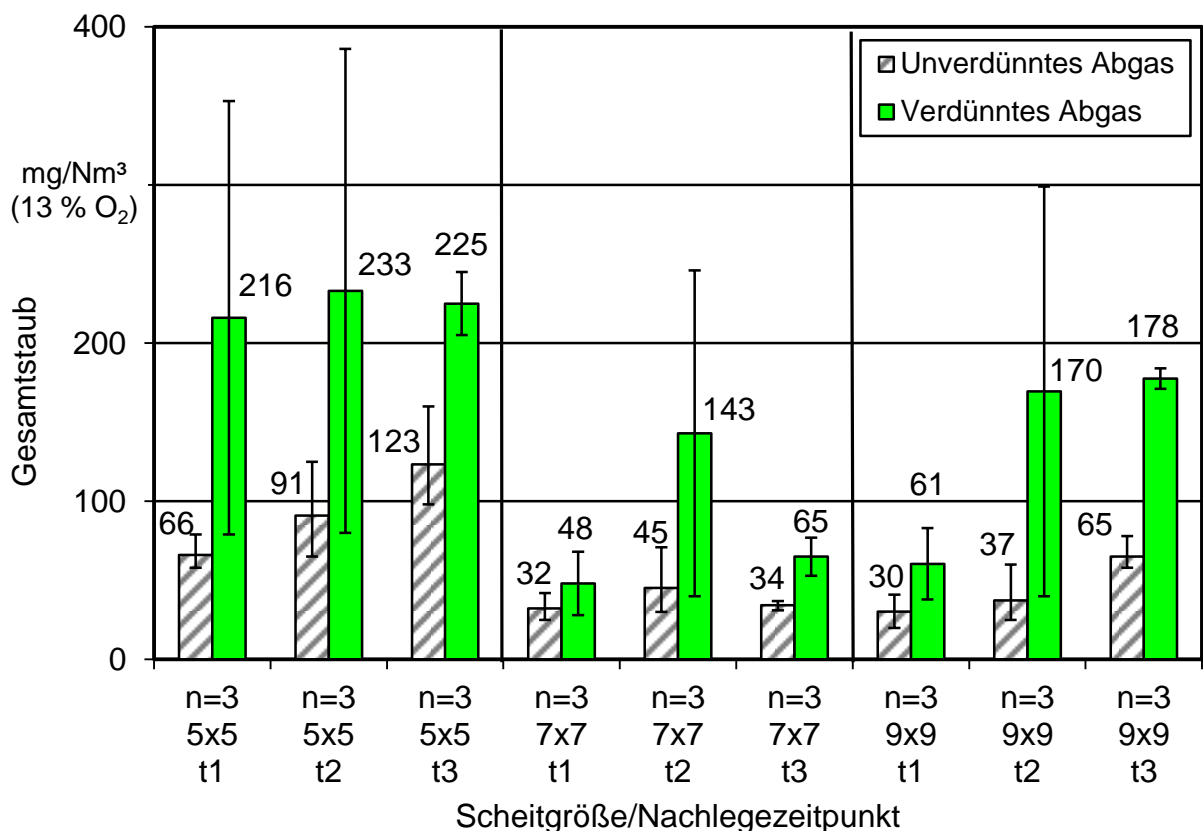


Abbildung 50: Einfluss des Nachlegezeitpunktes auf die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueLine Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Kantenlänge 5 x 5 cm, 7 x 7 cm und 9 x 9 cm, Auflegemasse: 2,5 kg (n = Anzahl der Messungen)

Durch die Wahl des Nachlegezeitpunktes und somit der Messdauer können die ermittelten Emissionswerte beeinflusst werden. So lässt sich bei der Variante mit 7 x 7 cm Normscheiten und einem Nachlegen bereits bei "Flamme-aus" die 2. Stufe der 1. BImSchV (vgl. dazu Tabelle 1) erfüllen (1.016 mg/Nm³ CO und 32 mg/Nm³ Staub im unverdünnten Abgas). Wird aber ein Teil des flammlosen Ausbrandes (Nachlegezeitpunkt t2) mit berücksichtigt, kann nur noch die CO-Anforderung der 1. Stufe der 1. BImSchV erfüllt werden (1.513 mg/Nm³ CO und 45 mg/Nm³ Staub im unverdünnten Abgas). Erfolgt sogar die Betrachtung des kompletten Abbrandes (Nachlegezeitpunkt t3) können die Vorgaben der 1. BImSchV nicht mehr eingehalten werden.

Alle weiteren Messergebnisse zum Nachlegezeitpunkt können Tabelle 22 entnommen werden. Durch ein späteres Nachlegen kann die Abbranddauer um 23 bis 32 Minuten verlängert werden. Gleichzeitig sinkt die mittlere Wärmeleistung über den betrachteten Versuchszeitraum.

Tabelle 22: Zusammenstellung der sonstigen Messergebnisse bei unterschiedlicher Scheitgröße und verschiedenen Nachlegezeitpunkten von Buchenholz ohne Rinde. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Auflegemasse: 2,4 kg

Scheitgröße/Nachlegezeitpunkt	Wassergehalt %	Abbranddauer Min	Wärmeleistung kW	Feuerungstechn. Wirkungsgrad %	Abgastemperatur °C	O ₂ Vol.-%	NO _x CH ₄	
							mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
5 x 5 cm, t1	17,1	41	13,1	76,2	351	9,4	123	207
5 x 5 cm, t2	17,1	44	14,1	76,3	339	12,0	133	264
5 x 5 cm, t3	15,5	66	9,1	72,4	278	13,3	130	365
7 x 7 cm, t1	15,8	50	11,2	74,9	339	10,9	132	57
7 x 7 cm, t2	16,7	55	10,0	73,6	313	12,3	131	146
7 x 7 cm, t3	15,4	82	7,5	72,9	254	14,2	140	190
9 x 9 cm, t1	16,4	48	11,4	73,8	345	11,0	124	61
9 x 9 cm, t2	17,7	71	7,6	71,1	287	13,9	126	335
9 x 9 cm, t3	16,2	81	7,4	70,4	249	15,2	128	392

Die Ergebnisse zeigen, dass der optimale Nachlegezeitpunkt für den Kaminofen 1 bereits mit dem Erlöschen der leuchtend gelben Flammen gegeben ist (t1), hierbei lassen sich die Emissionen auf einem geringen Niveau halten. Dieser Zeitpunkt ist auch vom Nutzer leicht zu erkennen. Häufig jedoch wird in der Praxis das Nachlegen hinausgezögert, beispielsweise, wenn der Kaminofen für den Aufstellraum zu groß dimensioniert ist. Dieser Betriebsfall (d. h. Nachlegen bei einer Restmasse von 4 %) wurde für die vielfälti-

gen weiteren Messvarianten der vorliegenden Untersuchung als Standardbetrieb festgelegt, zumal sich so auch die weiteren Auswirkungen der untersuchten Brennstoff- und Bedienvarianten wegen der deutlich besseren Wiederholbarkeit der Ergebnisse einzelner Abbrände zuverlässiger feststellen ließen.

4.1.6 Einfluss des Wassergehaltes bei Buchenholz

Der Brennstoffwassergehalt von Scheitholz wird in der Praxis vorrangig durch die Lagerdauer des Brennstoffes bestimmt. Beispielsweise trocknet frisches, gespaltenes Buchenholz mit einem Anfangswassergehalt von mehr als 40 % in einem luftigen, abgedeckten außen gelagerten Holzstapel innerhalb von sechs Sommermonaten auf ca. 17 - 20 % Wassergehalt ab [18].

In den hier durchgeführten Versuchen zu den Wassergehaltseinflüssen der Verbrennung war natürlich-feuchtes Holz hauptsächlich über eine unterschiedlich lange Lagerdauer aber auch durch Warmlufttrocknung in den jeweiligen gewünschten Trocknungszustand versetzt worden. Die im Ofen nachgelegte Brennstoffmasse variierte in Abhängigkeit vom Wassergehalt, jedoch blieben das Brennstoffvolumen und die Scheitform mit 7 x 7 x 17 cm stets gleich.

Die Versuchsergebnisse zeigen, dass bei Holz, das technisch auf Wassergehalte von weniger als 10 % heruntergetrocknet wird, ein deutlicher Anstieg der gasförmigen Emissionen und der Gesamtstaubemissionen eintritt, siehe Abbildung 51 und Abbildung 52. Bei 0 % Wassergehalt werden 3.000 mg/Nm³ CO, 336 mg/Nm³ org.-C sowie 135 mg/Nm³ Staub im unverdünnten und 213 mg/Nm³ Staub im verdünnten Abgas emittiert. Aufgrund des vergleichsweise geringen Anteils an Kohlenwasserstoffen findet kaum eine Staubbemehrung im verdünnten Abgas statt. Es wird vorrangig Ruß emittiert, was sich durch den schwarzen Staub auf dem Planfilter zeigt. Das Holz verbrennt mit zu hohen Gasbildungsraten und die Verweilzeit ist zu kurz. Das Optimum bezüglich der Emissionen (1.175 mg/Nm³ CO, 104 mg/Nm³ org.-C, 30 mg/Nm³ Staub im unverdünnten Abgas, 60 mg/Nm³ Staub im verdünnten Abgas) liegt bei diesen Untersuchungen bei 10 % Wassergehalt beim Buchenholz. In diesem Fall wäre sogar die 2. Stufe der novellierten 1. BImSchV erfüllt. Bis ca. 17 % Wassergehalt liegen die Emissionen auf einem vergleichsweise geringen Niveau. Immerhin wäre auch für die Varianten mit 8 und 17 % Wassergehalt die 1. Stufe der 1. BImSchV erfüllt. Mit diesen umfangreichen Messungen können auch die in früheren Messungen festgestellten Tendenzen (vgl. [23]) bestätigt werden. Steigt der Wassergehalt weiter an, nehmen die CO- und Kohlenwasserstoffemissionen sowie die Staubkonzentration stetig zu. Bei frischem Buchenholz mit 40 % Wassergehalt werden aufgrund des überwiegenden Schwelbrandes durchschnittlich 7.700 mg/Nm³ Kohlenmonoxid und 3.715 mg/Nm³ organische Kohlenwasserstoffe emittiert, siehe Abbildung 51.

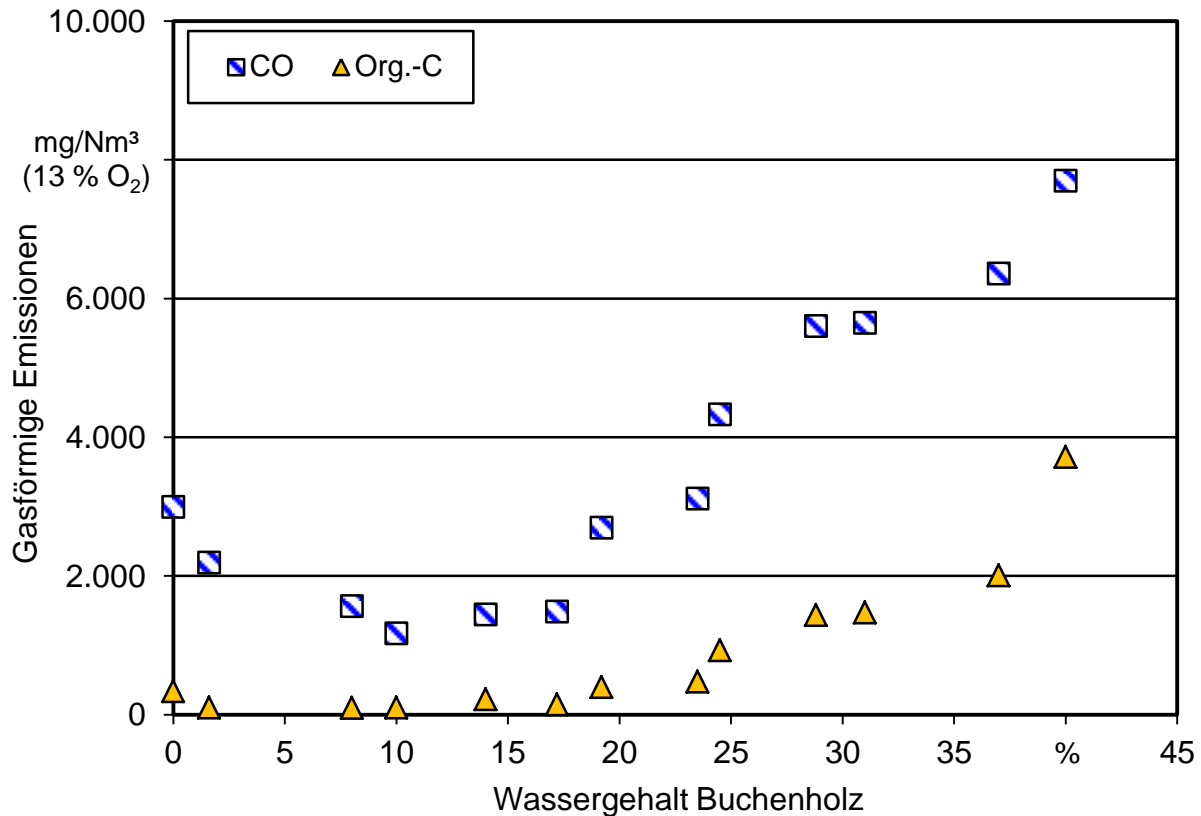


Abbildung 51: Einfluss des Wassergehaltes bei Buchenholz ohne Rinde auf die gasförmigen Emissionen. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Nachlegemenge aufgrund des Wassergehaltes variabel, Brennstoffform: Normscheit mit den Kantenlängen 7 x 7 x 17 cm mit je 3 Kanthölzern, dargestellt sind Mittelwerte von meist drei gültigen Messungen

Die Gesamtstaubemissionen im unverdünnten Abgas verzehnfachen sich bei 40 % Wassergehalt von 30 auf 295 mg/Nm³ im Vergleich zur optimalen Wassergehaltsbandbreite von ca. 8 bis 17 %. Im verdünnten Abgas fällt diese Staubmehrung aufgrund des hohen Anteils an kondensierbaren Kohlenwasserstoffen noch deutlicher aus (Faktor 22), die Gesamtstaubwerte steigen von 60 auf 1.347 mg/Nm³, siehe Abbildung 52. Ähnlich schlechte Verbrennungseigenschaften wurden bei einem 30 %igen Wassergehalt von Buchenholz bereits in früheren Untersuchungen am TFZ festgestellt (vgl. [13]).

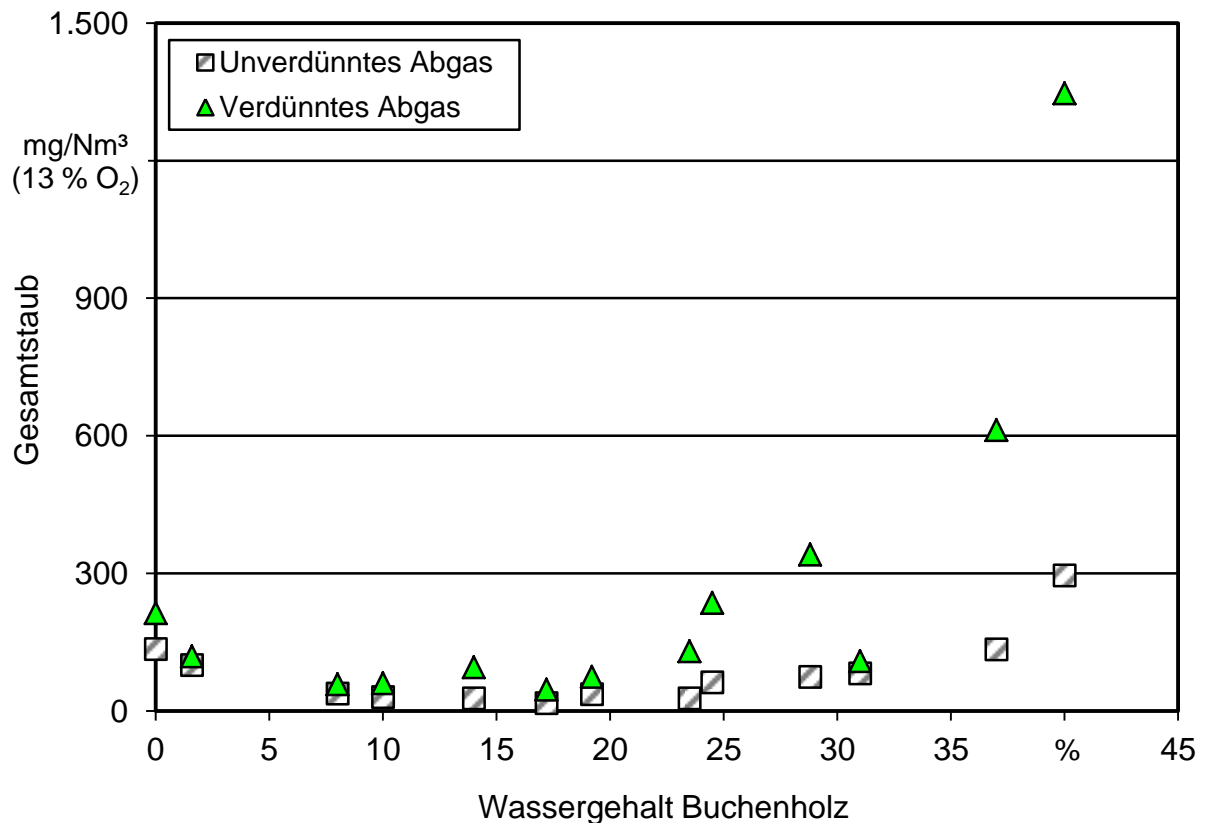


Abbildung 52: Einfluss des Wassergehaltes bei Buchenholz ohne Rinde auf die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Nachlegemenge aufgrund des Wassergehaltes variabel, Brennstoffform: Normscheit mit den Kantenlängen 7 x 7 x 17 cm mit je 3 Kanthölzern, dargestellt sind Mittelwerte von meist drei gültigen Messungen

Mit steigendem Wassergehalt wird zunächst mehr Energie benötigt, um den Brennstoff im Feuerraum zu trocknen. Durch die damit entstehende Abkühlung verläuft die Verbrennung entsprechend weniger reaktiv ab. Für die Wassergehaltsstufen von 0, 10, 17, 24, 31 und 40 % sind in Abbildung 53 beispielhaft die zeitlichen Verläufe der Sauerstoffkonzentrationen im unverdünnten Abgas dargestellt. Hierbei wurden stets die Mittelwerte aus allen drei aufeinanderfolgenden Abbränden verrechnet. Bei der 0 %-Variante fällt die Sauerstoffkonzentration am weitesten ab, minimal 3 Vol.-% Sauerstoff sind nach 7 Minuten Brenndauer im Abgas enthalten. Eine intensive Brennstoffumsetzung findet statt und der Abbrand ist bereits nach 44 Minuten beendet. Im Vergleich dazu nimmt die Sauerstoffkonzentration bei 40 % Wassergehalt kaum ab, erst nach 50 Minuten ist eine Reduzierung auf ca. 12 % O₂ sichtbar. Die Abbranddauer verlängert sich aufgrund der langsamen Trocknung auf durchschnittlich 79 Minuten.

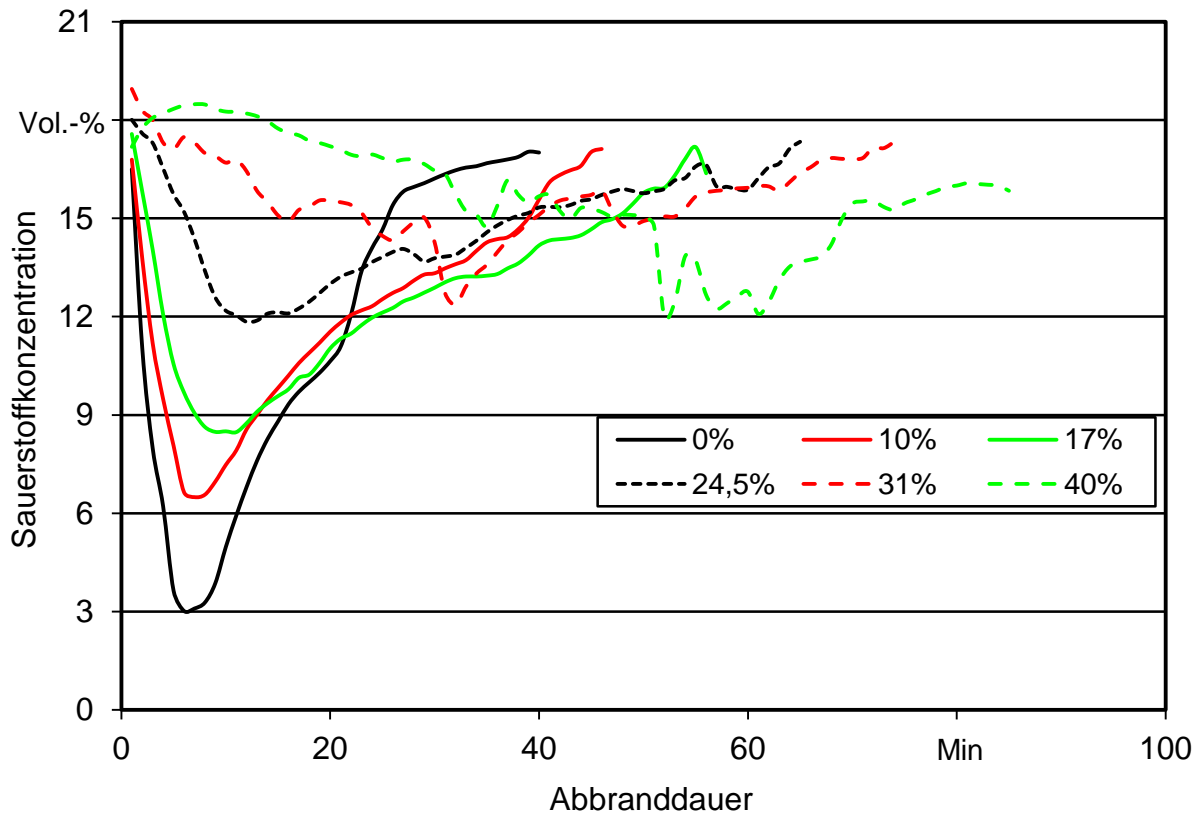


Abbildung 53: Zeitlicher Verlauf der Sauerstoffkonzentration gemittelt über drei Abbrände bei verschiedenen Wassergehalten des Brennstoffes. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueLine Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Aufbereitungsform: Normscheit mit 7 x 7 x 17 cm, Auflegemasse: variabel

Mit steigendem Wassergehalt sinkt die Wärmeleistung deutlich, da mehr Energie für die Trocknung aufgebracht werden muss, ebenfalls verringert sich die Abgastemperatur von 295 auf 217 °C, siehe Tabelle 23. Beim feuerungstechnischen Wirkungsgrad ist ebenso eine Abnahme von 77 % auf 67 % in Tabelle 23 erkennbar. Insgesamt wurden 13 Wassergehaltsstufen mit Buchenholz untersucht.

Tabelle 23: Zusammenstellung der sonstigen Messergebnisse bei unterschiedlichem Wassergehalt von Buchenholz ohne Rinde. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Normscheitgröße: 7 x 7 x 17 cm mit je 3 Kanthölzern

Wassergehalt Buche	Ab- brand- dauer	Wärme- leistung	Feuerungs- techn. Wir- kungsgrad	Abgas- tem- peratur	O ₂	NO _x	CH ₄
	Min	kW	%	°C	Vol.-%	mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
0,0 %	44	9,7	76,8	295	11,9	103	126
1,6 %	48	9,7	79,8	196	14,4	97	50
8,0 %	51	8,4	74,5	293	12,8	110	56
10,0 %	46	8,9	75,0	311	12,1	113	46
14,0 %	54	8,0	72,7	296	13,3	127	80
17,2 %	55	8,1	73,5	302	12,7	119	70
19,2 %	63	7,3	78,5	174	15,5	114	140
23,5 %	57	7,6	70,8	286	13,7	131	147
24,5 %	58	7,6	70,0	266	14,5	140	273
28,8 %	68	6,2	69,3	275	14,9	163	420
31,0 %	75	5,7	70,7	234	15,1	171	452
37,0 %	59	6,3	70,2	254	14,3	206	683
40,0 %	79	5,3	67,3	217	16,0	165	1.207

Zusammengefasst sollte Buchenholz einen Wassergehalt zwischen 8 und 20 % aufweisen, ehe es in Kaminöfen eingesetzt wird.

4.1.7 Einfluss des Wassergehaltes bei Fichtenholz

Der Anfangswassergehalt von frisch geschnittenem Fichtenholz liegt mit 50 % höher als bei Buchenholz [18]. Analog zur Wassergehaltsvariation mit Buchenholz wurde frisches Fichtenholz als Kantholz mit der Kantenlänge 7 x 7 cm beschafft und unter kontrollierten Bedingungen im Technikum bei Umgebungsluft auf den gewünschten Wassergehalt natürlich getrocknet. Lediglich für die Variante mit 0 % Wassergehalt wurde der Brennstoff unter Warmluftanwendung im Trockenschrank vorbereitet.

Bei den gasförmigen Emissionen ist – im Gegensatz zum Buchenholz – das Wassergehaltsoptimum nicht nach unten hin begrenzt, siehe Abbildung 54. Die Kohlenmonoxidemission steigt kontinuierlich von 2.568 auf 14.104 mg/Nm³ und die organischen Kohlenwasserstoffe von 265 auf 5.233 mg/Nm³. Allgemein liegt das Niveau der gasförmigen Emissionen bei der Verbrennung von Fichtenholz höher als bei Buchenholz bei vergleichbaren Wassergehaltsstufen (vgl. Abbildung 51 und Abbildung 54).

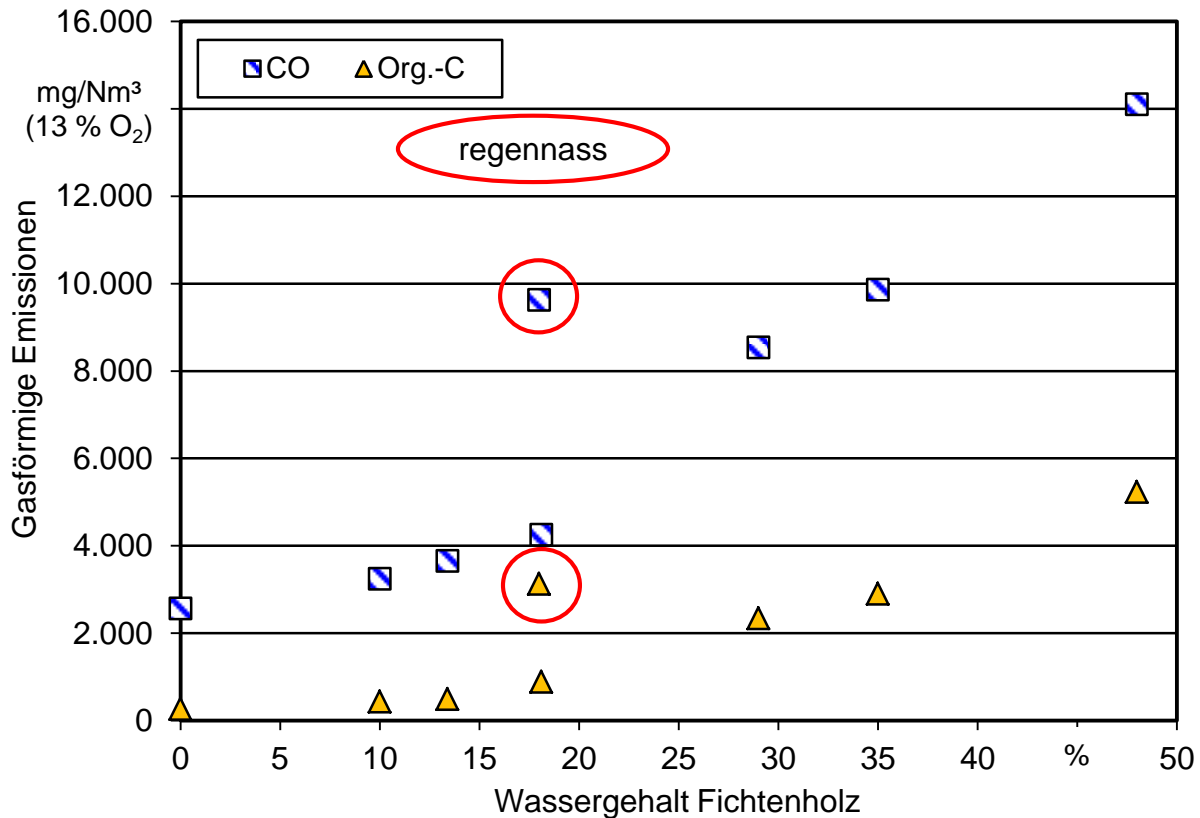


Abbildung 54: Einfluss des Wassergehaltes bei Fichtenholz ohne Rinde auf die gasförmigen Emissionen. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Nachlegemenge aufgrund des Wassergehaltes variabel, Brennstoffform: Normscheit mit den Kantenlängen 7 x 7 x 25 cm mit je 3 Kanthölzern, dargestellt sind Mittelwerte von meist drei gültigen Messungen

Bei den Gesamtstaubgehalten konnte dagegen ein Optimum bei ca. 13 % Wassergehalt mit 38 mg/Nm³ im unverdünnten und 60 mg/Nm³ im verdünnten Abgas identifiziert werden, siehe Abbildung 55. Sobald Fichtenholz einen Wassergehalt von über 20 % aufweist, ist mit einem deutlichen Anstieg der Staubemissionen auf 548 mg/Nm³ im unverdünnten Abgas und 2.202 mg/Nm³ im verdünnten Abgas zu rechnen. Auch in diesen Untersuchungen wird bestätigt, dass Fichtenholz im Vergleich zu Buchenholz bei einem vergleichbaren Wassergehalt höhere Emissionen verursacht (vgl. hierzu Abbildung 52 und Abbildung 55).

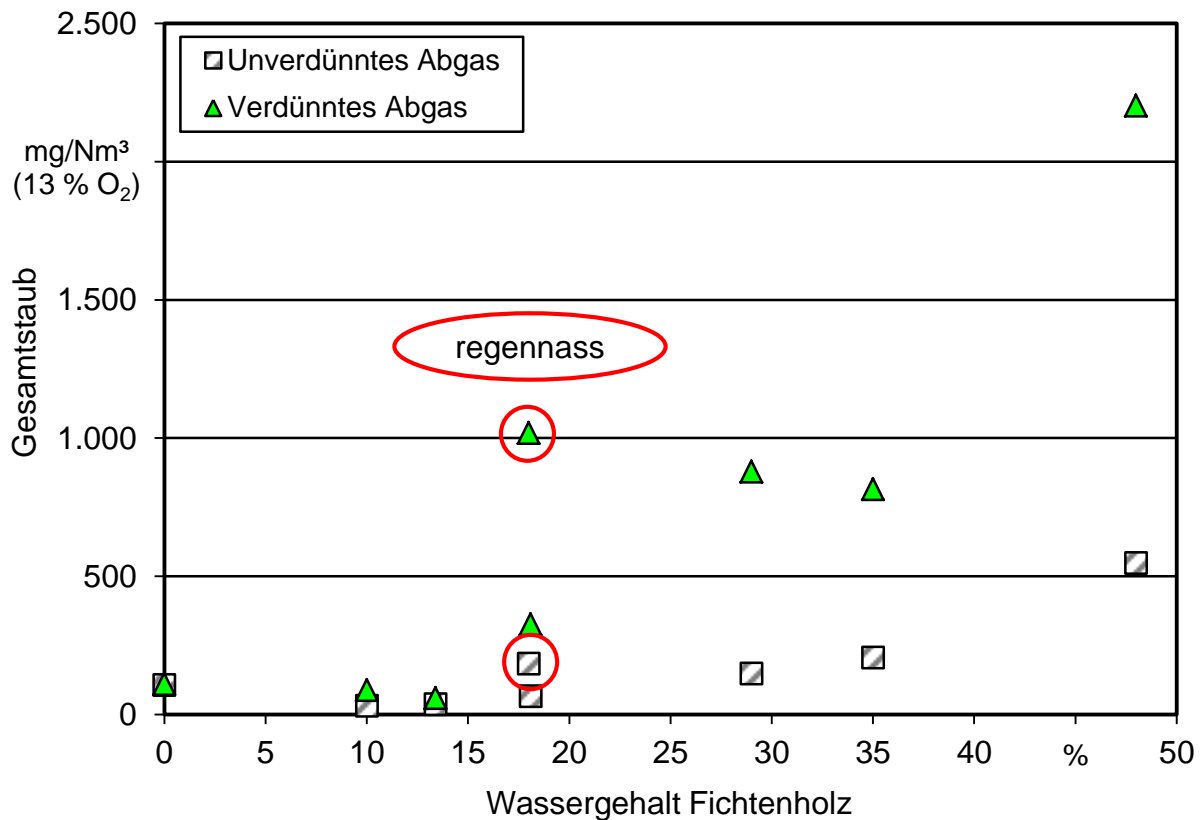


Abbildung 55: Einfluss des Wassergehaltes bei Fichtenholz ohne Rinde auf die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Nachlegemenge aufgrund des Wassergehaltes variabel, Brennstoffform: Normscheit mit den Kantenlängen 7 x 7 x 25 cm mit je 3 Kanthölzern, dargestellt sind Mittelwerte von meist drei gültigen Messungen

Auf Basis der Ergebnisse kann außerdem die Empfehlung ausgesprochen werden, dass oberflächlich nasses Holz nicht eingesetzt werden sollte, auch wenn der durchschnittlich ermittelte Wassergehalt über das gesamte Scheit niedrig ist. In Abbildung 55 wird gezeigt, dass derartige Scheite bei zwar einheitlichem Wassergehalt von 18 % jedoch ungleicher Wasserverteilung (regennass gegen homogen verteiltes Wasser) deutlich unterschiedliche Staubemissionen verursachen (z. B. unverdünnt: 184 mg/Nm³ Staub statt 67 mg/Nm³ und verdünnt sogar 1.018 mg/Nm³ statt 326 mg/Nm³). Außerdem steigen die gasförmigen Emissionen auf 9.626 mg/Nm³ CO bzw. 3.133 mg/Nm³ org.-C an. Aufgrund der nassen Oberfläche wird zu Beginn des Abbrandes zu viel Energie für die Trocknung des Brennstoffes benötigt, so dass sich der Brennstoff nicht rasch entzündet und die Temperaturen in der Brennkammer nur verzögert ansteigen. Auch aus diesem Grund sollte Scheitholz brennstoff stets vor Regen geschützt gelagert werden.

Erwartungsgemäß verlängert sich mit steigendem Wassergehalt die Abbranddauer und es sinkt die mittlere Wärmeleistung von 10,5 auf 4,3 kW. Gleichzeitig nimmt der feuerungstechnische Wirkungsgrad von 78 % auf 65 % ab, siehe Tabelle 24.

Tabelle 24: Zusammenstellung der sonstigen Messergebnisse bei unterschiedlichem Wassergehalt von Fichtenholz ohne Rinde. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Normscheitgröße: 7 x 7 x 25 cm mit je 3 Kanthölzern

Wasser- gehalt Fichte	Abbrand- dauer	Wärme- leistung	Feuerungs- techn. Wir- kungsgrad	Abgas- tem- peratur	O ₂	NO _x	CH ₄
	Min	kW	%	°C	Vol.-%	mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
0,0 %	39	10,5	78,0	318	10,4	70	103
10,0 %	54	8,2	75,0	279	13,1	71	220
13,4 %	57	7,6	74,2	270	13,2	78	213
18,1 %	78	6,2	72,5	206	15,9	177	1.471
29,0 %	64	6,9	69,5	250	14,8	232	1.210
35,0 %	67	5,5	68,8	231	15,6	184	1.516
48,0 %	72	4,3	65,5	195	16,9	226	2.755

4.1.8 Verbrennungseigenschaften von Holz- und Rindenbriketts

Um die Verbrennungseigenschaften der ausgewählten Holz-, Rinden und Braunkohlebriketts besser beurteilen zu können, wurden diese Brennstoffe in einer eigenen Versuchsreihe eingesetzt, wobei als Vergleichswerte die Ergebnisse aus den Fichten- und Buchenholzversuchen aus Kapitel 4.1.1 herangezogen werden. Die Auflegemasse wurde für Briketts wie schon beim Scheitholz für alle Varianten mit 1,6 kg konstant gehalten. Ebenfalls wurden am Kaminofen keine Veränderungen der Lufteinstellungen vorgenommen. Somit war während der Messungen stets der Rost geschlossen und der Sekundärluftschieber befand sich auf einer mittleren Position für die Zufuhr der Scheibenspülluft. Abweichend von den Scheitholz- und Holzbrikettversuchen wurde bei beiden Rindenbriketts ("Rinde-Quader" und "Rinde-Sechskant") sowie dem Braunkohlebrikett mit kleinen Zwischenauflagen aus Fichtenholz ohne Rinde gearbeitet, um vergleichbare Starttemperaturen für die drei Messungen zu realisieren.

Bei Holzbriketts ist zu beachten, dass sie während der Verbrennung ihr Volumen vergrößern. Daher müssen lange runde Briketts vor dem Einlegen gebrochen werden, da sich sonst das Holzbrikett zwischen den Wänden des Feuerraums verkeilt und somit den Kontakt zum Glutbett verliert. In Abbildung 56 ist eine solche Längenausdehnung für ein rundes Holzbrikett mit Loch dargestellt.



Abbildung 56: Verhalten eines runden Holzbriketts mit Loch während der Verbrennung in einem Kaminofen. Die Länge des Briketts nimmt von links nach rechts während des Abbrandes zu. Daher sind lange Briketts vorzubereiten.

Auch quaderförmige Holzbriketts vergrößern ihr Volumen, wegen ihrer deutlich geringeren Größe mussten sie jedoch nicht weiter geteilt werden. Eine Volumenvergrößerung während des Abbrandes bei reinen Rindenbriketts findet kaum statt und muss daher beim Beladen nicht berücksichtigt werden.

Bei der Verbrennung von Holzbriketts ergibt sich kein einheitliches Bild. Abbildung 57 zeigt, dass ein rundes Holzbrikett mit Zugloch (d.h. als Hohlzylinder) leicht geringere Emissionen verursacht als ein zylindrisches Holzbrikett ohne Loch. Das runde Holzbrikett mit Loch führt sogar zu den geringsten CO- und org.-C-Emissionen (1.475 mg/Nm^3 für CO und 104 mg/Nm^3 für Kohlenwasserstoffemission) im Gesamtvergleich aller untersuchten Brennstoffarten, siehe Abbildung 57. Beim quaderförmigen Holzbrikett kommt es dagegen zu einem höheren Ausstoß an gasförmigen Schadstoffen im Vergleich zu den beiden runden Holzbriketts. Bei beiden Rindenbriketts und beim Braunkohlebrikett wurde anstelle einer langflammigen Verbrennung meist nur ein Schwelen beobachtet. Das wiederum zeigte sich in verminderten Abgastemperaturen und führte zu hohen CO- und Kohlenwasserstoffemissionen. Beide aus reiner Rinde hergestellten Briketts wiesen einen besonders hohen Schadstoffausstoß aus, der über drei Abbrände beim CO zwischen 6.687 und 8.206 mg/Nm^3 und bei Ges.-C. zwischen 1.815 und 2.214 mg/Nm^3 lag. Die Verbrennung von Braunkohlebriketts führt ebenfalls zu deutlich erhöhten Emissionen.

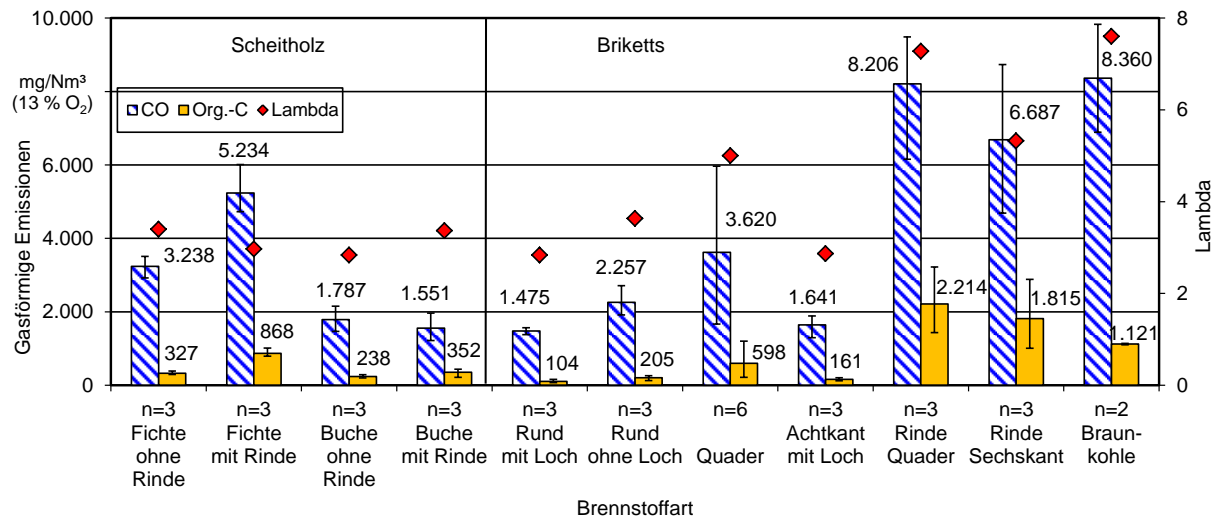


Abbildung 57: Vergleich der gasförmigen Emissionen von Scheitholz, Holzbriketts, reinen Rindenbriketts und Braunkohlebriketts. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueLine Nr. 12, Nachlegemasse: 1,6 kg (n = Anzahl der Messungen)

Bei Betrachtung der Staubmessergebnisse im unverdünnten Abgas, d.h. nach der gemeinhin üblichen Methode, fällt der Vergleich mit konventionellem Scheitholz durchweg zu Ungunsten der Briketts aus, siehe Abbildung 58. Bei den beiden runden Holzbriketts mit bzw. ohne Loch kann dieser Nachteil nicht durch einen schlechteren Ausbrand begründet werden. Hier steht zu vermuten, dass kleine Brennstoffpartikel der gepressten Materialien (während der Längenausdehnung oder dem Auseinanderbrechen) mit dem Abgasstrom mitgerissen werden und zu einem Mehrbefund beim Staub führen. An den Staubmesswerten aus dem unverdünnten Abgas werden Unterschiede zwischen den Brikettsorten untereinander kaum sichtbar. Sowohl beide Rindenbriketts als auch das Braunkohlebrikett unterscheiden sich nicht von den anderen Holzbriketts. Erst bei Betrachtung der Staubmesswerte aus dem verdünnten Abgas werden die Unterschiede – vor allem zwischen Holz- und Rindenbrikett – wie Abbildung 58 zeigt sehr deutlich, die Staubgehalte liegen dann um den Faktor 6 höher und spiegeln deren schlechteren Ausbrand wieder. Die Staubmehrung im verdünnten Abgas lässt es fraglich erscheinen, dass verschiedenartige Brennstoffe in Einzelraumfeuerungen nach dem Verfahren der Typenprüfungen (d. h. ohne Verdünnung) zufriedenstellend beurteilt werden können.

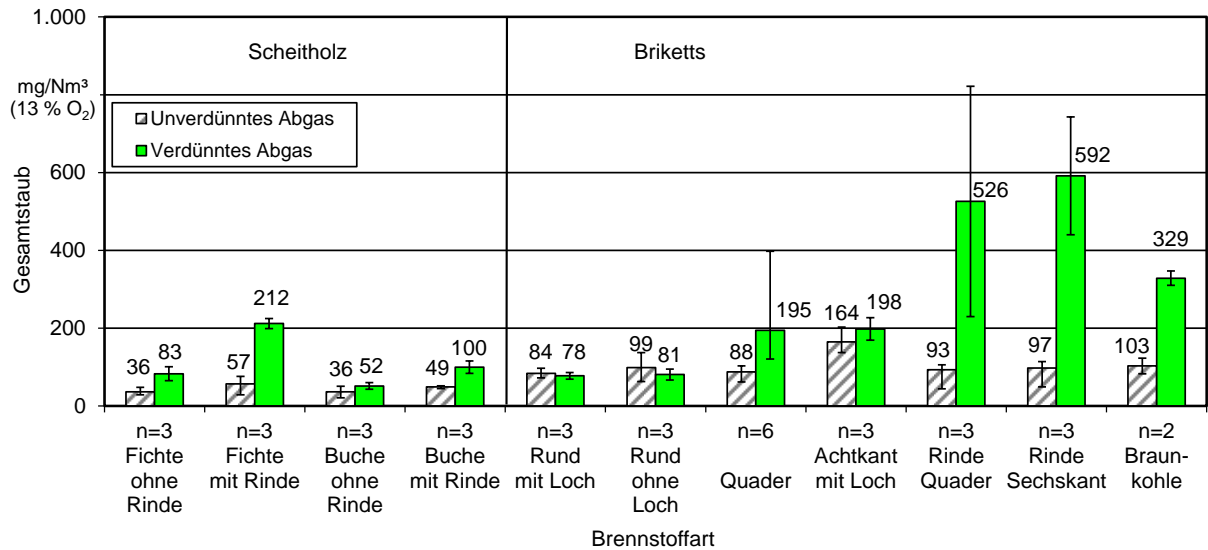


Abbildung 58: Vergleich der Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas von Scheitholz, Holzbriketts, reinen Rindenbriketts und Braunkohlebriketts. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Nachlegemasse: 1,6 kg (n = Anzahl der Messungen)

Die für Holzbriketts häufig angeführten Vorteile einer deutlichen Verlängerung des Nachlegeintervalls lässt sich hier nicht bestätigen, siehe Tabelle 25. Bei den Rindenbriketts verlängert sich aber die Abbranddauer auf 72 bzw. 100 Minuten. Die Versuche mit den Braunkohlebriketts dauerten am längsten. Gleichzeitig sinken die Wärmeleistung und der feuerungstechnische Wirkungsgrad. Bei beiden Rindenbriketts beträgt der feuerungstechnische Wirkungsgrad lediglich 63 %.

Tabelle 25: Zusammenstellung der sonstigen Messergebnisse bei Verbrennung unterschiedlicher Brennstoffarten. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Nachlegemasse: 1,6 kg

Brennstoffart	Wasser-	Ab-	Wärme-	Feuerungs-	Abgas-	O ₂	NO _x	CH ₄
	gehalt	brand-	leistung	techn. Wir-	tempera-			
	%	Min	kW	%	°C	Vol.-%	mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
Buche ohne Rinde	14,3	45	8,8	75,6	284	12,5	117	92
Buche mit Rinde	16,7	47	8,1	71,2	281	14,3	159	131
Fichte ohne Rinde	14,7	52	7,9	72,0	263	14,3	113	164
Fichte mit Rinde	16,4	47	7,4	72,2	259	14,5	153	382
Rund mit Loch	9,2	48	8,7	75,3	278	13,2	90	59
Rund ohne Loch	8,0	62	3,7	74,1	259	14,5	87	124
Quader	9,0	72	3,9	74,0	203	15,9	167	318
Achtkant mit Loch	6,5	48	3,7	75,3	306	12,4	84	59
Rinde Quader	8,7	100	4,1	63,3	194	17,9	226	2.002
Rinde Sechskant	15,3	73	4,2	63,8	216	17,4	265	1.680
Braunkohle	13,5	138	2,2	60,3	188	17,8	206	1.288

Aus diesen Vergleichsmessungen lässt sich schlussfolgern, dass Holzbriketts für Kaminöfen geeignet sind. Vorzugsweise sollten runde Holzbriketts mit Loch zum Einsatz kommen. Im Gegensatz dazu führt die Verbrennung von reinen Rindenbriketts zu deutlich höheren Emissionen, sie sollten daher nicht in Kaminöfen eingesetzt werden. Zu den dargestellten Ergebnissen ist anzumerken, dass der Kaminofen 1 (Buderus blueline Nr. 12) gemäß Hersteller nicht für die Verbrennung von Kohlebriketts freigegeben ist. Außerdem ist festzuhalten, dass wegen der Staubemissionen die Anforderungen der 1. BImSchV mit keinem der verwendeten Briketts eingehalten werden konnte.

4.1.9 Wirkung einer nachrüstbaren Verbrennungsluftregelung

4.1.9.1 Funktionsweise der Verbrennungsluftregelung

Für die Regelungsversuche am Kaminofen 1 wurde die Ofenregelung Compact der Firma Kutzner & Weber verwendet, siehe Abbildung 59.



Abbildung 59: Universale Verbrennungsluftregelung Compact der Firma Kutzner & Weber GmbH

Diese Universalregelung optimiert gemäß Herstellerangaben den Abbrand bei handbeschickten Feuerungen. Dadurch soll sich die Abbranddauer verlängern und die Emissionen geringer ausfallen. Mittels Temperaturmessung direkt am Abgasstutzen wird der Öffnungsgrad der Zuluftklappe geregelt. Es können verschiedene Regelungskurven ausgewählt werden. Da die Regelung an einem Kaminofen angebracht war, wurde der Regeltyp A für eine rasche Verbrennung mit einer steil ansteigenden Abbrandkurve (d. h. Temperaturverlauf) gewählt [25].

Während des Regelbetriebs wird der Abbrand in vier Phasen eingeteilt. Die erste Phase ist die Heizphase, der Beginn eines Abbrandes. Die Temperatur steigt rasch an und die Zuluftklappe ist vollständig geöffnet. Ist die Maximaltemperatur erreicht bzw. sinkt die Temperatur, so wird während der Leistungsphase die Zuluftklappe zunächst bis auf 60 % geschlossen. Bis zu einer vordefinierten Glutphasentemperatur wird die Zuluftklappe entsprechend des Temperaturabfalls bis auf 20 % geschlossen. Steigt die Temperatur während dieser Phase erneut an, so öffnet sich die Zuluftklappe entsprechend. Die Glutphasentemperatur ist im Rahmen von Vorversuchen festzulegen. Für alle durchgeführten Versuche mit dieser Regelung wurde eine Glutphasentemperatur von 330 °C eingestellt. Beim Erreichen dieser Temperatur ertönt das Nachlegesignal für den Nutzer. Während der Glutphase ist bereits die Flamme erloschen und die Zuluftklappe nur noch zu 20 % geöffnet. Wird kein Brennstoff nachgelegt, so fällt die Temperatur weiter ab bis die Abkühlphase (bei 120 °C) erreicht ist. Die Zuluftklappe schließt vollständig, um Wärmeverluste über den Abgasweg zu minimieren. Diese Funktion stellt einen wichtigen Vorteil

einer solchen Regelung dar, da so die Energieverluste im Stillstand (d. h. kalter Ofen) geringer ausfallen [31]. Der Temperaturverlauf der ersten drei Phasen ist in Abbildung 60 veranschaulicht.

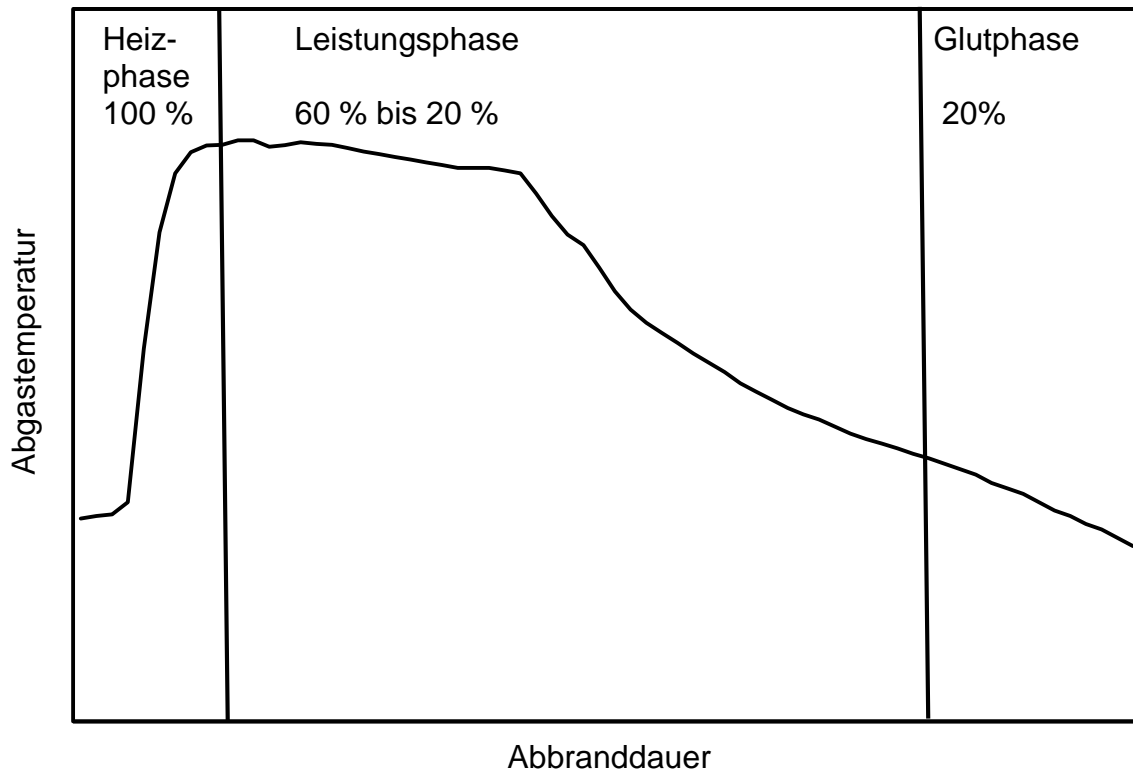


Abbildung 60: Beispielhafter Temperaturverlauf über einen Abbrand für die Regelcharakteristik der Kutzner & Weber-Ofenregelung

Wird nach einem Abbrand erneut Brennstoff aufgelegt, so sollte dies beim Erreichen der Glutphasentemperatur erfolgen. Durch das Zünden des Brennstoffes steigt die Temperatur und die Zuluftklappe öffnet sich zu 100 %. Zündet der Brennstoff jedoch nicht, bleibt die Zuluftklappe evtl. geschlossen und es setzt ungewollt ein Schwelbrand mit schlechten Abgaswerten ein. In solch einem Fall kann über das Display die Regelung per Taster in die Heizphase versetzt werden, wobei die Zuluftklappe dann für 20 Minuten vollständig geöffnet bleibt, es erfolgt keine Regelung der Verbrennungsluft.

4.1.9.2 Ergebnisse aus den Vergleichsmessungen mit/ohne Regelung

Für die Messungen wurden die Brennstoffart, die Scheitgröße sowie die Nachlegemasse variiert. Hierzu wurde der Kaminofen am Naturzugkamin angeschlossen. Während des Anheizens war die Drosselklappe vor der Einmündung in den Schornstein vollständig geöffnet. Ebenso waren der Rost und die Sekundärluft des Kaminofens offen. Nach dem Anheizen wurde ein Förderdruck von 12 Pa am Kaminofen durch teilweises Schließen

der Drosselklappe eingestellt, der Rost geschlossen und der Sekundärluftschieber bei den Versuchen ohne Regelung mittig gestellt. Wenn die Regelung am zentralen Verbrennungsluftstutzen für die Versuche mit Regelung aktiviert war, blieb der Schieber der Sekundärluft vollständig geöffnet. Die Messungen begannen stets direkt nach dem Schließen der Ofentür und endeten beim Erreichen von 4 % Restmasse des aufgelegten Brennstoffes. Das Nachlegesignal der Verbrennungsluftregelung wurde für diese Vergleiche nicht beachtet, um einen Vergleich mit den Messergebnissen aus den Feuerungsversuchen ohne Regelung zu ermöglichen.

Brennstoffart. Bei der Brennstoffvariation zeigte sich, dass sich beim Einsatz von Buchenholz der Kantenlänge 7 x 7 cm mit der nachgerüsteten Verbrennungsluftregelung die gasförmigen Emissionen und Gesamtstaubemissionen verringern lassen, siehe Abbildung 61. Hierbei muss jedoch angemerkt werden, dass der Kaminofen für diese Messungen mit Regelung bereits durch mehrfache Brennstoffauflagen (hier: Messungen zur Anpassung der Regelung an den Kaminofen) gut durchgeheizt war und sich somit die Emissionsminderung aus dem guten Betriebszustand des Ofens teilweise erklären lässt. Bei Fichtenholz kam es mit der nachgerüsteten Regelung dagegen zu einem deutlichen Anstieg der Emissionswerte, siehe Abbildung 61.

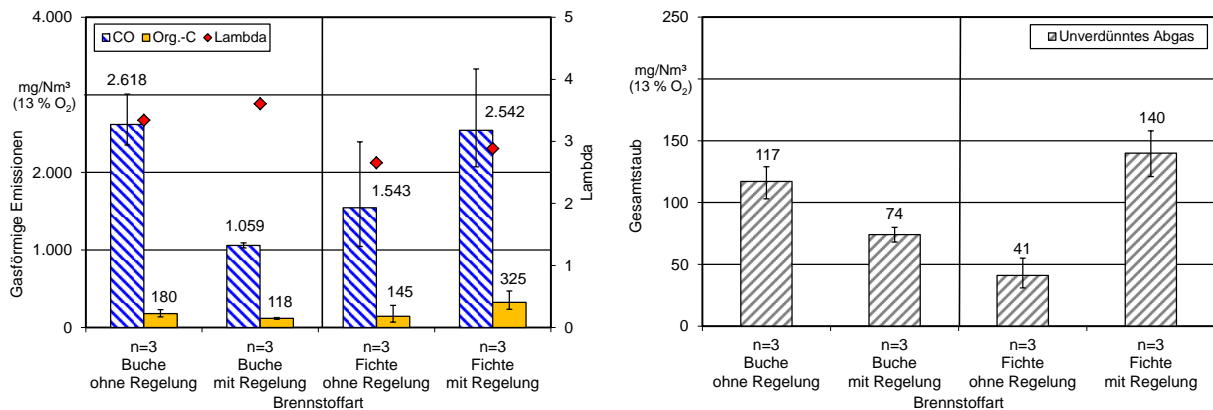


Abbildung 61: Einfluss einer nachrüstbaren Regelung auf die gasförmigen Emissionen sowie Staubemissionen im unverdünnten Abgas bei Buchen und Fichtenholz ohne Rinde. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Auflegemasse: 1,6 kg, Kantenlänge: 7 x 7 cm (n = Anzahl der Messungen)

Der positive Einfluss der Regelung bei den Versuchen mit Buchennormscheiten wirkt sich auch auf den von 58 auf knapp 64 % gestiegenen feuerungstechnischen Wirkungsgrad aus, siehe Tabelle 26. Gleichzeitig verlängert sich bei diesem Vergleich die Abbranddauer von 30 auf 39 Minuten. Beim Vergleich der Feuerungsversuche mit Fichtenholz sind dagegen keine weiteren Unterschiede feststellbar.

Tabelle 26: Zusammenstellung der sonstigen Messwerte für Versuche am Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12 mit zwei Brennstoffarten mit bzw. ohne Verbrennungsluftregelung

Brennstoffart/ mit/ohne Regelung	Wasser- gehalt %	Ab- brand- dauer Min	Wärme- leistung kW	Feuerungs- techn. Wir- kungsgrad %	Abgas- tempera- tur °C	O ₂ Vol.-%	NO _x CH ₄	
							mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
Buche ohne Regelung	13,6	30	12,0	58,4	374	13,9	95	81
Buche mit Regelung	13,4	39	9,9	63,6	333	13,9	94	58
Fichte ohne Regelung	14,4	34	10,4	69,3	327	12,6	59	71
Fichte mit Regelung	13,0	33	10,5	69,0	336	12,3	55	133

Scheitgröße. Bei der Scheitgrößenvariation wurde Buchenholz ohne Rinde mit einer Auflegemasse von 2,5 kg verwendet. Wie in Abbildung 62 gezeigt, lässt sich die optimale Scheitgröße mit der Kantenlänge 7 x 7 cm am Naturzugkamin ohne Regelung erneut bestätigen, vgl. hierzu Abbildung 45. Weiterhin fällt auf, dass die nachgerüstete Universalregelung stets zu einer Erhöhung der gasförmigen wie auch staubförmigen Emissionen führt. Bei den Staubemissionen kommt es durch die Regelung zu einer Verdopplung bis Vervierfachung der Messwerte, siehe Abbildung 62.

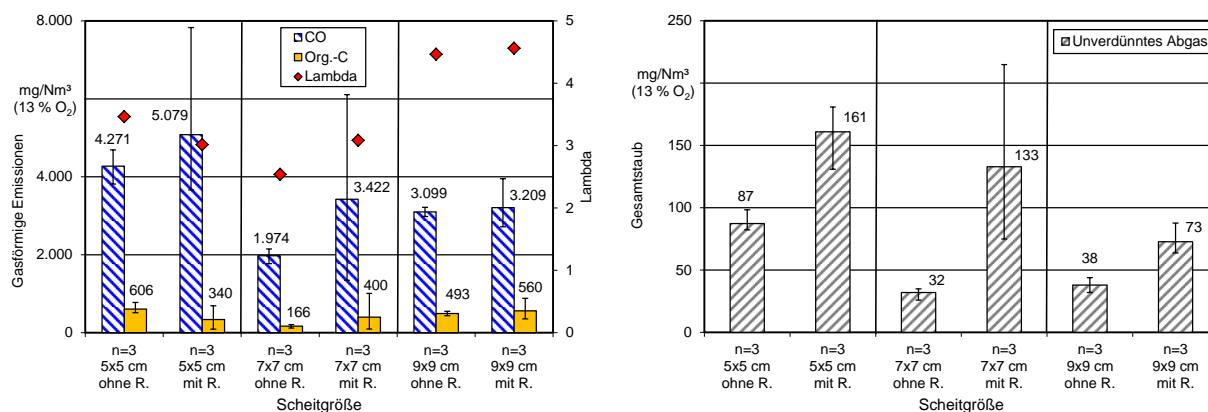


Abbildung 62: Einfluss einer nachrüstbaren Regelung auf die gasförmigen Emissionen sowie Staubemissionen im unverdünnten Abgas bei drei unterschiedlichen Scheitgrößen. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Auflegemasse: 2,5 kg (n = Anzahl der Messungen)

Ist die Verbrennungsluftregelung im Einsatz, so verkürzen sich die Abbrandzeiten zum Teil deutlich, zum Beispiel von 54 auf 39 Minuten bei Verwendung von 7 x 7 cm-Kanthölzern, siehe Tabelle 27. Dies geht einher mit einer deutlichen Steigerung der Wärmeleistung von 10,1 auf 14,4 kW und einer deutlichen Verringerung des feuerungstechnischen Wirkungsgrades um 14,4 %. Die höheren energetischen Verluste resultieren unter anderem aus der um 101 K höher liegenden Abgastemperatur.

Tabelle 27: Zusammenstellung der sonstigen Messwerte für Versuche am Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12 bei drei verschiedenen Scheitgrößen mit bzw. ohne Verbrennungsluftregelung

Scheitgröße/ mit/ohne Rege- lung	Wasser- gehalt %	Ab- brand- dauer Min	Wärme- leistung kW	Feuerungs- techn. Wir- kungsgrad %	Abgas- tempera- tur °C	O ₂ Vol.-%	NO _x CH ₄	
							mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
5 x 5 cm ohne Regelung	11,7	74	7,9	71,4	287	12,7	66	268
5 x 5 cm mit Regelung	12,1	43	14,2	62,2	410	11,8	67	186
7 x 7 cm ohne Regelung	13,0	54	10,1	73,1	317	11,4	77	79
7 x 7 cm mit Regelung	13,7	39	14,4	58,7	418	12,7	78	147
9 x 9 cm ohne Regelung	13,8	83	6,5	64,3	268	15,2	91	309
9 x 9 cm mit Regelung	13,9	71	7,3	58,9	304	15,3	90	339

Nachlegemasse. Bei der Variation der Nachlegemasse bewirkt die nachgerüstete Verbrennungsluftregelung erneut einen z. T. deutlichen Anstieg der Emissionswerte, siehe Abbildung 63. Weiterhin fallen die lambda-Werte bei Verwendung der Regelung stets höher aus. Beim Nachlegen eines einzelnen Scheites (Variante 7 x 7 x 1 mit 0,8 kg in Abbildung 63) konnten bei den Regelungsversuchen lediglich zwei Öffnungsgrade der Luftklappe beobachtet werden. Nach dem Auflegen des Kantholzes kam es zu einem Temperaturanstieg und die Luftklappe öffnete sich zu 100 %. Sobald ein Temperaturabfall eintrat, schloss die Luftklappe bis auf 20 %, da bereits hier die im Vorfeld eingestellte Glutphasentemperatur von 330 °C unterschritten war. Somit war während dieser Versuche meist nur für ca. 5 Minuten des gesamten Abbrandes die Luftklappe zu 100 % geöffnet und während der weiteren Versuchsdauer lediglich zu 20 % geöffnet.

Das gegenteilige Verhalten der Regelung wurde bei den Versuchen mit einer Brennraumüberladung (Variante 7 x 7 x 5, 4,1 kg in Abbildung 63) beobachtet. Bei dieser Vari-

ante war die Verbrennungsluftklappe während mehr als der Hälfte des Versuchszeitraumes zu 60 bis 100 % geöffnet, ehe ein deutlicher Temperaturabfall und damit ein weiteres Schließen der Luftklappe erfolgten.

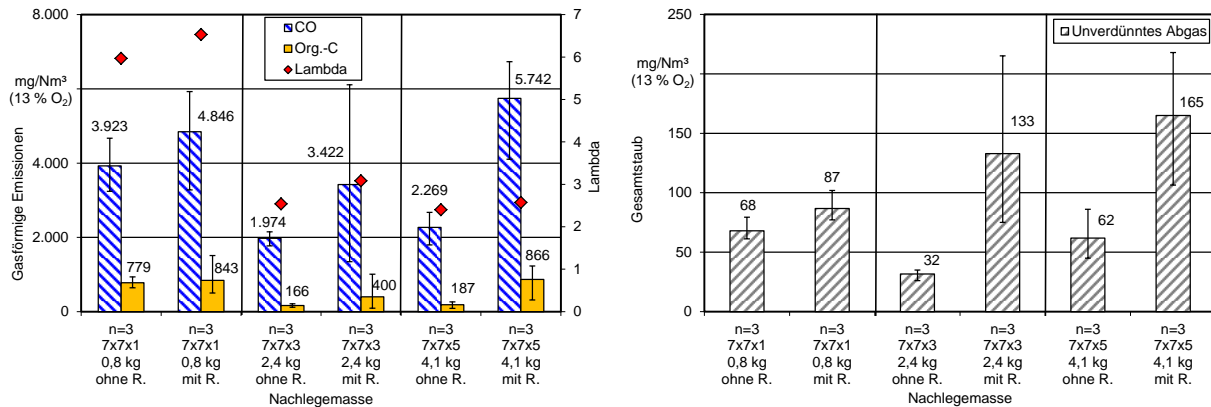


Abbildung 63: Einfluss einer nachrüstbaren Regelung auf die gasförmigen Emissionen sowie Staubemissionen im unverdünnten Abgas bei drei unterschiedlichen Nachlegemassen. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueLine Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Kantenlänge: 7 x 7 x 25 cm (n = Anzahl der Messungen)

Alle weiteren Messwerte für die verschiedenen Varianten sind in Tabelle 28 zusammengestellt. Dabei ist festzustellen, dass die nachgerüstete Regelung bei der Variante 7 x 7 x 1 mit 0,8 kg die Verbrennungseigenschaften kaum beeinflusst. Der Unterschied wird vor allem bei den Nachlegemassen von 2,4 und 4,1 kg deutlich. So verkürzt sich die Abbranddauer um ein Viertel (von 80 auf 61 Minuten) bei den Versuchen mit einer Brennraumüberladung. Folglich steigt die Wärmeleistung um 3,7 kW und es sinkt der feuerungstechnische Wirkungsgrad um 7,4 % aufgrund der gestiegenen Abgastemperatur.

Tabelle 28: Zusammenstellung der sonstigen Messwerte für Versuche am Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12 bei drei verschiedenen Nachlegemassen mit bzw. ohne Verbrennungsluftregelung

Nachlegemas- se/ mit/ohne Rege- lung	Was- ser- gehalt %	Ab- brand- dauer Min	Wärme- leistung kW	Feuerungs- techn. Wir- kungsgrad %	Abgas- tempera- tur °C	O ₂ Vol.-%	NO _x CH ₄	
							mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
7 x 7 x 1, 0,8 kg ohne Regelung	13,5	37	4,6	55,4	223	17,4	86	318
7 x 7 x 1, 0,8 kg mit Regelung	13,7	35	4,3	51,3	241	17,4	82	389
7 x 7 x 3, 2,4 kg ohne Regelung	13,0	54	10,1	73,1	317	11,4	77	79
7 x 7 x 3, 2,4 kg mit Regelung	13,7	39	14,4	58,7	418	12,7	78	147
7 x 7 x 5, 4,1 kg ohne Regelung	12,1	80	12,8	72,1	349	10,6	68	68
7 x 7 x 5, 4,1 kg mit Regelung	13,5	61	16,5	64,7	413	10,7	63	63

Abschließend zu den Vergleichsmessungen mit und ohne Verbrennungsluftregelung sollen die Temperaturen direkt am Abgasstutzen T1 in Abbildung 9, die als Eingangsparameter für die Verbrennungsluftregelung verwendet wurde, betrachtet werden. Die gemittelten Temperaturprofile über drei aufeinander folgende Abbrände sind in den Diagrammen in Abbildung 64 dargestellt. Dabei stehen die durchgezogenen Linien stets für Versuche ohne Regelung, während die gestrichelten Linien Versuche mit Verbrennungsluftregelung darstellen. Bei allen Versuchsvarianten mit Regelung kommt es zu einem deutlich rascheren Temperaturanstieg und höheren Maximaltemperaturen als im Vergleich zu den identischen Versuchen ohne Regelung. So wird beispielsweise bei der Verbrennung von 7 x 7 cm Kantholz ohne Regelung die maximale Temperatur von 509 °C nach 15 Minuten erreicht, während beim Versuch mit der nachgerüsteten Regelung bereits nach 9 Minuten die maximale Temperatur von 617 °C erreicht wurde. Der Grund für den raschen Temperaturanstieg bei den Versuchen mit Regelung liegt in der 100 %-igen Öffnung der Verbrennungsluftklappe nach dem Zünden des nachgelegten Brennstoffs, während bei den Versuchen ohne Regelung der Luftschieber stets mittig positioniert war.

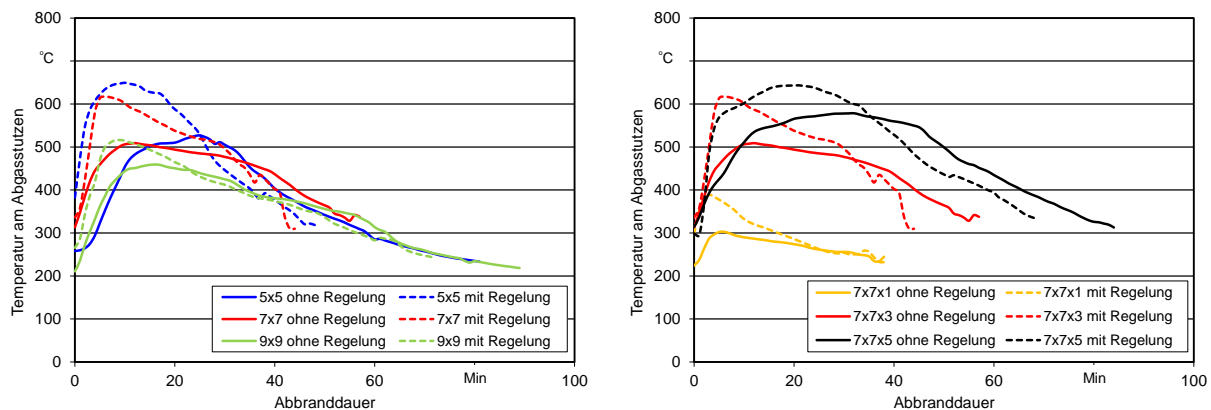


Abbildung 64: Vergleich des Temperaturverlaufes am Abgasstutzen bei verschiedenen Scheitgrößen (links) und Nachlegemassen (rechts) mit und ohne Verbrennungsluftregelung. Feuerung: Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12, Brennstoff: Buche ohne Rinde in Normscheitform 7 x 7 cm, Kurven stellen jeweils Mittelwerte aus drei Abbränden dar

Diese Vergleichsmessungen zeigen, dass die universale Verbrennungsluftregelung bei dem verwendeten Kaminofen 1 Buderus blueline Nr. 12 nicht die Erwartungen hinsichtlich einer Emissionsreduzierung und Abbrandverlängerung erfüllt. Bei einem Großteil der Messungen verringerten sich die Abbranddauer und der feuerungstechnische Wirkungsgrad bzw. die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen fielen deutlich höher aus. Daher ist diese Regelung Compact von Kutzner & Weber für diesen Kaminofen nicht zu empfehlen. Ob die Undichtheit des Ofens einen wesentlichen Einfluss auf die erzielten Ergebnisse hat, kann derzeit nicht abgeschätzt werden. Weitere Versuche mit der hier eingesetzten Verbrennungsluftregelung sind an gut abgedichteten Kaminöfen geplant.

Bewertung der Universalregelung. Abschließend sollen einige Anmerkungen und Verbesserungsvorschläge zur Regelungscharakteristik aufgezeigt werden.

Der Öffnungsgrad der Verbrennungsluftklappe sollte bereits beim Abflachen des Temperaturanstieges nach der Brennstoffauflage auf ca. 50 % reduziert werden. Sobald ein Temperaturabfall und somit die Leistungsphase gemäß Abbildung 60 beginnt, sollte die Luftklappe auf 40 % schließen. Erst bei diesem Öffnungsgrad war mittels Verbrennungsluftsensor eine Reduzierung des Luftstromes in den Brennraum registriert worden.

Weiterhin scheint die Temperaturmessstelle am Abgasstutzen für eine gute Verbrennungsluftregelung ungünstig gewählt zu sein. Vorteilhafter wäre es, wenn die Temperaturerfassung bereits vor dem Austritt aus dem Kaminofen erfolgte, beispielsweise am Ende des Gasfreiraumes bzw. an der Umlenkplatte. Dann könnte ein Temperaturanstieg während des Zündens bzw. ein Temperaturabfall im Feuerraum schneller erfasst werden, ohne dass sich zuvor das gesamte Speichermaterial aufheizen bzw. abkühlen muss. So könnte die Zündung des Brennstoffes und der damit einhergehende Temperaturanstieg schneller erfasst werden und die Verbrennungsluftklappe wäre früher vollständig offen. Ein Sauerstoffmangel könnte somit während des Anzündvorganges zeit-

lich verkürzt werden. Der wesentliche Nachteil der Verlagerung der Temperaturmessstelle in den Brennraum hinein wäre, dass die Regelung nicht mehr universell an jedem Kaminofen mit Verbrennungsluftstutzen angeschlossen werden kann. Hierzu müssten außerdem herstellerseitig Öffnungen für die Platzierung eines Thermoelementes im Brennraum vorgesehen werden.

4.1.10 Zusammenfassung der Ergebnisse zum Kaminofen 1

Folgende Schlussfolgerungen können aus den aufgezeigten Ergebnissen am Kaminofen 1 gezogen werden:

- Buchenholz sollte vorzugsweise verwendet werden im Vergleich zu Fichtenholz.
- Bei Buchenscheitholz hat die anhaftende Rinde kaum einen Einfluss auf die Emissionen während bei Fichtenscheitholz mit Rinde die Emissionen deutlich höher ausfallen.
- Beim Einsatz von Normscheiten und Scheitholz treten kaum Unterschiede bei den Emissionen auf. Die Schwankungsbreite der Messergebnisse bei den Feuerungsversuchen fällt jedoch leicht geringer aus, wenn Normscheite verwendet werden.
- Rundlinge sollten ab einem Durchmesser von etwa 7 cm gespalten werden, um die Emissionswerte auf einem vergleichsweise geringen Niveau zu halten. Gleichzeitig trocknet der Brennstoff auch schneller ab.
- Zu kleine und zu große Holzscheite sollten vermieden werden. Das Optimum liegt bei etwa 7 cm Kantenlänge. Kleine Scheite verbrennen sehr rasch und sollten nur zum Anheizen für eine rasche Temperaturentwicklung verwendet werden.
- Es sollten keine einzelnen Scheite auf eine gleichmäßig heruntergebrannte Grundglut nachgelegt werden. Mit einer Auflage von zwei bis drei Scheiten wird eine deutliche Reduzierung der Emissionen bewirkt.
- Eine "Brennraumüberladung" um 37 bzw. 63 % führte nicht zu einem Anstieg der Schadstoffemissionen. Bei diesem Ofen kann der hohe Brennraum die Fehlbedienung kompensieren, da der verbleibende Gasfreiraum noch für einen vollständigen Ausbrand ausreichend ist.
- Bei diesem Kaminofen sollte beim Erlöschen der Flamme nachgelegt werden. Dieser Zeitpunkt ist leicht durch den Nutzer zu erkennen. Ein späteres Nachlegen erhöht die Emissionen, verlängert jedoch die Abbranddauer.
- Buchenscheite sollten für optimale Verbrennungsbedingungen einen Wassergehalt zwischen 8 und 17 % aufweisen. Der optimale Wassergehalt bei Buchenholz beträgt ca. 10 %.
- Bei Fichtenholz sollte der Wassergehalt unter 15 % liegen. Ein Optimum konnte bei den hier durchgeführten Untersuchungen nicht gefunden werden. Die Verbrennung von Fichtenholz mit einem vergleichbaren Wassergehalt wie Buchenholz führt zu höheren Schadstoffemissionen.
- Vom Einsatz von technisch getrocknetem und von frischem Holz ist abzuraten. Ebenso ist oberflächlich nasses Holz nicht für die Verbrennung geeignet.

- Runde Holzbriketts, vorzugsweise mit Zugloch, sollten bevorzugt eingesetzt werden, verglichen mit quaderähnlichen Holzbriketts. Holzbriketts sollten deutlich kürzer sein als der zur Verfügung stehende Brennraum, da sich ihr Volumen bei der Verbrennung zunächst stark vergrößert. Ggf. sind die Holzbriketts zu brechen.
- Reine Rindenbriketts und Braunkohlebriketts eignen sich nicht für den untersuchten Kaminofen. Vor allem die verwendeten Rindenbriketts schmolzen nur im Brennraum, was zu deutlich erhöhten gasförmigen Schadstoffemissionen führte.
- Holzscheite sollten im hinteren Teil des Brennraumes nahe (jedoch mit kleinem Abstand) an die Rückwand aufgelegt werden, da an der Sichtscheibe deutlich geringere Temperaturen herrschen.
- Die getestete Verbrennungsluftregelung von Kutzner & Weber ist in Kombination mit diesem Kaminofen ungeeignet und führt sogar zu höheren Emissionen.
- In den Versuchen mit Betrachtung eines gesamten Abbrandes konnte lediglich in einem Fall die 2. Stufe der 1. BImSchV mit diesem Kaminofen erfüllt werden (Variante mit 10 % Wassergehalt bei den Buchennormscheiten). In den meisten Fällen lagen die Emissionswerte deutlich über den geforderten Grenzwerten der Stufe 2.

4.2 Messungen am Kaminofen 2

Für die Messungen am Kaminofen 2 wurde der gleiche Versuchsaufbau wie für den ersten Kaminofen verwendet, siehe Abbildung 8. Als Einfluss auf die Verbrennung wurden hier die Scheitgröße, die Nachlegemasse und verschiedene Brennstoffarten untersucht.

Der Kaminofen 2 wurde stets mit ca. 1,6 kg Brennstoff bei geöffneter Primär- und Sekundärluft angeheizt. Kurz vor dem Ende der Anheizphase wurde die Primärluft vollständig geschlossen und die Sekundärluft mittels Schieber auf 2/3 gemäß Herstellerempfehlung gestellt. Die Tertiärluft konnte nicht reguliert werden und war somit immer vorhanden. Anschließend wurden drei aufeinander folgende Abbrände gemessen. Nur bei Rinden- und Braunkohlebrikettversuchen war es notwendig, die Zündfähigkeit beim Nachlegen durch vorherige kleinere Zwischenaufgaben mit Fichtenholzscheiten herbeizuführen.

4.2.1 Einfluss der Scheitgröße

Für die Untersuchung des Einflusses der Scheitgröße wurden wie beim Kaminofen 1 Buchennormscheite ohne Rinde eingesetzt. Die Scheitgröße variierte von 5 x 5, 7 x 7 bis 9 x 9 cm Kanthölzern mit einer vergleichbaren Auflagemasse von ca. 1,5 kg. Der Wassergehalt betrug durchschnittlich 12,4 %. Bei den kleinen Kanthölzern mussten jeweils zwei Normscheite aufeinander gelegt werden, so dass die Oberkante des aufgelegten Brennstoffes knapp oberhalb der Tertiärluftöffnungen war. Für die anderen beiden Varianten war stets eine einzelne Brennstofflage ausreichend.

Die Messergebnisse für die Scheitgrößenvariation am Kaminofen 2 sind in Abbildung 65 gegenübergestellt. Wie beim Kaminofen 1 neigen die kleinen Scheite mit 5 x 5 cm zu einer intensiven Verbrennung und somit zu erhöhten Emissionen mit Werten von

3.864 mg/Nm³ CO und 222 mg/Nm³ org.-C. Jedoch ist hierbei festzustellen, dass die optimale Scheitgröße bei 9 x 9 cm liegt (beim Kaminofen 1 lag das Optimum bei 7 x 7 cm). Im Vergleich zu den Ergebnissen aus der Scheitgrößenvariation am Kaminofen 1 kann festgestellt werden, dass die Werte der gasförmigen Emissionskomponenten bei dem Kaminofen 2 niedriger ausfallen, siehe Abbildung 45. Bei der Kantenlänge von 5 x 5 cm konnte beim Kaminofen 2 ein CO-Gehalt von 3 864 mg/Nm³ bestimmt werden, während beim Kaminofen 1 Werte von 5.026 mg/Nm³ gemessen wurden. Weiterhin fällt auf, dass auch die emittierten organischen Kohlenwasserstoffgehalte (org.-C) beim Kaminofen 2 deutlich geringer ausfallen, vgl. Abbildung 65 mit Abbildung 45 mit Werten von 222 mg/Nm³ beim Kaminofen 2 bzw. 925 mg/Nm³ beim Kaminofen 1 mit der Scheitgröße 5 x 5 cm.

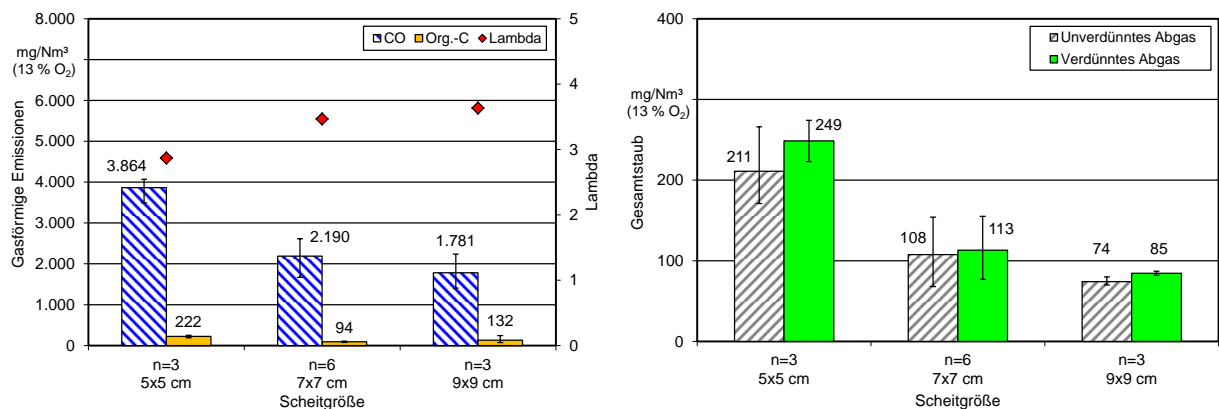


Abbildung 65: Einfluss der Scheitgröße auf die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 2 Fireplace Santa Fe, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Brennstoffmasse: ca. 1,5 kg, Wassergehalt: 12,4 % (n = Anzahl der Messungen)

Bei den Gesamtstaubemissionen liegen die Werte im unverdünnten Abgas jedoch stets höher als beim Kaminofen 1. Die Staubbemissionen aufgrund von Kondensationseffekten der organischen Kohlenwasserstoffe fällt aber beim Kaminofen 2 geringer aus. Werden nur die Emissionen betrachtet, so wäre für die 9 x 9 cm-Variante die 1. Stufe der 1. BImSchV erfüllt; jedoch fällt der feuerungstechnische Wirkungsgrad mit 70,2 % zu niedrig aus. Alle weiteren Messwerte sind in Tabelle 29 zusammengestellt.

Tabelle 29: Übersicht der Messwerte bei drei Scheitgrößen für Versuche am Kaminofen 2 Fireplace Santa Fe mit ca. 1,5 kg Buchenholz ohne Rinde

Scheitgröße	Wasser-	Ab-	Wärme-	Feuerungs-	Abgas-	O ₂	NO _x	CH ₄
	gehalt	brand-	leistung	techn. Wir-	tempera-			
	%	Min	kW	%	°C	Vol.-%	mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
5 x 5 cm	11,8	35	9,5	74,3	297	11,2	91	103
7 x 7 cm	12,0	43	8,1	72,0	281	12,9	92	56
9 x 9 cm	12,8	48	6,7	70,2	271	14,0	102	80

4.2.2 Einfluss der Nachlegemasse

Für die Variation der Nachlegemasse kamen lediglich die 7 x 7 cm Kanthölzer zum Einsatz, mit einem, drei bzw. fünf Kanthölzern pro Brennstoffauflage. Dabei entsprachen die aufgelegten Massen 28 %, 95 % bzw. 158 % der vom Hersteller maximal empfohlenen Auflagemasse von 1,6 kg. Die geringsten Emissionen bei dieser Variation konnten für die mittlere Nachlegemasse (d. h. maximal empfohlene Auflagemasse) erzielt werden, siehe Abbildung 66. Bei einer Brennraumüberladung mit 2,5 kg werden die Öffnungen für den Tertiärlufteinlass durch den Brennstoff blockiert, so dass stellenweise ein Luftmangel eintritt bzw. die Verweilzeit der freigesetzten Gase in der heißen Brennkammer zu kurz ist. Dies ist auch an dem vergleichsweise niedrigen lambda-Wert von 2,3 bei einer Nachlegemasse von 2,5 kg ablesbar. Gleichzeitig werden CO-Gehalte von 6.400 mg/Nm³ und 581 mg/Nm³ org.-C emittiert. Eine Brennraumüberladung hat im Gegensatz zum Kaminofen 1 die erwarteten negativen Auswirkungen auf das Abbrand- und Emissionsverhalten. Ebenfalls steigen dann die Staubemissionen auf Werte bis 161 bzw. 185 mg/Nm³ im unverdünnten bzw. verdünnten Abgas. Das Nachlegen von nur einem einzelnen Scheit führt auch hier zu einem Emissionsanstieg.

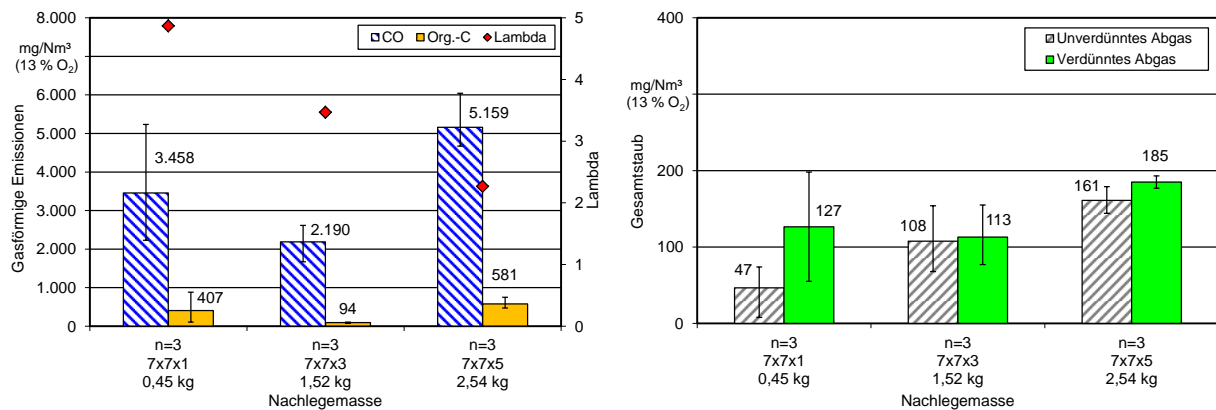


Abbildung 66: Einfluss der Nachlegemenge auf die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kaminofen 2 Fireplace Santa Fe, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Wassergehalt: 12 % (n = Anzahl der Messungen)

Die Ergebnisse zeigen, dass die negativen Auswirkungen einer Brennraumüberladung stark von der Ofentechnik abhängen. Die hier gezeigten Nachteile waren beim zuerst untersuchten Kaminofen 1 nicht automatisch gegeben, vielmehr kam es dabei teilweise sogar zu Verbesserungen, vgl. Abbildung 47. Ein wesentlicher baulicher Unterschied zwischen den Öfen besteht darin, dass der Kaminofen 1 keine Tertiärluftzufuhr besitzt, die durch ein übermäßiges Nachlegen blockiert würde. Kaminofen 1 weist außerdem mit 35 Litern einen deutlich größeren Brennraum auf. Somit steht ihm selbst bei maximaler Auflagemasse immer noch mehr als ein Drittel des Brennraumes für die Gasphasenreaktionen zur Verfügung.

Die Abbranddauer verlängert sich hier mit zunehmender Beladung von 23 auf 47 Minuten, siehe Tabelle 30. Gleichzeitig steigt die Abgastemperatur um 94 K und die abgegebene mittlere Wärmeleistung eines Abbrandes verdreifacht sich. Obwohl die Abgastemperatur steigt, verbessert sich der feuerungstechnische Wirkungsgrad. Dies liegt vor allem am deutlich gesunkenen Sauerstoffüberschuss. Dieses Verhalten war auch beim Kaminofen 1 zu beobachten, vgl. Tabelle 20.

Tabelle 30: Übersicht der Messwerte bei fünf verschiedenen Brennstoffmengen für Versuche am Kaminofen 2 Fireplace Santa Fe mit Buchenholz ohne Rinde der Kantenlänge 7 x 7 x 25 cm

Nachlege- masse	Wasser- gehalt %	Ab- brand- dauer Min	Wärme- leistung kW	Feuerungs- techn. Wir- kungsgrad %	Abgas- tempera- tur °C	O ₂ Vol.-%	NO _x CH ₄	
							mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
0,45 kg	12,6	23	4,5	62,6	234	16,3	84	173
1,52 kg	12,0	43	8,1	72,0	281	12,9	92	56
2,54 kg	12,2	47	12,3	74,4	328	9,4	46	348

4.2.3 Verbrennungseigenschaften von Holz- und Rindenbriketts

Die Verbrennungseigenschaften der unterschiedlichen Briketts werden beim Kaminofen 2 mit den Ergebnissen für Buchen- und Fichtennormscheite ohne Rinde verglichen. Die Auflagemasse betrug jeweils einheitlich 1,6 kg. Bei den Brikettversuchen wurde zunächst mit Fichtenkleinholz ohne Rinde angeheizt. Dieses Holz kam auch bei den Versuchen mit Rindenbriketts für die kurzen Zwischenauflagen zum Einsatz. In der Regel wurden zwei gleichschwere Brikettstücke für die Versuche verwendet. Aufgrund des kleinen Feuerraumes mussten die runden Briketts (mit und ohne Loch) gebrochen werden, um wegen der Volumenausdehnung ein Einklemmen zwischen den Feuerraumwänden zu vermeiden. Die Lufteinstellungen der Primär- und Sekundärluft waren für alle Varianten einheitlich, es erfolgte keine brennstoffspezifische Optimierung.

In Abbildung 67 sind die Ergebnisse aller Brennstoffarten bezüglich der gasförmigen Emissionen CO und org.-C zusammengefasst. Zwischen Fichten- und Buchenholz ist kaum ein Unterschied erkennbar. Die beiden runden Holz briketts führen wie beim Kaminofen 1 zu den geringsten CO- und org.-C-Emissionen, vgl. Abbildung 57. Sie liegen bei 1.727 bzw. 1.590 mg/Nm³ für CO und 44 bzw. 63 mg/Nm³ org.-C für das runde Brikett mit Loch bzw. ohne Loch. Die anderen beiden Holz brikettformen setzen bei der Verbrennung etwas höhere CO-Gehalte frei als die beiden Normscheitsorten. Die höchsten Kohlenwasserstoffemissionen mit 564 und 463 mg/Nm³ können den beiden reinen Rindenbriketts zugeordnet werden. Auch die CO-Emissionen fallen für die Rinden- und Braunkohlebriketts höher aus, siehe Abbildung 67. Dennoch liegen die Werte für die Rinden- und Braunkohlebriketts auf einem deutlich niedrigeren Niveau im Vergleich zum Kaminofen 1. Dabei ist jedoch die große Schwankungsbreite bei diesen Brennstoffen zu berücksichtigen. Während der Versuche am Kaminofen 2 mit den Rinden- und Braunkohlebriketts war über fast den gesamten Versuchszeitraum eine leuchtende Flamme erkennbar, das heißt, dass ein reiner Schwelbrand mit diesen Brennstoffen im Vergleich zum Kaminofen 1 nicht eintrat.

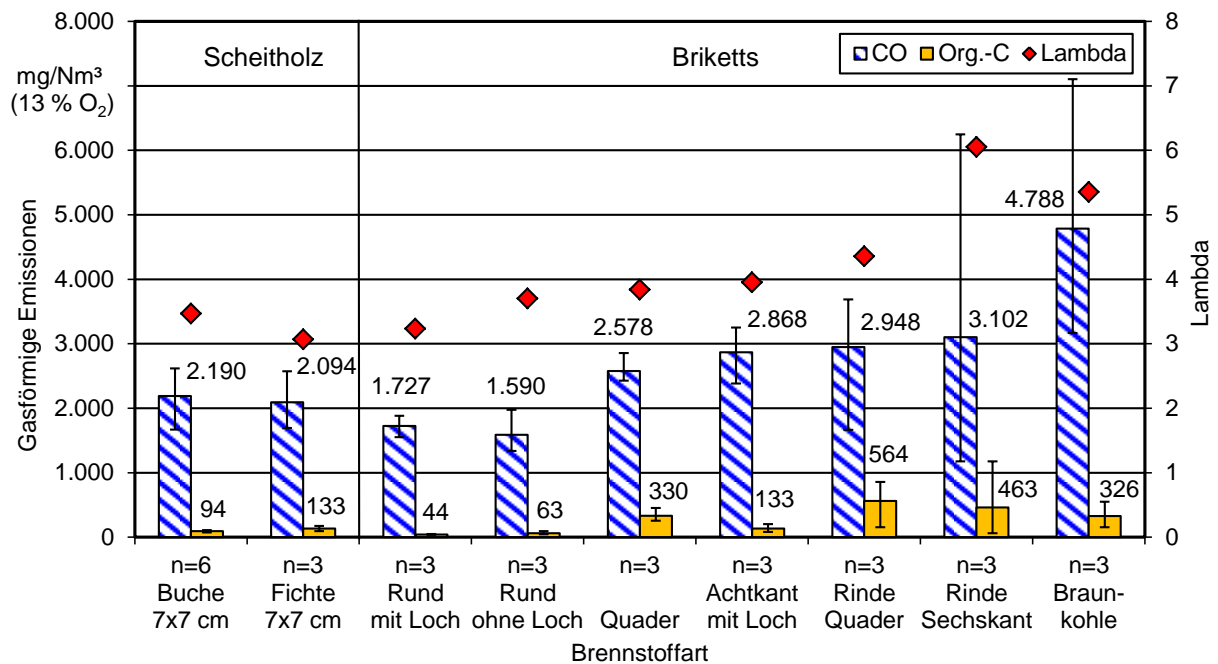


Abbildung 67: Vergleich der gasförmigen Emissionen von Scheitholz mit Holzbriketts, reinen Rindenbriketts und Braunkohlebriketts. Feuerung: Kaminofen 2 Fireplace Santa Fe, Nachlegemenge: ca. 1,6 kg (n = Anzahl der Messungen).

Ein sehr uneinheitliches Bild zeigt sich bei den Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas in Abbildung 68. Aus diesem Diagramm geht hervor, dass der Kaminofen 2 bei Verwendung von Fichtenholz geringere Staubgehalte emittiert als bei der Verbrennung von Buchenholz. Bei allen Versuchen mit Holzbriketts wurden im verdünnten und unverdünnten Abgas höhere Staubgehalte ermittelt. Vor allem bei den achtkantigen Holzbriketts mit Loch war eine sehr lebhaftere Verbrennung zu beobachten, so dass offensichtlich entsprechend viel Material vom Brennstoff mit dem Abgasstrom mitgerissen wurde, was die deutlich höheren Staubemissionen erklären könnte. Die CO- und org.-C-Emissionen waren für das Achtkantbrikett nicht erhöht. Zusätzlich fällt in Abbildung 68 auf, dass bei der Verbrennung von Rinden- und Braunkohlebriketts deutlich geringere Staubemissionen freigesetzt werden. Im unverdünnten Abgas liegen die Werte sogar noch unterhalb der Variante mit Fichtennormscheiten. Beim Kaminofen 1 dagegen war zuvor ein völlig anderes Emissionsverhalten bezüglich des Staubes festgestellt worden, vgl. Abbildung 58. Gründe könnten beispielsweise darin bestehen, dass der Kaminofen 2 auch für Kohlebriketts freigegeben ist und dass die Tertiärluft einen positiven Einfluss auf die Staubemissionen ausübt. Wegen der geringeren gasförmigen Bestandteile von Kohlen sind deren Flammen kürzer als bei der Holzverbrennung, so dass die Tertiärluft nun in einer optimalen Höhe bei diesem Kaminofen zugeführt wird. Mit reiner Scheibenspül-luft kann der Abbrand von Kohle nun schlecht reguliert werden [20]. Weiterhin werden aufgrund des ruhigen Flammenbildes weniger Partikel aus dem Feuerraum mit den Abgasen mitgerissen.

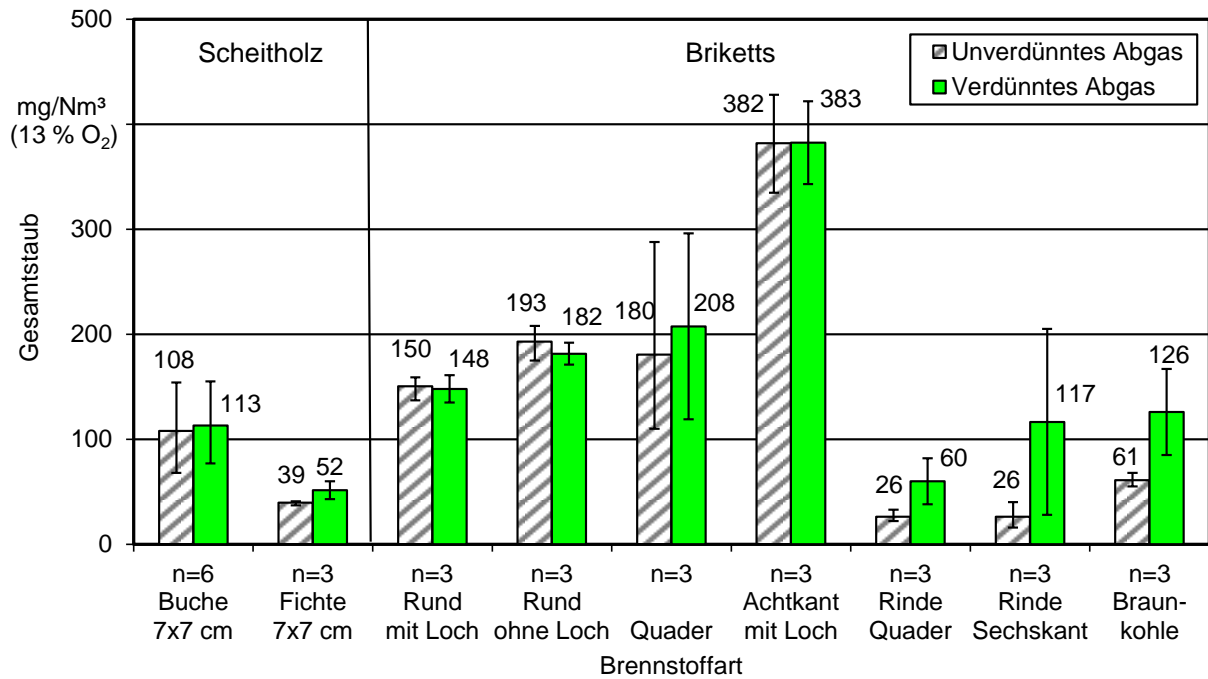


Abbildung 68: Vergleich der Staubemissionen von Scheitholz mit Holzbriketts, reinen Rindenbriketts und Braunkohlebriketts. Feuerung: Kaminofen 2 Fireplace Santa Fe, Nachlegemenge: ca. 1,6 kg (n = Anzahl der Messungen)

Alle weiteren Parameter für die Brennstoffvariation am Kaminofen 2 sind in Tabelle 31 zusammengestellt.

Tabelle 31: Übersicht der Messwerte für die Versuche am Kaminofen 2 Fireplace Santa Fe mit verschiedenen Brennstoffarten

Brennstoffart	Wasser-	Ab-	Wärme-	Feuerungs-	Abgas-	O ₂	NO _x	CH ₄
	gehalt	brand-	leistung	techn. Wir-	tempera-			
	%	Min	kW	%	°C	Vol.-%	mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
Buche ohne Rinde	12,0	43	8,1	72,0	281	12,9	92	56
Fichte ohne Rinde	12,8	39	8,8	72,0	291	12,8	58	70
Rund mit Loch	7,9	52	5,2	76,3	273	12,5	79	19
Rund ohne Loch	7,2	55	7,6	74,3	263	13,6	79	36
Quader	7,9	63	6,9	70,9	257	14,5	62	223
Achtkant mit Loch	6,4	50	8,1	75,1	271	12,6	66	46
Rinde Quader	9,0	61	6,0	67,6	256	15,3	207	467
Rinde Sechskant	11,5	63	5,2	65,6	237	16,1	282	332
Braunkohle	12,6	88	3,1	65,4	232	15,9	220	216

4.2.4 Zusammenfassung der Ergebnisse am Kaminofen 2

Folgende Schlussfolgerungen können aus den gewonnenen Erkenntnissen am Kaminofen 2 gezogen werden:

- Die optimale Scheitgröße mit Buchenholz liegt bei 9 cm im Durchmesser. Zu kleine Scheite sollten nur für das Anzünden verwendet werden, um die Emissionen gering zu halten.
- Vom Nachlegen einzelner Scheite wird aufgrund des schlechten Abbrandverhaltens abgeraten. Eine Brennraumüberladung ist ebenfalls zu vermeiden, da sonst deutlich erhöhte Emissionen auftreten. Die optimale Nachlegemasse entspricht der maximal vom Hersteller empfohlenen Brennstoffmasse.
- Die Holzarten Fichte und Buche sind etwa gleich gut geeignet für diesen Kaminofen. Einen kleinen Vorteil weist Fichtenholz mit geringeren Staubemissionen auf. Bei den gasförmigen Emissionen unterscheiden sich beide Brennstoffarten nicht.
- Die Verbrennung von Holzbriketts verursacht höhere Staubemissionen bei diesem Kaminofen im Vergleich zum Kaminofen 1. Hierbei schnitten die runden Holzbriketts mit und ohne Loch am besten ab, bei gleichzeitig sehr geringen Kohlenwasserstoffemissionen. Das achtkantige Brikett mit Loch zeigte ein erhöhtes Emissionsverhalten.
- Rindenbriketts und Braunkohlebriketts emittieren höhere Anteile an CO und org.-C. Jedoch wurden bei der Verbrennung dieser Brennstoffarten die niedrigsten Gesamt-

staubemissionen erzielt. Dennoch handelt es sich bei den reinen Rindenbriketts um einen nicht zulässigen Brennstoff gemäß der 1. BImSchV und er ist daher nicht zu verwenden.

- Allgemein liegen die gasförmigen Emissionen auf einem niedrigeren Niveau im Vergleich zum Kaminofen 1. Jedoch fallen die Staubemissionen bei diesem Kaminofen mit seinem deutlich kleineren Feuerraum in der Regel höher aus.
- Aus den aufgezeigten Ergebnissen kann belegt werden, dass der Einsatz eines preiswerten Kaminofens nicht immer mit Nachteilen beim Schadstoffausstoß verbunden sein muss.
- Die Tertiärluft scheint einen positiven Effekt auf die Freisetzung der gasförmigen Emissionen zu haben.

4.3 Messungen am Kachelofenheizeinsatz

Am Kachelofenheizeinsatz wurden Einflüsse bezüglich Brennstoffart, Scheitgröße, Nachlegezeitpunkt und Nachlegemasse sowie das Verbrennungsverhalten von Holz- und Rindenbriketts untersucht. Dazu wurde der Kachelofenheizeinsatz mit dem jeweiligen Versuchsbrennstoff mit vollständig geöffnetem Luftschieber angeheizt. Anschließend wurde der Luftschieber auf ca. 40 % gestellt und für den restlichen Versuchstag konstant beibehalten.

Bei diesen Messungen wurden neben den bisher erfassten Temperaturen im unverdünnten und verdünnten Abgas auch die Temperaturen direkt am Ofenauslass, vor dem Nachheizkasten sowie nach dem Nachheizkasten erfasst. Wegen der deutlichen Abkühlung der Abgase am Nachheizkasten musste das Abgas an der zweiten Probenahmestelle nur wenig verdünnt werden. Das Verdünnungsverhältnis lag stets zwischen 1,5 und 2. Daher wurde das CO₂-Messgerät im Verdünnungstunnel für diese Versuchsreihe auf 12 Vol.-% kalibriert. Die Begleitheizung der Staubprobenahme im unverdünnten Abgas wurde auf 100°C eingestellt während im verdünnten Abgas 50 °C vorgegeben waren.

Bei einigen der Versuchsvarianten wurde eine ungleichmäßige Beladung beim 150 mm Planfilter im Verdünnungstunnel festgestellt, teilweise waren diese auch durchnässt, siehe Abbildung 69. Inwieweit die Stäube dennoch auf dem Planfilter gleichmäßig verteilt waren, kann nicht beurteilt werden. Bei den anderen eingesetzten Feuerstätten wurden solche Beobachtungen nicht gemacht.

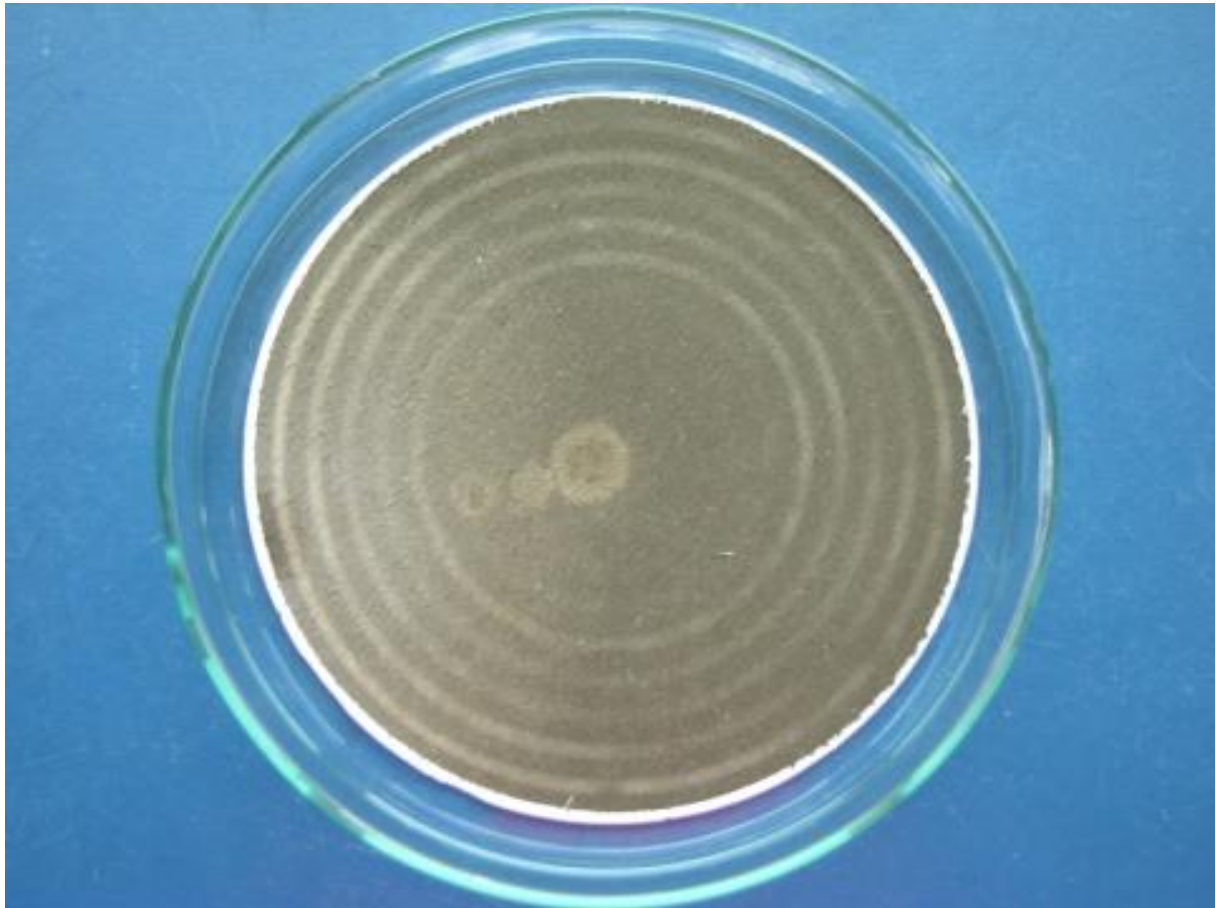


Abbildung 69: Ungleichmäßig beladener 150 mm Planfilter aus dem Verdünnungstunnel bei einem Versuch am Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33 mit Brennraumüberladung (die Schwärzung des Filters ist unterschiedlich intensiv)

Die Ergebnisse der Feuerungsversuche am Kachelofenheizeinsatz werden nachfolgend beschrieben.

4.3.1 Einfluss der Scheitgröße

Wie bei den Kaminofenversuchen wurde für die Scheitgrößenvariation Buchennormscheite der Kantenlängen 5 x 5, 7 x 7 und 9 x 9 cm eingesetzt. Die Scheitlänge bzw. Kanthölzer-Anzahl wurde so angepasst, dass die Masse pro Auflage etwa 2,4 kg betrug. In Abbildung 70 sind die Ergebnisse der Scheitgrößenvariation dargestellt. Analog zu den Kaminofenversuchen führt die Verbrennung der kleinen Kanthölzer (5 x 5 cm) zu den höchsten Emissionen mit 4.837 mg/Nm³ Kohlenmonoxid bzw. 445 mg/Nm³ Kohlenwasserstoffe. Als optimale Scheitgröße bezüglich der gasförmigen Emissionen stellte sich die 9 x 9 cm-Variante heraus. Hierbei konnte ein recht ruhiges Flammenbild beobachtet werden. Bei den Staubemissionen führten die 7 x 7 cm und die 9 x 9 cm Variante mit Werten von 21 bis 22 mg/Nm³ im unverdünnten Abgas zu vergleichbaren Ergebnissen. Mit den großen Kanthölzern wird hier bereits die 2. Stufe der 1. BImSchV eingehalten, während mit den 7 x 7 cm-Kanthölzern aufgrund der etwas höheren CO-Gehalte nur

die 1. Stufe erfüllt ist. Die Verwendung der kleinen Kanthölzer lieferte dagegen etwa fünf-
fach höhere Staubemissionen.

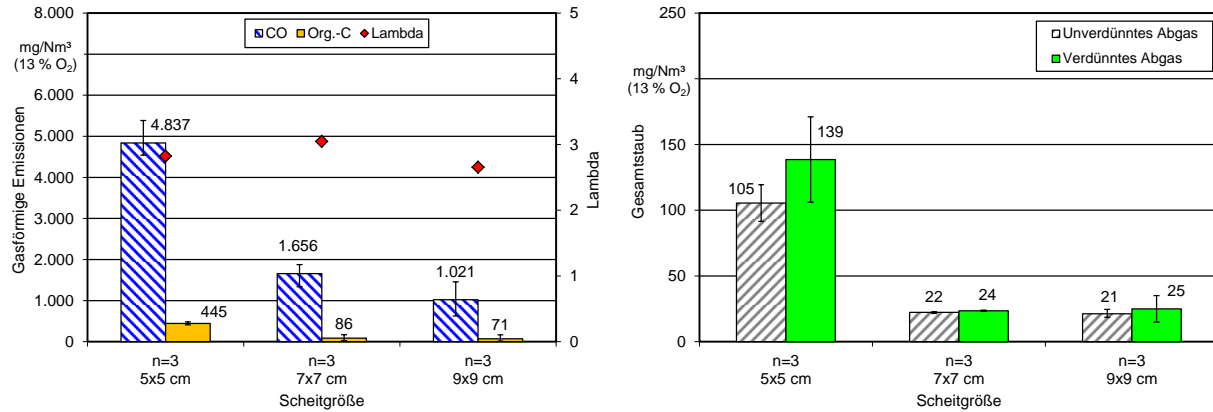


Abbildung 70: Einfluss der Scheitgröße auf die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Auflegemasse: 2,4 kg, Wassergehalt: 13,1 % (n = Anzahl der Messungen)

Die Temperaturverteilung beim Kachelofenheizeinsatz ist in einem Beispiel für alle drei untersuchten Scheitgrößen in Abbildung 71 dargestellt. Die Temperatur direkt am Ofenstutzen ist bei der Verbrennung der kleinen Buchenscheite (5 x 5 cm) mit durchschnittlich 582 °C am höchsten. Bereits über das Verbindungsstück zwischen Kachelofen und Nachheizkasten sinkt die Temperatur um 151 K auf 431 °C. Mit lediglich 160 °C verlässt das Abgas den Nachheizkasten. Bei der am Pyrometer gemessenen Temperatur treten kaum noch Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchsvarianten auf.

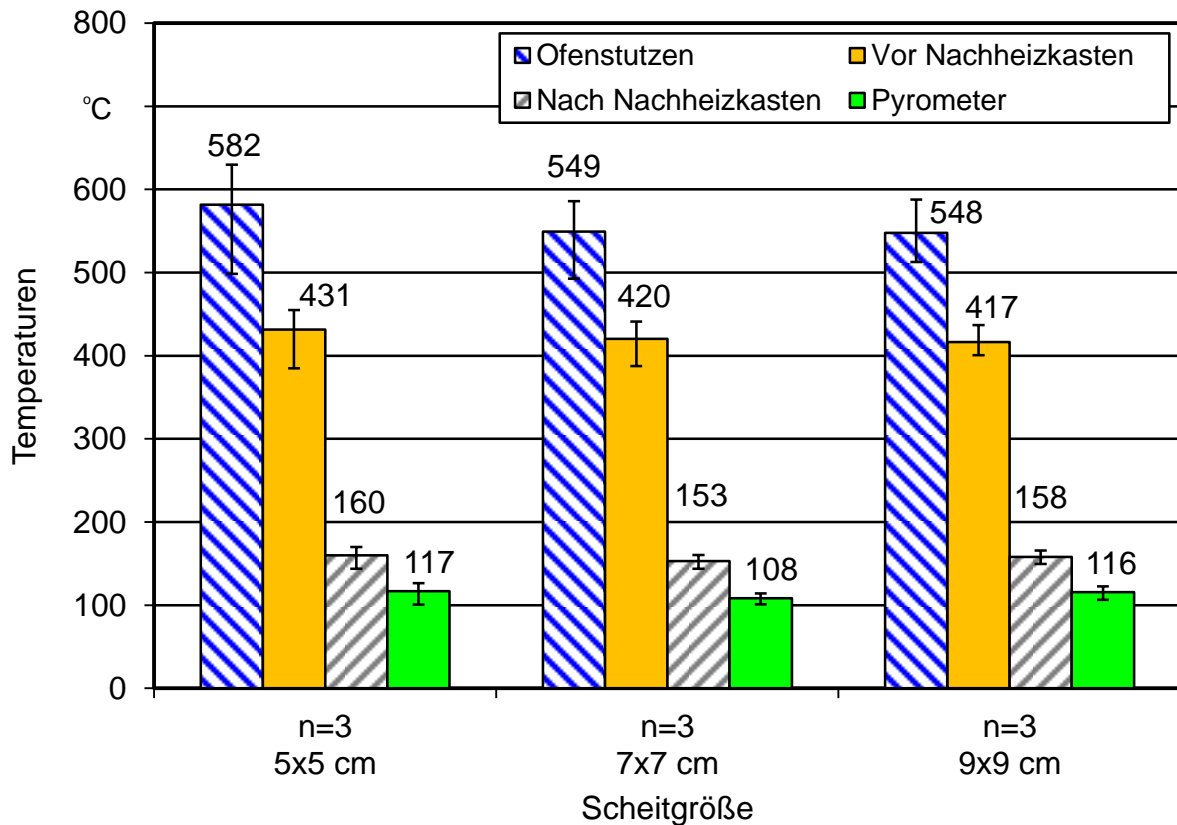


Abbildung 71: Temperaturverteilung beim Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33 bei der Verbrennung von verschiedenen Buchenscheitgrößen. Auflagemasse: 2,4 kg

Erwartungsgemäß liefert die Verbrennung kleiner Scheite die höchste Wärmeleistung von 10,1 kW, jedoch dauerte der Abbrand lediglich 55 Minuten. Alle weiteren Parameter können Tabelle 32 entnommen werden. Die Wirkungsgrade fallen mit 89 bis 90 % im Vergleich zu den Kaminofenversuchen deutlich höher aus. Bei den Messungen war der Kachelofen mit Nachheizkasten nicht verkleidet, so dass die freigesetzte Wärme ungehindert an die Umgebung abgegeben werden konnte. Bei einem Einbau des Heizeinsatzes könnte der Wirkungsgrad jedoch geringer ausfallen.

Tabelle 32: Übersicht der Messwerte bei drei Scheitgrößen für Versuche am Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33 mit Buchenholz ohne Rinde, Brennstoff: Buche ohne Rinde. Auflegemasse: 2,4 kg

Scheitgröße	Wasser-	Ab-	Wärme-	Feuerungs-	Abgas-	O ₂	NO _x	CH ₄
	gehalt	brand-	leistung	techn. Wir-	tempera-			
	%	Min	kW	%	°C	Vol.-%	mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
5 x 5 cm	12,6	55	10,1	88,9	117	10,8	70	231
7 x 7 cm	13,0	63	9,3	89,9	108	12,9	84	45
9 x 9 cm	13,7	66	8,8	90,4	116	12,2	103	34

4.3.2 Einfluss der Nachlegemasse

Der Einfluss der Nachlegemasse am Kachelofenheizeinsatz wurde nur für die Kantenlänge 7 x 7 x 25 cm mit Buchenholz ohne Rinde untersucht. Die vom Hersteller empfohlene Brennstoffmasse liegt zwischen 2,0 und 3,5 kg. Es zeigt sich, dass die vom Hersteller empfohlene Brennraumbeladung einzuhalten ist, siehe Abbildung 72, um die Emissionen auf einem geringen Niveau zu halten. Für die Nachlegemassen zwischen 1,65 und 3,2 kg variieren die CO-Emissionen zwischen 1.656 und 2.466 mg/Nm³ und die freigesetzten organischen Kohlenwasserstoffe liegen zwischen 85 und 108 mg/Nm³. Dementsprechend fallen für diese drei Stufen die Staubemissionen gering aus. Somit werden in zwei Fällen (für 1,6 kg und 2,4 kg) die Vorgaben der ersten Stufe der 1. BImSchV erfüllt. Würde man nun den flammenlosen Ausbrand in beiden Fällen nicht mit auswerten, so fielen die CO-Emissionen auf unter 1.250 mg/Nm³ und auch die Anforderungen der zweiten Stufe der 1. BImSchV wären erfüllt. Ein Anstieg der Staubkonzentration im Verdünnungstunnel findet kaum statt, da die org.-C-Konzentration im Abgas vergleichsweise niedrig ausfällt.

Die Verbrennung eines einzelnen Scheites führt auch hier wieder zu einem deutlichen CO-Anstieg auf durchschnittlich 5.916 mg/Nm³. Parallel dazu steigen auch die Staubemissionen auf 124 mg/Nm³ im unverdünnten Abgas. Am Ende des Abbrandes des einzelnen Kantholzes war stets noch eine feste Holzstruktur im Brennraum vorzufinden.

Bei einer Brennraumüberladung (in diesem Fall mit 4,1 kg unter Verwendung von 5 Kanhölzern) kommt es ebenfalls zu einem deutlichen Anstieg der Emissionen. Die Kohlenmonoxidemissionen verdreifachen sich auf 5.455 mg/Nm³, die organischen Kohlenwasserstoffe verzehnfachen sich sogar auf 856 mg/Nm³. Bei dieser Versuchsvariante ragte der hoch aufgelegte Brennstoff über den Luftschlitz an der Rückwand hinaus, so dass eine optimale Luftverteilung in der Brennkammer nicht mehr gewährleistet war. Die teilweise Kondensation der Kohlenwasserstoffe wirkt sich jedoch im verdünnten Abgas nicht auf eine Staubmehrung für den Versuch mit 0,8 bzw. 4,1 kg aus. Die ist offenbar auf einen einzelnen auffälligen Wert zurückzuführen (zweiter Abbrand), für den im unverdünnten Abgas höhere Staubemissionen festgestellt worden waren. Würden für die erste Ver-

suchsreihe mit 0,8 kg nur der erste und der dritte Abbrand berücksichtigt, ergäbe sich ein Mittelwert von 90 mg/Nm³ im unverdünnten Abgas.

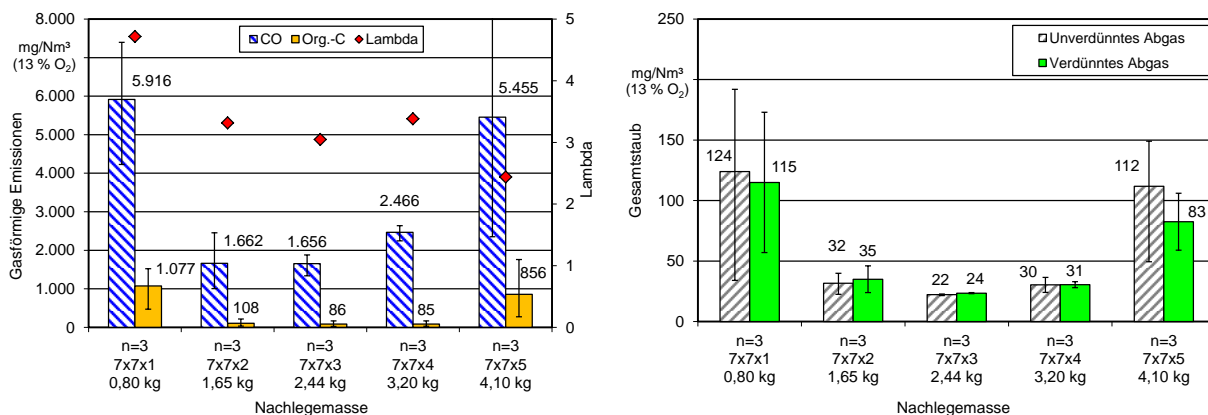


Abbildung 72: Einfluss der Nachlegemasse auf die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Wassergehalt: 13,5 % (n = Anzahl der Messungen)

Alle weiteren Messwerte für die unterschiedlichen Brennstoffmassen können Tabelle 33 entnommen werden. Vor allem das Nachlegen einer kleinen Masse verringert die Wärmeleistung deutlich und ebenso sinkt der feuerungstechnische Wirkungsgrad auf 83,9 %. Die Abbranddauer kann im Vergleich dazu mittels deutlicher Brennraumüberladung mehr als verdoppelt werden.

Tabelle 33: Übersicht der Messwerte bei fünf verschiedenen Brennstoffmengen für Versuche am Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33 mit Buchenholz ohne Rinde der Kantenlänge 7 x 7 x 25 cm

Nachlegemasse	Wassergehalt	Abbranddauer	Wärmeleistung	Feuerungstechn. Wirkungsgrad	Abgas-temperatur	O ₂	NO _x CH ₄	
							Vol.-%	mg/Nm ³ (13 % O ₂)
0,80 kg	14,0	38	4,8	83,9	79	16,6	79	555
1,65 kg	14,0	50	7,7	89,4	87	14,2	93	60
2,44 kg	13,0	63	9,3	89,9	92	12,9	84	45
3,20 kg	13,3	85	8,4	89,4	96	12,7	80	42
4,10 kg	13,3	84	11,3	88,9	100	10,3	62	490

4.3.3 Einfluss des Nachlegezeitpunktes

Auch beim Kachelofenheizeinsatz wurde die Wahl des Nachlegezeitpunktes für drei Scheitgrößen untersucht. Hierbei wurde analog zu den Versuchen am Kaminofen 1 vorgegangen. Zunächst wurden während der Scheitgrößenvariation jeweils der Zeitpunkt bis „Flamme aus“, d. h. bis zum Erlöschen der leuchtend gelben Flammen (Nachlegezeitpunkt t1) notiert und der Abbrand bei 4 % Restmasse des aufgelegten Brennstoffes beendet (Nachlegezeitpunkt t3). Als dritte Nachlegevariante wurde mit t2 ein Zeitpunkt zwischen dem Erlöschen der Flamme und der Standardmessung gewählt. In Tabelle 34 sind die zum Nachlegezeitpunkt festgestellten Restmassen im Feuerungsraum zusammengestellt. Bei den kleinen Kanthölzern (5 x 5 cm) erlosch die Flamme bereits bei 14 % Restmasse im Brennraum, während bei den großen Kanthölzern (9 x 9 cm) kaum ein Unterschied zwischen „Flamme aus“ und dem typischen Messende festzustellen war.

Tabelle 34: Gewählte Nachlegezeitpunkte für drei unterschiedliche Scheitgrößen für den Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33

Zeitpunkt	Bezeichnung der Variante	Scheitgröße		
		5 x 5 cm	7 x 7 cm	9 x 9 cm
		Restmasse im Feuerraum bei		
t1	Flamme aus	14 %	10 %	6 %
t2	Mitte	9 %	7 %	5 %
t3	Standard	4 %	4 %	4 %

Bei der Wahl eines frühen Nachlegezeitpunktes kann der neu aufgelegte Brennstoff den Luftschlitz in der Brennraumrückwand verdecken, wodurch die hier einströmende zusätzliche Verbrennungsluft nicht mehr optimal an der Verbrennung teilnimmt.

Den Einfluss des gewählten Nachlegezeitpunktes auf die gasförmigen Emissionen zeigt Abbildung 73. Beim Vergleich der CO-Emissionen können keine Vorteile für ein frühes oder spätes Nachlegen festgestellt werden. Die organischen Kohlenwasserstoffe hingegen sinken hier bei einem späteren Nachlegezeitpunkt. Auffällig ist auch die große Bandbreite der Messergebnisse für den frühen Nachlegezeitpunkt. Dies ist vor allem bei der Variante mit den 5 x 5 cm-Kanthölzern zu beobachten, bei der stets zweilagig aufgelegt wurde, um eine gleichbleibende Brennstoffmasse von 2,4 kg zu erreichen. Während die CO-Emissionen beim Nachlegen nach dem Flammenerlöschen t1 bei der ersten und zweiten Auflage durchschnittlich 2.448 mg/Nm³ betragen, wurden während der dritten Auflage 9.041 mg/Nm³ freigesetzt. Eine Vervierfachung von 409 auf 1.681 mg/Nm³ konnte parallel dazu auch beim org.-C beobachtet werden. Ebenso stiegen die Gesamtstaubemissionen an. Der Grund für die deutliche Verschlechterung des Abbrandverhaltens beim Nachlegezeitpunkt t1 der kleinen Kanthölzer ist darin zu sehen, dass der nachgelegte Brennstoff ab der dritten Auflage wegen der höheren Grundglut bereits deutlich

über den Luftschlitz der Rückwand hinausragt. Der Gasfreiraum in der Brennkammer ist dann zeitweise für die Oxidation zu klein und die Luftzufuhr erfolgt nicht mehr optimal. Durchweg bestätigt sich auch bei der Variation des Nachlegezeitpunktes, dass die optimale Scheitgröße für diesen Kachelofenheizeinsatz bei 7 bis 9 cm liegt.

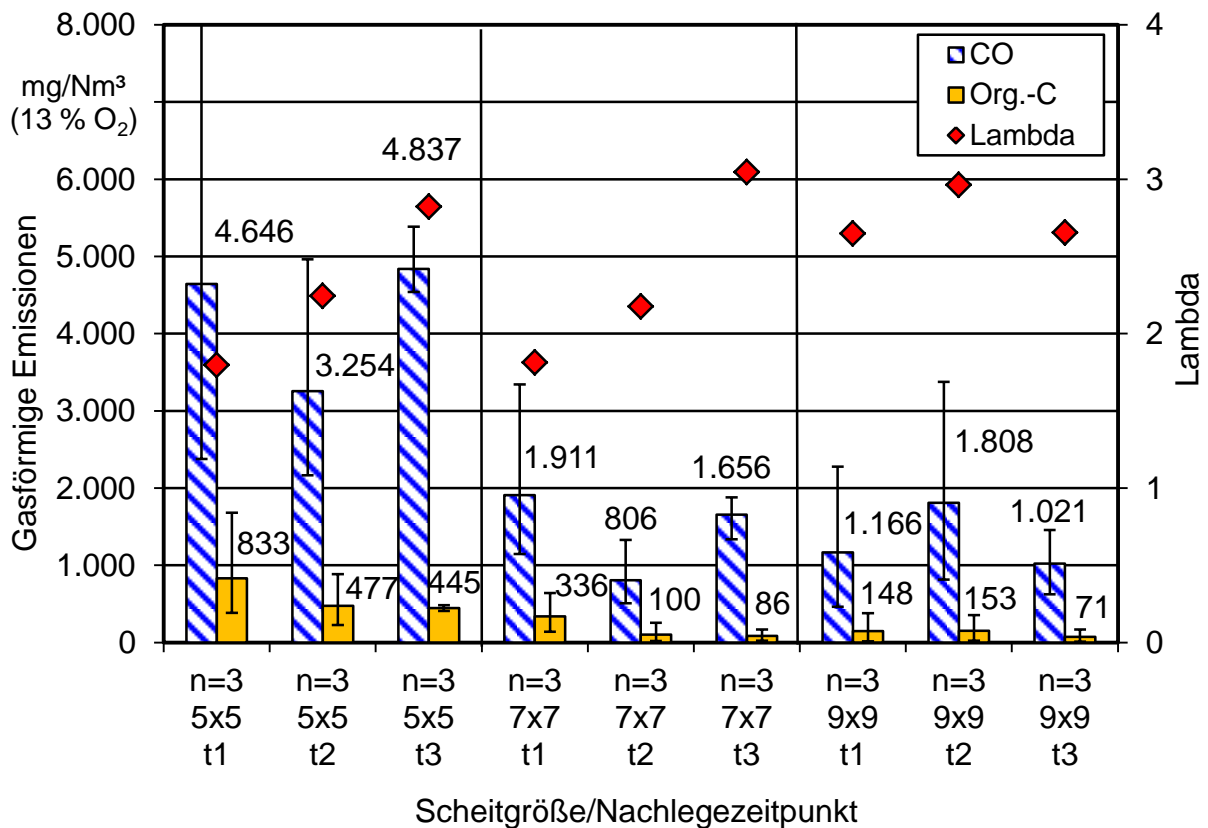


Abbildung 73: Einfluss des Nachlegezeitpunktes auf die gasförmigen Emissionen. Feuerung: Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Kantenlänge: 5 x 5 cm, 7 x 7 cm und 9 x 9 cm, Auflegemasse: 2,4 kg (n = Anzahl der Messungen)

Bei den Gesamtstaubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas ist eine Abnahme zu erkennen, wenn ein späterer Nachlegezeitpunkt gewählt wird, siehe Abbildung 74. So sinkt beispielsweise die Staubkonzentration im unverdünnten Abgas bei einer Kantenlänge von 7 x 7 cm von 77 auf 22 mg/Nm³ und im verdünnten Abgas von 58 auf 24 mg/Nm³. Die geringsten Unterschiede konnten bei den 9 x 9 cm-Kanthölzern festgestellt werden, da es hier nur einen Masseunterschied von 2 % bezüglich der Restmasse im Feuerraum gab. Daher ist der Nachlegezeitpunkt bei größeren Scheiten weniger kritisch zu bewerten.

Der Einfluss des Nachlegezeitpunktes auf die Emissionen hängt demzufolge von mehreren Faktoren ab. Neben der Wahl der Scheitgröße kommt es dabei auch auf die Brennraumgeometrie und die Luftführung in der Feuerstätte an. Sobald Luft von der Seite oder von hinten in einer festgelegten Höhe einströmt, darf der nachgelegte Brennstoff nie die-

se Luftöffnungen verdecken. Dies wäre aber bei einer höher anwachsenden Grundglut der Fall.

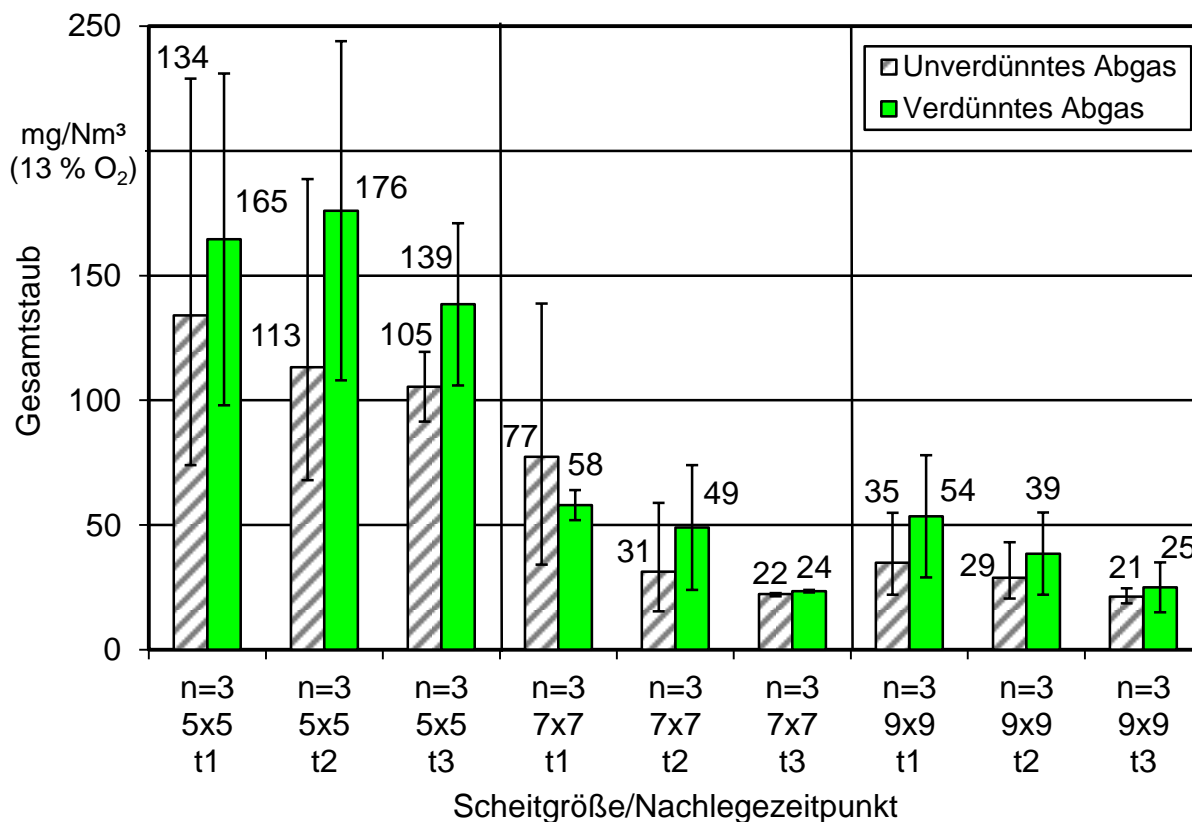


Abbildung 74: Einfluss des Nachlegezeitpunktes auf die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33, Brennstoff: Buche ohne Rinde, Kantenlänge: 5 x 5 cm, 7 x 7 cm und 9 x 9 cm, Auflegemasse: 2,4 kg (n = Anzahl der Messungen)

Abschließend sind weitere Messergebnisse zur Variation des Nachlegezeitpunktes in Tabelle 35 zusammengestellt. Die Wärmeleistung steigt deutlich bei einem frühen Nachlegezeitpunkt. Im Gegensatz dazu ändert sich der feuerungstechnische Wirkungsgrad bei dieser Variation aufgrund der starken Wärmeabgabe über den Nachheizkasten kaum.

Tabelle 35: Übersicht der Messwerte bei drei verschiedenen Scheitgrößen sowie Nachlegezeitpunkte für Versuche am Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33 mit Buchenholz ohne Rinde

Scheitgröße/ Nachlegezeitpunkt	Wassergehalt %	Abbranddauer Min	Wärmeleistung kW	Feuerungstechn. Wirkungsgrad %	Abgas-temperatur °C	O ₂ Vol.-%	NO _x CH ₄	
							mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
5 x 5 cm, t1	13,1	30	19,2	90,9	125	14,4	71	470
5 x 5 cm, t2	13,6	40	14,7	90,5	122	11,9	73	233
5 x 5 cm, t3	12,6	55	10,1	88,9	117	10,8	70	231
7 x 7 cm, t1	13,8	38	14,6	91,5	126	8,0	82	169
7 x 7 cm, t2	13,7	46	12,4	91,4	123	10,0	86	46
7 x 7 cm, t3	13,0	63	9,3	89,9	92	12,9	84	45
9 x 9 cm, t1	13,9	61	9,3	90,0	117	12,3	101	74
9 x 9 cm, t2	13,4	71	8,2	89,1	113	13,1	96	89
9 x 9 cm, t3	13,7	66	8,8	90,4	116	12,2	103	37

4.3.4 Verbrennungseigenschaften von Holz- und Rindenbriketts

Auch beim Kachelofenheizeinsatz kamen Holz- und Rindenbriketts zum Einsatz. Sie werden mit den Ergebnissen für Fichten- und Buchenholz ohne Rinde verglichen. Für diese Versuchsvarianten wurde die Feuerstätte meist mit 2,0 bis 2,4 kg Fichtenscheitholz ohne Rinde (außer beim Versuch mit Buchenholz) angeheizt. Danach wurden je Auflage ca. 2,1 kg des jeweiligen Brennstoffs nachgelegt. Bei den beiden Versuchen mit reinen Rindenbriketts kamen Zwischenaufgaben von 0,7 bis 0,8 kg Fichtenholz ohne Rinde zum Einsatz. Auf Versuche mit Braunkohlebriketts wurde verzichtet.

Die niedrigsten CO-Emissionen konnten hier für die Versuche mit Fichtenholz und den runden Holzbriketts ohne Loch mit Werten von 731 bzw. 734 mg/Nm³ erzielt werden, siehe Abbildung 75. Im Vergleich dazu lieferte die Verbrennung von Buchenholz ohne Rinde fast den dreifachen Wert. Bei den beiden runden Holzbriketts mit und ohne Loch wurden außerdem die geringsten Kohlenwasserstoffemissionen nachgewiesen. Erwartungsgemäß werden aber bei der Verbrennung der Briketts aus reiner Rinde die höchsten CO- und org.-C-Emissionen ermittelt. Beim quaderförmigen Rindenbrikett waren während der Verbrennung kaum Flammen sichtbar. Im Gegensatz wurden aber beim dritten Abbrand mit den sechskantigen Rindenbriketts Flammen beobachtet, was die große Schwankungsbreite der Messergebnisse für diesen Brennstoff erklärt.

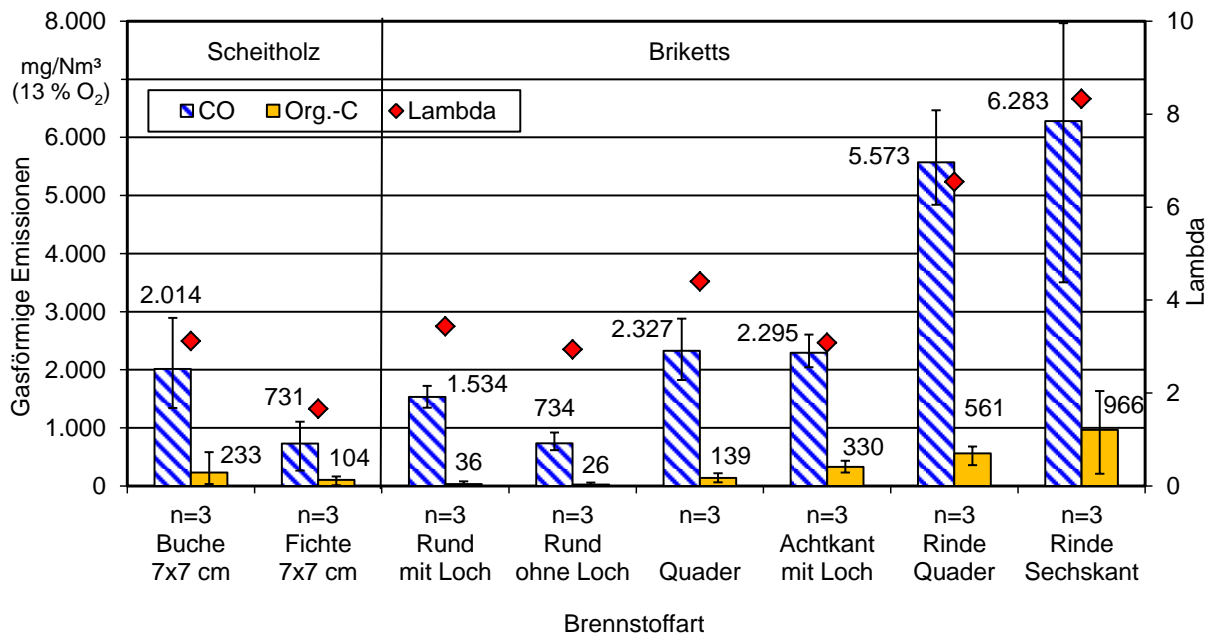


Abbildung 75: Vergleich der gasförmigen Emissionen von Buche- und Fichtennormscheiten mit Holzbriketts und reinen Rindenbriketts. Feuerung: Kachelofeneinsatz Brunner KKE 33, Nachlegemasse: ca. 2,1 kg (n = Anzahl der Messungen)

Beim Vergleich der Staubemissionen schnitt die Verbrennung von Buchenholz besser ab als von Fichtenholz, siehe Abbildung 76. Beide runden Holzbrikettvarianten mit und ohne Loch lieferten dagegen etwa doppelt so hohe, jedoch miteinander vergleichbare Staubemissionen von 102 bis 108 mg/Nm³ im unverdünnten und 111 bis 112 mg/Nm³ im verdünnten Abgas. Diese Erhöhung der Staubemissionen könnte durch ein Herauslösen von Aschepartikeln beim Zerfall der Holzbriketts im Feuerraum begründet werden, da die Ausbrandqualität insgesamt gut ist.

Eine weitere Zunahme der Staubemissionen zeigte sich bei der Verbrennung von achtkantigen Holzbriketts mit Loch. Im unverdünnten Abgas wurden 180 mg/Nm³ an Gesamtstaub ermittelt, die hier beobachtete intensive Verbrennung und das unruhige Flammenbild deutet darauf hin, dass es sich um herausgelöste Aschepartikel beim Zerfall der Holzbriketts gehandelt haben könnte. Bei der Verbrennung der quaderförmigen Holzbriketts waren dagegen nur vereinzelt Flammen sichtbar und die Staubemission im unverdünnten Abgas betrug 62 mg/Nm³.

Ein uneinheitliches Bild bezüglich der Staubemissionen zeigt sich bei den beiden Rindenbriketts. Während bei der Verbrennung des quaderförmigen Rindenbriketts durchschnittlich 34 bzw. 74 mg/Nm³ Staub im unverdünnten bzw. verdünnten Abgas emittiert wurden, lagen die Werte für das sechskantige Rindenbrikett bei durchschnittlich 239 bzw. 411 mg/Nm³. Weiterhin fällt die große Schwankungsbreite der Staubwerte beim sechskantigen Rindenbrikett auf. Die höchsten Werte können hierbei dem ersten Abbrand und die niedrigsten Werte dem dritten Abbrand zugeordnet werden. Der Grund hierfür scheint in der unterschiedlichen Temperaturverteilung während der drei Abbrände

zu bestehen. So betrug die durchschnittliche Temperatur direkt am Ofenstutzen 266 °C während des ersten Abbrandes und 369 °C während der dritten Messung. Eine Erhöhung der Temperatur verbessert die Verbrennungseigenschaften von Rindenbriketts deutlich. Beim Vergleich der minimalen Staubgehalte im unverdünnten Abgas ist zu sehen, dass die ermittelten Werte für die beiden Rindenbriketts sogar unter denen der Holzbriketts liegen.

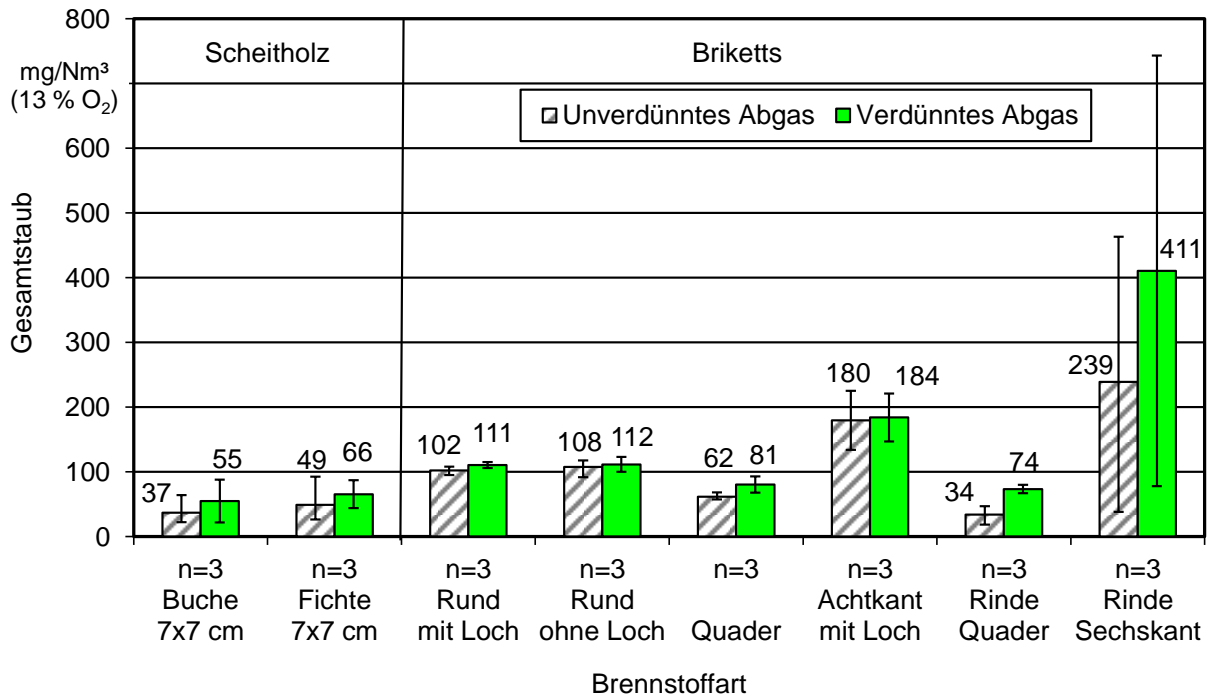


Abbildung 76: Vergleich der Staubemissionen von Buche- und Fichtennormscheiten mit Holzbriketts und reinen Rindenbriketts. Feuerung: Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33, Nachlegemasse ca. 2,1 kg (n = Anzahl der Messungen)

Weitere Messergebnisse zur Brennstoffvariation sind in Tabelle 36 zusammengefasst. Hierbei zeigt sich, dass Holzbriketts eine etwas längere Brenndauer aufweisen als die eingesetzten "Normscheite" aus Fichte und Buche. Beide Rindenbriketts zeichnen sich durch die längste Abbranddauer von 117 bzw. 129 Minuten aus und werden daher auch oft als Gluthalter verwendet. Die mittlere Wärmeleistung über den betrachteten Zeitraum fällt dann mit 3 bis 4 kW entsprechend gering aus. Der feuerungstechnische Wirkungsgrad beträgt immerhin noch mehr als 80 % beim Einsatz von Rindenbriketts.

Tabelle 36: Übersicht der Messwerte für die Versuche am Kachelofenheizeinsatz Brunner KKE 33 mit den verschiedenen Brennstoffarten

Brennstoffart	Wasser-	Ab-	Wärme-	Feuerungs-	Abgas-	O ₂	NO _x	CH ₄
	gehalt	brand-	leistung	techn. Wir-	tempera-			
	%	Min	kW	%	°C	Vol.-%	mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
Buche 7 x 7 cm	13,3	58	9,0	89,7	106	13,1	94	104
Fichte 7 x 7 cm	14,2	36	12,9	92,9	121	7,4	58	20
Rund mit Loch	8,4	70	5,3	89,9	107	13,5	74	15
Rund ohne Loch	7,5	61	9,2	91,2	112	12,3	77	12
Quader	7,4	96	6,3	86,9	105	15,5	57	94
Achtkant mit Loch	6,5	55	10,3	90,4	116	11,6	56	144
Rinde Quader	6,1	117	4,1	80,7	102	17,1	166	349
Rinde Sechskant	10,7	129	3,4	80,4	88	17,8	237	770

4.3.5 Zusammenfassung der Ergebnisse am Kachelofenheizeinsatz

Folgende Schlussfolgerungen können aus den gewonnenen Ergebnissen am Kachelofenheizeinsatz gezogen werden:

- Der optimale Scheitdurchmesser liegt bei 7 bis 9 cm. Kleinere Scheite sind nur für das Anheizen geeignet.
- Eine Brennraumüberladung ist zu vermeiden, da sonst der Luftschlitz an der Rückwand verdeckt wird und somit vermehrt Schadstoffe freigesetzt werden. Einzelne Scheite sind ebenfalls zu vermeiden.
- Ein späteres Nachlegen nach dem Erlöschen der Flamme ist bei dieser Feuerung vorteilhaft.
- Der Einsatz von Buchenholz führte zu etwas höheren gasförmigen Emissionen als Fichtenholz. Bezüglich der Staubemissionen konnten aber keine Vorteile für einen der beiden Brennstoffe festgestellt werden.
- Die Verbrennung von Holzbriketts führt zu teilweise deutlich höheren Staubemissionen als bei der Verwendung von Scheitholz. Die gasförmigen Schadstoffe fielen für die beiden runden Briketts am niedrigsten aus.
- Briketts aus reiner Rinden sind zu vermeiden, da deutlich erhöhte CO- und org.-C-Emissionen freigesetzt werden. Jedoch können die Staubemissionen bei der Ver-

brennung von Rindenbriketts großen Schwankungen unterliegen. Dennoch ist von der Verwendung von Rindenbriketts abzuraten.

4.4 Messungen am Scheitholzessel

Am Scheitholzessel waren die Brennstoffart, die Aufbereitungsform, die Scheitgröße sowie der Wassergehalt bei Buche und Fichte von Interesse.

Für die Emissionsmessungen wurde der Scheitholzessel zunächst mit dem gleichen Brennstoff, der auch für die späteren Versuche verwendet wurde, auf Betriebstemperatur aufgeheizt. Hierzu wurde der Füllschacht zu etwa einem Drittel mit Brennstoff befüllt. Nach dem Erreichen der Betriebstemperaturen wurde der Kessel vollständig mit Brennstoff gefüllt und der stationäre Zustand abgewartet. Dann folgten jeweils einstündige Messungen. Bei den Versuchen mit Fichtenholz musste in der Regel nach der zweiten Messung Brennstoff nachgelegt werden, um eine dritte einstündige Messung zu ermöglichen. Während der ersten und dritten Messung wurden wie bei den anderen Feuerungen die Gaszusammensetzung sowie die Staubfrachten im unverdünnten und verdünnten Abgas bestimmt. Bei der zweiten Messung wurde im verdünnten Abgas auf die Gesamtstaubbestimmung verzichtet.

4.4.1 Einfluss der Brennstoffart

Für die Untersuchung des Einflusses bezüglich der Holzart und des Aschegehaltes wurden Fichtenscheite mit/ohne Rinde und Buchenscheite mit/ohne Rinde, jeweils mit der Scheitgröße D10 - D12 (Durchmesser zwischen 10 und 12 cm) gemäß DIN EN 14961-1 verwendet. Im Vergleich dazu wurden runde Holzbriketts mit einem 2 cm großen zentrischen Zugloch eingesetzt. Die Holzbriketts weisen einen Außendurchmesser von ca. 10 cm und eine Länge von ca. 30 cm auf. Weitere Brikettsorten kamen im Scheitholzessel nicht zum Einsatz.

In Abbildung 77 sind die Messergebnisse bezüglich der gasförmigen Emissionen und der Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas für die fünf eingesetzten Brennstoffe dargestellt. Es zeigt sich, dass Fichtenholz ohne Rinde hier leicht geringere Emissionen verursacht als Buche ohne Rinde. Die anhaftende Rinde bei Buchenholz und der damit steigende Aschegehalt wirken sich nicht negativ auf die Emissionen aus. Im Gegensatz dazu führt die Verbrennung von Fichtenscheitholz mit Rinde zu einem deutlichen CO-Anstieg auf durchschnittlich 2.306 mg/Nm^3 . Diese Versuchsvariante wurde an einem weiteren Messtag wiederholt, damit der vermutlich eingetretene Hohlbrand während des ersten Messtages das Gesamtergebnis nicht verzerrt. Dennoch liegen die CO-Werte aller sechs durchgeführten Messungen zwischen 560 und 5.532 mg/Nm^3 . Gleichzeitig werden erhöhte Kohlenwasserstoffgehalte zwischen 9 und 330 mg/Nm^3 emittiert. Dieses vergleichsweise ungünstige Abbrandverhalten wirkt sich jedoch nicht negativ auf die ermittelten Staubgehalte im unverdünnten und verdünnten Abgas aus, wie auch in [15] beobachtet wurde. Es kann damit begründet werden, dass Fichte – ins-

besondere bei anhaftender Rinde – eine sehr raue Oberfläche auch aufgrund von Verzweigungen (z. B. Aststümpfe) aufweist und der Brennstoff somit schlecht in einem relativ schlanken Füllschacht nachrutschen kann.

Bei Feuerungsversuchen innerhalb einer anderen Messkampagne mit anderem Fichtenscheitholz mit Rinde waren wesentlich geringere Emissionswerte der gasförmigen Komponenten verzeichnet worden (vgl. [32]) d. h. es sind auch CO-Werte zwischen 27 und 46 mg/Nm³ sowie Kohlenwasserstoffgehalte zwischen 2 und 4 mg/Nm³ mit diesem Scheitholzessel möglich. Die Staubgehalte fielen mit 19 im unverdünnten bzw. 24 mg/Nm³ im verdünnten Abgas etwas geringer aus als bei den hier aufgezeigten Messungen mit Fichtenholz mit Rinde. Die Kesseleinstellungen sowie der Wassergehalt des Brennstoffes waren identisch.

Für Holzbriketts kann festgehalten werden, dass das runde Brikett mit Zugloch beim Vergleich mit klassischem Scheitholz die geringsten Emissionen im untersuchten Scheitholzessel verursacht, es neigt aufgrund der runden Form und glatten Oberfläche nicht zum Verkeilen und unterbindet so einen Hohlbrand.

Weiterhin fällt in Abbildung 77 (rechts) auf, dass im verdünnten Abgas die Staubgehalte durchweg etwas höher ausfallen als bei gleichzeitiger Messung im unverdünnten Abgas. Mit einer Kondensation von organischen Abgasverbindungen kann dieser Mehrbefund jedoch wegen der durchweg geringen org.-C-Konzentrationen nicht ohne weiteres erklärt werden. Die Verdünnung war hier mit dem Faktor 3 erfolgt.

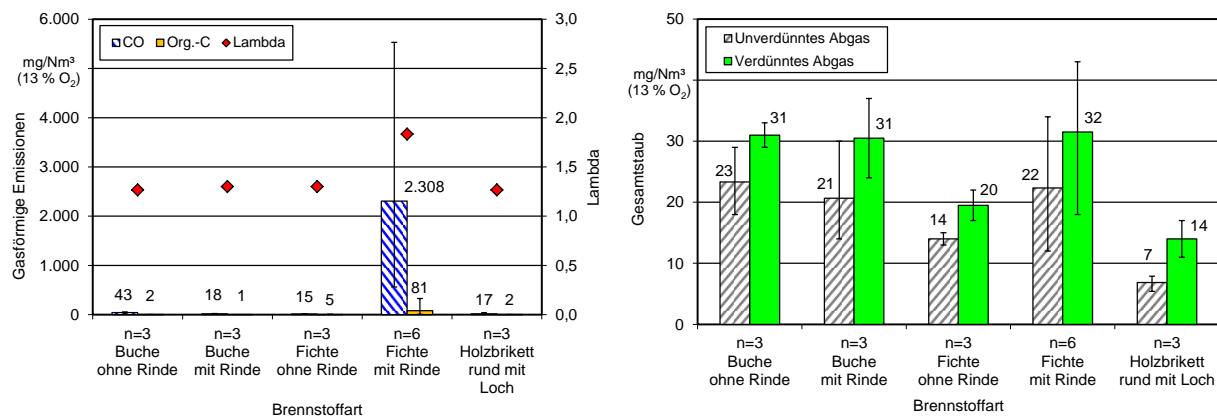


Abbildung 77: Einfluss der Holzart und des Aschegehaltes auf die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Scheitholzessel HDG Navora, Brennstoffe: Buche und Fichte mit und ohne Rinde sowie ein rundes Holzbrickett mit Loch, Durchmesser des Scheitholzes: 10-12 cm (n = Anzahl der Messungen)

Die übrigen Betriebsdaten für die Variation der Brennstoffart sind Tabelle 37 zu entnehmen. Aufgrund der vergleichsweise schlechten Verbrennungseigenschaften von Fichte mit Rinde fällt der Sauerstoffgehalt im Abgas mit 9 % höher aus, was einhergeht mit einem ebenfalls erhöhten lambda-Wert. Die Wärmeleistung über die einstündigen Mes-

sungen sowie der Kesselwirkungsgrad sind auch deutlich geringer. Der höchste Kesselwirkungsgrad stellte sich bei der Verbrennung von runden Holzbriketts mit Zugloch ein.

Tabelle 37: Übersicht der Messwerte bei verschiedenen Brennstoffarten für Versuche am Scheitholzkessel HDG Navora

Brennstoffart	Wasser-	Wärme-	Kessel-	Abgastem-	O ₂	NO _x	CH ₄
	gehalt	leistung	wirkungs-	peratur			
	%	kW	%	°C	Vol.-%	mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
Buche ohne Rinde	17,3	50,8	92,4	152	5,7	158	2
Buche mit Rinde	20,6	49,0	92,8	150	5,8	222	1
Fichte ohne Rinde	14,3	46,8	92,9	141	6,6	113	2
Fichte mit Rinde	17,4	31,9	90,0	134	9,0	137	64
Brikett Rund mit Loch	8,1	58,8	93,0	152	6,0	109	2

4.4.2 Einfluss der Aufbereitungsform

Neben dem klassischen Scheitholz kamen für die Feuerungsversuche auch Rund- und Kantholz aus entrindeter Fichte zum Einsatz. Abbildung 78 zeigt beispielhaft den befüllten Schacht des Scheitholzkessels mit natürlichem Scheitholz und gesägtem Kantholz (links und Mitte). Links wird auch das Feuerungsprinzip mit dem unteren Abbrand veranschaulicht (beim Öffnen der Tür breiten sich die Flammen jedoch teilweise nach oben aus). Im Gegensatz dazu zeigt das rechte Bild in Abbildung 78, dass nahezu der gesamte Brennstoffvorrat entzündet ist. Die Kanthölzer rutschen im Füllschacht schlecht nach.



Abbildung 78: Einsatz von Scheit- und Kanthölzern im Scheitholzkessel HDG Navora, links: direkt nach dem Befüllen des Füllschachtes mit Scheitholz. Mitte: Befüllen mit Kantholz, rechts: nach der ersten einstündigen Messung brennt der gesamte Holzvorrat, die Verbrennung ist nicht auf den Glutbettbereich beschränkt

Das Emissionsverhalten aller drei Aufbereitungsformen ist in Abbildung 79 dargestellt. Dabei schneidet das (Fichten-)Scheitholz (Größe: D10 bis D12) bei den gasförmigen Emissionen und den Staubgehalten am besten ab. Bei der Verbrennung von Fichtenrundholz liegt der CO-Gehalt dagegen bei ca. 400 mg/Nm³. Dieser Mittelwert wird jedoch von einem einzelnen Messwert (mit 1.140 mg/Nm³) stark beeinflusst, bei dem ein Hohlbrand vermutet wird. Blicke dieser Wert unberücksichtigt, so läge der mittlere CO-Gehalt nur bei 32 mg/Nm³. Der vermutete Hohlbrand wirkt sich aber auch hier offenbar nicht negativ auf die Staubemissionen aus.

Bei der Variante mit gesägten Kanthölzern kommt es zu höheren CO-Emissionen von durchschnittlich 286 mg/Nm³ (Werte zwischen 198 und 433 mg/Nm³). Dies kann damit begründet werden, dass die Kanthölzer in den Füllschacht gestapelt waren und somit schlecht im Füllschacht mit senkrechten Wänden nach unten weiterrutschen. Bei den Gesamtstaubemissionen im unverdünnten Abgas ist aber dadurch keine negative Tendenz erkennbar, die Werte liegen zwischen 12 und 15 mg/Nm³. Somit lässt sich die Herstellerempfehlung für die Verwendung von ausschließlich Scheitholz bestätigen.

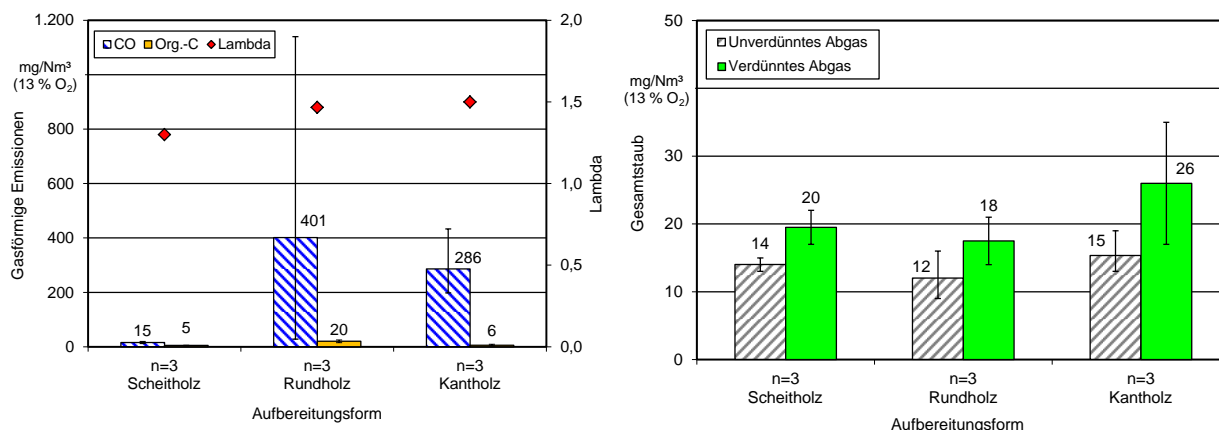


Abbildung 79: Einfluss der Aufbereitungsform auf die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Scheitholzkessel HDG Navora, Brennstoff: Fichte ohne Rinde, Wassergehalt: ca. 15 % (n = Anzahl der Messungen)

Tabelle 38 fasst die übrigen gemessenen Betriebsdaten zusammen. Die abgenommene Kesselleistung sowie der Kesselwirkungsgrad fallen bei den Varianten mit Rund- und Kantholz im Vergleich zum Scheitholz etwas geringer aus. Die Abbranddauer ist bei einem Scheitholzkessel nicht von Interesse, da stets einstündige Messungen durchgeführt wurden. Daher wird die Abbranddauer in den folgenden Zusammenstellungen nicht aufgeführt.

Tabelle 38: Übersicht der Messwerte bei verschiedenen Aufbereitungsformen für Versuche am Scheitholzkessel HDG Navora mit Fichtenholz ohne Rinde

Aufbereitungsform	Wassergehalt %	Wärmeleistung kW	Kesselwirkungsgrad %	Abgastemperatur °C	O ₂ Vol.-%	NO _x CH ₄	
						mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
Scheitholz (D10 – D12)	14,3	46,8	92,9	141	6,6	113	2
Rundholz (D10 – D12)	14,2	42,3	92,2	139	8,0	102	5
Kantholz (7 x 7 cm)	15,3	42,5	92,5	132	8,3	101	4

4.4.3 Einfluss der Scheitgröße

Neben der Brennstoffart und der Aufbereitungsform ist die Scheitgröße teilweise vom Nutzer beeinflussbar. Vom Hersteller wird ein Durchmesser (D) von 10 bis 12 cm emp-

fohlen. Wie Abbildung 80 zeigt, liefert diese Variante die geringsten CO- und Kohlenwasserstoffemissionen mit Werten von durchschnittlich von 15 mg/Nm³ für CO bzw. 5 mg/Nm³ für org.-C. Eine Verdopplung der CO-Emissionen kann für die beiden kleinen Scheitgrößen sowie für D12 bis D15 beobachtet werden, während org.-C und die Staubemissionen konstant bleiben. Lediglich bei den großen Scheiten mit D15 bis D20 konnte ein Anstieg beim Kohlenmonoxid auf 135 mg/Nm³ nachgewiesen werden. Da Einzelmessungen der drei Wiederholungsmessungen hierbei relativ stark variieren (38 bis 186 mg/Nm³), kann das erneute Auftreten eines (leichten) Hohlbrands vermutet werden. Mit einem CO-Gehalt von 38 mg/Nm³ wäre selbst bei den großen Scheiten kein Unterschied zu den anderen Scheitdurchmessern mehr festzustellen.

Bezüglich der Staubemissionen sind dagegen keine größenabhängigen Tendenzen erkennbar. Der Scheitholzessel kann demzufolge mit Scheiten zwischen D5 und D15 problemlos betrieben werden.

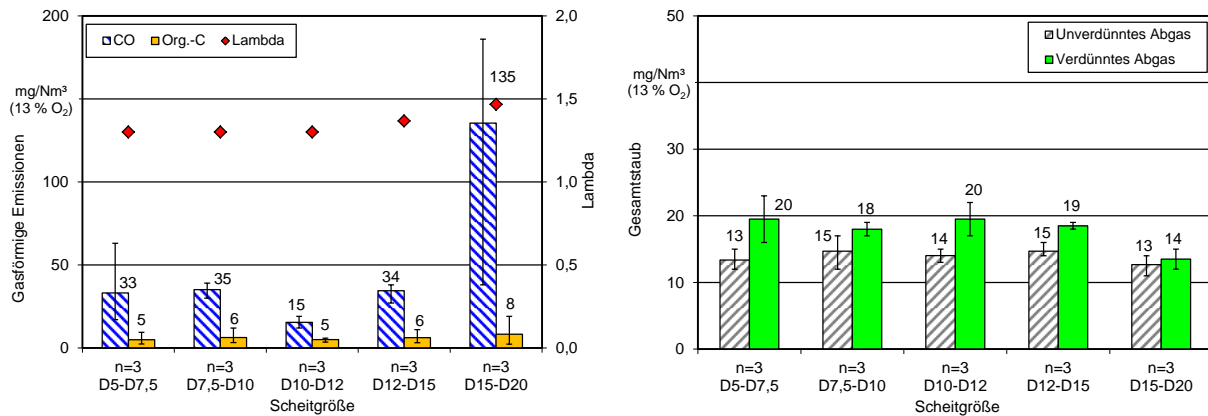


Abbildung 80: Einfluss der Scheitgröße auf die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Scheitholzessel HDG Navora, Brennstoff: Fichte ohne Rinde, Wassergehalt: ca. 15,3 % (n = Anzahl der Messungen)

Ein geringfügiger Effekt auf die Kesselleistung stellt sich bei den kleinen Scheiten ein, siehe Tabelle 39. Dies kann in der großen spezifischen Oberfläche der kleinen Scheite liegen, so dass hier eine raschere Freisetzung der Brenngase erfolgt (bei gleichem Wassergehalt). Auf den Kesselwirkungsgrad hat die Scheitgröße hingegen keinerlei Einfluss, siehe Tabelle 39.

Tabelle 39: Übersicht der Messwerte bei fünf Scheitgrößen für Versuche am Scheitholzessel HDG Navora mit Fichtenholz ohne Rinde

Scheitgröße	Wasser- gehalt	Wärme- leistung	Kessel- wirkungs- grad	Abgastem- peratur	O ₂	NO _x	CH ₄
	%	kW	%	°C	Vol.-%	mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
D5 – D7,5	15,9	49,4	92,8	144	6,5	104	2
D7,5 – D10	15,4	46,9	93,0	138	6,8	110	2
D10 – D12	14,3	46,8	92,9	141	6,6	113	2
D12 – D15	15,5	43,1	92,8	138	7,2	110	4
D15 – D20	15,5	44,9	92,8	133	8,0	110	3

4.4.4 Einfluss des Wassergehaltes bei Buchenholz

Für die Untersuchung des Wassergehaltseinflusses wurde entrindetes Buchenscheitholz mit einem Durchmesser von D10 bis D12 eingesetzt. Für die beiden hohen Wassergehaltsstufen von 24 und 29 % wurde frisches Buchenholz ohne Rinde beschafft und für die Versuche durch überwachte natürliche Trocknung entsprechend aufbereitet. Für die 2 %-Variante wurde das Holz im Trockenschrank über Nacht nachgetrocknet und anschließend im Technikum gelagert.

Es zeigte sich, dass der Wassergehalt in der hier beobachteten Bandbreite für Buchenholz keinen Einfluss auf die freigesetzten Kohlenwasserstoffe in der untersuchten Feuerung hat (Messwerte zwischen 1 und 4 mg/Nm³ in Abbildung 81). Bezüglich der CO-Emissionen ist ein nur leichter Anstieg bei höheren Wassergehalten erkennbar. Bei der niedrigsten Wassergehaltsstufe von 2,2 % wurden lediglich 9 mg/Nm³ Kohlenmonoxid emittiert. Der CO-Gehalt bei 24 % Wassergehalt wurde durch einen Hohlbrand mit CO-Werten von 670 mg/Nm³ während der ersten Messung verfälscht. Wird diese Messung bei der Mittelwertbildung vernachlässigt, so stellt sich ein CO-Wert von 62 mg/Nm³ ein.

Bei den Staubemissionen ist mit zunehmendem Wassergehalt ein Anstieg im unverdünnten von durchschnittlich 17 auf 30 mg/Nm³ und im verdünnten Abgas von 21 auf 29 mg/Nm³ erkennbar. Dieses auch bei höherem Wassergehalt immer noch geringe Emissionsniveau scheint im Widerspruch zu den Versuchen am Kaminofen zu stehen. Der Grund hierfür ist jedoch im Feuerungsprinzip des unteren Abbrandes zu finden. Beim Unterbrandprinzip eines Scheitholzessels trocknet der Brennstoff noch im Füllraum vor, ehe er auf die Höhe des Glutbetts nachrutscht. Ein optimaler Wassergehalt wie beim Kaminofen 1 lässt sich somit hier nicht identifizieren und kann auch nicht innerhalb der dargestellten Bandbreite vermutet werden.

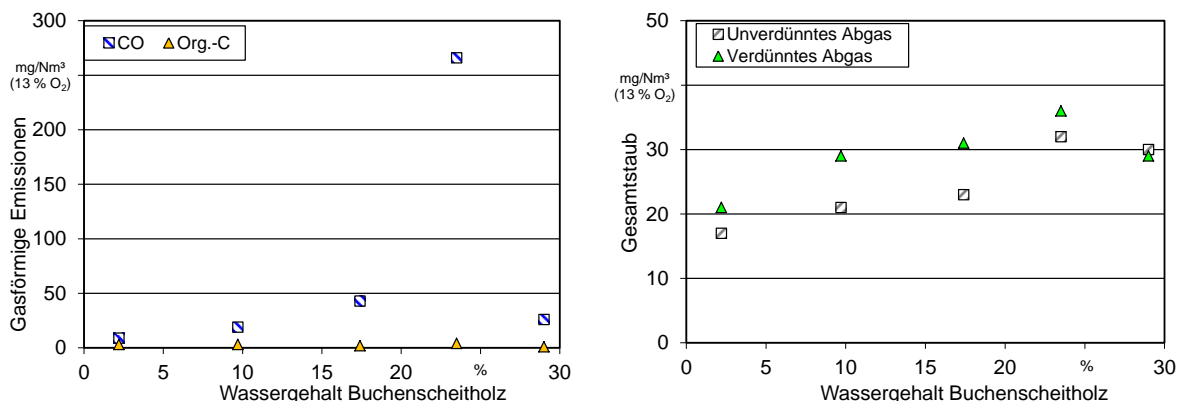


Abbildung 81: Einfluss des Wassergehaltes bei Buchenscheitholz auf die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Scheitholzessel HDG Navora, Brennstoff: Buche ohne Rinde mit D10 - D12

Wie zu erwarten, fällt die Kesselleistung bei der kleinsten Wassergehaltsstufe am höchsten aus, siehe Tabelle 40. Mit steigendem Wassergehalt nimmt die Kesselleistung entsprechend sichtbar ab, der Kesselwirkungsgrad verringert sich leicht von 92,5 auf 91,1 % bei nahezu unveränderter Abgastemperatur.

Tabelle 40: Übersicht der Messwerte für die Wassergehaltsvariation mit Buchenholz ohne Rinde. Feuerung: Scheitholzessel HDG Navora

Wassergehalt Buche	Wärme- leistung kW	Kessel- wirkungsgrad %	Abgas- temperatur °C	O ₂ Vol.-%	NO _x CH ₄	
					mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
2,2 %	56,1	92,5	160	5,6	171	3
9,7 %	51,8	92,2	161	5,7	168	2
17,4 %	50,8	92,4	152	5,8	222	1
23,5 %	46,1	91,3	160	6,6	177	4
29,0 %	44,4	91,1	160	6,0	190	2

4.4.5 Einfluss des Wassergehaltes bei Fichtenholz

Für die Untersuchung des Wassergehaltes bei Fichte wurde genauso vorgegangen wie bei Buchenscheitholz. Es kam entrindetes Fichtenholz mit einem Scheitdurchmesser von D10 bis D12 zum Einsatz. In Abbildung 82 sind die Ergebnisse aus fünf Wassergehaltsstufen zusammengestellt. Wie darin zu erkennen ist, treten bei Wassergehaltsstufen zwischen 5 und 15 % keine Veränderungen der Emissionen auf, der Kohlenmonoxid- ausstoß liegt mit Werten zwischen 10 und 15 mg/Nm³ sehr niedrig und es werden ledig-

lich 2 bis 5 mg/Nm³ Kohlenwasserstoffe emittiert. Die Staubemissionen im unverdünnten Abgas steigen geringfügig von 10 auf 14 mg/Nm³ und im verdünnten Abgas von 16 auf 20 mg/Nm³. Bei einem Wassergehalt von über 22 % ist dagegen ein deutlicher Anstieg sowohl bei den gasförmigen Emissionen als auch bei den Gesamtstaubemissionen festzustellen. So treten CO-Werte von 3.218 und 3.871 mg/Nm³ bei CO und Werte von 152 und 325 mg/Nm³ org.-C bei Wassergehaltsstufen von 22,5 bzw. 24 % bei Fichtenholz auf. Kurzzeitige Hohlbrände während der Messungen können hier ausgeschlossen werden. Der Emissionsanstieg ist bei Fichtenholz deutlich stärker ausgeprägt als bei Buchenholz. Ein Emissionsanstieg mit steigendem Wassergehalt bei Fichtenholz konnte auch in [13] festgestellt werden.

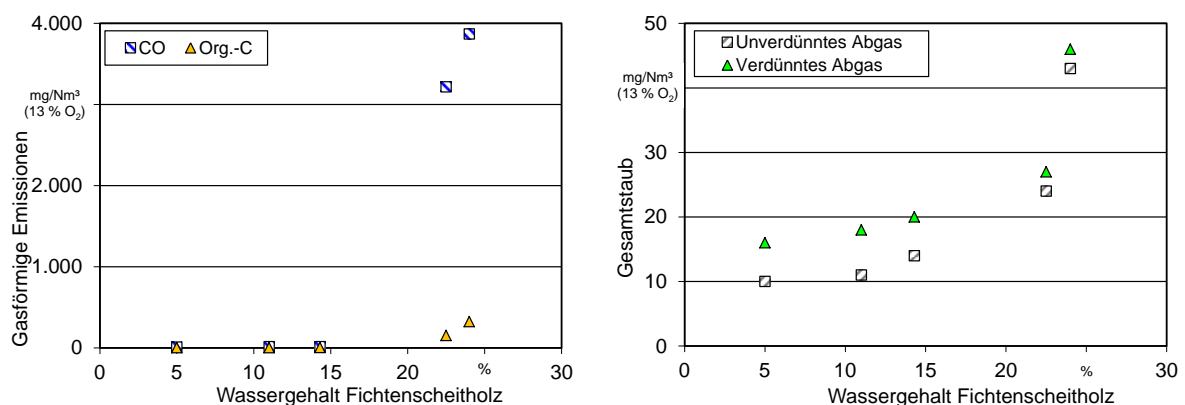


Abbildung 82: Einfluss des Wassergehaltes bei Fichtenscheitholz auf die gasförmigen Emissionen und Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas. Feuerung: Scheitholzkessel HDG Navora, Brennstoff: Fichte ohne Rinde mit D10 - D12

Im Gegensatz zur Wassergehaltsvariation bei Buchenholz zeigt sich bei Fichtenholz eine deutlichere Abnahme der Wärmeleistung von 53,4 auf 31,6 kW beim Anstieg von 5 auf 24 % Wassergehalt, siehe Tabelle 41. Ebenfalls sinkt der Kesselwirkungsgrad mit steigendem Wassergehalt deutlicher als bei Buchenholz, von 93 auf 87 %. Demzufolge ist der Wassergehalt bei Fichtenholz entscheidender für die Verbrennungseigenschaften als bei Buchenholz.

Tabelle 41: Übersicht der Messwerte für die Wassergehaltsvariation mit Fichtenholz ohne Rinde. Feuerung: Scheitholzessel HDG Navora

Wassergehalt Fichte	Wärme- leistung kW	Kessel- wirkungsgrad %	Abgas- temperatur °C	O ₂ Vol.-%	NO _x CH ₄	
					mg/Nm ³ (13 % O ₂)	
5,0 %	53,4	92,8	151	6,3	111	1
11,0 %	49,1	92,8	146	6,5	110	2
14,3 %	46,8	92,9	141	6,6	113	2
22,5 %	30,6	88,6	132	11,8	134	71
24,0 %	31,6	87,6	134	11,6	153	137

4.4.6 Zusammenfassung der Ergebnisse am Scheitholzessel

Folgende Schlussfolgerungen können aus den dargestellten Ergebnissen für den Scheitholzessel gezogen werden:

- Holz mit Rinde neigt aufgrund der rauen Oberfläche verstärkt zum Hohlbrand und führt dadurch zu zeitweise erhöhten CO-Emissionen.
- Allgemein neigt Fichtenholz aufgrund der faserigen Struktur etwas eher zu Hohlbränden im Vergleich zu Buchenscheitholz mit glatter Spaltfläche.
- Fichte ohne Rinde verursacht im Vergleich zu entrindetem Buchenholz leicht geringere Emissionen.
- Runde Holzbriketts mit Loch sind sehr gut für den untersuchten Scheitholz-Unterbrandkessel geeignet, das zeigt sich sowohl bei den Schadstoffemissionen als auch beim Wirkungsgrad.
- Die Wahl der Scheitgröße hat kaum einen Einfluss auf das Emissionsverhalten. Dennoch sollte der Scheitdurchmesser weniger als 15 cm betragen, um ein Verkeilen der Holzscheite im Füllschacht und das Risiko eines Hohlbrandes zu vermeiden.
- Kantholz sollte im Vergleich zu Scheitholz nicht eingesetzt werden, da dieses schlecht im Füllschacht nachrutscht und somit Hohlbrände mit erhöhten Kohlenmonoxidemissionen verursachen kann.
- Der Wassergehalt bei Buchenscheitholz ohne Rinde hat kaum einen Einfluss auf das Emissionsverhalten im untersuchten Wassergehaltsbereich. Ebenso verringert sich der Wirkungsgrad mit steigendem Wassergehalt nur geringfügig.
- Gegenüber der Wassergehaltsvariation bei Fichtenscheitholz ohne Rinde zeigt der Scheitholzessel einen deutlichen Anstieg der CO-Gehalte bei über 20 %. Der Wirkungsgrad sinkt deutlich. Somit sollte der Wassergehalt einen Wert von 20 % nicht überschreiten.

Zusammenfassend zeigte der verwendete Scheitholzessel ein sehr gutes Emissionsverhalten bei hoher Brennstoffausnutzung. Für die Varianten bezüglich der Aufbereitungsformen und der Scheitgrößen mit Fichtenholz ohne Rinde konnten die Anforderungen der 2. Stufe der 1. BImSchV erfüllt werden, vgl. Tabelle 1. In übrigen Versuchen konnten zumindest die Grenzwerte für Kohlenmonoxid eingehalten werden, jedoch nicht

für Staubemissionen (im unverdünnten Abgas). Lediglich in drei Versuchsvarianten (Fichtenscheitholz mit Rinde sowie die Wassergehaltsstufen von 22,5 und 24 % bei Fichtenholz) ließen sich die Vorgaben der 1. Stufe aufgrund von CO-Konzentrationen über 1.000 mg/Nm³ nicht einhalten. Für sämtliche – zum Teil auch ungünstige – Versuchsvarianten lagen die Staubemissionen geringer als 100 mg/Nm³. Der Kesselwirkungsgrad bei allen Versuchen betrug zwischen 87,6 und 93,0 %.

4.5 Gegenüberstellung der untersuchten Einzelraumfeuerungen

Abschließend sollen die Ergebnisse der drei Einzelraumfeuerungen (Kaminofen 1: Buderus blueline Nr. 12, Kaminofen 2: Fireplace Santa Fe und Kachelofenheizeinsatz: KKE 33 von Brunner) für ausgewählte Versuchsvarianten miteinander verglichen werden. Die Ergebnisse aus den Versuchen am Scheitholzessel bleiben hier unberücksichtigt. An allen drei Feuerungen wurden die Scheitgröße, die Nachlegemasse und die Brennstoffart variiert.

4.5.1 Scheitgröße

In Abbildung 83 ist der Einfluss der Scheitgröße auf die gasförmigen Emissionen und die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas gegenübergestellt. Allgemein können die höchsten CO- und org.-C-Emissionen dem Kaminofen 1 zugeordnet werden. Bei den Staubemissionen im unverdünnten Abgas fallen die Werte für den Kaminofen 2 am höchsten aus, da der Feuerraum im Vergleich zu den beiden übrigen Feuerungen deutlich kleiner ist und somit Aschepartikel eher mit dem Abgasstrom herausgetragen werden können. Beim Kachelofenheizeinsatz wirkt außerdem der Nachheizkasten zum Teil wie ein Abscheider mit Beruhigungszonen in der Strömung.

Bezüglich des Scheitgrößenvergleiches ist festzustellen, dass sehr kleine Scheite in allen hier untersuchten Feuerungen deutlich erhöhte Emissionen verursachen und daher nur zum Anheizen verwendet werden sollten. Die optimale Scheitgröße liegt einheitlich zwischen 7 und 9 cm Kantenlänge.

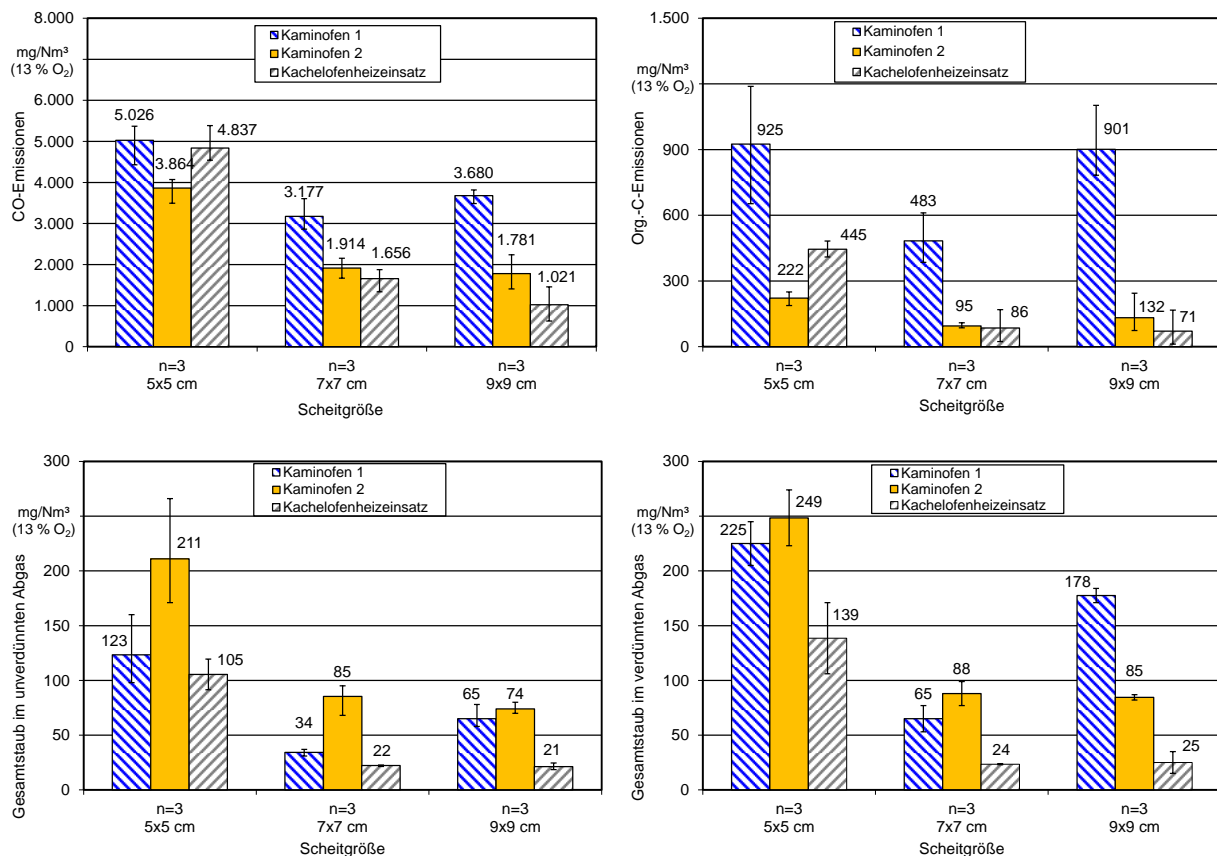


Abbildung 83: Einfluss der Scheitgröße auf die gasförmigen Emissionen CO und org.-C sowie die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas bei allen drei eingesetzten Einzelraumfeuerungen. Brennstoff: Buche ohne Rinde in Normscheitform, Auflegemasse: gemäß Herstellerangabe für Nennleistung, Wassergehalt: 12-16 % (n = Anzahl der Messungen)

4.5.2 Nachlegemasse

Bei der Wahl der Nachlegemasse zeigte sich in allen Fällen ein ungünstiges Abbrandverhalten bei zu geringer Beladung, da hierbei stets nur ein einzelnes Scheit nachgelegt wurde. Dieses einzelne Scheit war teilweise nach dem Abbrand noch im Feuerraum als feste Struktur vorhanden und der gemessene Masseverlust resultierte lediglich aus dem Ausglühen des Glutbetts. Bei der vom Hersteller empfohlenen maximalen Brennraumbelegung (der "Nennbeladung") wurden die geringsten Schadstoffemissionen für alle drei Einzelraumfeuerungen erzielt, siehe Abbildung 84. Eine Brennraumüberladung wirkte sich vor allem beim Kaminofen 2 mit kleinem Feuerraum negativ auf die Emissionen aus, da der Brennstoff die Öffnungen der rückseitig zugeführten Tertiärluft teilweise blockierte. Im Gegensatz dazu hatte eine Überladung beim Kaminofen 1 kaum einen negativen Effekt, da der Brennraum mit seinen insgesamt 37 Litern noch ausreichend groß war, so dass die Brenngase noch ausreichend Aufenthaltszeit für eine möglichst vollständige Reaktion bekamen. Beim Kachelofenheizeinsatz steigen die Emissionen bei einer Brennraumüberladung ebenfalls an, da auch hier die rückseitige Luftzufuhr teilweise über eine gewisse Dauer verdeckt wird.

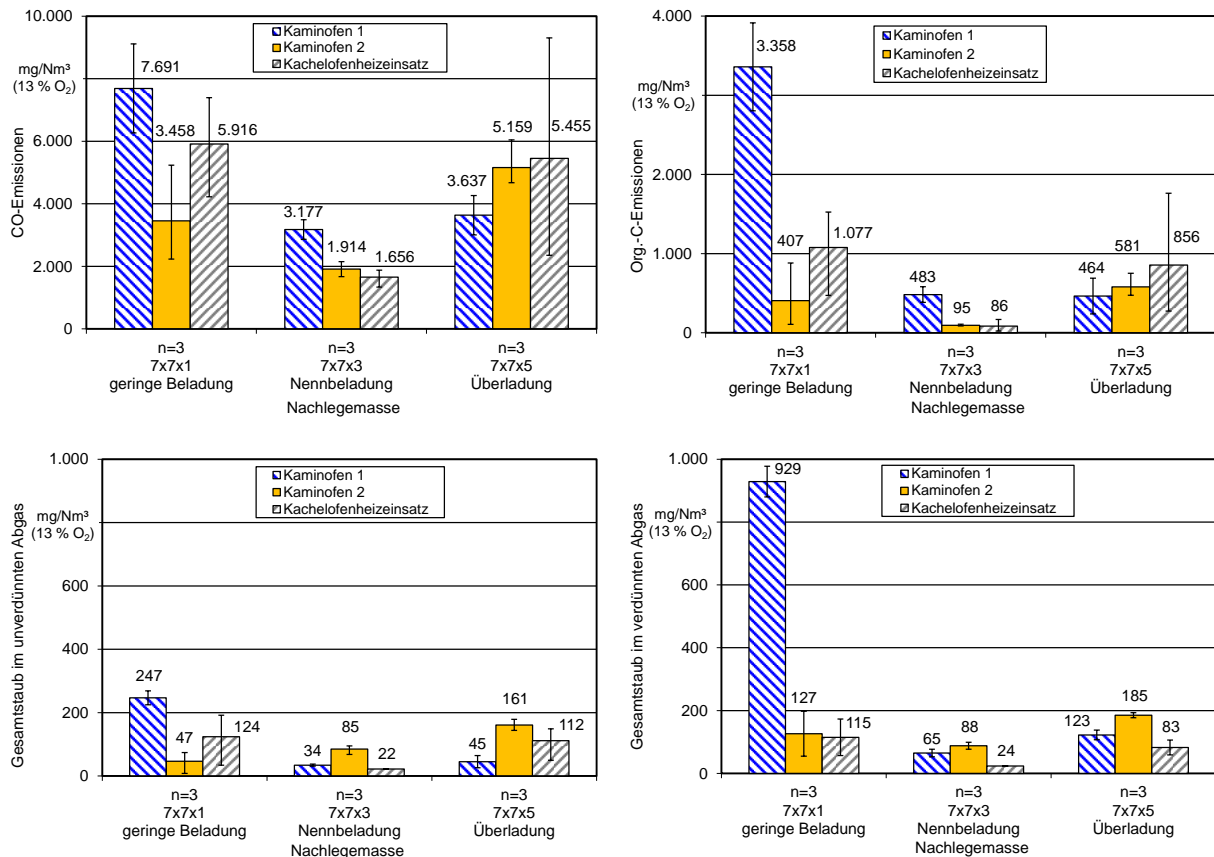


Abbildung 84: Einfluss der Nachlegemasse auf die gasförmigen Emissionen CO und org.-C sowie die Staubemissionen im unverdünnten und verdünnten Abgas bei allen drei eingesetzten Einzelraumfeuerungen. Brennstoff: Buche ohne Rinde in Normscheitform mit 7 x 7 cm Kantenlänge, Wassergehalt: 12 - 16 % (n = Anzahl der Messungen)

4.5.3 Brennstoffart

Beim Vergleich der Brennstoffarten in den drei Einzelraumfeuerungen zeigen sich keine einheitlichen Tendenzen. Während sich Buchenholz beim Kaminofen 1 als vorteilhaft gegenüber Fichte erweist, fallen die Emissionen bei der Verbrennung von Buchenholz beim preiswerteren Kaminofen 2 und beim Kachelofenheizeinsatz nicht durchgehend besser aus, die Werte sind mit Buche zum Teil ungünstiger, siehe Abbildung 85 bis Abbildung 88. Somit sind prinzipiell beide Holzarten für den Einsatz in Einzelraumfeuerungen geeignet. Beim Einsatz von runden Holzbriketts (mit und ohne Loch) werden bei allen Feuerstätten die geringsten CO- und org.-C-Emissionen freigesetzt. Etwas erhöhte Werte können den beiden übrigen Holzbriketts zugeordnet werden. Die höchsten CO- und org.-C-Emissionen werden bei der Verbrennung von reinen Rindenbriketts und Braunkohlebriketts freigesetzt, vor allem beim Kaminofen 1 sowie dem Kachelofenheizeinsatz. Da der Kaminofen 2 auch ausdrücklich für Kohlebriketts zugelassen ist, fallen die CO- und org.-C-Emissionen bei den Rinden- und Braunkohlebriketts nicht erhöht aus.

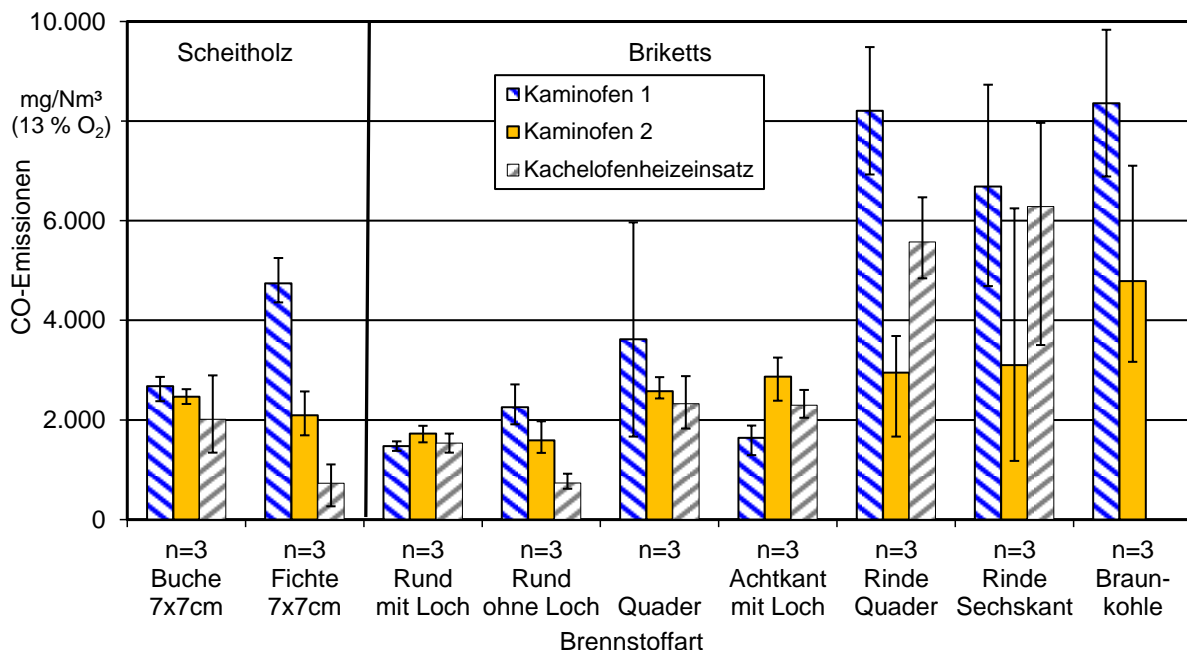


Abbildung 85: Einfluss der Brennstoffart auf die CO-Emissionen bei allen drei eingesetzten Feuerstätten (n = Anzahl der Messungen)

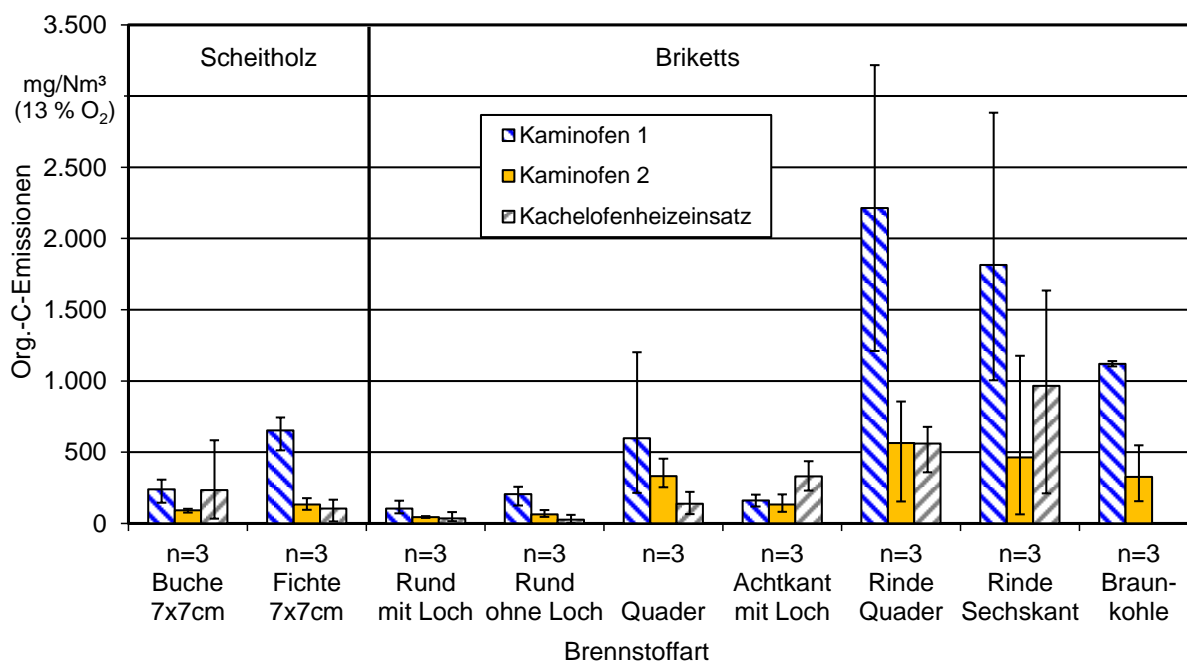


Abbildung 86: Einfluss der Brennstoffart auf die org.-C-Emissionen bei allen drei eingesetzten Feuerstätten (n = Anzahl der Messungen)

Der Einsatz von Holzbriketts führt in allen drei untersuchten Feuerungen zu einem Anstieg der Staubemissionen im unverdünnten Abgas, obwohl kein unvollständiger Ausbrand vorliegt, siehe Abbildung 87. Die Ursache hierfür könnte im Ausdehnen der Briketts liegen, wobei die Briketts in kleinere Segmente zerfallen und dadurch zusätzlich

Staubpartikel freigesetzt werden. Der durchweg beobachtete unvollständigere Ausbrand bei den Rindenbriketts wirkt sich meist auch negativ auf die Staubemissionen im unverdünnten Abgas aus, lediglich der Kaminofen 2 scheint hier relativ unempfindlich zu sein und erzielt beim Staubausstoß sogar Vorteile mit diesem ansonsten ungeeigneten Brennstoff. Die Braunkohle zeigt ein vergleichbares Emissionsverhalten wie die Rindenbriketts.

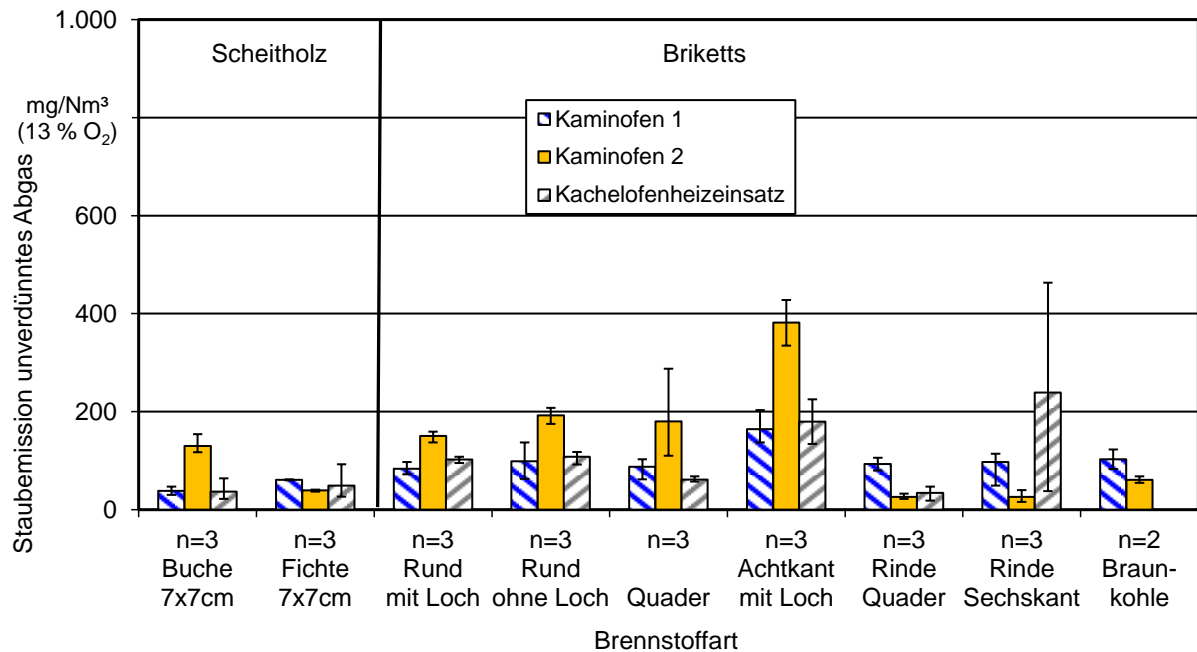


Abbildung 87: Einfluss der Brennstoffart auf die Staubemissionen im unverdünnten Abgas bei allen drei eingesetzten Feuerstätten (n = Anzahl der Messungen)

Im verdünnten Abgas wirkt sich die schlechtere Ausbrandqualität auf die Staubemissionen vor allem bei den Rindenbriketts und beim Braunkohlebrikett bei der Verbrennung im Kaminofen 1 aus, siehe Abbildung 88. Es kommt nahezu zu einer Verfünffachung der Emissionswerte, vor allem beim Kaminofen 1. Die Staubmehrung durch das Abkühlen der Abgase fällt im Gegensatz dazu beim Kaminofen 2 deutlich geringer aus.

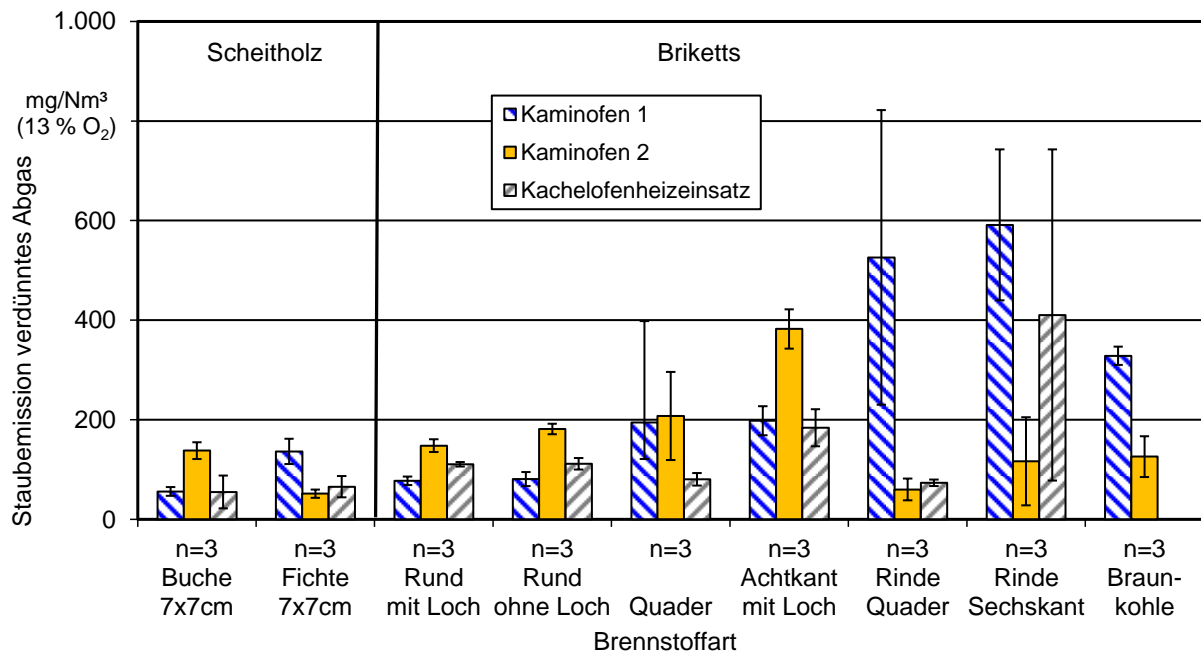


Abbildung 88: Einfluss der Brennstoffart auf die Staubemissionen im verdünnten Abgas bei allen drei eingesetzten Feuerstätten (n = Anzahl der Messungen)

Abschließend sollen die erzielten feuerungstechnischen Wirkungsgrade über den Messzeitraum aller drei Feuerungen mit den unterschiedlichen Brennstoffen verglichen werden. Der höchste feuerungstechnische Wirkungsgrad wurde wegen des vorhandenen Nachheizkastens erwartungsgemäß mit dem Kachelofenheizeinsatz erzielt, siehe Abbildung 89. Während der Wirkungsgrad bei den Scheitholz- und Holzbrikettversuchen durchschnittlich 90 % betrug, verringerte er sich um ca. 10 %-Punkte bei der Verbrennung der Rindenbriketts. Beide getesteten Kaminöfen zeichnen sich durch vergleichbare feuerungstechnische Wirkungsgrade aus. Während der Wirkungsgrad bei Fichten- und Buchenholz ca. 72 % betrug, lag er bei den Holzbrikettversuchen bei durchschnittlich 75 %. Auch hier verringert sich der feuerungstechnische Wirkungsgrad um ca. 10 %-Punkte wenn Rinden- und Braunkohlebriketts verwendet werden.

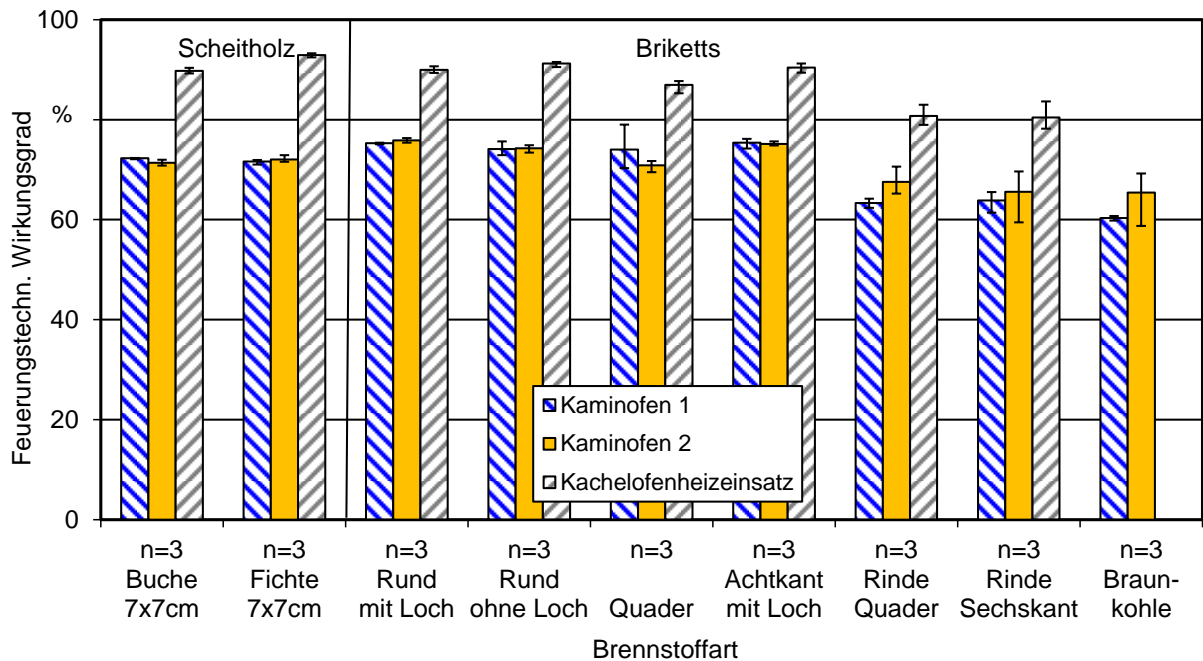


Abbildung 89: Einfluss der Brennstoffart auf den feuerungstechnischen Wirkungsgrad bei allen drei eingesetzten Feuerstätten (n = Anzahl der Messungen)

Der Vergleich der Ergebnisse anhand von drei Einzelraumfeuerungen zeigt, dass ein kostengünstiger Kaminofen nicht zwangsläufig höhere Emissionen verursachen muss. Bei sachgemäßer Verwendung können sogar geringere Emissionen mit dem solchen Kaminofen erzielt werden, ohne dass der feuerungstechnische Wirkungsgrad geringer ausfällt.

4.6 Empfehlungsmatrix für Einzelraumfeuerungen

Nach der Diskussion der Einzelergebnisse soll eine Empfehlungsmatrix für den emissionsarmen Betrieb von Einzelraumfeuerungen abgeleitet werden. In Tabelle 42 sind die Empfehlungen hinsichtlich der Scheitgröße, Nachlegemasse und des Wassergehaltes enthalten. Die mit einem oder zwei Minus (- oder --) gekennzeichneten Einträge stehen für ein schlechtes Verbrennungsverhalten. Sehr gute Verbrennungseigenschaften werden mit einem bis zwei Plus (+ oder ++) gekennzeichnet. Diese Varianten sind während des Betriebes einer Feuerstätte zu bevorzugen. In den Klammern stehen dazugehörige Beispiele. So ist eine geringe Scheitgröße mit beispielsweise einem Durchmesser von 5 cm nicht für einen optimalen Betrieb der Feuerung geeignet.

Tabelle 42: Empfehlungsmatrix für den optimalen Betrieb einer Einzelraumfeuerung

Kategorie	Gering	Mittel	Hoch
Scheitgröße	-- (5 cm)	++ (7 cm)	+ (9 cm)
Nachlegemasse	-- (einzelne Scheite)	++ (maximale empfohlene Brennstoffmenge)	-- (Überladung des Brennraumes)
Wassergehalt	- (unter 8 %)	++ (8 - 17 %)	-- (über 20 %)

5 Zusammenhänge zwischen den Abgaskenngrößen

In diesem Kapitel sollen grundsätzliche Zusammenhänge zwischen einigen wichtigen Abgaskenngrößen aufgezeigt werden. Hierbei werden jeweils die gewonnenen Werte aus der ersten und dritten Messung aller vier Feuerungen mit den diversen Brennstoffen herangezogen. Somit ergibt sich eine breite Datenbasis von 227 auswertbaren Messungen.

5.1 CO und org.-C-Emissionen

Neben dem bereits gezeigten Zusammenhang zwischen der Staubmehrung und dem Anteil an kondensierbaren organischen Kohlenwasserstoffen (vgl. Kapitel 3.2.1) besteht ebenfalls eine gute Korrelation zwischen den org.-C-Emissionen und CO-Emissionen, wie Abbildung 90 veranschaulicht. Bei CO-Konzentrationen von unter 750 mg/Nm³ kann der Anteil an org.-C im Abgas vernachlässigt werden, siehe Abbildung 90 rechts. Erst oberhalb dieses Wertes ist mit einem Anstieg an org.-C sowie einer Staubbemehrung durch die Abgasverdünnung zu rechnen. Dies gilt für alle vier untersuchten Feuerungsanlagen. Dies stimmt gut mit den Angaben in [13] überein, hier lag der Schwellenwert zwischen 700 und 1.000 mg/Nm³ CO. Üblicherweise werden diese Werte kaum bei automatischen Feuerungen bzw. bei dem hier verwendeten Scheitholzessel erreicht bzw. überschritten.

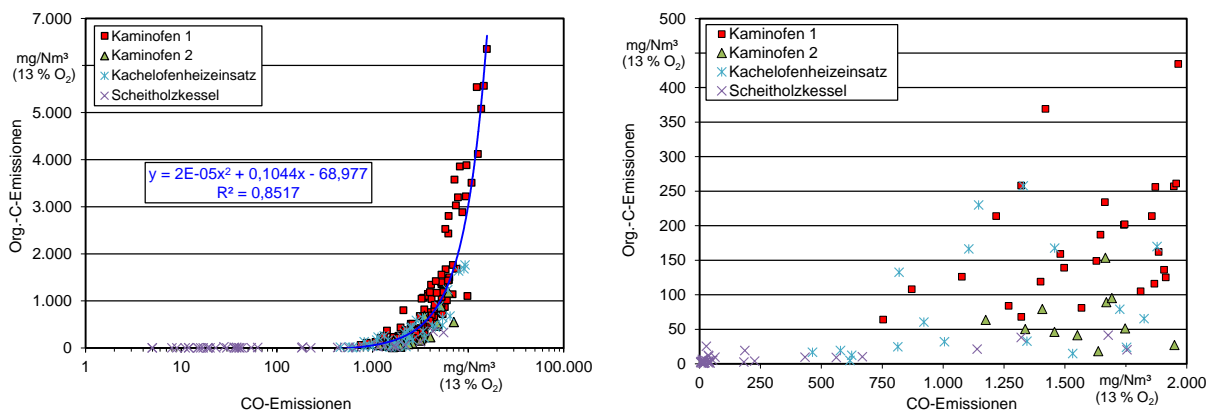


Abbildung 90: Emission der organischen Kohlenwasserstoffe in Abhängigkeit von den CO-Emissionen bei vier verschiedenen Feuerungen und unterschiedlichen Brennstoffarten und Brennstoffeigenschaften. Daten aus 227 Parallelmessungen

Die gasförmigen Emissionen wie auch der ermittelte Gesamtstaub hängen auch von der Luftüberschusszahl λ sowie der Abgastemperatur ab. Eine ausreichend hohe Temperatur ist für im Brennraum ablaufende Reaktionen erforderlich, ebenso wie der für

eine vollständige Verbrennung erforderliche Sauerstoff. Diese Zusammenhänge werden nachfolgend dargestellt.

5.2 Abgastemperatur und Luftüberschusszahl

Bei Kaminöfen werden teilweise relativ hohe Abgastemperaturen durch beispielsweise eine Brennraumüberladung oder Verwendung zu kleiner Scheite erzielt. Im Gegensatz dazu fallen die Abgastemperaturen beim Kachelofenheizeinsatz wegen des vorhandenen Nachheizkastens deutlich geringer aus. Ebenso geringe Abgastemperaturen konnten für den Scheitholzessel ermittelt werden, siehe Abbildung 91.

Die Abgastemperatur wird auch von der Luftüberschusszahl beeinflusst. Eine Luftüberschusszahl von mehr als eins ist für eine vollständige Verbrennung notwendig, um einen örtlichen Sauerstoffmangel im Feuerraum zu vermeiden. Wird jedoch zu viel Luft zugeführt, kommt es zu einer Abkühlung der Flamme und es werden nicht mehr die erforderlichen Temperaturen für eine vollständige Verbrennung erreicht [22].

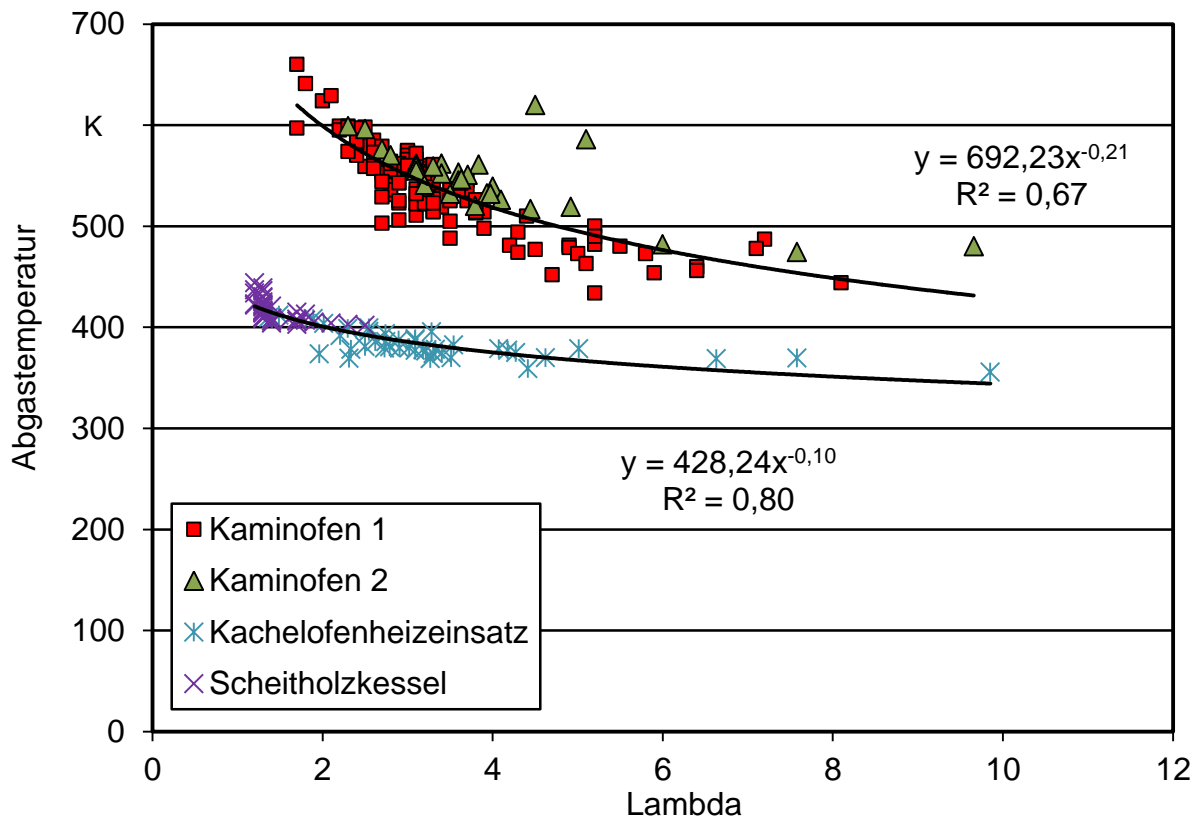


Abbildung 91: Abgastemperatur in Abhängigkeit von der Luftüberschusszahl lambda bei vier verschiedenen Feuerungen. Daten aus 227 Parallelmessungen mit unterschiedlichen Brennstoffen

5.3 Kohlenmonoxidemissionen (CO)

Dass ein zu hoher Luftüberschuss und die damit verbundene Senkung der Abgastemperatur oft mit deutlich gestiegenen CO-Emissionen einhergehen, belegen beide Diagramme in Abbildung 92. Die höchsten Luftüberschusszahlen können den Versuchen mit Rinden- und Braunkohlebriketts, den Versuchen mit sehr hohen Wassergehalten sowie der Variante mit zu geringer Beladung zugeordnet werden. Ein Optimum bezüglich der Luftüberschusszahl ist nicht erkennbar. In [22] wird von einem optimalen lambda-Wert von ca. 2 (bei Kaminöfen) bzw. einem Wert von ca. 1,3 (bei modernen automatisch beschickten Feuerungsanlagen) ausgegangen. Ebenfalls wird in [26] gezeigt, dass für einen anderen Kaminofen niedrige CO-Emissionen bei einem lambda-Wert zwischen 3,2 und 4,3 erreicht werden konnten. Bei einer Luftüberschusszahl von unter 3,2 stiegen die CO-Gehalte im Abgas erneut an. Bei den hier ermittelten Werten erweist sich dagegen eine möglichst geringe Luftüberschusszahl – begleitet von hohen Abgastemperaturen – als vorteilhaft für die beiden Kaminöfen bezüglich der CO-Emissionen. Beim Kachelofenheizeinsatz sind aber keine klaren Tendenzen erkennbar, da sowohl bei geringen wie auch bei hohen Luftüberschusszahlen CO-Gehalte von bis zu 9.300 mg/Nm³ emittiert werden können. Vor allem bei den beiden höchsten CO-Werten für den Kachelofenheizeinsatz handelt es sich um die Versuchsvarianten mit einer Brennraumüberladung bzw. einem sehr frühen Nachlegen, wobei der aufgelegte Brennstoff bis oberhalb des Luftschlitzes in der Rückwand ragt. Somit müssen derartige Betrachtungen über die sinnvollen Luftüberschusszahlen immer auch im Kontext mit der jeweils vorliegenden Brennraumgeometrie und der Luftführung erfolgen. Auch die mittlere Abgastemperatur ist eine produktspezifische Kenngröße, die aus Gründen der Wirkungsgradsteigerung eigenen Optimierungszielen unterliegt und daher innerhalb gewisser Grenzen insgesamt möglichst niedrig gehalten werden sollte.

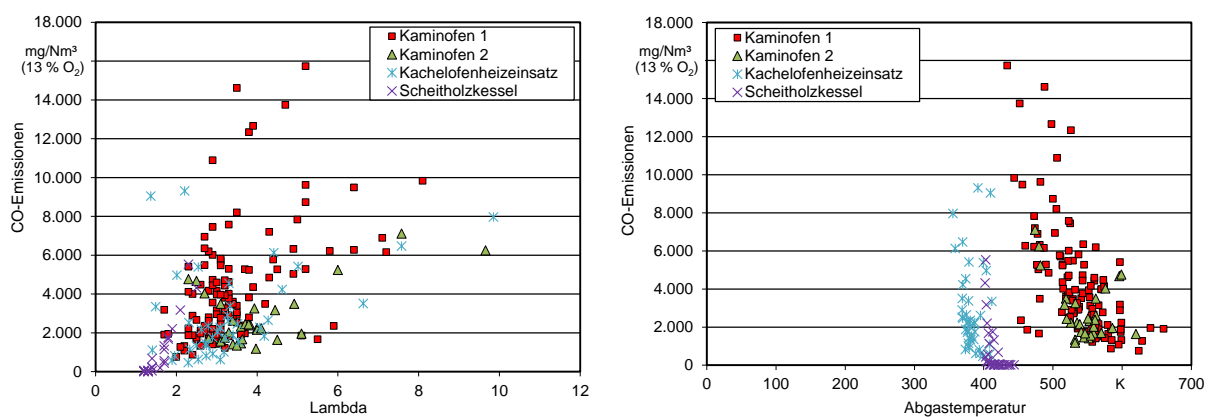


Abbildung 92: Zusammenhang zwischen den CO-Emissionen und der Luftüberschusszahl lambda bzw. der Abgastemperatur. Daten aus 227 Parallelmessungen mit unterschiedlichen Brennstoffen

5.4 Kohlenwasserstoffemissionen (org.-C)

Neben den CO-Gehalten im Abgas kennzeichnen auch die Gehalte der kondensierbaren organischen Kohlenwasserstoffe im Abgas die Qualität eines Abbrandes. Da beide Größen miteinander korreliert sind, vgl. Abbildung 90, lassen sich vergleichbare Tendenzen wie bei den CO-Emissionen erkennen, siehe Abbildung 93. Es erweist sich erneut als vorteilhaft, wenn die Luftüberschusszahl möglichst niedrig gehalten werden kann.

Für den Scheitholzessel zeigt sich, dass nur ein vernachlässigbar geringer Zusammenhang zwischen org.-C-Emissionen und der Luftüberschusszahl bzw. der Abgastemperatur vorliegt, vgl. Abbildung 93. Im Gegensatz dazu ist beim Kaminofen 1 die Freisetzung organischer Kohlenwasserstoffe immer dann hoch, wenn eine hohe Luftüberschusszahl und eine geringe Abgastemperatur vorliegen. Das bei [26] genannte optimale Betriebsfenster mit einer Luftüberschusszahl zwischen 3,2 und 3,7 kann hinsichtlich der Minimierung der org.-C-Emissionen hier nicht bestätigt werden.

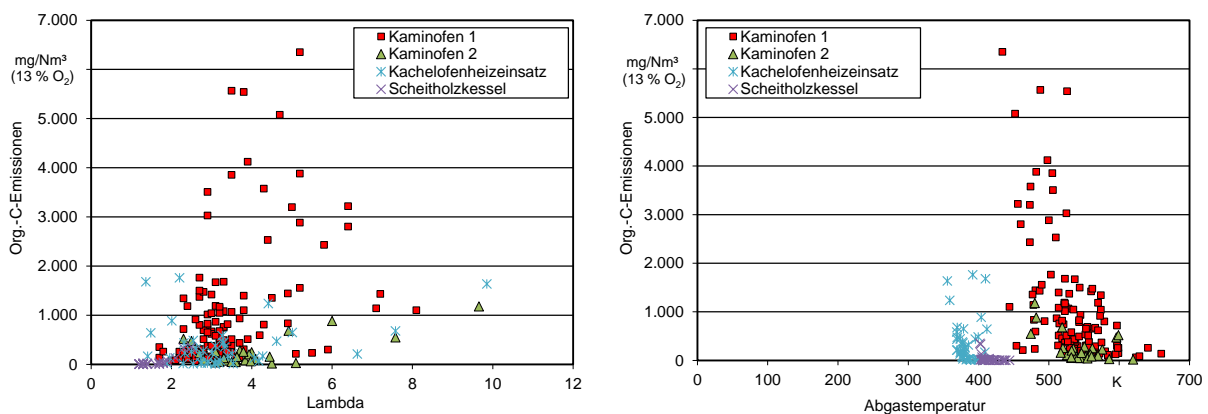


Abbildung 93: Zusammenhang zwischen den org.-C-Emissionen und der Luftüberschusszahl λ bzw. der Abgastemperatur bei vier verschiedenen Feuerungen. Daten aus 227 Parallelmessungen mit verschiedenen Brennstoffen

5.5 Partikelgebundene Emissionen

Für zahlreiche Versuchsvarianten wurden die gewonnenen Stäube einer chemischen Analyse zugeführt. Meist wurden die Stäube aus der jeweils dritten Messung eines Versuches analysiert. Dabei wurden die Gehalte an organischem und elementarem Kohlenstoff sowie die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) neben zahlreichen weiteren Komponenten (Anionen, Metalle) bestimmt.

Partikelgebundene OC-Emissionen. Bei handbeschickten Einzelraumfeuerungen besteht ein Großteil des Gesamtstaubes aus elementarem und organischem Kohlenstoff (EC und OC), welcher nach VDI 2465-2 für ausgewählte Filterproben bestimmt wurde, die aus dem verdünnten Abgas gewonnen worden waren [39]. In Abbildung 94 sind die Korrelationen zwischen dem freigesetzten organischen Kohlenstoff und dem CO- bzw.

org.-C-Ausstoß veranschaulicht. Es wird deutlich, dass der partikelgebundene organische Kohlenstoff mit steigendem CO-Gehalt im Abgas zunimmt. Ähnliches gilt auch für die Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffemissionen (org.-C minus Methan-Emissionen). Da die partikelgebundenen OC-Emissionen aus organischen Vorläufersubstanzen im Abgas entstehen, kann für diesen Zusammenhang sogar ein höheres Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,72$ angegeben werden, siehe Abbildung 94, rechts. Hierbei waren sowohl die gasförmigen Kohlenwasserstoffe und der Methangehalt im unverdünnten Abgas gemessen worden. Somit lassen sich bis zu 24 % der kondensierbaren organischen Kohlenwasserstoffe als partikelgebundenen organischen Kohlenstoff wiederfinden. Dies kann in etwa die Hälfte der Staubmehrung im verdünnten Abgas in Abbildung 27 erklären.

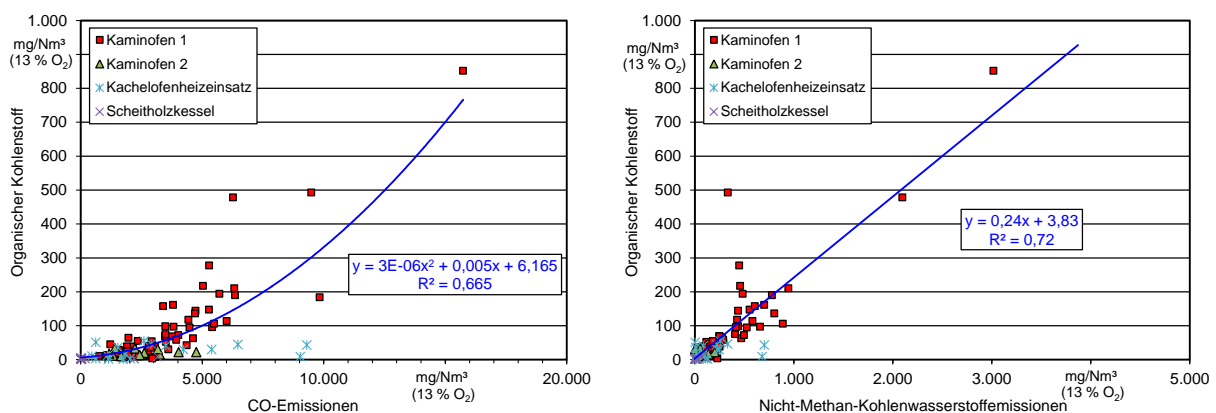


Abbildung 94: Partikelgebundene Emissionen an organischem Kohlenstoff (OC) in Abhängigkeit vom CO- und org.-C-Ausstoß

Partikelgebundene EC-Emissionen. Staubproben mit einem hohen Anteil an partikelgebundenem elementarem Kohlenstoff haben eine deutliche Schwarzfärbung, während Stäube aus einer unvollständigen Verbrennung und somit hohen OC-Anteilen bräunlich aussehen. Der schwarze elementare Kohlenstoff bildet sich vorrangig bei hohen Verbrennungstemperaturen und einem Sauerstoffmangel im Feuerungsraum; es kommt zur Rußbildung. Klare Korrelationen zwischen dem elementaren partikelgebundenen Kohlenstoff (EC) und den CO- bzw. org.-C-Emissionen können nicht aufgezeigt werden, siehe Abbildung 95. Jedoch wird deutlich, dass bei guten Ausbrandbedingungen und damit geringen CO-Gehalten im Abgas kein Anstieg an partikelgebundenem elementarem Kohlenstoff eintritt. Anders ist die Beurteilung bei den org.-C-Emissionen, für die es keinen Schwellenwert bis zum Auftreten von partikulären EC-Emissionen zu geben scheint.

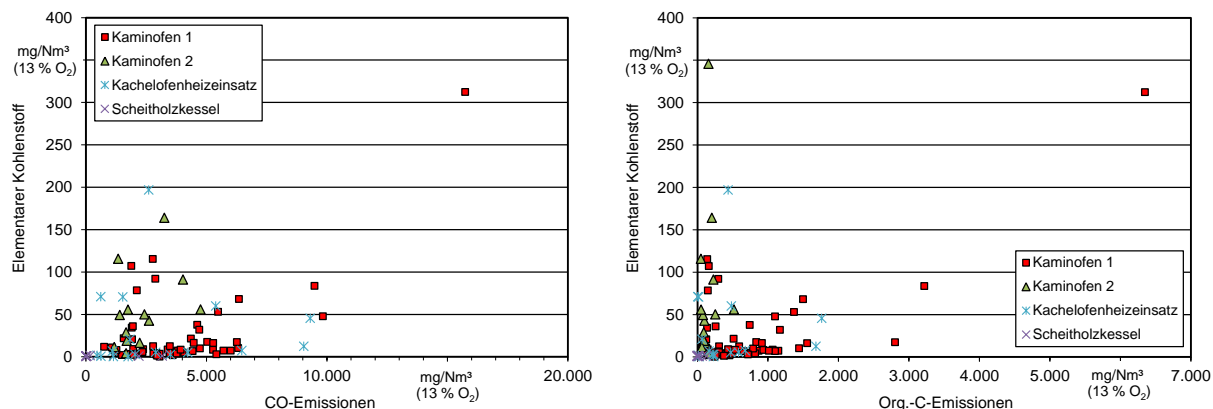


Abbildung 95: Partikelgebundene Emissionen an elementarem Kohlenstoff (EC) in Abhängigkeit vom CO- und org.-C-Ausstoß

Partikelgebundene PAK-Emissionen. Die Gehalte der 16 EPA-PAKs (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) wurden aufgrund ihrer toxischen Wirkung ebenfalls bestimmt. Die Summenwerte der PAKs sind in Abhängigkeit von CO und org.-C im Abgas in Abbildung 96 gegenübergestellt. Es ist ein Anstieg der PAK-Emissionen mit steigenden CO- und org.-C-Gehalten im unverdünnten Abgas festzustellen. Klare Korrelationen können jedoch nicht aufgestellt werden, da die PAK-Emissionen zwischen 0 und 1 mg/Nm³ auch bei geringen org.-C-Anteilen schwanken können. Bei sehr geringen CO-Emissionen wie beim Scheitholzessel werden PAKs kaum gebildet.

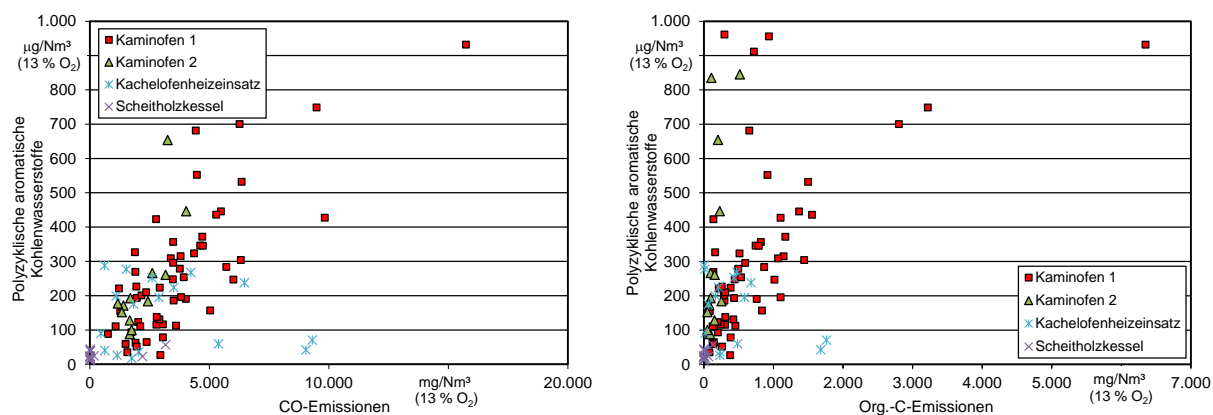


Abbildung 96: Partikelgebundene Emissionen an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Abhängigkeit vom Kohlenmonoxidausstoß und org.-C-Emissionen

Den 16 EPA-PAKs werden unterschiedliche toxische Wirkungen zugeschrieben. So ist beispielsweise dem Benzo[a]pyren ein Toxizitätsäquivalenzfaktor (TEF) von 1 zugewiesen, während Anthracen keine toxische Wirkung zugeschrieben wird [27]. Werden nun der TEF über die in den Stäuben bestimmten PAKs wie in Abbildung 97 aufgetragen, so

weisen ca. 14 % der PAKs ein toxisches Potenzial auf. Inwieweit die PAKs der Feinstäube aus Holzfeuerungen eine toxische Wirkung auf ein Lebewesen haben, wird derzeit untersucht. Bisher zeigte sich, dass der Anteil an PAKs im Feinstaub nicht als alleiniges Kriterium zur Beurteilung der Toxizität herangezogen werden kann. Diese Stoffe müssen auch für die Organismen bioverfügbar sein. Weiterführende Untersuchungen sind hierzu noch erforderlich, so dass eine endgültige Beurteilung noch nicht möglich ist.

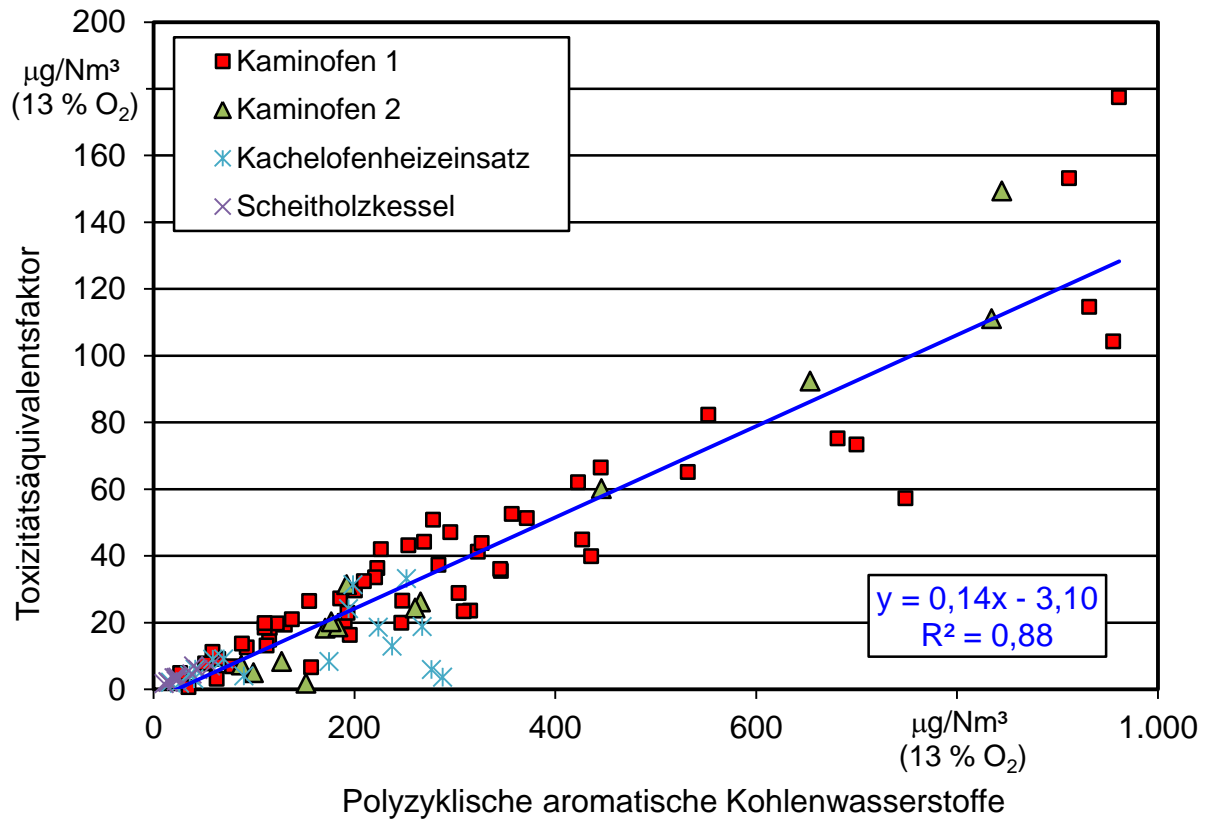


Abbildung 97: Abhängigkeit des Toxizitätsfaktors von den 16 EPA-PAKs

Zusammenfassung

Häusliche Feuerungen tragen zu einem nicht vernachlässigbaren Anteil an Feinstaubemissionen in Deutschland bei. Ziel des vorliegenden Projektes war es daher, zahlreiche Einflussgrößen auf das Emissionsverhalten an verschiedenen Scheitholzfeuerungen zu untersuchen und daraus Handlungsempfehlungen abzuleiten. Für das Versuchsprogramm wurden vier Feuerungen ausgewählt: zwei Kaminöfen unterschiedlicher Preiskategorien, ein Kachelofenheizeinsatz und ein Scheitholzkessel. An den ausgewählten Feuerungen wurden zunächst grundsätzliche versuchsmethodische Fragen geklärt, um anschließend die vielfältigen brennstoffbedingten und nutzerbedingten Einflüsse auf das Emissionsgeschehen zu quantifizieren. In einem kurzen Exkurs wurden auch regelungstechnische Verbesserungspotenziale betrachtet und die aus den Gesamtdaten ableitbaren grundsätzlichen Zusammenhänge der verschiedenen Abgaskenngrößen im Rahmen von Korrelationsanalysen untersucht, wobei teilweise auch die Zusammensetzung der Abgaspartikel in die Betrachtung mit einbezogen wurde.

Methoden. Während der zahlreichen Messungen stellten sich diverse versuchstechnische Fragestellungen und deren Einfluss auf die ermittelten Kenngrößen. Neben dem Effekt der Abgasverdünnung auf die gemessenen Staubemissionen konnten auch Abhängigkeiten bezüglich unterschiedlicher Nachbehandlungen der Staubproben festgestellt werden. So tritt beispielsweise beim Ausheizen von Staubproben aus schlechter Ausbrandqualität aus dem verdünnten Abgas eine nicht unerhebliche Reduzierung der Staubgehalte und damit eine Messwertverfälschung auf. Auch die ermittelten gasförmigen Emissionen aus handbeschickten Feuerungen hängen vom methodischen Vorgehen ab, beispielsweise kommt es dabei auf den gewählten Auswertzeitraum sowie auf die zugrundeliegende Berechnungsvorschrift an. Werden beispielsweise die ersten Minuten nach Brennstoffauflage bzw. der flammenlose Ausbrand einer Brennstoffauflage nicht mit berücksichtigt, so fallen die ermittelten gasförmigen Emissionen deutlich geringer aus.

Brennstoffeinflüsse. Zu den untersuchten Brennstoffeinflüssen zählen die Aufbereitungsform, die Scheitgröße, der Wassergehalt, der Aschegehalt und auch die Brennstoffart.

Zunächst sollen die Ergebnisse aus den Einzelraumfeuerungen (beide Kaminöfen und der Kachelofenheizeinsatz) zusammengefasst werden. Die Aufbereitungsform spielt eine untergeordnete Rolle, solange die Scheite einen vergleichbaren Durchmesser aufweisen. Es können Kanthölzer, Rundhölzer oder Scheitholz verwendet werden. Bezüglich der Scheitgröße sind deutliche Unterschiede erkennbar. So führt die Verbrennung von kleinen Holzscheiten (d. h. Kantenlänge 5 x 5 cm) zu den mit Abstand höchsten Schadstoffemissionen. Kleine Scheite sollten daher nur für das Anheizen eingesetzt werden. Die optimale Scheitgröße lag für die beiden Kaminöfen und für den Kachelofenheizeinsatz zwischen 7 und 9 cm Kantenlänge. Auch der Wassergehalt (w) im Brennstoff hat einen starken Einfluss auf die Emissionen. Der optimale Bereich liegt zwischen 10 und 17 % Wassergehalt bei Buchenholz, während für Fichtenholz kein Optimum identifiziert

werden konnte. Bereits ab $w=20\%$ kommt es zu einem starken Anstieg der Emissionen, sowohl für Buchen- als auch für Fichtenholz. Aber der Brennstoff kann auch zu trocken sein. Beispielsweise steigen im Kaminofen 1 die Emissionen bei Verwendung von Buchenholz mit weniger als 8% Wassergehalt wieder deutlich an. Ein grundsätzlicher Vorteil für Buchenholz in Kaminöfen im Vergleich zu Fichtenholz konnte zwar nicht festgestellt werden, jedoch zeigt sich, dass dieser Brennstoff in Einzelraumfeuerungen überwiegend Vorteile bietet, zumal auch im Fall einer Überladung die Gefahr der Blockade eventuell vorhandener rückseitiger Lufteinlassdüsen oder -schlitze ("Tertiärluft") durch die höhere Holzdicke kaum gegeben ist. Ein hoher Gehalt an anhaftender Rinde erhöht den Aschegehalt und beeinflusst meist auch die Emissionen nachteilig.

Neben Buchen- und Fichtenholz wurden auch vier verschiedenartige Holzbriketts, zwei reine Rindenbriketts sowie Braunkohlebriketts eingesetzt. Unter den Briketts erwiesen sich die runden Holzbriketts mit und ohne Loch hinsichtlich der CO- und org.-C-Gehalte als am günstigsten. Im Gegensatz dazu schnitten die Briketts aus reiner Rinde und die Braunkohlebriketts am schlechtesten ab.

Bei den Gesamtstaubemissionen lagen die Werte aller Brikettsorten überwiegend höher als mit Scheitholz. Die untersuchten Holzbriketts vergrößern ihr Volumen während der Verbrennung („Quellen“) und sie zerfallen in einzelne Segmente, was zu den etwas höheren Gesamtstaubemissionen beiträgt. Aufgrund hoher org.-C-Emissionen wurde beim Kaminofen 1 ein drastischer Anstieg der Gesamtstaubemissionen im verdünnten Abgas bei Verwendung von Rindenbriketts und Braunkohlebriketts beobachtet. Im Gegensatz dazu fielen die Gesamtstaubemissionen bei Verwendung der Rindenbriketts im Kaminofen 2 geringer aus als bei den Holzbriketts. Dennoch sind Rindenbriketts kein zulässiger Brennstoff gemäß 1. BImSchV.

Bei den Versuchen am Scheitholzkessel zeigte sich, dass gespaltenes Scheitholz im Vergleich zu Rundholz oder gesägten Kanthölzern bevorzugt werden sollte. Vor allem Kantholz neigt verstärkt zu Hohlbränden und somit zu höheren CO-Emissionen. Bei der Variation der Scheitgröße konnten die besten Verbrennungsbedingungen für Fichtenscheite mit einem Durchmesser von 10 bis 12 cm erzielt werden. Zu kleine Scheite führten aber – im Gegensatz zu den Kaminofenversuchen – lediglich zu einem geringen Anstieg der Emissionen. Etwas größere Nachteile zeigten sich bei den Scheitdurchmessern von 15 bis 20 cm, da diese Scheite im Füllschacht oft nicht problemlos nachrutschen, wodurch es vermehrt zu einem Hohlbrand kommt. Beim Brennstoffartenvergleich zeigten sich Vorteile für Fichtenholz ohne Rinde im Vergleich zum entrindeten Buchenholz. Dies ändert sich jedoch, sobald das meist übliche Fichtenholz mit anhaftender Rinde verwendet wird, denn aufgrund der rauen Oberfläche rutscht auch dieser Brennstoff schlechter im Füllschacht nach und es treten vermehrt Hohlbrände auf. Die geringsten Emissionen und gleichzeitig die höchsten Wirkungsgrade im Scheitholzkessel konnten mit runden Holzbriketts mit Loch erzielt werden.

Der Wassergehalt spielt im Kesselbetrieb mit Buchenholz eine untergeordnete Rolle, während ab Wassergehalten von über 20% bei entrindetem Fichtenholz eine deutliche Verschlechterung des Emissionsverhaltens und auch des Wirkungsgrad eintritt. Ein Op-

timum, wie beim Kaminofen mit Buchenholz festgestellt, war in diesen Versuchen nicht erkennbar.

Nutzereinflüsse. Dem Nutzer bieten sich vielfältige Einflussmöglichkeiten bei Einzelraumfeuerungen, er kann beispielsweise die nachgelegte Brennstoffmasse und den Nachlegezeitpunkt variieren. Bei allen drei Einzelraumfeuerungen zeigte sich, dass das Nachlegen nur eines einzelnen Scheites und damit eine zu geringe Nachlegemenge zu besonders ungünstigen Verbrennungsbedingungen führt. Wurde dagegen die vom Hersteller empfohlene Brennstoffmasse verwendet, lag das Emissionsniveau relativ niedrig. Eine Brennraumüberladung erwies sich in allen Feuerstätten als nachteilhaft. Lediglich im Kaminofen 1, mit dessen vergleichsweise großen Feuerraum, war dieser Emissionsanstieg nur gering. Beim Kaminofen 2 sowie beim Kachelofenheizeinsatz wurden bei der Brennraumüberladung die Luftzuführungen teilweise überdeckt, was zu deutlich schlechteren Ausbrandbedingungen führte.

Bei der Wahl des Nachlegezeitpunktes ergaben sich beim Kaminofen 1 und beim Kachelofenheizeinsatz verschiedene Tendenzen. Während beim Kaminofen 1 ein frühes Nachlegen, beispielsweise zum Zeitpunkt des Erlöschens der Flamme, vorteilhaft war, zeigte sich beim Kachelofenheizeinsatz, dass ein späteres Nachlegen von Vorteil ist. Bei frühem Nachlegen nimmt die Höhe der Grundglut von Auflage zu Auflage zu, was bei eher niedrigen Feuerräumen nachteilig sein kann, da ggf. in späteren Auflagen auch Luftzuführschlitze durch den Brennstoff verdeckt werden. Daher spielt die Brennraumgestaltung bei der Wahl des richtigen Nachlegezeitpunktes eine wichtige Rolle.

Wirkung einer nachrüstbaren Regelung. Eine nachrüstbare Regelung soll die Emissionen reduzieren, die Abbranddauer verlängern sowie den Wirkungsgrad erhöhen. Einfache Kaminöfen lassen sich nicht mit einer Verbrennungsluftregelung nachrüsten, da diese meist nicht über einen zentralen Verbrennungsluftstutzen verfügen. Daher wurde der Kaminofen 1 für die Regelungsversuche verwendet. Die Verbrennungsluftregelung von Kutzner & Weber erwies sich jedoch nicht als vorteilhaft, da die Emissionen höher ausfielen und die Abbranddauer sich sogar verkürzte. Das zugrundeliegende Regelungskonzept erwies sich wenig geeignet für die Kaminofenversuche. Ansätze für Verbesserungsmöglichkeiten wurden erkannt. Für einen erfolgreichen Regelungsbetrieb kommt es auch auf eine möglichst hohe Dichtigkeit des Kaminofens an, damit Falschlufzufuhr ausgeschlossen wird. Im vorliegenden Fall war diese Voraussetzung jedoch nicht gegeben und der Einfluss auf die Messergebnisse kann nicht bewertet werden.

Fazit. Im vorliegenden Bericht werden einige klare Handlungsempfehlungen aus den erzielten Messergebnissen abgeleitet. Viele Messergebnisse zeigen grundsätzliche Zusammenhänge auf, jedoch nicht alle abgeleiteten Empfehlungen lassen sich auf den Bestand gleichartiger Anlagentypen übertragen, da sie häufig von der jeweiligen Gestaltung des Brennraumes und der Luftzuführung abhängen.

Quellenverzeichnis

- [1] BICHLMAIER, H. (2012): Schnittzeichnung für die Luftführung beim Kachelofenheizeinsatz KKE 33, Ulrich Brunner GmbH, erhalten am 30.04.2012
- [2] BLUETT, J.; MEYER, M. (2011): Measurement of Real-World Particulate Emission from Domestic Wood-Burners in New Zealand, In: EUROPEAN AEROSOL ASSEMBLY (EAA); DEUTSCHES BIOMASSEFORSCHUNGSZENTRUM (DBFZ) (Hrsg.): Scientific Contributions – Aerosols from domestic biomass heating, characterization and toxicity, critical pathways towards sustainability of biomass based heating. Abstracts of the Satellite workshop within the European Aerosol Conference (EAC) 2011, September 3rd and 4th, 2011, University of Manchester. Manchester: EAA, DBFZ, S. 33
- [3] BRUNNER, T.; SOMMERSACHER, P.; OBERNBERGER, I. (2011): Fuel indexes – A novel method for the evaluation of relevant combustion properties of new biomass fuels, In: SPITZER, J.; DALLEMAND, J. F.; BAXTER, D.; OSSENBRINK, H.; GRASSI, A.; HELM, P. (Hrsg.): 19th European Biomass Conference and Exhibition - From Research to Industry and Markets, Proceedings of the European Conference, held in Berlin, Germany, 06-10 June 2011. Florence, Italy: ETA-Florence Renewable Energies, WIP-Renewable Energies, S. 1351-1357, ISBN 978-88-89407-55-7
- [4] BUDERUS (2010): Bedienungsanleitung Kaminofen blueline Nr. 12, Wetzlar, 16 Seiten
- [5] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2011): Erneuerbare Energien in Zahlen – Nationale und internationale Entwicklung, Stand: Juli 2011, Berlin: Silber Druck OHG, 116 Seiten
- [6] DEUTSCHE BUNDEREGIERUNG (2009): Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen - 1. BImSchV). Berlin: Deutscher Bundestag, Drucksache 17/74, vom 25.11.2009, Inkrafttreten: 22.03.2010
- [7] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1996): DIN 51 731: Prüfung fester Brennstoffe - Presslinge aus naturbelassenem Holz - Anforderungen und Prüfungen, Oktober 1996. Berlin: Beuth, 4 Seiten
- [8] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1999): DIN EN 303-5: Heizkessel für feste Brennstoffe, hand- und automatisch beschickte Feuerungen, Nenn-Wärmeleistungen bis 300 kW. Juni 1999. Berlin. Beuth, 30 Seiten
- [9] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2005): DIN EN 13240: Raumheizer für feste Brennstoffe – Anforderungen und Prüfungen, Oktober 2005. Berlin: Beuth, 82 Seiten.
- [10] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2010): DIN EN 14961-1: Feste Biobrennstoffe – Brennstoffspezifikation und –klassen – Teil 1: Allgemeine Anforderungen, April 2010. Berlin: Beuth, 58 Seiten
- [11] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2011): DIN EN 14 961-3: Feste Biobrennstoffe – Brennstoffspezifikation und –klassen – Teil 3: Holzbriketts für nichtindustrielle Verwendung, September 2011. Berlin: Beuth, 11 Seiten
- [12] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2010): DIN CEN/TS 15883: Häusliche Feuerstätten für feste Brennstoffe - Emissionsprüfverfahren. Februar 2010. Berlin: Beuth, 29 Seiten

- [13] ELLNER-SCHUBERT, 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), 136 Seiten
- [14] FIREPLACE (2009): Datenblatt Kaminofen Fireplace Santa Fe, Soltau, 1 Seite
- [15] HARTMANN, H.; ROßMANN, P.; TUROWSKI, P.; LINK, H.; MARKS, A. (2006): Staubemissionen aus Holzfeuerungen – Einflussfaktoren und Bestimmungsmethoden, Berichte aus dem TFZ, Nr. 10, Straubing: Technologie- und Förderzentrum (TFZ), 89 Seiten
- [16] HDG BAVARIA GMBH (2009): Stückholz-Kessel von 14,9 bis 60 kW, Broschüre, Massing, 28 Seiten
- [17] HDG BAVARIA GMBH (2012): Schnittbild vom HDG Navora, URL: <http://www.hdg-bavaria.com/produkte/?n=134>. (Stand: April 2012)
- [18] HÖLDRICH, A.; HARTMANN, H.; DECKER, T.; REISINGER, K.; SOMMER, W.; SCHARDT, M.; WITKOPF, S.; OHRNER, G. (2006): Rationelle Scheitholzbereitstellungsverfahren. Berichte aus dem TFZ, Nr. 11. Straubing: Technologie- und Förderzentrum (TFZ), 279 Seiten
- [19] HOMEPAGE FIREPLACE: Das Fire Plus-System. URL: <http://www.fireplace.hu/cikk.php?id=267>, (Stand: 11.07.2011)
- [20] JAHN, M. (2011): Telefonat am 30.09.2011 mit Herrn Jahn von der Firma Buderus
- [21] JOKINIEMI, J.; SIPPULA, O.; TISSARI, J. (2011): Small scale biomass combustion and exhaust gas emissions, In: EUROPEAN AEROSOL ASSEMBLY (EAA); DEUTSCHES BIOMASSEFORSCHUNGSZENTRUM (DBFZ) (HRSG.): Scientific Contributions – Aerosols from domestic biomass heating, characterization and toxicity, critical pathways towards sustainability of biomass based heating. Abstracts of the Satellite workshop within the European Aerosol Conference (EAC) 2011, September 3rd and 4th, 2011, University of Manchester. Manchester: EAA, DBFZ, S. 47-68
- [22] KALTSCHMITT, M.; HARTMANN, H.; HOFBAUER, H. (2009): Energie aus Biomasse - Grundlagen, Techniken und Verfahren. 2. Aufl. Dordrecht; Heidelberg; London; New York: Springer-Verlag, 1030 Seiten, ISBN 978-3-540-85094-6
- [23] KIENER, S.; TUROWSKI, P.; HARTMANN, H.; SCHMOECKEL, G.(2010): Bewertung kostengünstiger Staubabscheider für Einzelfeuerstätten und Zentralheizungskessel. Berichte aus dem TFZ, Nr. 23. Straubing: Technologie- und Förderzentrum (TFZ), 140 Seiten
- [24] KLIPPEL, N.; NUSSBAUMER, T. (2007): Einfluss der Betriebsweise auf die Partikelemissionen von Holzöfen, Schlussbericht, Bundesamt für Energie, Bern, Schweiz, 63 Seiten
- [25] KUTZNER & WEBER GMBH (2009): Bedienungs- und Montageanleitung zur K+W Abbrandregelung Compact in Verbindung mit der KW Zuluftklappe, Maisach, 12 Seiten
- [26] LENZ, V. (2010): Feinstaubminderung im Bereich von Scheitholzkaminöfen unter Berücksichtigung der toxikologischen Relevanz, Technische Universität Hamburg-Harburg, Dissertation, 141 Seiten

- [27] LUCH, A.; VIETH, B. (2010): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Spielzeug. Stellungnahme Bundesinstitut für Risikobewertung, Ausschussdrucksache 17(9)114, 14. Mai 2010, Berlin, 12 Seiten
- [28] NORWEGIAN STANDARD (1994): 3058-1: Enclosed wood heater smoke emission, part 1: Test facility and heating pattern. Juni 1994. Lysaker. 12 Seiten
- [29] NUSSBAUMER, T.; KERSCHBAUMER, D. (1989): Normierung und Mittelwertbildung von Emissionsmessdaten, HeizungKlima, Nr. 11, S. 107–109
- [30] PAGELS, J.; ERIKSSON, A.; NORDIN, E. Z.; NYSTRÖM, R.; PETTERSSON, E.; SWIETLICKI, E.; BOMAN, C. (2011): Time resolved PAH-emissions from residential wood combustion investigated with aerosol mass spectrometry, In: EUROPEAN AEROSOL ASSEMBLY (EAA); DEUTSCHES BIOMASSEFORSCHUNGSZENTRUM (DBFZ) (Hrsg.): Scientific Contributions – Aerosols from domestic biomass heating, characterization and toxicity, critical pathways towards sustainability of biomass based heating. Abstracts of the Satellite workshop within the European Aerosol Conference (EAC) 2011, September 3rd and 4th, 2011, University of Manchester. Manchester: EAA, DBFZ., 1 Seite
- [31] RAWE, R.; KUHRMANN, H. (2004): Energieverluste von Gebäuden infolge Luftströmungen durch Abgasanlagen – Einsparungen durch Abgasklappen, Fachhochschule Gelsenkirchen, 37 Seiten
- [32] SCHÖN, C.; RIST, E. (2011): Messungen im Rahmen einer AMS-Messkampagne am TFZ, bisher unveröffentlichte Daten des TFZs, Straubing, Februar 2011
- [33] SCHÖN, C.; HARTMANN, H. (2011): Charakterisierung von Holzbriketts – Brennstoffspezifische, physikalische und stoffliche Eigenschaften – eine Marktstichprobe. Berichte aus dem TFZ, Nr. 24. Straubing: Technologie- und Förderzentrum (TFZ), 48 Seiten
- [34] SCHÖN, C.; HARTMANN, H.; REISINGER, K.; TUROWSKI, P. (2010): Characterisation of Wood Briquettes on the German Market. In: SPITZER, J.; DALLEMAND, J. F.; BAXTER, D.; OSSENBRINK, H.; GRASSI, A.; HELM, P. (HRSG.): 18th European Biomass Conference and Exhibition - From Research to Industry and Markets, Proceedings of the European Conference, held in Lyon, France, 3-7 May 2010. Florence, Italy: ETA-Florence Renewable Energies, WIP-Renewable Energies, S. 1721-1727, ISBN 978-88-89407-56-5
- [35] TISSARI, J.; HYTÖNEN, K.; SIPPULA, O.; JOKINIEMI, J. (2009): The effects of operating conditions on emissions from masonry heaters and sauna stoves. Biomass and Bioenergy, Jg. 33, Nr. 3, S. 513-520
- [36] ULRICH BRUNNER GMBH (2011): Bedienungsanleitung KKE 33 (1.0), Brunner GmbH, Eggenfelden. 21 Seiten
- [37] ULRICH BRUNNER GMBH (2011): KKE 33 Aufbauanleitung, Eggenfelden. 20 Seiten
- [38] VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (2006): VDI 2066 Blatt 1: Messen von Partikeln - Staubmessung in strömenden Gasen - Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung. November 2006. Düsseldorf: Verein Deutscher Ingenieure e. V., 111 Seiten
- [39] VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (1999): VDI 2465 Blatt 2: Messen von Ruß - Thermographische Bestimmung des elementaren Kohlenstoffes nach Thermodesorption des organischen Kohlenstoffes. Mai 1999. Düsseldorf: Verein Deutscher Ingenieure e. V., 18 Seiten

Berichte aus dem TFZ

Bisher erschienene Ausgaben der Schriftenreihe des Technologie- und Förderzentrums:

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 Holzcentralheizungsanlagen 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 pflanzenöлтаuglichen 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 Dieselmkraftstoff 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
24	Charakterisierung von Holzbriketts
25	Additivierung von Rapsölkraftstoff – Auswahl der Additive und Überprüfung der Wirksamkeit
26	Status quo der dezentralen Ölgewinnung – bundesweite Befragung
27	Entwicklung einer Siloabdeckung aus nachwachsenden Rohstoffen
28	Sorghumhirse als nachwachsender Rohstoff – Sortenscreening und Anbau szenarien
29	Sorghum als Energiepflanze – Optimierung der Produktionstechnik
30	Ethanol aus Zuckerhirse – Gesamtkonzept zur nachhaltigen Nutzung von Zuckerhirse als Rohstoff für die Ethanolherstellung
31	Langzeiterfahrungen zum Einsatz von Rapsölkraftstoff in Traktoren der Abgasstufe I und II
32	Pflanzenöлтаugliche Traktoren der Abgasstufe IIIA – Prüfstandsuntersuchungen und Feldeinsatz auf Betrieben der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft
33	Betriebs- und Emissionsverhalten eines pflanzenöлтаuglichen Traktors mit Rapsöl, Sojaöl und Sonnenblumenöl
34	Dezentrale Ölsaatenverarbeitung 2012/2013 – eine bundesweite Befragung
35	Additivierung von Rapsölkraftstoff – Projektphase 2: Langzeit- und Prüfstandsuntersuchungen
36	Nutzer- und Brennstoffeinflüsse auf Feinstaubemissionen aus Kleinf Feuerungsanlagen

