

61

Berichte aus dem TFZ

# Nutzereinflüsse auf die Emissionen aus Kaminöfen





**Nutzereinflüsse auf das Emissionsverhalten von Kaminöfen  
Anzünden, Lufteinstellungen, Brennstoff**





# **Nutzereinflüsse auf das Emissionsverhalten von Kaminöfen**

**Anzünden, Lufteinstellungen, Brennstoff**

Robert Mack  
Claudia Schön  
Dr. Daniel Kuptz  
Dr. Hans Hartmann

**Berichte aus dem TFZ 61**

**Straubing, August 2019**

Titel: Nutzeinflüsse auf das Emissionsverhalten von Kaminöfen  
Autoren: Robert Mack, Claudia Schön, Dr. Daniel Kuptz, Dr. Hans Hartmann  
Projektleiter: Dr. Hans Hartmann  
Mitarbeiter: Elisabeth Rist, Benedikt Haas, Albert Maierhofer

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit hausinternen Mitteln finanziert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

© 2019  
Technologie- und Förderzentrum  
im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), Straubing

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

Unter Verwendung mineralölfreier Druckfarben (Mineralölanteil < 1 %) gedruckt auf chlorfreiem Papier aus nachhaltiger, zertifizierter Waldbewirtschaftung.

ISSN: 1614-1008

Hrsg.: Technologie- und Förderzentrum  
im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ)  
Schulgasse 18, 94315 Straubing  
E-Mail: [poststelle@tfz.bayern.de](mailto:poststelle@tfz.bayern.de)  
Internet: [www.tfz.bayern.de](http://www.tfz.bayern.de)

Redaktion: Robert Mack, Claudia Schön, Dr. Daniel Kuptz, Dr. Hans Hartmann, Ulrike Ammer  
Verlag: Eigenverlag  
Erscheinungsort: Straubing  
Erscheinungsjahr: 2019  
Gestaltung: Robert Mack

Fotonachweis: Robert Mack; Leonhard Büttner (Abbildung 4); Paipai - Adobe Stock (Titel)







# Inhaltsverzeichnis

<b>Abbildungsverzeichnis .....</b>	<b>9</b>
<b>Tabellenverzeichnis.....</b>	<b>13</b>
<b>1 Einleitung.....</b>	<b>15</b>
<b>2 Zielstellung .....</b>	<b>19</b>
<b>3 Stand des Wissens.....</b>	<b>21</b>
<b>3.1 Emissionen aus Einzelraumfeuerungsanlagen .....</b>	<b>21</b>
3.1.1 Feinstaubproblematik.....	22
3.1.2 Rechtliche Grundlagen .....	23
3.1.3 Feinstaubemissionen in der Bundesrepublik.....	24
<b>3.2 Einflussfaktoren auf die Emissionen handbeschickter Einzelraumfeuerungen .....</b>	<b>28</b>
3.2.1 Aufbau, Luftführung und Einstellmöglichkeiten eines Kaminofens .....	28
3.2.2 Grundlagen einer optimalen Verbrennung: Die 3-T-Regel .....	30
3.2.3 Nutzerverhalten .....	30
3.2.4 Standort- und witterungsbedingte Einflüsse.....	32
<b>4 Material und Methoden .....</b>	<b>35</b>
<b>4.1 Verwendete Feuerung .....</b>	<b>35</b>
<b>4.2 Prüfstands Aufbau und Messtechnik.....</b>	<b>36</b>
<b>4.3 Versuchsplan und Versuchsdurchführung.....</b>	<b>38</b>
4.3.1 Untersuchte Benutzereinflüsse .....	38
4.3.2 Ablauf der Emissionsmessungen.....	44
4.3.3 Versuche mit geregelttem Schornsteinzug, „beReal“-Methode und Typenprüfung nach DIN EN 13240 .....	45
<b>4.4 Statistische Analysen der Messergebnisse.....</b>	<b>47</b>
<b>5 Ergebnisse und Diskussion der Feuerungsversuche .....</b>	<b>49</b>
<b>5.1 Ergebnisse der Dichtigkeitsprüfung .....</b>	<b>49</b>
<b>5.2 Einfluss des Anzündens.....</b>	<b>50</b>
<b>5.3 Einfluss des Nachlegeverhaltens .....</b>	<b>57</b>
<b>5.4 Das „Anzünden von unten“ und „Anzünden von oben“ bei geregelttem Schornsteinzug .....</b>	<b>69</b>
<b>5.5 Vergleich der Ergebnisse aus der nachgestellten Typenprüfung nach DIN EN 13240 und der „beReal“-Methode.....</b>	<b>73</b>
<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>79</b>
<b>Abstract .....</b>	<b>83</b>

**Quellenverzeichnis ..... 85**

**Anhang ..... 89**

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Feinstaubemissionen (PM <sub>10</sub> ) in Deutschland von 1995 bis 2016 und prozentualer Anteil der PM <sub>10</sub> -Emissionen aus Holzfeuerungen und Straßenverkehr inkl. Reifenabrieb (Datenquelle UBA [27]).....	25
Abbildung 2:	PM <sub>10</sub> -Emissionen von 1995 bis 2016 nach Berechnung mit den neuen Emissionsfaktoren für Holzfeuerungen (Quelle UBA [27]) .....	27
Abbildung 3:	PM <sub>2,5</sub> -Emissionen von 1995 bis 2016 nach Berechnung mit den neuen Emissionsfaktoren für Holzfeuerungen (Quelle UBA [28]) .....	27
Abbildung 4:	Schematischer Aufbau eines modernen Kaminofens [11] .....	28
Abbildung 5:	Kaminofen Spartherm Sino L mit 7 kW im Anlieferungszustand.....	35
Abbildung 6:	Prüfstands Aufbau und Anordnung der Messstellen für die Kaminofenmessungen mit geregelterm Zug (links) und mit Naturzugschornstein (rechts); Maße in mm.....	37
Abbildung 7:	Anzündvarianten A1 bis A5 im Vergleich.....	40
Abbildung 8:	Während der Untersuchungen verwendete Lufteinstellungen am Kaminofen .....	43
Abbildung 9:	Schematischer Ablauf einer Messung nach der „beReal“-Methode (PM: Staubprobenahme) .....	46
Abbildung 10:	Mittlere Leckagerate der Dichtigkeitstests am Sino L bei Anlieferung, nach der Versuchsreihe am Naturzug (99 Abbrände) und am geregelten Zug (121 Abbrände insgesamt) (SD: Standardabweichung) .....	49
Abbildung 11:	Mittlere Abgastemperatur am Abgasstutzen bei den untersuchten Anzündvarianten mit dem Kaminofen Spartherm Sino L .....	51
Abbildung 12:	Abbranddauer der untersuchten Anzündvarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L .....	52
Abbildung 13:	CO-Emissionen der untersuchten Anzündvarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L .....	53
Abbildung 14:	Org.-C-Emissionen der untersuchten Anzündvarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L .....	54
Abbildung 15:	NO <sub>x</sub> -Emissionen der untersuchten Anzündvarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L .....	55
Abbildung 16:	Gesamtstaubemissionen der untersuchten Anzündvarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L .....	55
Abbildung 17:	Vergleich der Flammenbilder der untersuchten Nachlegevarianten etwa zur Mitte des jeweiligen Abbrands; Zeitversatz linkes und rechtes Bild: ca. 1 min (bei V9 ca. 15 min) .....	59
Abbildung 18:	Mittlere Abgastemperatur am Abgasstutzen bei den untersuchten Nachlegevarianten am Kaminofen Spartherm Sino L.....	60

Abbildung 19: Mittlere Abbranddauer der untersuchten Nachlegevarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L..... 60

Abbildung 20: CO-Emissionen der untersuchten Nachlegevarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L (gestrichelte Linie: Grenzwert der 1. BImSchV) ..... 62

Abbildung 21: Unterdruck am Abgasstutzen bei den untersuchten Nachlegevarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L ..... 63

Abbildung 22: Org.-C-Emissionen der untersuchten Nachlegevarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L..... 64

Abbildung 23: NO<sub>x</sub>-Emissionen der untersuchten Nachlegevarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L..... 65

Abbildung 24: NO<sub>x</sub>-Emissionen in Abhängigkeit von Brennstoffumsatz und Wassergehalt des Brennstoffs beim Kaminofen Spartherm Sino L (a. r.: Brennstoff-Wassergehalt „as received“) ..... 65

Abbildung 25: NO<sub>x</sub>-Emissionen in Abhängigkeit des Brennstoffumsatzes: Vergleich der Messergebnisse mit Messdaten aus vorangegangenen Projekten an Einzelraumfeuerungen für Scheitholz [8] [22] ..... 67

Abbildung 26: Gesamtstaubemissionen der untersuchten Nachlegevarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L..... 67

Abbildung 27: Vergleich der CO-Emissionen beim „Anzünden von oben“ und „Anzünden von unten“ am Naturzugschornstein und am Schornstein mit geregeltm Zug ..... 70

Abbildung 28: Vergleich der Org.-C-Emissionen beim „Anzünden von oben“ und „Anzünden von unten“ am Naturzugschornstein und am Schornstein mit geregeltm Zug ..... 71

Abbildung 29: Vergleich der Gesamtstaubemissionen beim „Anzünden von oben“ und „Anzünden von unten“ am Naturzugschornstein und am Schornstein mit geregeltm Zug ..... 72

Abbildung 30: Vergleich der Abbranddauer beim „Anzünden von oben“ und „Anzünden von unten“ am Naturzugschornstein und am Schornstein mit geregeltm Zug ..... 73

Abbildung 31: Vergleich der CO-Emissionen aus nachgestellter Typenprüfung nach DIN EN 13240 und „beReal“-Messung bei zwei unterschiedlichen Nachlegekriterien bei sonst „ordnungsgemäßem Betrieb“ ..... 74

Abbildung 32: Vergleich der Org.-C-Emissionen aus nachgestellter Typenprüfung nach DIN EN 13240 und „beReal“-Messung bei zwei unterschiedlichen Nachlegekriterien bei sonst „ordnungsgemäßem Betrieb“ ..... 75

Abbildung 33: Vergleich der NO<sub>x</sub>-Emissionen aus nachgestellter Typenprüfung nach DIN EN 13240 und „beReal“-Messung bei zwei unterschiedlichen Nachlegekriterien bei sonst „ordnungsgemäßem Betrieb“ ..... 76

Abbildung 34:	Vergleich der Gesamtstaubemissionen aus nachgestellter Typenprüfung nach DIN EN 13240 und „beReal“-Messung bei zwei unterschiedlichen Nachlegekriterien bei sonst „ordnungsgemäßigem Betrieb“ .....	77
Abbildung 35:	Vergleich der Wirkungsgrade aus nachgestellter Typenprüfung und „beReal“-Messung bei zwei unterschiedlichen Nachlegekriterien.....	78
Abbildung 36:	Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO <sub>2</sub> - und O <sub>2</sub> -Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM <sub>1</sub> -Emissionen beim „Anzünden von oben“ (A1) aus einer von drei Messungen.....	89
Abbildung 37:	Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO <sub>2</sub> - und O <sub>2</sub> -Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM <sub>1</sub> -Emissionen beim „Anzünden von unten ohne Kleinholz“ (A2) aus einer von drei Messungen .....	90
Abbildung 38:	Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO <sub>2</sub> - und O <sub>2</sub> -Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM <sub>1</sub> -Emissionen beim „Anzünden von unten“ (A3) aus einer von drei Messungen.....	91
Abbildung 39:	Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO <sub>2</sub> - und O <sub>2</sub> -Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM <sub>1</sub> -Emissionen beim „Anzünden aus der Mitte“ (A4) aus einer von drei Messungen.....	92
Abbildung 40:	Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO <sub>2</sub> - und O <sub>2</sub> -Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM <sub>1</sub> -Emissionen beim „Anzünden von unten mit Zeitungspapier“ (A5) aus einer von drei Messungen .....	93
Abbildung 41:	Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO <sub>2</sub> - und O <sub>2</sub> -Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM <sub>1</sub> -Emissionen des Versuchspunkts „ordnungsgemäßer Betrieb“ (V1) aus einer von drei Messungen .....	94
Abbildung 42:	Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO <sub>2</sub> - und O <sub>2</sub> -Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM <sub>1</sub> -Emissionen des Versuchspunkts „offene Primärluft“ (V2) aus einer von drei Messungen.....	95
Abbildung 43:	Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO <sub>2</sub> - und O <sub>2</sub> -Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM <sub>1</sub> -Emissionen des Versuchspunkts „reduzierte Luftzufuhr“ (V3) aus einer von drei Messungen .....	96
Abbildung 44:	Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO <sub>2</sub> - und O <sub>2</sub> -Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM <sub>1</sub> -Emissionen des Versuchspunkts „Überladung bei mittlerer Lufteinstellung“ (V4) aus einer von drei Messungen.....	97
Abbildung 45:	Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO <sub>2</sub> - und O <sub>2</sub> -Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM <sub>1</sub> -Emissionen des Versuchspunkts „Überlänge bei mittlerer Lufteinstellung“ (V5) aus einer von drei Messungen.....	98

Abbildung 46: Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO<sub>2</sub>- und O<sub>2</sub>-Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM<sub>1</sub>-Emissionen des Versuchspunkts „zu feuchter Brennstoff“ (V6) aus einer von drei Messungen ..... 99

Abbildung 47: Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO<sub>2</sub>- und O<sub>2</sub>-Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM<sub>1</sub>-Emissionen des Versuchspunkts „zu trockener Brennstoff“ (V7) aus einer von drei Messungen ..... 100

Abbildung 48: Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO<sub>2</sub>- und O<sub>2</sub>-Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM<sub>1</sub>-Emissionen des Versuchspunkts „zu spätes Nachlegen“ (V8) aus einer von drei Messungen ..... 101

Abbildung 49: Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO<sub>2</sub>- und O<sub>2</sub>-Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM<sub>1</sub>-Emissionen des Versuchspunkts „kontinuierliches Nachlegen“ (V9) aus einer von drei Messungen..... 102

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Prozentuale Verteilung der bis zum Jahr 2017 durch das Kaminkehrerhandwerk registrierten Einzelraumfeuerungen nach Baujahr und Zeitpunkt der Nachrüstung bzw. Außerbetriebsetzung nach 1. BImSchV [21].....	16
Tabelle 2:	Grenzwerte und Anforderungen für Einzelraumfeuerungen für biogene Festbrennstoffe der 1. BImSchV und der Ökodesign-Richtlinie im Vergleich [4] [9] .....	24
Tabelle 3:	Technische Daten des Kaminofens Sino L von Spartherm [24].....	36
Tabelle 4:	Untersuchte Anzündvarianten und zugehörige Auflagemengen.....	39
Tabelle 5:	Untersuchte Varianten von Nachlegevorgängen bzw. Abbränden .....	41





# 1 Einleitung

In der aktuellen Diskussion um die Luftreinhaltung in der Bundesrepublik steht neben dem Verkehr seit einiger Zeit auch die Holzverbrennung in Einzelraumfeuerungen, v. a. in Kaminöfen, im Fokus von Öffentlichkeit und Politik [23] [15] [12] [7]. Besonders handbeschickte Scheitholzöfen in Wohnräumen, die zusätzlich zu einer Zentralheizung betrieben werden, gelten häufig als reine „Luxusheizungen“ und somit als leicht vermeidbare Quellen von Feinstaubemissionen [7]. Während es vor allem im ländlichen Raum noch vorkommen kann, dass Einzelraumfeuerungen als alleinige Heizquelle genutzt werden, wird der Großteil dieser Anlagen für die Bereitstellung von Raumwärme nicht zwingend benötigt.

Die Gesamtmenge an Feinstaub aus der Holzverbrennung in privaten Einzelraumfeuerungen machte im Jahr 2016 ca. 19,8 kt ( $PM_{10}$ ) aus [27]. Dies entspricht ca. 9,7 % der gesamten Feinstaubemissionen in der Bundesrepublik Deutschland (siehe Stand des Wissens, Abschnitt 3.1.3). Besonders die Emissionen an Partikeln  $< 10 \mu m$  ( $PM_{10}$ ) und  $< 2,5 \mu m$  ( $PM_{2,5}$ ) sind dabei als relevant zu bewerten, da sie über die Lunge aufgenommen werden und dort zu Gesundheitsschäden, z. B. zu einem erhöhten Krebsrisiko, führen können. Private Holzfeuerungen sind zwar nicht die wichtigste Quelle für Feinstaub, da auch durch den Straßenverkehr, die Landwirtschaft oder die Industrie relevante Beiträge zustande kommen, dennoch gilt es, Feinstaubemissionen unabhängig von ihrer Quelle im Hinblick auf die Luftreinhaltung und auf den Gesundheitsschutz zu senken. Folglich sind Bemühungen für eine Verringerung der Feinstaubemissionen aus Holzfeuerungen, beispielsweise durch technische Weiterentwicklung der Anlagen oder durch Schulung von Betreiberinnen und Betreibern zielführend.

Der Gesetzgeber hat auf diese Problematik reagiert. So trat im Jahr 2010 die novellierte 1. Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (1. BImSchV) in Kraft. Holzzentralfeuerungen werden demnach alle zwei Jahre durch das Schornsteinfegerhandwerk hinsichtlich ihrer Abgaswerte überprüft. Für die meistens handbeschickten Einzelraumfeuerungen gilt diese regelmäßige Prüfpflicht nicht. Vielmehr müssen als ineffizient geltende Altanlagen durch neue, moderne Öfen, die eine Typenprüfung auf einem Feuerungsprüfstand bestanden haben, nach zeitlich gestaffelten Übergangsfristen ausgetauscht, nachgerüstet oder stillgelegt werden (siehe Tabelle 1 und Stand des Wissens, Abschnitt 3.1.2). Eine weitere Möglichkeit ist ein nachträglicher Nachweis der Einhaltung der Emissionsgrenzwerte. Dieser kann entweder mittels einer nachträglichen Typenprüfung der Feuerstätte durch den Hersteller oder eine Vor-Ort-Messung der betroffenen Feuerstätte durch den Schornsteinfeger erbracht werden.

Des Weiteren ausgenommen von dieser Regelung für Altanlagen sind:

- nicht gewerblich genutzte Herde und Backöfen mit einer Nennwärmeleistung unter 15 Kilowatt,
- offene Kamine,
- Grundöfen,

- Einzelraumfeuerungsanlagen in Wohneinheiten, deren Wärmeversorgung ausschließlich über diese Anlagen erfolgt,
- Historische Öfen, bei denen der Betreiber gegenüber dem bevollmächtigten Bezirksschornsteinfeger glaubhaft machen kann, dass sie vor dem 1. Januar 1950 hergestellt oder errichtet wurden,
- Badeöfen.

*Tabelle 1: Prozentuale Verteilung der bis zum Jahr 2017 durch das Kaminkehrerhandwerk registrierten Einzelraumfeuerungen nach Baujahr und Zeitpunkt der Nachrüstung bzw. Außerbetriebsetzung nach 1. BImSchV [21]*

Baujahr laut Typenschild	Anteil an der Gesamtzahl der Anlagen	Zeitpunkt der Nachrüstung bzw. Außerbetriebnahme
vor 01.01.1950	2 %	31.12.2014
1950–1974/nicht feststellbar	4 %	31.12.2014
1975–1984	6 %	31.12.2017
1985–1994	20 %	31.12.2020
1995–22.03.2010	46 %	31.12.2024
nach 22.03.2010	22 %	–

Bis zum Jahr 2017 wurden insgesamt 11 Mio. Einzelraumfeuerungen vom Schornsteinfegerhandwerk registriert. Hierbei handelt es sich vorwiegend um ältere Anlagen, die von 1985 bis 1994 (20 %) und von 1995 bis zum 22.03.2010 (46 %) installiert wurden (Tabelle 1). Das bedeutet, dass ca. 2,2 Mio. der Altanlagen im Jahr 2020 und weitere ca. 5 Mio. der Anlagen im Jahr 2024 nachgerüstet bzw. ausgetauscht oder stillgelegt werden müssen [21].

Durch den Austausch dieser Geräte gegen moderne Einzelraumfeuerungen besteht bereits ein großes theoretisches Potenzial, den Ausstoß an Feinstaubemissionen zu reduzieren. Gleichzeitig werden so auch gasförmige Emissionen wie beispielsweise Kohlenmonoxid (CO) oder unverbrannte Kohlenwasserstoffe (OGC) verringert [2] [25]. Die tatsächliche Wirkung der beschriebenen Austauschpflicht auf die Praxis ist allerdings kritisch zu hinterfragen. Die getroffenen Annahmen zur Emissionsminderung basieren meist auf Messwerten für Staub und gasförmige Emissionen sowie auf den Wirkungsgraden älterer und moderner Öfen, wobei diese Messwerte bei Typenprüfungen an einem Feuerungsprüfstand gemessen werden. Emissionswerte von Einzelraumfeuerungen (v. a. von handbeschickten Anlagen wie Kaminöfen) werden dabei aus Vergleichsgründen immer unter Idealbedingungen und in idealen Betriebsphasen gemessen. Diese Messungen sind im realen Betrieb kaum reproduzierbar. Vielmehr liegen reale Messwerte sogar meist deutlich über den bei der Typenprüfung ermittelten Emissionen, wie bereits in dem EU-Projekt „beReal“ nachgewiesen werden konnte [19].

Ursache für die höheren Werte in der Praxis gibt es viele. Hierbei sind unter anderem das variable und teilweise unsachgemäße Nutzerverhalten zu nennen, aber auch veränderliche Brennstoffeigenschaften wie ein zu hoher Wassergehalt oder die Verwendung zu kleiner oder zu großer Holzscheite, die räumlichen Gegebenheiten vor Ort (z. B. zu kleine Aufstellräume) oder auch Witterungseinflüsse (z. B. Wind). Alle diese Faktoren haben einen maßgeblichen Einfluss auf die Emissionen von Einzelraumfeuerungen [18] [20] [22]. Das Nutzerverhalten stellt hierbei nach wie vor die bedeutendste Einflussgröße dar. Beispielsweise können allein schon die Wahl des Brennstoffs, die Anzündmethode, die Luftklappeneinstellung oder die Wahl des Nachlegezeitpunkts das Emissionsverhalten positiv und negativ beeinflussen.

Es gibt somit den „optimalen“, auf Prüfständen durchgeführten und den „praxisüblichen“ Heizbetrieb. Häufig ist den Betreiberinnen und Betreibern von Einzelraumfeuerungen der Umfang ihrer Einflussmöglichkeiten auf das Emissionsverhalten der Anlagen gar nicht bekannt. Somit könnte eine gezielte Schulung bzw. Aufklärung der betreffenden Personen eine effektive Maßnahme zur Reduzierung des Schadstoffausstoßes darstellen.



## 2 Zielstellung

Ziel dieser Untersuchung war es, ein besseres Verständnis zum Einfluss des Benutzerverhaltens auf die Verbrennung in einem handbeschickten, modernen Kaminofen zu entwickeln und dabei geeignete Daten sowie umfassendes Bild- und Videomaterial zur Veranschaulichung und für den Wissenstransfer zu erzeugen.

Zielgruppen waren neben den Betreiberinnen und Betreibern der Anlagen selbst vor allem das Schornsteinfegerhandwerk und die Ofenindustrie, die als Multiplikatoren bei der Betreiberschulung anzusehen sind. Durch sie erfolgt i. d. R. eine Beratung vor Ort. Somit können die Personen, die schlussendlich die Anlage bedienen, bezüglich der Notwendigkeit, ihre Öfen emissionsarm zu betreiben, und hinsichtlich ihrer eigenen Verantwortung aufgeklärt werden. Schlussendlich kann so neben dem durch die 1. BImSchV bedingten Austausch von Altanlagen ein weiteres Potenzial zur Emissionsminderung privater Einzelraumfeuerungen im realen Praxisbetrieb erschlossen werden.



### 3 Stand des Wissens

#### 3.1 Emissionen aus Einzelraumfeuerungsanlagen

Bei der Verbrennung fester Biomasse entstehen neben nutzbarer Wärme verschiedenste stoffliche Reaktionsprodukte, die entweder gasförmig, flüssig oder fest mit dem Abgas über den Schornstein ausgetragen werden. Diese können wie folgt unterteilt werden [14]:

- Stoffe aus vollständiger Oxidation der Hauptbrennstoffbestandteile (Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H) und Sauerstoff (O)). Unter dieser Gruppe werden Kohlenstoffdioxid ( $\text{CO}_2$ ) und Wasserdampf ( $\text{H}_2\text{O}$ ) zusammengefasst.
- Stoffe aus unvollständiger Oxidation der Hauptbrennstoffbestandteile (C, H, O). Bei dieser Gruppe handelt es sich um unvollständig oxidierte Komponenten. Dies beinhaltet nicht vollständig verbrannte Brennstoffbestandteile (d. h. brennbarer Anteil der Staub- bzw. Partikelemissionen und in der Asche) sowie noch weiter oxidierbare Gase, wie u. a. Kohlenstoffmonoxid (CO) und Kohlenwasserstoffe (VOC, Teere, Ruß, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)).
- Stoffe aus im Brennstoff enthaltenen Spurenelementen bzw. Verunreinigungen. Hierunter werden gasförmige Stickstoff- (d. h. NO,  $\text{NO}_2$ , HCN,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ), Schwefel-, Chlor- und Kaliumverbindungen (d. h.  $\text{SO}_2$ , HCl, KCl) sowie Dioxine und Furane und die als Feststoff (d. h. mineralische Asche) in der Feuerung zurückbleibenden Konversionsrückstände zusammengefasst.

Zu den erwünschten Produkten bei der Verbrennung fester Biomasse gehören die Produkte aus der vollständigen Verbrennung  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  und  $\text{N}_2$ . Dagegen sind die Produkte aus der unvollständigen Verbrennung wie CO, Kohlenwasserstoffe sowie Partikelemissionen aus vollständiger und unvollständiger Verbrennung und  $\text{NO}_x$  wegen ihrer für Mensch und Umwelt schädlichen Wirkung unerwünscht [14].

- Kohlenstoffmonoxid (CO) ist ein geruchs-, geschmacks- und farbloses giftiges Gas.
- Kohlenwasserstoffemissionen ( $\text{C}_n\text{H}_m$ ) sind ein komplexes Gemisch unterschiedlichster Kohlenwasserstoffverbindungen, die durch sehr verschiedenartige und z. T. für den Menschen schädliche Eigenschaften gekennzeichnet sind. Sie sind hauptverantwortlich für die Geruchsemissionen aus Einzelraumfeuerungen.
- Stickoxide ( $\text{NO}_x$ ) sind der zusammenfassende Begriff für die Summe aus Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid ( $\text{NO}_2$ ). NO kann zur Methämoglobinbildung führen, das keinen Sauerstoff mehr transportieren kann.  $\text{NO}_2$  wirkt auf den Menschen wie ein schlecht wasserlösliches Reizgas und schädigt das Lungengewebe. Bei den für Biomassefeuerungen typischen Brennraumtemperaturen (800 bis 1.300 °C) wird  $\text{NO}_x$  nahezu ausschließlich aus dem Brennstoffstickstoff gebildet. Stickoxide tragen zur Bildung von bodennahem Ozon und Niederschlägen mit versauernder Wirkung bei. Stickstoffoxide können auch als Vorläufersubstanzen zur Bildung von Partikeln in der Atmosphäre beitragen.

### 3.1.1 Feinstaubproblematik

Im praktischen Betrieb einer Feuerung lässt sich nicht zwischen Aerosolen aus unvollständiger Verbrennung der Hauptbrennstoffbestandteile und denen aus Mineralien und Salzen unterscheiden. Beim Austritt aus dem Abgasrohr liegen sie als Misch aerosol vor und werden so in die Atmosphäre freigesetzt. Diese festen und teilweise auch flüssigen Teilchen (Partikel und Tröpfchen) haben üblicherweise eine Größe von ca. 1 nm bis rund 100 µm und können das Klima beeinflussen, Pflanzen schädigen und toxisch auf Lebewesen wirken [14].

Die toxikologische Wirkung kann sehr unterschiedlich sein. Sie wird u. a. von der Größe, der Form, den Bestandteilen sowie den angelagerten Stoffen (z. B. unverbrannte Kohlenwasserstoffe) bestimmt. Bereits die bei einer optimalen und vollständigen Verbrennung biogener Festbrennstoffe entstehenden Salze zeigen aufgrund möglicher Störungen des Immunsystems ein nachweisbares Gefährdungspotenzial [14].

Einige der bei der Verbrennung entstehenden anorganischen Salze (z. B. KCl) sind toxisch für den Menschen. Auch reiner Kohlenstoff, dessen reizende Wirkung noch etwas höher ist, da er in der Lunge nicht abgebaut werden kann, scheint kritisch zu sein. Gesundheitlich relevant können auch Schwermetalle, Nitrit und Hydrazin sein. Partikel können also reizend, toxisch und mutagen wirken. Dabei werden drei Arten der Schädigungsprozesse unterschieden [14]:

- direkte Schädigung von Zellen (z. B. Zelltod),
- Schädigung von Chromosomen (d. h. bei fehlerhafter Reparatur der Chromosomenbrüche kann es zu Vorläufern von kanzerogenen Zellen kommen),
- durch die Immunantwort des eigenen Körpers hervorgerufene Schädigung (Autoimmunreaktion).

Als Feinstaub werden alle Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser unter 10 µm bezeichnet. Für diesen Feinstaub (engl. „particulate matter“, PM) kann folgende Unterteilung vorgenommen werden [14]:

- Grober Schwebstaub: Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von  $\geq 10$  µm können beim Menschen in die Nasenhöhlen und in den Rachenraum eindringen. Diese Partikel werden aber in der Regel zeitnah abgehustet.
- Thorakaler Schwebstaub: Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser unter 10 µm, aber mindestens mit einem Durchmesser von 2,5 µm (PM<sub>10</sub> ohne PM<sub>2,5</sub>) können beim Menschen in die oberen Atemwege, die Luftröhre und die Bronchien gelangen und sich dort festsetzen. Sie können vor allem bei Kindern, älteren und vorge-schädigten Menschen zu akuten Gesundheitsbeeinträchtigungen führen.
- Alveolengängiger Schwebstaub: Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser unter 2,5 µm, jedoch mindestens mit einem Durchmesser von 0,1 µm (PM<sub>2,5</sub> ohne PM<sub>0,1</sub>) können bis in die Bronchiolen und die Alveolen (Lungenbläschen) eindringen und sich dort am Lungengewebe festsetzen. Dort werden sie in der Regel eingekap-



selt oder können eine Autoimmunreaktion auslösen. Sie können zu chronischen Lungen- und Herzkreislauferkrankungen führen.

- Ultrafeine Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als  $0,1 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{0,1}$ ). Diese können beim Menschen die Lungen-Blut-Schranke überwinden, also in den Blutkreislauf gelangen und werden dann im ganzen Körper verteilt. Durch die potenziell an ihnen angelagerten Schadstoffe können sie vielfältige Krankheiten auslösen (u. a. chronische Herz- und Gehirnerkrankungen).

### 3.1.2 Rechtliche Grundlagen

Derzeit gelten in Deutschland für Einzelraumfeuerungen die Grenzwerte und Mindestanforderungen der 1. BImSchV [4], die für den jeweiligen Ofentyp in einer sogenannten Typenprüfung auf einem Feuerungsprüfstand nach DIN EN 13240 [6] (Kaminöfen) geprüft werden. Eine zweijährig wiederkehrende Prüfung durch das Schornsteinfegerhandwerk, wie sie bei Festbrennstoffkesseln üblich ist, ist für Einzelraumfeuerungen nicht vorgesehen.

Bis spätestens zum 01.01.2022 ist die europäische Ökodesign-Richtlinie für die „Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung von Festbrennstoff-Einzelraumheizgeräten“ (Verordnung (EU) 2015/1185 [9]) in nationales Recht umzusetzen. Voraussichtlich geschieht dies auch über die 1. BImSchV. Die Prüfung der in der Ökodesign-Richtlinie geforderten Grenzwerte und Mindestanforderungen erfolgt ebenfalls durch eine Typenprüfung. Es ist zwar auch in der Ökodesign-Richtlinie keine wiederkehrende Prüfung durch das Schornsteinfegerhandwerk vorgesehen, allerdings können durch die zuständige Behörde des jeweiligen Mitgliedstaats im Rahmen des Nachprüfungsverfahrens zur Marktaufsicht verschiedene Ofen-Exemplare im Handel bezogen werden, um damit heiztechnische Nachprüfungen durch unabhängige Stellen anzuordnen.

Tabelle 2 zeigt die Grenzwerte und Mindestanforderungen an Einzelraumfeuerungen für biogene Festbrennstoffe bezüglich der Emissionen und des Wirkungsgrads der aktuellen 1. BImSchV sowie der europäischen Ökodesign-Richtlinie im Vergleich. Der nationale Grenzwert der sogenannten „Stufe 2“ der 1. BImSchV für Gesamtstaub (englisch „particulate matter“, PM) von  $40 \text{ mg/Nm}^3$  ist identisch mit dem der Ökodesign-Richtlinie. Der Grenzwert für die Kohlenmonoxidemissionen (CO) von  $1.250 \text{ mg/Nm}^3$  ist bereits heute nach nationalem Recht strenger als die Anforderung von  $1.500 \text{ mg/Nm}^3$  in der Ökodesign-Richtlinie. Für die organischen Kohlenstoffemissionen (Org.-C) und die Stickoxidemissionen ( $\text{NO}_x$ ) gibt es derzeit in der 1. BImSchV keine Grenzwerte. Hier fordert aber die Ökodesign-Richtlinie  $120 \text{ mg/Nm}^3$  für Org.-C und  $200 \text{ mg/Nm}^3$  für  $\text{NO}_x$ . Es bleibt abzuwarten, ob diese Werte direkt in die 1. BImSchV übernommen oder strengere Grenzwerte eingeführt werden. Der Mindestwirkungsgrad für sogenannte „Flachfeuerungen“ (zutreffend für die meisten Kaminöfen) wurde in der 1. BImSchV auf 73 % festgelegt. Die Ökodesign-Richtlinie fordert dagegen einen „Mindest-Raumheizungs-Jahresnutzungsgrad“ von 65 %. Dieser wird nach folgender Gleichung (3.1) berechnet [9].

$$\eta_s = \eta_{th,nom} - 10 \% + F(2) + F(3) - F(4) - F(5) \quad (3.1)$$

Wobei:

$\eta_s$  = Raumheizungs-Jahresnutzungsgrad in %;

$\eta_{th,nom}$  = thermischer Wirkungsgrad bei Nennlast bezogen auf den Heizwert des Brennstoffs in %;

F(2) = Bonus für diverse Ausführungen von Raumthermostaten von 0–7 %;

F(3) = Bonus für Präsenzerkennung, Fernbedienung oder Erkennung von Fensteröffnung von 1 %;

F(4) = Hilfsstromverbrauch bezogen auf die Nennleistung in %;

F(5) = Energieverbrauch einer Pilotflamme bezogen auf die Nennleistung in %.

**Tabelle 2:** Grenzwerte und Anforderungen für Einzelraumfeuerungen für biogene Festbrennstoffe der 1. BImSchV und der Ökodesign-Richtlinie im Vergleich [4] [9]

	1. BImSchV	1. BImSchV	Ökodesign-Richtlinie
	Stufe 1:	Stufe 2:	
	Errichtung ab	Errichtung ab	
Inkrafttreten	22.03.2010	01.01.2015	ab 01.01.2022
Gesamtstaub [mg/Nm <sup>3</sup> ]	75	40	40
Org.-C [mg/Nm <sup>3</sup> ]	–	–	120
CO [mg/Nm <sup>3</sup> ]	2.000	1.250	1.500
NO <sub>x</sub> [mg/Nm <sup>3</sup> ]	–	–	200
Mindestwirkungsgrad [%]	73	73	–
Raumheizungs-Jahresnutzungsgrad [%]	–	–	65

Grenzwerte der 1. BImSchV und der Ökodesign-Richtlinie für Einzelraumfeuerungen bei 273 K, 1013 hPa und bezogen auf 13 % O<sub>2</sub>

### 3.1.3 Feinstaubemissionen in der Bundesrepublik

Abbildung 1 zeigt die Entwicklung der Feinstaubemissionen (PM<sub>10</sub>) in Deutschland von 1995 bis 2016 sowie die Anteile der Holzfeuerungen und des Straßenverkehrs inklusive Reifenabrieb an den PM<sub>10</sub>-Emissionen. 1995 betragen die gesamten PM<sub>10</sub>-Emissionen noch ca. 328 kt, wobei der Anteil der Holzfeuerungen bei 3,1 % und der des Straßenver-

kehrs inklusive Reifenabrieb bei 18,4 % lag. Von 1995 bis 2016 nahmen die PM<sub>10</sub>-Emissionen insgesamt bis auf 203 kt/a ab. 2016 lag aber der relative Anteil des von Holzfeuerungen verursachten Staubausstößes mit 8,9 % ca. dreimal höher als noch 1995 und auch absolut gesehen kam es zu einem Anstieg, während der Anteil des Straßenverkehrs inklusive Reifenabrieb auf 14,3 % sank. Der Beitrag der Holzfeuerungen zu den PM<sub>10</sub>-Emissionen nahm von 1995 bis 2010 relativ um 8,0 % zu. Nach 2010 fällt der Anteil der Holzfeuerungen wieder leicht ab [27].

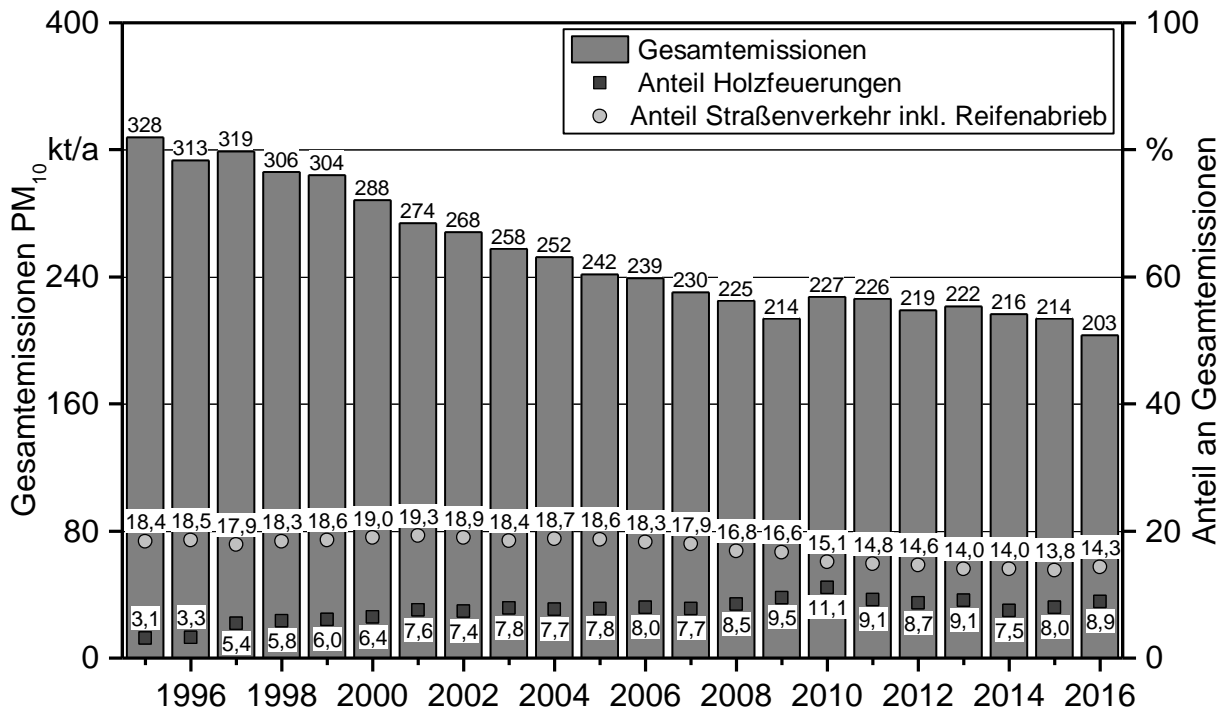


Abbildung 1: Feinstaubemissionen (PM<sub>10</sub>) in Deutschland von 1995 bis 2016 und prozentualer Anteil der PM<sub>10</sub>-Emissionen aus Holzfeuerungen und Straßenverkehr inkl. Reifenabrieb (Datenquelle UBA [27])

Im Jahr 2010 stiegen die Feinstaubemissionen an PM<sub>10</sub> in absoluten Zahlen nach zuvor stetiger Reduzierung erstmals wieder an und erhöhten sich im Vergleich zum Vorjahr um ca. 13 kt. In diesem Jahr stieg auch der Anteil der Holzfeuerungen an den PM<sub>10</sub>-Emissionen um 1,5 % im Vergleich zum Vorjahr an. Dies ist vermutlich durch die damals stetig steigenden Heizölpreise zu erklären, wodurch in vielen Haushalten zusätzlich mit Holz geheizt und auch vermehrt Brennholz eingelagert wurde. Da sich die PM<sub>10</sub>-Emissionen über den Brennstoffeinsatz bzw. Brennstoffumsatz und die jeweiligen Emissionsfaktoren berechnen, wirken sich solche „Hamsterkäufe“ wie z. B. 2010 beim Brennholz stark auf den errechneten Gesamtbeitrag aus. In den darauffolgenden Jahren nahmen die PM<sub>10</sub>-Emissionen wieder ab. Auch anteilig sinkt der Beitrag der Holzfeuerungen ab 2011 tendenziell langsam, was vermutlich zum einen an den Auswirkungen der Novellierung der 1. BImSchV (siehe Kapitel 1 und Abschnitt 3.1.2) aufgrund von Stilllegungen von Holzfeuerstätten und zum anderen an dem 2013–2016 sinkenden Ölpreis lag.

Wie bereits erwähnt stehen die Holzfeuerungen in der aktuellen Diskussion wieder vermehrt im Fokus der Medien, wenn es um die Feinstaubproblematik geht. Unter anderem wurde berichtet, dass ein Großteil der Feinstaubemissionen durch Holzfeuerungen (v. a. Einzelraumfeuerungen) verursacht werde, der laut einigen Berichten sogar über dem Beitrag des Verkehrs (motorische Verbrennung) liegen solle [23]. Diese Aussagen sind teilweise zutreffend, teilweise werden allerdings auch Zahlen überinterpretiert bzw. beziehen sich diese Berichte auf Zahlen des Umweltbundesamts [26], die bis Ende 2016 aufgrund veralteter Emissionsfaktoren noch unter Berücksichtigung des Anlagenbestands von 2005 ermittelt worden waren. Hier hatten die  $PM_{10}$ - und  $PM_{2,5}$ -Emissionen aus Holzfeuerungen ab dem Jahr 2008 zwar knapp und dann ab 2010 deutlich über denen aus dem Straßenverkehr (motorische Verbrennung) gelegen (siehe Abbildung 2 und Abbildung 3). Nimmt man jedoch den zwangsläufig entstehenden Reifenabrieb der Fahrzeuge mit in die Betrachtung, so liegen die  $PM_{10}$ -Emissionen aus Holzfeuerungen nach den alten Emissionsfaktoren in jedem Jahr unter denen des Straßenverkehrs und die  $PM_{2,5}$ -Emissionen lediglich 2010 und 2013 darüber. Die Emissionsfaktoren wurden mittlerweile korrigiert und die Zahlen von 2010 bis 2015 daraufhin neu berechnet [5]. Hierbei wurde die durch die 1. BImSchV bewirkte Erneuerung des Anlagenbestands berücksichtigt [25]. Die neuen Zahlen liegen nun für die  $PM_{10}$ -Emissionen (Abbildung 2) aus Holzfeuerungen in allen Jahren deutlich unter denen des Straßenverkehrs inklusive Reifenabrieb.

Bei den  $PM_{2,5}$ -Emissionen (Abbildung 3) liegen die neuen Zahlen im Jahr 2010 mit 24 kt nur knapp unter dem Straßenverkehr inklusive Reifenabrieb mit 25 kt. Auch nach 2010 ist der Unterschied zwischen den  $PM_{2,5}$ -Emissionen der beiden Emissionsquellen nicht mehr so groß wie vor 2010, dennoch liegen die  $PM_{2,5}$ -Emissionen aus Holzfeuerungen nach der neuen Berechnung in keinem Fall über denen aus dem Straßenverkehr inklusive Reifenabrieb [28].

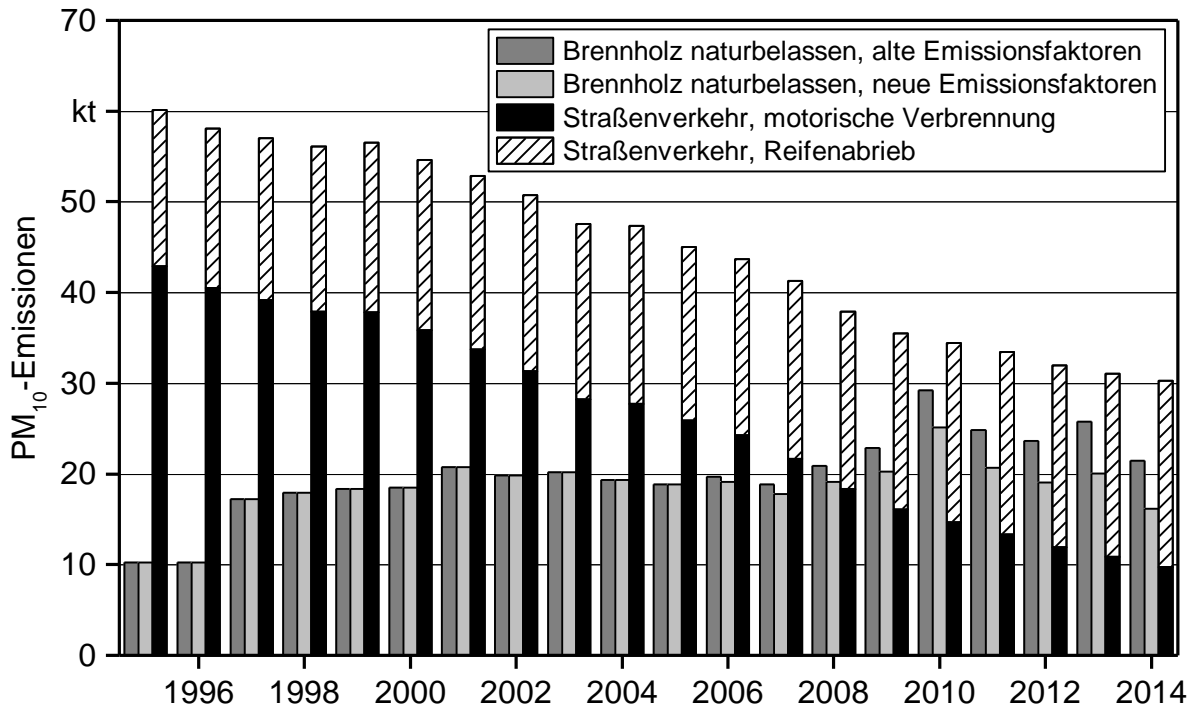


Abbildung 2: PM<sub>10</sub>-Emissionen von 1995 bis 2016 nach Berechnung mit den neuen Emissionsfaktoren für Holzfeuerungen (Quelle UBA [27])

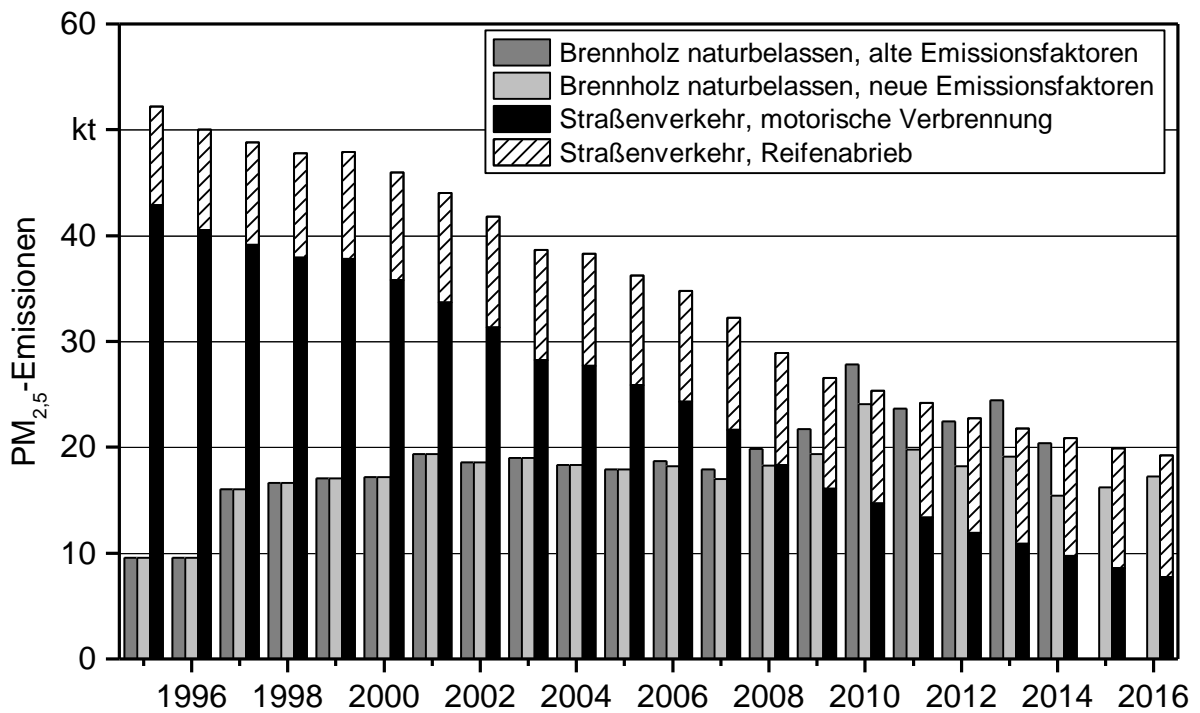


Abbildung 3: PM<sub>2,5</sub>-Emissionen von 1995 bis 2016 nach Berechnung mit den neuen Emissionsfaktoren für Holzfeuerungen (Quelle UBA [28])

### 3.2 Einflussfaktoren auf die Emissionen handbeschickter Einzelraumfeuerungen

#### 3.2.1 Aufbau, Luftführung und Einstellmöglichkeiten eines Kaminofens

Moderne Kaminöfen für die Verbrennung von Scheitholz haben meist einen ähnlichen Aufbau. Abbildung 4 zeigt die schematische Darstellung eines modernen Kaminofens, anhand derer die Funktion und die typischen Bauteile erläutert werden sollen. Die Verbrennung findet in der Hauptbrennkammer (5) statt. Der Brennstoff wird dabei manuell durch den Nutzer nachgelegt [16].

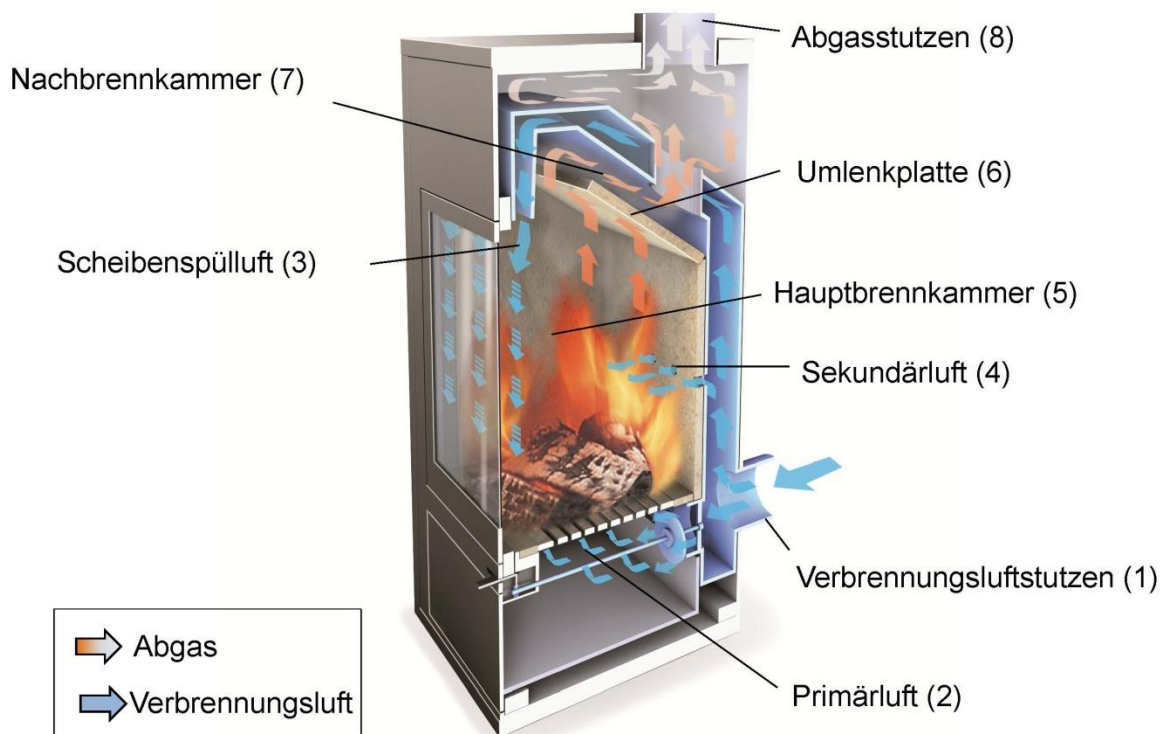


Abbildung 4: Schematischer Aufbau eines modernen Kaminofens [11]

Moderne Kaminöfen verfügen i. d. R. über einen zentralen Verbrennungsluftstutzen (1) zum Anschluss an eine externe Verbrennungsluftversorgung. Diese wird bei modernen Gebäuden mit dichter Gebäudehülle zwingend benötigt, da es bei Abzug der Luft aus dem Wohninnenraum zu Sauerstoffmangel im Wohnraum oder zum Rückbrand bei Unterdruck, z. B. durch Dunstabzugshauben, kommen kann. Gleichzeitig verringert die externe Verbrennungsluftversorgung die Wärmeverluste, da keine warme Luft aus dem Aufstellraum entnommen wird. Außerdem ist der Verbrennungsluftstutzen erforderlich, wenn eine nachrüstbare Verbrennungsluftsteuerung angeschlossen werden soll.

Die Verbrennungsluft, die in den Kaminofen strömt (blaue Pfeile in Abbildung 1) teilt sich auf in die Primärluft (2), die durch den Rost in die Hauptbrennkammer (5) strömt, und in

die Sekundär- bzw. Scheibenspülluft (3), die an der Scheibe der Ofentür entlanggeleitet wird. Letztere Luftzufuhr „spült“ die Scheibe und verhindert damit die Anlagerung unverbrannter Verbrennungsrückstände wie Teer, Ruß oder Partikelablagerungen an der Scheibe. Die Scheibenspülluft dient gleichzeitig als Verbrennungsluft. Ein Teil gelangt i. d. R. an das Glutbett und dient dort als Primärluft, wenn z. B. der Rost geschlossen ist (z. B. durch eine Drehrosette), die Rostluftklappe geschlossen wird oder gar kein Rost vorhanden ist. Der Rest der Scheibenspülluft wird oberhalb des Glutbetts in die Hauptbrennkammer (5) gelenkt und versorgt die dortige Verbrennung des Holzgases mit weiterem Sauerstoff (als Sekundärluft).

Einige moderne Kaminöfen sind mit einem zusätzlichen Sekundärlufteinlass (4) (Düsen oder Schlitze) auf der Rückseite der Hauptbrennkammer ausgestattet. Diese Luftzufuhr wird teilweise als „Tertiärluft“ bezeichnet. Ein solcher Lufteinlass erhöht die Turbulenz in der Brennkammer und verbessert die Durchmischung der brennbaren Gase aus der Pyrolyse des festen Brennstoffs mit Sauerstoff. Der Anteil dieses Luftstroms ist normalerweise kleiner als der Anteil der Scheibenspülluft.

Die in der Hauptbrennkammer erzeugte Wärme wird durch eine feuerbeständige, mineralische Isolierschicht aus Feuerfestbeton, Schamotte oder Vermiculit möglichst hoch gehalten. Dies garantiert hohe Temperaturen für einen möglichst vollständigen Ausbrand. In der Nachbrennkammer (7) wird die Verbrennung abgeschlossen. Hierfür wird die Temperatur durch die feuerfeste Auskleidung weiterhin hoch gehalten (Feuerfestbeton, Schamotte, Vermiculit). Außerdem werden die heißen Gase über eine Umlenkplatte (6) in den schmalen Eingang zur Nachbrennkammer geleitet, wodurch Turbulenzen erzeugt werden, die eine bessere Durchmischung der Brenngase mit dem verbliebenen Sauerstoff bewirken. Unter optimalen Bedingungen (siehe Abschnitt 3.2.2) findet hier der vollständige Ausbrand der brennbaren Gase statt, bevor die Abgase über den Abgasstutzen (8) in das Verbindungsstück zum Schornstein geleitet werden.

Im oberen Bereich des Kaminofens erwärmen die heißen Abgase die mit Gusseisen, Stahl oder mineralischen Materialien verkleidete Oberfläche des Ofens. Dies ermöglicht die Wärmeabgabe an den Wohnraum. Ein oft noch größerer Anteil der nutzbaren Wärme wird über die Oberfläche der Scheibe in der Ofentür als Strahlungswärme abgegeben. Ein weiterer Anteil der nutzbaren Wärme wird entweder durch freie Wärmekonvektion an den Ofenoberflächen oder in dafür konzipierte Konvektionskanäle abgegeben.

Bei den Lufteinstellungen an einem Kaminofen ist zunächst zwischen der Einstellung der Primärluft (2) und der Sekundärluft (4) zu unterscheiden. Die Primärluft wird wie bereits beschrieben durch den Rost (wenn vorhanden) und teilweise über die Scheibenspülluft (3) in das Glutbett geleitet und dient dort zur pyrolytischen Zersetzung und Vergasung des festen Brennstoffs, d. h. wie viel und wie rasch brennbare Gase entstehen [14]. Die Sekundärluft wird über die Scheibenspülluft und bei modernen Öfen häufig zusätzlich über Düsen in der Rückwand des Ofens zugeführt. Die Sekundärluft und die Tertiärluft dienen zum möglichst vollständigen Ausbrand des Holzgases (siehe Abschnitt 3.2.2).

### 3.2.2 Grundlagen einer optimalen Verbrennung: Die 3-T-Regel

Bei Kaminöfen handelt es sich meist um sehr einfache Verbrennungssysteme, die häufig ohne elektronische Regelungen und meist nur mit manuellen Einstellmöglichkeiten ausgestattet sind. Wie bei allen Feuerungen gilt es, eine möglichst vollständige Oxidation der durch Pyrolyse und Vergasung gebildeten Produkte (Umsetzungsraten maßgeblich abhängig von Temperatur und Primärluftangebot) zu ermöglichen, um einen niedrigen Ausstoß schädlicher gas- und partikelförmiger Emissionen zu erzielen. Hierzu ist neben einem ausreichendem Angebot an Sauerstoff im Brennraum durch eine gut eingestellte Sekundärluft (Sauerstoffüberschusszahl  $\lambda$  im Abgas  $> 1$ ) vor allem die sogenannte „3-T-Regel“ („time, temperature, turbulence“) entscheidend. Das bedeutet, dass (1) die Temperatur in der Brennkammer des Kaminofens, bei der die Oxidationsreaktionen stattfinden können, hoch genug ist, (2) die Verbrennungsgase mit der Verbrennungsluft (v. a. Sekundärluft) gut durchmischt werden und (3) genügend Zeit für den vollständigen Ablauf der Oxidationsreaktionen vorhanden ist [14]. Mit dieser Regel lassen sich viele der vom Nutzer oder von der Nutzerin verursachten Einflüsse auf die Emissionen erklären, da diese meist einen dieser drei Parameter beeinflussen.

### 3.2.3 Nutzerverhalten

Grundsätzlich haben Betreiberinnen und Betreiber einer handbeschickten Einzelraumfeuerung durch die Bedienung direkten Einfluss auf das Emissionsverhalten der Anlagen. Hervorzuheben sind vor allem die nachfolgenden Punkte.

#### **Auswahl und Lagerung des Brennstoffs**

Die Auswahl des Brennstoffs sowie dessen richtige Lagerung können erheblichen Einfluss auf die Emissionen von Kaminöfen haben [22]. In Einzelraumfeuerungen dürfen nur die nach 1. BImSchV zulässigen Brennstoffe, wie beispielsweise Scheitholz und Briketts aus naturbelassenem Holz, verbrannt werden. Um Kohlebriketts in einem Kaminofen nutzen zu können, muss dieser bei der Typenprüfung zusätzlich mit diesem Brennstoff geprüft worden sein. Die zulässigen Brennstoffe sind vom Hersteller in der Bedienungsanleitung anzugeben. Dennoch berichten z. B. das Schornsteinfegerhandwerk, aber auch die Presse immer wieder von sogenannter „illegaler Müllverbrennung“ sowie von der Verwendung von behandelten Holzresten oder Spanplatten, sogenanntem Altholz [15]. Hierdurch steigen nicht nur die Feinstaubemissionen, diese können zusätzlich durch weitere gesundheitsschädliche Inhaltsstoffe angereichert sein. Folgerichtig sind die genannten Materialien auch keine zulässigen Brennstoffe für Einzelraumfeuerungen nach der 1. BImSchV. Ebenso werden in vielen Geschäften immer noch reine Rindenbriketts für einen verlängerten Gluterhalt verkauft. Diese sind zwar als „naturbelassen“ zu bewerten, jedoch zählen sie ebenfalls nicht zu den gemäß 1. BImSchV zulässigen Brennstoffen für handbeschickte Einzelraumfeuerungen, da die Verordnung den Rindenanteil lediglich auf die am Holz anhaftende Rinde beschränkt [4].

Neben unzulässigen Brennstoffen können sich Länge und Größe der Scheite bzw. deren Aufbereitungsform (z. B. nicht gespaltene „Rundlinge“, gespaltene Holz, Sägekantholz) oder die Form von Holzbriketts (z. B. mit Loch, ohne Loch, eckig oder rund) positiv oder negativ auf das Emissionsverhalten des jeweiligen Kaminofens auswirken [22]. Auch



brennt nicht jede Holzart in jedem Kaminofen gleich gut. So sind beispielsweise die Emissionen bei der Verbrennung von Nadelholz (z. B. Fichte oder Kiefer) häufig höher als von hartem Laubholz (z. B. Buche oder Eiche). Die optimalen Baumarten und Scheitgrößen für die jeweilige Feuerung lassen sich meist der Bedienungsanleitung entnehmen.

Ein weiterer brennstoffbedingter Parameter ist der Wassergehalt des Holzes. Idealerweise sollte dieser zwischen 10 und 17 m-% (Masse-%) liegen, was einer Holzfeuchte von 11 bis 20 m-% entspricht [22]. Diese Wertebereiche sind bei einer sachgemäßen Außenlagerung innerhalb eines Jahres erreichbar [13]. In der Praxis kann es jedoch vorkommen, dass der Wassergehalt durch zu kurze oder unsachgemäße Lagerung zu hoch oder – z. B. beim Kauf technisch getrockneten Scheitholzes – zu niedrig liegt. Beides kann sich negativ auf die Emissionen auswirken, da sowohl zu trockenes Holz (höhere Verbrennungstemperatur, zu rascher Brennstoffumsatz bei Luftmangel) als auch zu feuchtes Holz (niedrigere Verbrennungstemperatur, langsamer Brennstoffumsatz) im Kaminofen häufig unvollständig verbrennt. Als Folge entsteht neben Feinstaub (in diesem Fall v. a. Rußpartikel, PAK und Teere) auch eine große Menge an Kohlenmonoxid (CO) und organischen Kohlenwasserstoffen [22].

### **Art des Anzündens**

Da ein Kaminofen im europäischen Durchschnitt pro Heizbetrieb ca. fünfmal mit Brennstoff befüllt wird [31], macht das Anheizen des Kaminofens einen großen Anteil an den gesamten Emissionen aus. Vor allem bei einem unsachgemäßen Anzünden werden die gebildeten Holzgase häufig nicht vollständig verbrannt. Dies liegt u. a. daran, dass in der kalten Brennkammer i. d. R. noch keine ausreichend hohen Temperaturen vorherrschen. Als Folge entstehen Feinstaub vor allem in Form von Ruß, PAK und Teeren sowie Kohlenmonoxid (CO). Je nach Anzündmethode wird dieser Zustand unnötig lange aufrechterhalten, weshalb beim Anzünden eine Technik gewählt werden sollte, bei der rasch die benötigten Temperaturen in der Brennkammer erreicht werden. Auch der durch die niedrige Starttemperatur zu Beginn des Anheizens meist geringe Schornsteinzug ist als kritisch für eine gute Verbrennung zu bewerten [18] [22] [3], weil der Kaltstart dann oft unnötig lange dauert.

Je nach Bauart des Kaminofens bzw. der Einzelraumfeuerung (mit Rost, ohne Rost, Dichtigkeit usw.) kann entweder das sogenannte „Anzünden von oben“ (siehe Unterkapitel 5.2) oder das „Anzünden von unten“ zu günstigeren Emissionen während des Anzündabbrands führen [18]. Eine allgemeingültige Empfehlung zur Anzündweise kann derzeit nicht gegeben werden, da hier auch die Bauweise des Kaminofens einen wesentlichen Einfluss hat. Dementsprechend sollten Hersteller eine Kurzanleitung zum richtigen Anzünden dem jeweiligen Kaminofen beilegen. Auch die Wahl der Anzünder und des Anzündholzes sowie die Anordnung der Scheite und des Anzündmaterials in der Brennkammer können einen Einfluss auf die Emissionen haben.

### **Art und Zeitpunkt des Nachlegens**

Nachdem die erste Brennstoffauflage abgebrannt ist, wird neues Holz nachgelegt. Hierbei kann beispielsweise die Orientierung der Scheite in der Brennkammer (quer oder

längs zur Scheibe) bedingt durch die jeweilige Luftführung des Ofens das Emissionsverhalten positiv oder negativ beeinflussen. Ist am Scheit anhaftende Rinde vorhanden, so entzündet sich das Scheit langsamer, wenn die Rinde auf das Glutbett gelegt wird. Auch kann das Nachlegen zu früh, wenn z. B. das Feuer noch brennt, oder zu spät, wenn z. B. die Brennkammer bereits abgekühlt ist, erfolgen. In der Praxis lässt sich der optimale Nachlegezeitpunkt nur anhand der Flamme festlegen, da meist (außer bei Öfen mit Abbrandsteuerung) keine Temperaturmesseinrichtung in der Brennkammer vorhanden ist. Daher sollte in der Praxis spätestens dann nachgelegt werden, wenn keine sichtbaren Flammen mehr zu erkennen sind, um ein unnötiges Auskühlen der Brennkammer zu vermeiden [22].

### **Luft Einstellungen**

Die meist durch den Rost geleitete Primärluft wird vor allem während des Anheizens bei noch kalter Brennkammer benötigt, um ein besseres Zünden des Brennstoffs und eine raschere Temperatursteigerung zu ermöglichen. Nach dem ersten Abbrand sollte aber die Primärluftzufuhr durch den Rost i. d. R. unterbrochen werden, da sonst die Gefahr einer übermäßigen Holzgasproduktion sowie einer zu hohen Temperaturentwicklung und damit ein Austritt unverbrannter Gase sowie der Rußbildung durch Sauerstoffmangel in der Brennkammer besteht.

Die Sekundärluft sollte während des Anheizens ebenfalls vollständig geöffnet sein. Nach dem ersten Abbrand ist die Sekundärluft so einzustellen, dass ein optimaler Abbrand erfolgen kann. Hierzu sind in den meisten Bedienungsanleitungen allerdings häufig keine konkreten Angaben zu finden. Die Nutzer können meist nur auf eine visuelle Bewertung der Flamme sowie der Scheibe zurückgreifen. Beispielsweise führt zu wenig Sekundärluft häufig zu einem unvollständigen Ausbrand und kann meistens an der Verfärbung der Scheibe sowie einer dunkleren Flamme erkannt werden. Zu viel Sekundärluft kühlt die Brennkammer und bewirkt so ebenfalls ungünstige Verbrennungsbedingungen. Dieser Zustand lässt sich allerdings nicht so leicht erkennen, da sich die Scheibe durch im Übermaß vorhandene Scheibenspülluft unter Umständen nicht verfärbt.

Moderne Kaminöfen verfügen teilweise über eine sogenannte Ein-Hand-Regelung, mit der sich Primär- und Sekundärluft mittels eines Schiebers oder Drehknopfes gleichzeitig einstellen lassen. Eine weitere Option zur benutzerfreundlichen Einstellung der Luftzufuhr wäre die Nutzung einer elektronischen Verbrennungsluftsteuerung. Mit einer solchen Steuerung wird der Nutzerin oder dem Nutzer die Einstellung der Luftzufuhr komplett abgenommen. Voraussetzung hierfür ist, dass die Steuerung für den verwendeten Kaminofen richtig konzipiert ist und die Luftzufuhr durch sie tatsächlich optimal einstellt ist.

### **3.2.4 Standort- und witterungsbedingte Einflüsse**

Standort- und witterungsbedingte Einflüsse, wie beispielsweise die Höhe des Schornsteins, Dachneigung und -ausrichtung sowie Windstärke, -richtung, Außendruck und -temperatur, beeinflussen im Wesentlichen den Zug bzw. den benötigten Unterdruck im Schornstein. Der Schornsteinzug ist verantwortlich für den Durchfluss der Abgase von

der Feuerstätte nach außen sowie der Verbrennungsluft zur Feuerstätte. Ein zu hoher Schornsteinzug, z. B. durch einen langen Schornstein oder eine niedrige Außentemperatur, wirkt sich je nach Feuerstätte negativ, manchmal aber auch positiv auf die Emissionen, in jedem Fall aber negativ auf den Wirkungsgrad einer Einzelraumfeuerung aus [18]. Ein zu niedriger Schornsteinzug, z. B. durch einen zu kurzen Schornstein oder zu hohe Außentemperaturen, erschwert das Anzünden und kann möglicherweise zu einem Austritt von Verbrennungsgasen aus der Feuerung in den Aufstellungsraum führen.



## 4 Material und Methoden

### 4.1 Verwendete Feuerung

Für die Versuche wurde der Kaminofen „Sino L“ der Firma Spartherm Feuerungstechnik GmbH mit einer Nennleistung von  $7 \text{ kW}_{\text{th}}$  verwendet. Der Sino L ist außen mit Gusseisen verkleidet und besitzt einen zentralen Verbrennungsluftstutzen. Der abgasseitige Anschluss des Ofens erfolgt mittels eines Rauchrohrs mit 150 mm Durchmesser auf der Oberseite des Kaminofens. Die Primärluft wird durch den Rost und über die Scheibe, die Sekundärluft über die Scheibe und separate Luftdüsen an der Rückwand zugeführt. Die Einstellung der Primär- und Sekundärluft erfolgt gleichzeitig mittels einer „Ein-Hand-Regelung“ an einem Schieber. Die Asche fällt durch den Rost in einen Aschekasten, der bei geöffneter Tür entnommen werden kann und daher mit der Türdichtung bei geschlossener Tür abgedichtet wird.



Abbildung 5: Kaminofen Spartherm Sino L mit 7 kW im Anlieferungszustand

Die technischen Daten des Sino L können Tabelle 3 entnommen werden.

Der Hersteller gibt eine optimale Brennstoffmenge von  $2,2 \text{ kg/h}$  an. Diese wurde in den hier durchgeführten Versuchen (siehe Abschnitt 4.3.1) vereinfacht mit  $2,2 \text{ kg}$  pro Auflage angenommen. Für die Anzündauflagen wurden ebenfalls insgesamt  $2,2 \text{ kg}$  Brennstoff (Summe aus Holzsplittern und Anzündholz) verwendet. Der Hersteller empfiehlt in der

Bedienungsanleitung der Kaminofenserie Selection [24], zu der auch der der Sino L gehört, das „Anzünden von oben“. Das Nachlegen darf nach Bedienungsanleitung erst dann erfolgen, wenn der Brennstoff zur Glut heruntergebrannt ist, d. h. keine sichtbaren Flammen mehr zu erkennen sind [24].

*Tabelle 3: Technische Daten des Kaminofens Sino L von Spartherm [24]*

Parameter	Spartherm „Sino L“
Brennstoffart	Scheitholz
Nennwärmeleistung	7 kW
Holzaufgabemenge	2,2 kg/h
Wärmeleistungsbereich	4,9–9,1 kW
Wirkungsgrad	> 78 %
CO-Gehalt bei 13 % O <sub>2</sub>	< 1.250 mg/Nm <sup>3</sup>
Staubgehalt	< 40 mg/Nm <sup>3</sup>
Abgastemperatur am Stutzen	330 °C
Empfohlener Förderdruck	0,12 mbar
Abgasmassenstrom	6,3 g/s
Speichermasse	–
Masse	200 kg

## 4.2 Prüfstandsaufbau und Messtechnik

Alle Messungen wurden am Feuerungsprüfstand des TFZ in Straubing durchgeführt. Abbildung 6 zeigt den Prüfstandsaufbau mit geregelter Schornsteinzug (links) und Naturzugschornstein (rechts). Der Aufbau der Messstrecke und die Anordnung der Messstellen erfolgten in Anlehnung an die aktuell gültige Norm zur Typenprüfung von Kaminöfen (DIN EN 13240) [6].

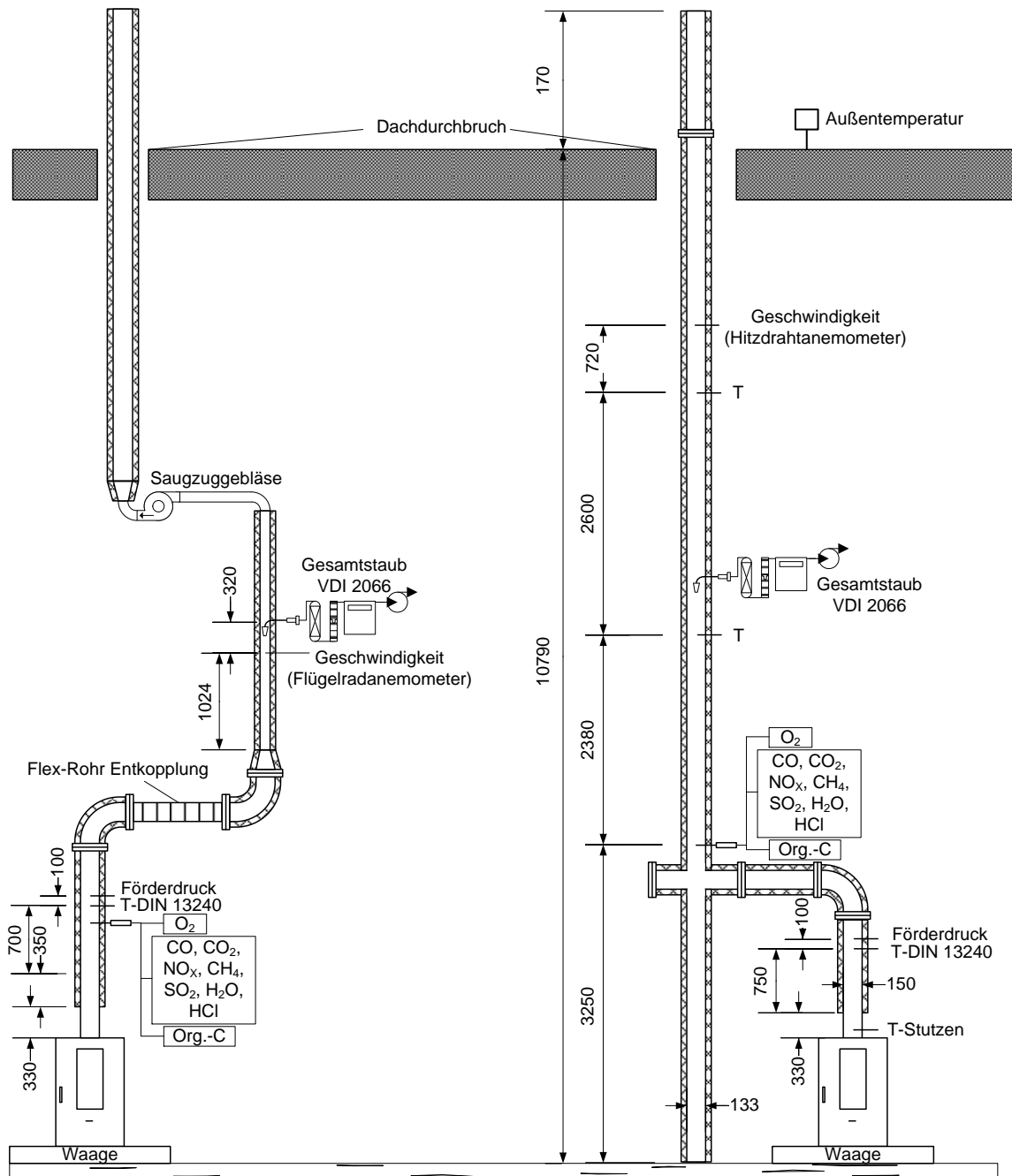


Abbildung 6: Prüfstandsaufbau und Anordnung der Messstellen für die Kaminofenmessungen mit geregeltm Zug (links) und mit Naturzugschornstein (rechts); Maße in mm

Die gravimetrische Staubmessung erfolgte mittels Staubsonden (Firma Paul Gothe GmbH) mit einer Kombination aus gestopfter Filterhülse und nachgeschaltetem Quarzplanfilter in Anlehnung an die Richtlinie VDI 2066-1 [29]. Abweichend von der Richtlinie wurde sowohl die Filtrations- als auch die Filter-Nachbehandlungstemperatur auf 180 °C erhöht, um die Staubemissionen und die Org.-C-Emissionen bei einer einheitlichen Temperatur zu erfassen. Die Emissionen an Org.-C wurden mittels eines Flammenionisationsdetektors (FID) (Mess- & Analysetechnik GmbH ThermoFID) gemessen. Die

Messung der gasförmigen Komponenten  $O_2$ ,  $CO_2$ , und  $CO$  erfolgte mittels Einzelkomponenten-Gasanalysatoren (nicht dispersive IR-Spektroskopie) (ABB Automation GmbH ABB AO2020), des  $NO_x$  mittels Chemilumineszenz-Detektors (CLD) (ECO PHYSICS GmbH CLD 822 Mhr Analysator) und des Wasserdampfanteils im Abgas mittels Fourier-Transform-Infrarotspektrometer (FTIR) (Ansyco GmbH FTIR DX4000N).

Für die Versuche mit geregelter Schornsteinzug (12 Pa) konnte die Strömungsgeschwindigkeit mittels eines Flügelradanemometers (Höntzsch GmbH Flügelrad-Strömungssensor ZS25/25-ZG4) in einer Verjüngung der Messstrecke auf 64 mm (siehe Abbildung 6 links) ausreichend genau bestimmt werden. Zur Bestimmung der Abgasgeschwindigkeit bzw. des Abgasmassenstroms im Naturzugschornstein wurde ein hochtemperaturtaugliches Hitzdrahtanemometer (Schmidt Technology GmbH SS 20.650) verwendet, um auch bei niedrigen Abgasgeschwindigkeiten (ohne Verjüngung) ausreichend genau messen zu können.

Bei den Versuchen zum Anzünden und Nutzerverhalten am Naturzugschornstein wurde zudem die Partikelanzahlverteilung mittels eines elektrischen Niederdruck-Kaskadenimpaktors (Dekati Ltd., ELPI<sup>®</sup>+) bestimmt. Diese Messung diente in erster Linie dazu, einen groben zeitlichen Verlauf der  $PM_{10}$ -Konzentrationen darzustellen zu können. Das online Signal des ELPI<sup>®</sup>+ wurde allerdings nicht wie üblich mittels einer zusätzlichen gravimetrischen Impaktormessung kalibriert und dient deshalb nur als grobe Orientierung des zeitlichen  $PM_{10}$ -Verlaufs.

### 4.3 Versuchsplan und Versuchsdurchführung

Vor dem Start der Messungen wurde der Sino L hinsichtlich seiner Dichtigkeit mit dem Dichtheitsprüfgerät DP 600 (Wöhler GmbH) geprüft. Diese Prüfung wurde nach den Messungen am Naturzugschornstein (Abschnitt 4.3.1) und am Schornstein mit geregelter Zug (Abschnitt 4.3.3) wiederholt. Hierdurch kann abgeschätzt werden, in wie weit sich die Dichtigkeit durch den Ofenbetrieb im Vergleich zum Auslieferungszustand verändert hat.

#### 4.3.1 Untersuchte Benutzereinflüsse

Vorüberlegungen führten zur Festlegung von insgesamt fünf Varianten des Anzündens (Tabelle 4) und sieben Varianten des Nachlegens bzw. Abbrändens (Tabelle 5). Diese sollten sowohl das nach aktuellem Stand des Wissens optimale Anzünden und Heizen als auch die am wahrscheinlichsten und häufigsten auftretenden Fehlbedienungen durch den Nutzer abdecken. Um die Einflussfaktoren möglichst realitätsnah zu erfassen, wurden alle Versuche zum Anzünden und zu den Fehlbedienungen am Naturzugschornstein durchgeführt.

Als Brennstoff kam luftgetrocknetes Buchenholz mit einem Wassergehalt von 14 m-% zum Einsatz. Für die Versuche mit zu feuchtem und zu trockenem Brennstoff wurde zusätzlich frisches Buchenholz mit einem Wassergehalt von 30 m-% beschafft, das an-



schließlich zu einem Teil in einem Trockenschrank bei 105 °C (FED720-02-42004, BINDER GmbH) auf 7 m-% Wassergehalt getrocknet wurde. Als Anzündholz wurde fertig aufgespaltenes Fichtenkleinholz aus dem Einzelhandel verwendet. Bei den verwendeten Anzündern handelt es sich um handelsübliche, aus Naturholzfasern hergestellte Grill- und Kaminanzünder der Firma favorit.

*Tabelle 4: Untersuchte Anzündvarianten und zugehörige Auflagemengen*

Nr.	Bezeichnung/Beschreibung	Auflagemenge
A1	Anzünden von oben mit Kleinholz	4 Scheite je 500 g + 4 Stück Kleinholz
A2	Anzünden von unten ohne Kleinholz	2 Scheite je 500 g + 1 Scheit mit 700 g
A3	Anzünden von unten mit Kleinholz	4 Scheite je 500 g + 4 Stück Kleinholz
A4	Anzünden aus der Mitte mit Kleinholz – mittig, auf zwei Scheiten mit einem Scheit darüber	2 Scheite je 700 g + 1 Scheit mit 500 g + 4 Stück Kleinholz
A5	Anzünden von unten mit Zeitung, ohne Sorgfalt mit Kleinholz – unter den Scheiten	2 x 700 g + 500 g + 4 Stück Kleinholz

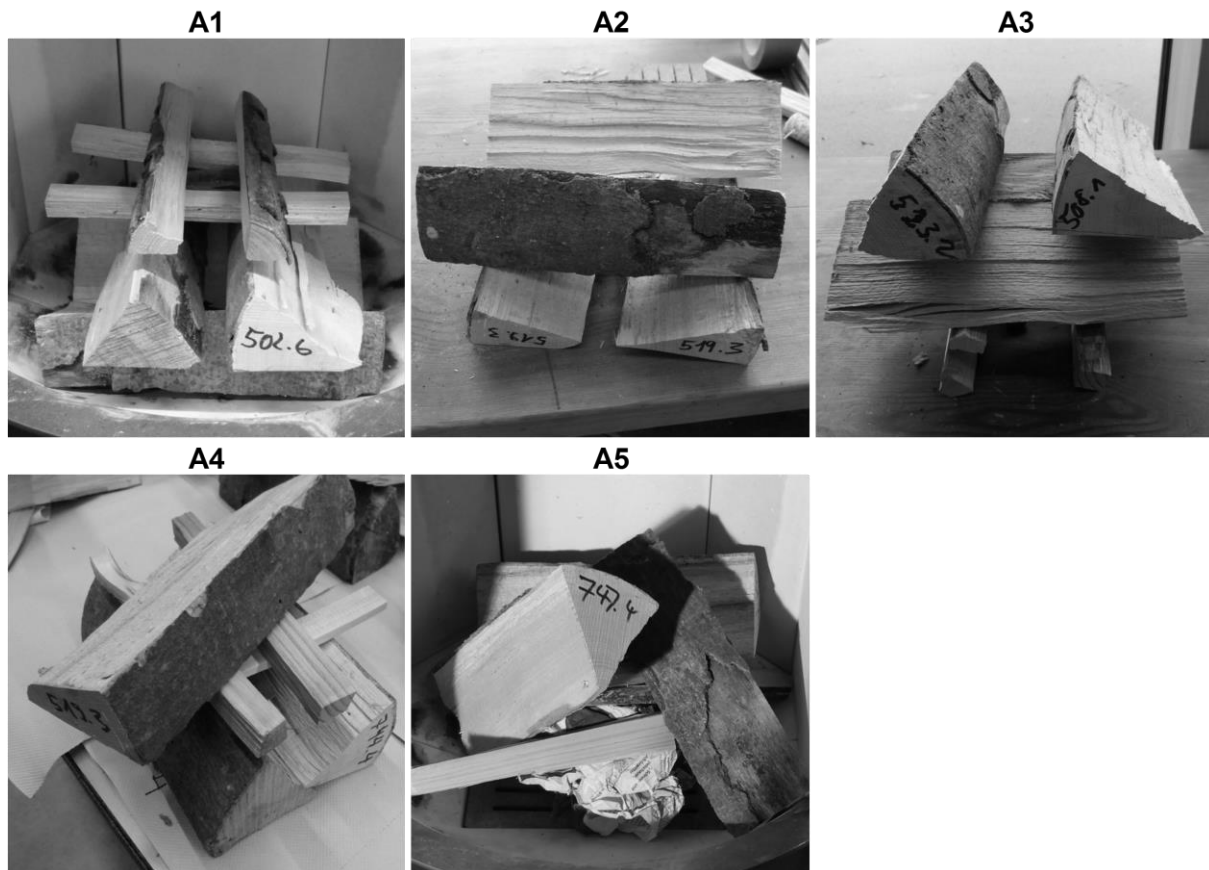


Abbildung 7: Anzündvarianten A1 bis A5 im Vergleich

Beim „Anzünden von oben“ (Abbildung 7, A1) wird das Scheitholz über dem Rost aufgeschichtet. Das Kleinholz liegt auf den Scheiten und der Anzünder in der Mitte unter dem Kleinholz. Diese erhöhte Anzündposition soll bewirken, dass der anfangs verwendete obere Teil des Feuerraums kleiner ist und sich damit rascher aufheizt, während zugleich die Wärmeabstrahlung nach unten (d. h. Verluste) durch die untenliegenden Scheite vermindert ist. Außerdem befindet sich weniger Brennstoff aktiv in der Anzündphase, weshalb anfangs weniger Pyrolysegas gebildet wird, dessen Verweilzeit im Brennraum somit etwas länger ist.

Mit dem „Anzünden von unten ohne Kleinholz“ (Abbildung 7, A2) soll der Fall simuliert werden, dass kein Kleinholz vorhanden ist (evtl. aus Sparsamkeit) und der Abbrand allein mittels eines ausreichend lange brennenden Anzünders gestartet wird. Dabei wurde der Anzünder auf dem Rost platziert und die Scheite darüber kreuzweise aufgeschichtet.

Bei dem „Anzünden von unten mit Kleinholz“ (Abbildung 7, A3) wird der Anzünder auf den Rost gelegt und das Kleinholz kreuzweise darum aufgeschichtet. Die Scheite werden anschließend auf dem Kleinholz aufgeschichtet. Bei dieser Variante breitet sich das Feuer von unten nach oben rascher aus als beim „Anzünden von oben“ und führt i. d. R. zu einem rascheren Temperaturanstieg im Brennraum. Jedoch werden phasenweise zu viele Gase in kurzer Zeit freigesetzt, die im noch kalten Kaminofen nicht vollständig verbrennen können.

Mit dem „Anzünden aus der Mitte“ (Abbildung 7, A4) sollte eine Mischform zwischen dem „Anzünden von unten“ und dem „Anzünden von oben“ untersucht werden. Diese Variante ist oft sinnvoll, wenn sich herausstellt, dass beim „Anzünden von oben“ die erzeugte Wärme für ein rasches Entzünden der darunterliegenden Scheite nicht ausreicht. Für die Versuche wurden zwei Scheite parallel auf den Rost gelegt, darauf der Anzünder und das Anzündholz geschichtet und zuletzt ein Scheit quer oben aufgelegt.

Mit dem „Anzünden von unten mit Zeitungspapier als Anzünder“ (Abbildung 7, A5) wurde eine besonders nachlässige, aber in der Praxis nicht seltene Variante untersucht. Hierzu wurde eine zerknüllte Zeitung auf den Rost gelegt und das Kleinholz und die Scheite ungeordnet nach dem „Scheiterhaufen-Prinzip“ darauf gelegt. Papier hat im Vergleich zu den in A1 bis A4 verwendeten Anzündern eine relativ kurze und sehr ungleichmäßige Brenndauer und einen sehr hohen Aschegehalt von ca. 17 bis 21 m-% [17]. Im Gegensatz dazu weisen handelsübliche Anzünder einen Aschegehalt von z. B. 0,6 m-% (favorit) oder 0,15 m-% (Holzwolle-Wachs Anzünder) bei einer deutlich längeren Brenndauer auf.

Die Anzündversuche erfolgten ausschließlich bei kalter Brennkammer, d. h. bei Raumtemperatur am Beginn eines Versuchstags. Von jeder Variante des Anzündens wurden drei Wiederholungen (d. h. Kaltstarts zu Beginn eines Versuchstags) durchgeführt und daraus der Mittelwert gebildet.

Im Anschluss an jeden Anzündversuch erfolgte zunächst eine Zwischenaufgabe mit 2,2 kg trockenem Buchenholz bestehend aus drei Scheiten. Anschließend wurde eine der neun Varianten für Nachlegevorgänge bzw. Abbrände aus Tabelle 5 durchgeführt.

*Tabelle 5: Untersuchte Varianten von Nachlegevorgängen bzw. Abbränden*

Nr.	Bezeichnung	Beschreibung	Auflagemenge
V1	„ordnungsgemäßer Betrieb“	Betrieb nach Bedienungsanleitung (Standard), Nachlegen wenn Flamme aus	2,2 kg ± 0,04 kg
V2	„offene Primärluft“	Fehlbedienung nach Anheizen, Luftschieber verbleibt in Anheizposition	2,2 kg ± 0,04 kg
V3	„reduzierte Luftzufuhr“	Sparheizen (Luftmangel), Bewusste Leistungsdrosselung bei normalem Betrieb	2,2 kg ± 0,04 kg
V4	„Überladung bei mittlerer Luftzufuhr“	„Vorratsheizen“, Überladen, 1,7-fache Brennstoffmenge (Nachlegen von fünf Scheiten)	3,7 kg ± 0,04 kg
V5	„Überlänge bei mittlerer Luftzufuhr“	Zu lange Holzscheite, ca. 40–50 cm Scheite, im Brennraum an Seitenwand gelehnt, kaum Kontakt zum Glutbett	2,2 kg ± 0,04 kg
V6	„zu feuchter Brennstoff“	Holzfeuchte zu hoch, Wassergehalt des Holzes ca. 30 m-%	2,2 kg ± 0,04 kg
V7	„zu trockener Brennstoff“	Holzfeuchte zu trocken, Wassergehalt des Holzes ca. 7 m-%	2,2 kg ± 0,04 kg

---

V8	„Nachlegen zu spät ca. 85 min nach Flamme aus“	Nachlegezeitpunkt sehr spät, gerade noch zündfähige Glut zum Zeitpunkt des Nachlegens vorhanden	2,2 kg ± 0,04 kg
V9	„kontinuierliches Nachlegen einzelner Scheite“	„quasi-kontinuierliche“ Brennstoffzufuhr durch häufige Aufgabe kleiner Teilmengen (d. h. Einzelscheite), nach Abbrandwaage bei halbiertes Aufgabemenge, Flamme erlischt nie	Scheite à 0,7 kg ± 0,04 kg

---

Zwischen den Varianten aus Tabelle 5 erfolgten ebenfalls Zwischenaufgaben, sodass immer auf einer vergleichbaren Grundglut nachgelegt werden konnte. Als Nachlegekriterium wurde der Zeitpunkt festgelegt, ab dem keine sichtbaren Flammen mehr erkennbar waren. Wie schon beim Anzünden wurde jede der in Tabelle 5 aufgeführten Varianten dreimal wiederholt. Über diese drei Wiederholungen wurden die Mittelwerte bestimmt.

Abbildung 8 zeigt die während der Untersuchungen verwendeten Lufteinstellungen bzw. Stellungen des „Ein-Hand-Reglers“. Dabei wurde die Position „Anheizen“ von Abbildung 8 bei A1 bis A5 sowie bei V2 verwendet, die Position „Standard“ bei V1 und bei V4 bis V9 sowie die „reduzierte Luftzufuhr“ bei V3.

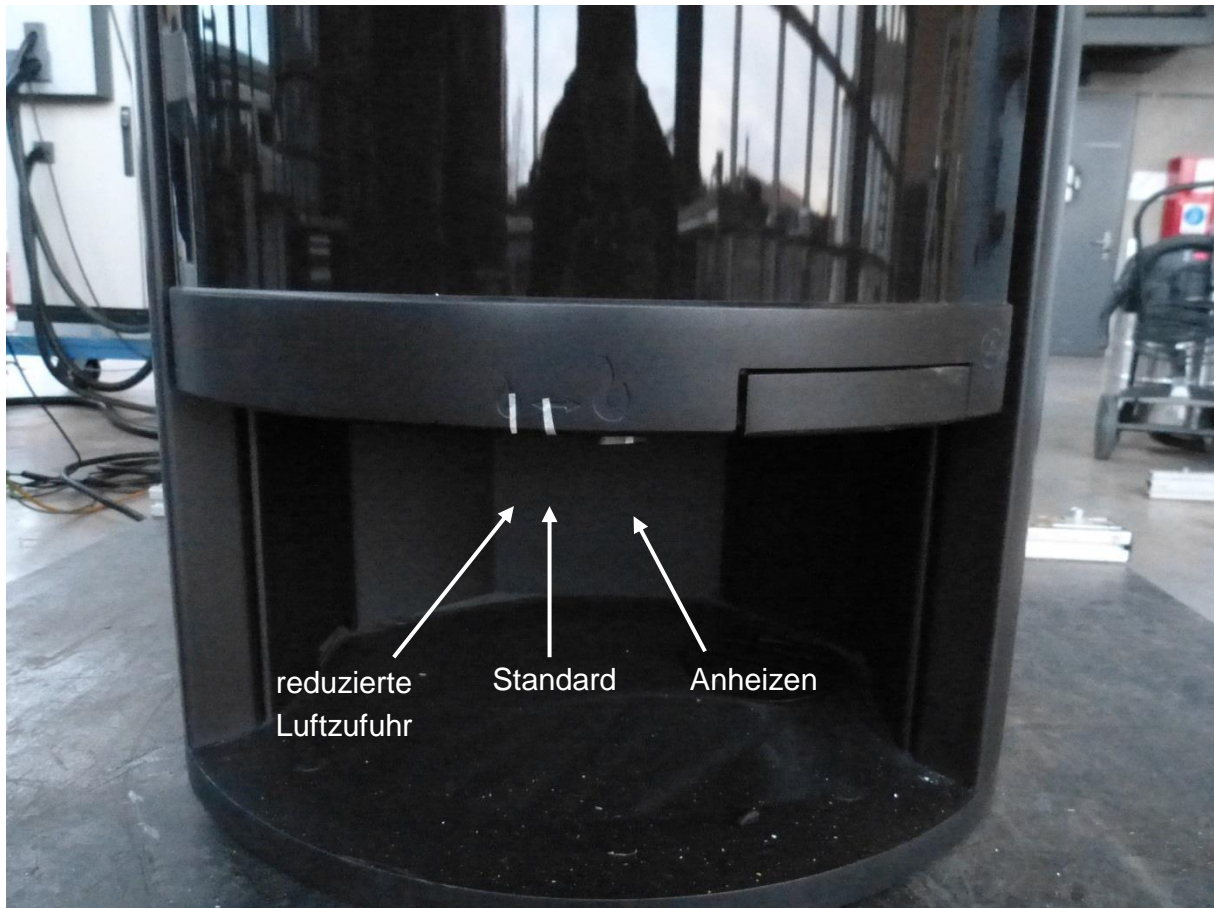


Abbildung 8: Während der Untersuchungen verwendete Lufteinstellungen am Kaminofen

Bei dem „ordnungsgemäßen Betrieb“ (V1) handelt es sich um die in der Bedienungsanleitung empfohlene Betriebsweise. Es wurde die vom Hersteller empfohlene Brennstoffmenge von 2,2 kg Brennstoff mit einem Wassergehalt von 14 m-% verwendet. Bei dem geforderten Scheitumfang von ca. 25 cm und einer Scheitlänge von 25 cm kommt man somit bei 2,2 kg Auflagemenge auf drei Scheite mit ca. 733 g. Während des Nachlegevorgangs werden zwei Scheite parallel zur Scheibe mit einer Schnittfläche auf die Glut gelegt, das dritte Scheit schräg darüber. Der Luftschieber wird gemäß Betriebsanleitung nach dem Anheizen in die Mittelstellung (Standard) gestellt und je nach Schornsteinzug leicht nach rechts oder links korrigiert, um einen optimalen Abbrand zu ermöglichen (Abbildung 8). Um bei den Versuchen eine bessere Wiederholbarkeit zu gewährleisten, wurde die Mittelstellung nach einmaliger Festlegung immer gleich eingestellt.

Bei dem Anzünden eines Kaminofens müssen Primärluft- und Sekundärluftzufuhr komplett geöffnet sein, um ein rasches Durchzünden des Brennstoffs zu gewährleisten. Mit dem Versuchspunkt „Primärluft offen“ (V2) soll das „Vergessen“ des Schließens der Primärluft simuliert werden (d. h. Fehlbedienung).

Ein weiterer in der Praxis vermutlich häufig vorkommender Fehler ist das starke reduzieren der Gesamtluftzufuhr, um z. B. die Wärmeleistung zu drosseln, den Abbrand zu ver-

längern (z. B. über Nacht) oder einfach in der Hoffnung, dadurch Brennstoff sparen zu können. Die Auswirkungen einer solchen Luftdrosselung auf die Emissionen sollten mit dem Versuchspunkt (V3) „reduzierte Luftzufuhr“ untersucht werden.

Eine weitere Variante, um die Länge eines Abbrands zu verlängern, ist die Überladung des Brennraums „Überladung bei mittlerer Luftzufuhr“ (V4). Dabei wird der Brennraum absichtlich mit zu viel Brennstoff (hier 3,7 kg statt 2,2 kg) beladen, um die Dauer eines Abbrands zu verlängern, beispielsweise um eine vorübergehende Abwesenheit zu überbrücken, ohne dass das Feuer ausgeht. In der Praxis wird teilweise beim „Überladen“ oder auch „Vorratsheizen“ zusätzlich auch noch die Luftzufuhr reduziert, was hier jedoch nicht untersucht wurde.

Da der Brennstoff auch vom Nutzer teilweise selbst aufbereitet wird durch Spalten oder Ablängen, werden in der Praxis auch zu dicke oder zu lange Scheite in den Brennraum gelegt, was durch die Versuchsvariante „Überlänge bei mittlerer Lufteinstellung“ (V5) untersucht werden sollte.

Mit den beiden Versuchsvarianten „zu feuchter Brennstoff“ (V6) und „zu trockener Brennstoff“ (V7) sollte der Fragestellung nachgegangen werden, welchen Einfluss ein zu kurz gelagerter (zu feucht) Brennstoff oder ein Brennstoff aus der technischen Trocknung mit Warmluft (d. h. häufig übertröcknet) auf die Emissionen haben kann.

Auch der Zeitpunkt des Nachlegens hat einen Einfluss auf die Emissionen. Dabei ist ein zu frühes (deutlich sichtbare Flamme vorhanden) oder ein zu spätes Nachlegen möglich, sodass der Brennraum bereits zu stark abgekühlt und eine rasche Brennstoffzündung nicht gewährleistet ist. Da das späte Nachlegen in der Praxis wahrscheinlich häufiger vorkommt, wurde die Variante „Nachlegen zu spät ca. 85 min nach Flamme aus“ (V8) durchgeführt.

Mit der Variante „kontinuierliches Nachlegen einzelner Scheite“ (V9) wurde eine quasi-kontinuierliche Beschickung erprobt. Dies entspricht gleichzeitig einer Sonderform des zu frühen Nachlegens, da die einzelnen Scheite immer auf die noch brennende Auflage (sichtbare Flamme) nachgelegt wurden. Im Gegensatz zum zu frühen Nachlegen mit voller Brennstoffmenge (2,2 kg, drei Scheite) wurden hier immer nur 733 g (ein Scheit) nachgelegt. Im Gegensatz zu einem zu frühen Nachlegen mit voller Brennstoffmenge steigt das Glutbett beim kontinuierlichen Nachlegen einzelner Scheite kaum an.

### **4.3.2 Ablauf der Emissionsmessungen**

Die Gesamtstaubmessung (Staubprobenahme) erfolgte jeweils unmittelbar nach dem Schließen der Ofentür, z. B. nach dem Anzünden (A1 bis A5) oder nach dem Nachlegen (V1 bis V9), und endete beim Erlöschen der Flammen, d. h. zum Nachlegezeitpunkt, wie er in der Regel auch in der Praxis am häufigsten definiert ist [31]. Die Messung der gasförmigen Emissionen erfolgte kontinuierlich über den gesamten Feuerungsversuch. Die Auswertung und Mittelwertbildung der gasförmigen Emissionen bezieht sich aber auf denselben Zeitraum wie bei der Staubprobenahme. Alle dargestellten Messwerte bezie-

hen sich auf die Standardtestbedingungen von 0 °C, 1.013 hPa und 13 % Bezugssauerstoff.

#### 4.3.3 Versuche mit geregelter Schornsteinzug, „beReal“-Methode und Typenprüfung nach DIN EN 13240

Zusätzlich zu den unter Abschnitt 4.3.1 beschriebenen, am Naturzugschornstein durchgeführten Versuchen wurden das „Anzünden von oben“ (A1) und das „Anzünden von unten“ (A3) bei geregelter Schornsteinzug wiederholt, um den Einfluss der Zugbedingungen auf die Messergebnisse zu bewerten. Zudem wurden zwei Versuchstage mit der sogenannten „beReal“-Methode durchgeführt [19]. Diese wurde in dem gleichlautenden EU-Projekt „beReal“ für Kaminöfen entwickelt und soll eine realitätsnähere Bewertung der Emissionen und des Wirkungsgrads von Einzelraumfeuerungen ermöglichen. Abbildung 9 zeigt den schematischen Ablauf einer Messung nach der „beReal“-Methode.

Im Unterschied zur normalen Typenprüfung werden bei „beReal“ auch das Anzünden und der Teillastbetrieb erfasst. Hierzu werden acht Abbrände durchgeführt (Anzünden + 4 × Nennlast + 3 × Teillast). Die Teillastaufgaben entsprechen der halben Auflagemenge einer Nennlastaufgabe.

Die erste Staubmessung beginnt mit dem Anzünden des Kaminofens bzw. dem Schließen der Ofentür nach dem Nachlegen und endet mit dem Nachlegesignal des jeweiligen Abbrands. Die Messung der gasförmigen Emissionen erfolgt kontinuierlich vom Anzünden des Kaminofens über alle Abbrände hinweg. Die Gesamtstaubemissionen werden mindestens in den Abbränden Nr. 1 (Anzünden), Nr. 3 (Nennlast), Nr. 5 (Nennlast) und Nr. 7 (Teillast) oder während aller acht Abbrände gemessen. Das Ergebnis ist ein zeitlich gewichteter Mittelwert aller acht Abbrände (Anzünden, Nennlast und Teillast). Bei diesen Versuchen wurde bei sämtlichen Abbränden eine Staubmessung durchgeführt.

Das während des „beReal“-Projekts festgelegte Nachlegekriterium ist erreicht, wenn der CO<sub>2</sub>-Gehalt im Abgas auf 25 % des maximalen CO<sub>2</sub>-Gehalts während des Abbrands fällt (abweichend davon erfolgt bei CO<sub>2,max</sub> > 16 % das Nachlegen bei 4 % CO<sub>2,absolut</sub> und bei CO<sub>2,max</sub> < 12 % bei 3 % CO<sub>2,absolut</sub>). Dieses Kriterium soll in etwa den Zeitpunkt beschreiben, an dem alle Flammen erloschen sind. Da dieser Zeitpunkt für den in dieser Studie verwendeten Ofen eher bei 5 % CO<sub>2,absolut</sub> lag, wurde ein zusätzlicher Versuch mit diesem Wert als Nachlegekriterium durchgeführt.

Aus den besten drei Nennlastabbränden einer Messung wurde der Mittelwert für eine nachgestellte Typenprüfung in Anlehnung an die DIN EN 13240 [6] ermittelt. Dabei wurden allerdings die Staubmessungen über den ganzen Abbrand verwendet und nicht die in der Typenprüfung verlangten 30-minütigen Staubmessungen.

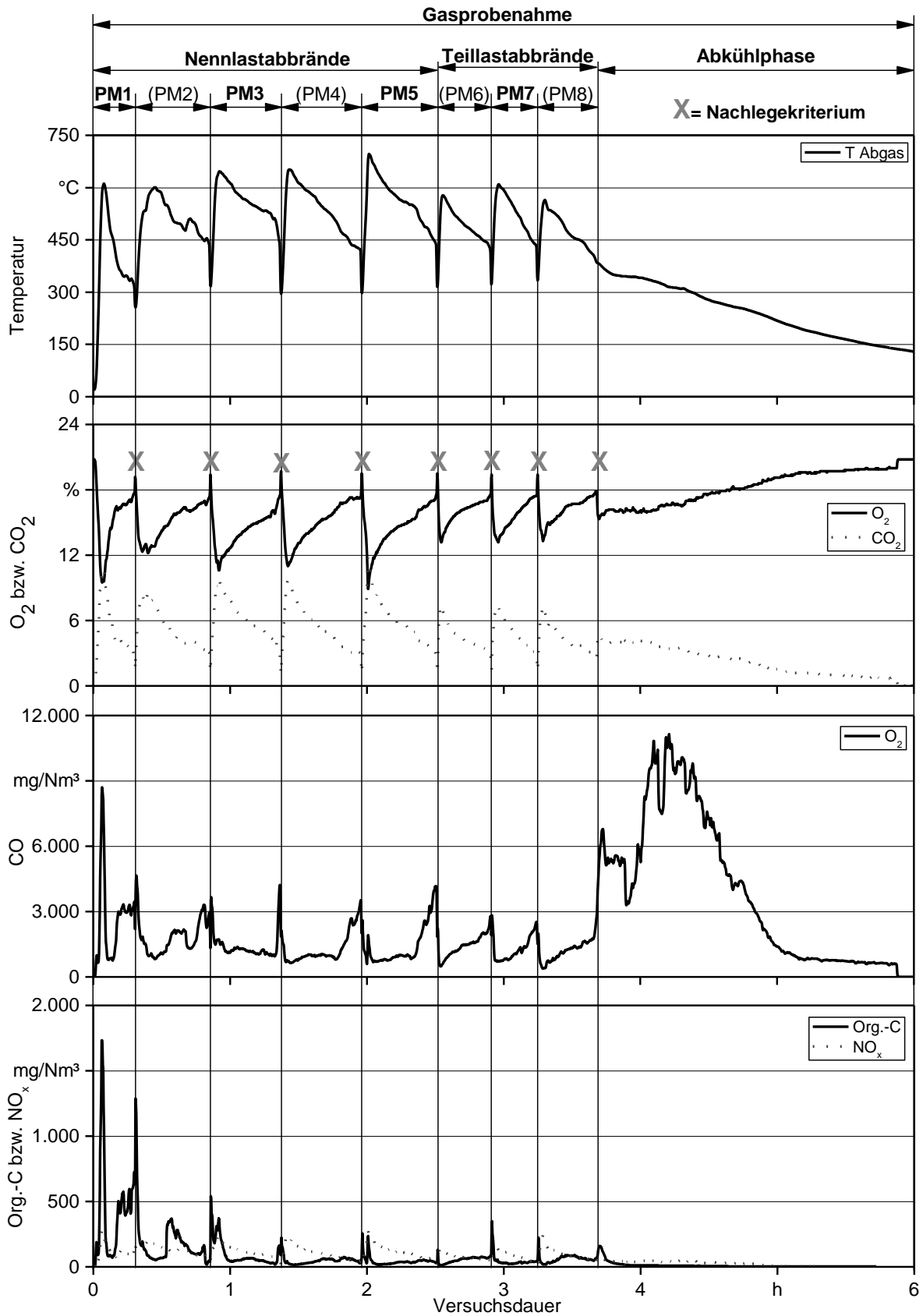


Abbildung 9: Schematischer Ablauf einer Messung nach der „beReal“-Methode (PM: Staubprobenahme)



#### 4.4 Statistische Analysen der Messergebnisse

Alle statistischen Analysen der Messdaten wurden mit OriginPro 2015 durchgeführt. Für den Test auf Normalverteilung der Messdaten wurde der Shapiro-Wilk-Test verwendet. Für die Varianzanalyse kam bei Normalverteilung der Einzelwerte eine einfache ANOVA zum Einsatz. Für den paarweisen Mittelwertvergleich aller Mittelwerte einer gesamten Messreihe wurde aufgrund der geringen Stichprobenanzahl (Einzelwerte) die LSD-Methode (*least significant difference*) nach Fisher verwendet. Für den direkten Vergleich, ob sich zwei Mittelwerte signifikant unterscheiden, wurde ein t-Test für verbundene Stichproben verwendet. Die Messdaten wurden als normalverteilt bzw. signifikant angenommen, sobald der  $p$ -Wert  $\leq 0,05$  war. Wenn in den folgenden Abschnitten von Signifikanz gesprochen wird, sind stets diese Bedingungen erfüllt.



## 5 Ergebnisse und Diskussion der Feuerungsversuche

In den folgenden Abschnitten werden nur die Mittelwerte der Versuchsvarianten diskutiert. Die zeitlichen Verläufe der Abgastemperaturen, CO<sub>2</sub>- und O<sub>2</sub>-Konzentrationen sowie der Konzentrationen an gasförmigen und PM<sub>1</sub>-Emissionen der einzelnen untersuchten Abbrände sind im Anhang dargestellt (Abbildung 36 bis Abbildung 49).

### 5.1 Ergebnisse der Dichtigkeitsprüfung

Zunächst werden die Ergebnisse der Dichtigkeitstests an dem raumluftunabhängigen Kaminofen Spartherm Sino L dargestellt (Abbildung 10). Dichtigkeitstests wurden einmalig bei Anlieferung des Ofens, einmalig nach der Versuchsreihe am Naturzug nach insgesamt 99 Abbränden und einmalig nach der Versuchsreihe am geregelten Zug nach insgesamt 121 Abbränden im kalten Zustand durchgeführt.

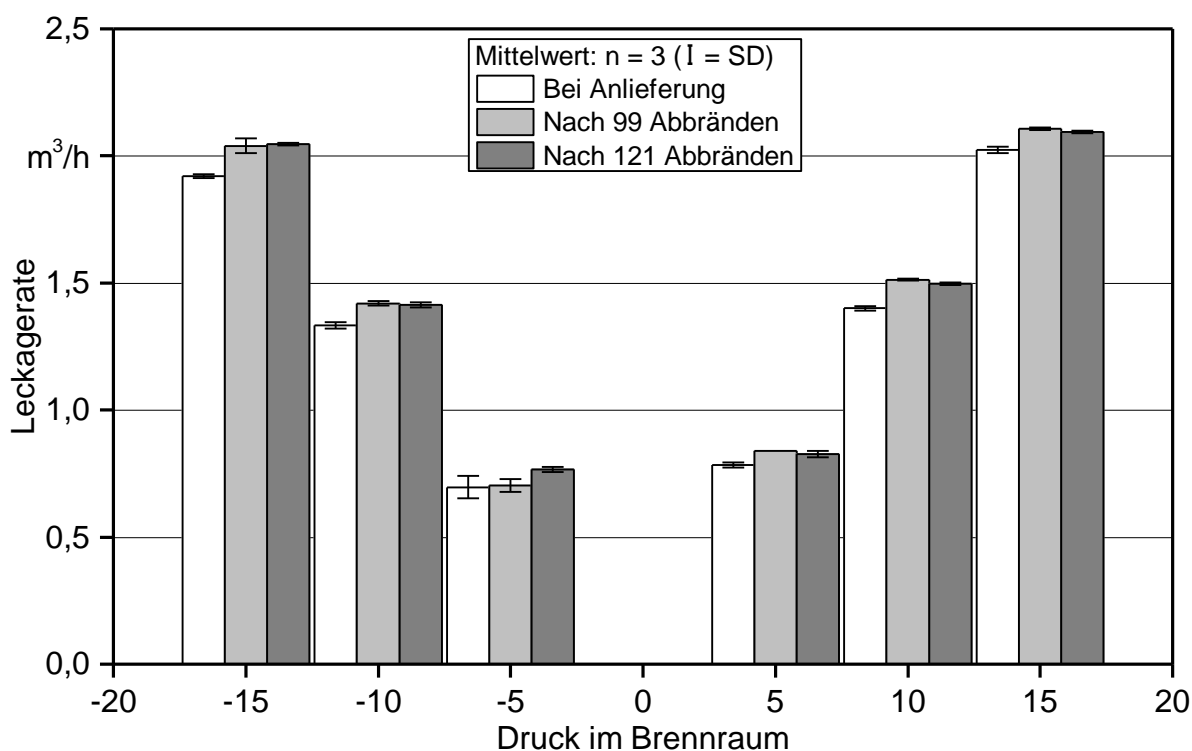


Abbildung 10: Mittlere Leckagerate der Dichtigkeits tests am Sino L bei Anlieferung, nach der Versuchsreihe am Naturzug (99 Abbrände) und am geregelten Zug (121 Abbrände insgesamt) (SD: Standardabweichung)

Die Leckagerate lag bei Anlieferung bei 5 bis 15 Pa Überdruck (rechte Säulen) zwischen rund 0,8 und 2,0 Nm<sup>3</sup>/h und bei 5 bis 15 Pa Unterdruck (linke Säulen) zwischen 0,7 und 1,9 Nm<sup>3</sup>/h. Diese Werte sind im Vergleich mit bisher am TFZ gemessenen modernen

Kaminöfen sehr niedrig und bestätigen damit eine hohe Dichtigkeit des Spartherm Sino L. Nach 99 Abbränden nahm die Leckagerate bei Überdruck um 4,1 bis 8,1 % zu und bei Unterdruck um 1,0 bis 6,3 %. Nach den Versuchen bei geregelter Schornsteinzug und damit insgesamt 121 Abbränden betrug die Leckagerate bei Überdruck 3,5 bis 5,5 % und bei Unterdruck 6,0 bis 10,0 % mehr als im Auslieferungszustand. Die beobachteten Unterschiede der Mittelwerte der Leckagerate sind statistisch nicht signifikant, es handelt sich also lediglich um Trends.

## 5.2 Einfluss des Anzündens

Die Betrachtung der mittleren Abgastemperatur am Abgasstutzen des Kaminofens (Abbildung 11) in Verbindung mit der Dauer der Abbrände (Abbildung 12) erlaubt einen ersten Eindruck vom Ablauf der Anzündabbrände. Das „Anzünden von unten mit Kleinholz“ (A3) wies in hier durchgeführten Versuchen die höchste mittlere Abgastemperatur von 277 °C bei einem gleichzeitig sehr kurzen Abbrand von nur 37 min auf. Dies spricht für eine rasche Temperaturentwicklung in der Brennkammer. Im Vergleich dazu lag die Dauer der Abbrände beim „Anzünden von oben“ (A1), beim „Anzünden aus der Mitte“ (A4) und beim „Anzünden von unten ohne Kleinholz“ (A2) mit 62 bis 64 Minuten signifikant höher ( $p \leq 0,05$ ) und zwischen den Varianten sehr nahe zusammen. Die mittlere Abgastemperatur lag für das „Anzünden von unten mit Kleinholz“ mit 277 °C signifikant ( $p \leq 0,05$ ) höher als bei den anderen Anzündmethoden, die sich untereinander nicht signifikant unterschieden. Für das „Anzünden aus der Mitte“ (A4) lag die Abgastemperatur mit 229 °C am zweithöchsten, gefolgt vom „Anzünden von oben“ (A1) mit 217 °C und dem „Anzünden von unten ohne Kleinholz“ (A2) mit 203 °C. Beim „Anzünden von unten mit Zeitungspapier“ nach dem „Scheiterhaufen-Prinzip“ (A5) wurde zwar auch eine mittlere Abgastemperatur von 216 °C erreicht, allerdings liegt auch die mittlere Abbranddauer mit 70 min über der Dauer der restlichen Abbrände.

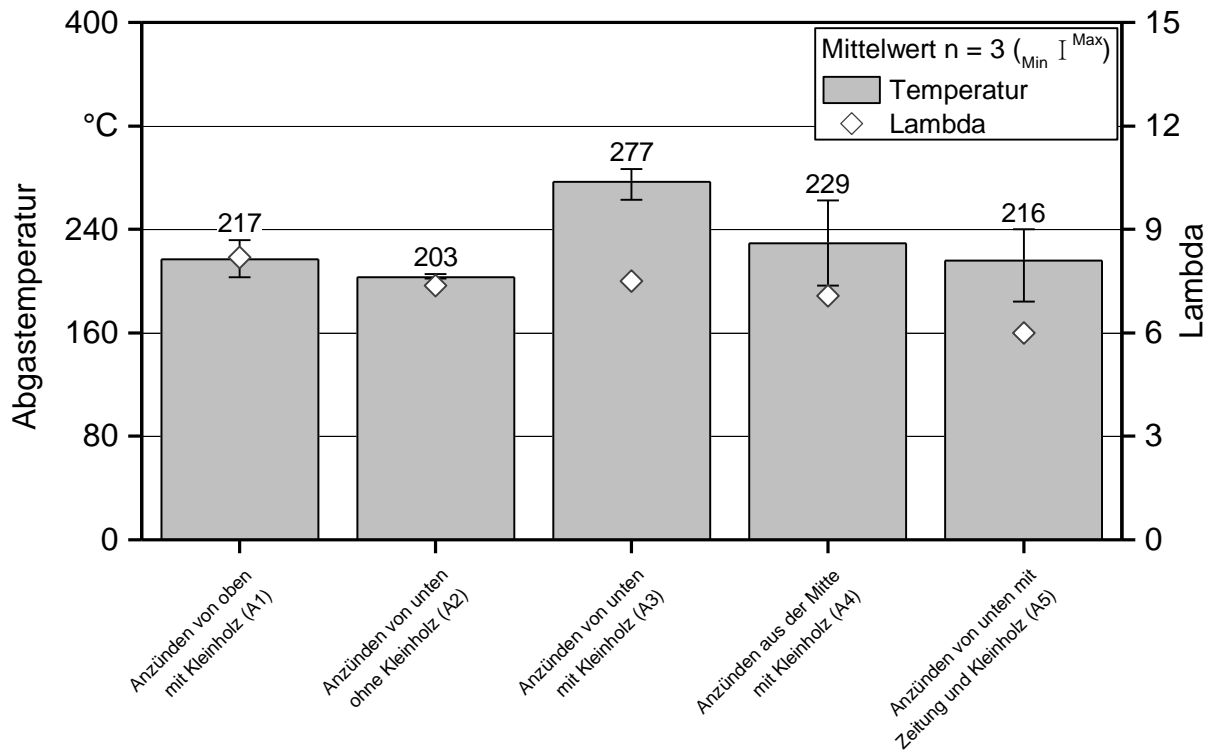


Abbildung 11: Mittlere Abgastemperatur am Abgasstutzen bei den untersuchten Anzündvarianten mit dem Kaminofen Spartherm Sino L

Die Spreizung der minimalen und maximalen Werte bei der Abbranddauer und bei den Temperaturen deutet bereits an, dass sich die Abbrände durch unvermeidliche Unterschiede beim Aufbau der Zündaufgabe und durch mögliche Brennstoffunterschiede stärker unterscheiden. Versuchsvarianten wie das nachlässige „Anzünden von unten mit Zeitungspapier“ erwiesen sich als nur schwierig reproduzierbar, da Zufallseffekte, wie z. B. das Zusammensacken des Zündstapels, hier größere Auswirkungen hatten.

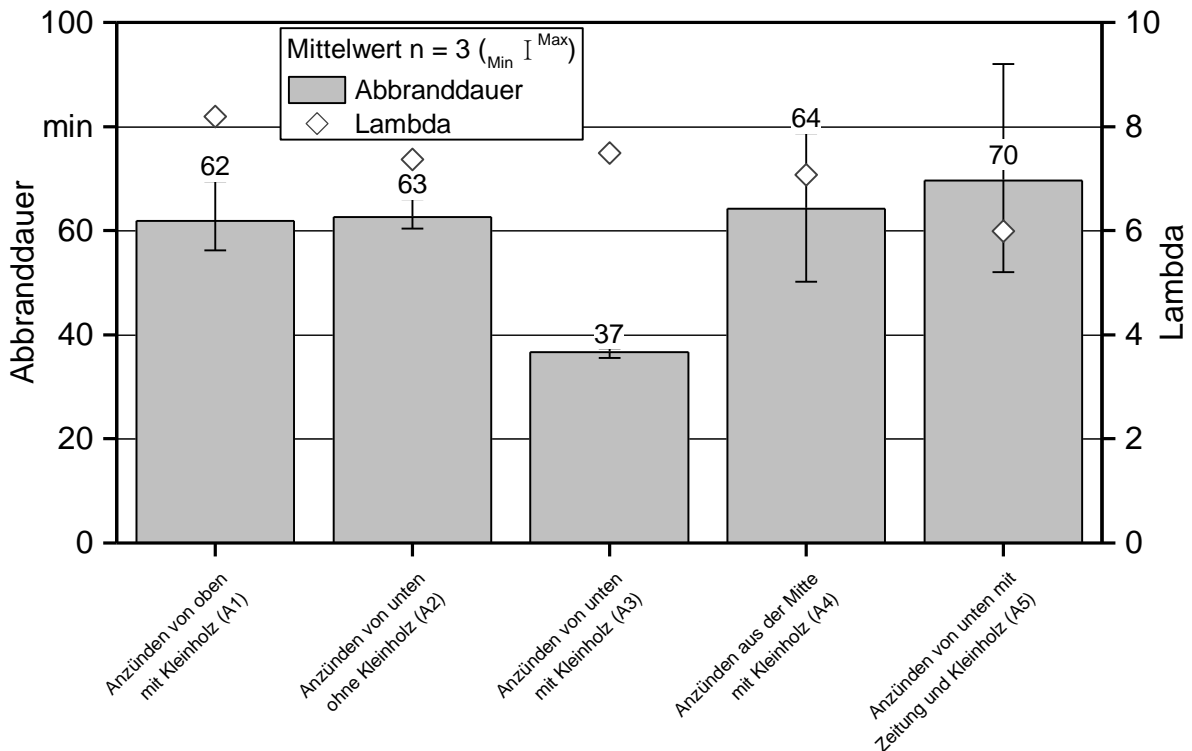


Abbildung 12: Abbranddauer der untersuchten Anzündvarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L

Die CO-Emissionen der insgesamt fünf untersuchten Anzündvarianten sind in Abbildung 13 dargestellt. Dabei wurden die niedrigsten CO-Emissionen beim „Anzünden von unten mit Kleinholz“ (A3) erzielt. Diese lagen mit  $2.761 \text{ mg/Nm}^3$  um rund 33 % signifikant ( $p \leq 0,05$ ) niedriger als beim vom Hersteller empfohlenen „Anzünden von oben“ (A1) mit  $4.111 \text{ mg/Nm}^3$ . Beim „Anzünden aus der Mitte“ (A4) waren die CO-Emissionen mit  $4.282 \text{ mg/Nm}^3$  im Mittel in etwa gleich wie beim „Anzünden von oben“. Allerdings weisen die Min.- und Max.-Werte der Variante A4 eine wesentlich höhere Spreizung auf. Diese Variante scheint hinsichtlich der CO-Emissionen stark auf Unterschiede zwischen den Wiederholungen, beispielsweise beim Aufschichten der Scheite im Brennraum zu reagieren. Es ist jedoch festzuhalten, dass der beste Einzelwert unter allen Messungen mit dieser Variante A4 („Anzünden aus der Mitte“) erzielt wurde.

Beim „Anzünden von unten ohne Kleinholz“ (A2) sind die CO-Emissionen ca. 1,7-fach höher ( $p \leq 0,05$ ) als beim „Anzünden von unten mit Kleinholz“ (A3). Dies ist möglicherweise auf die langsamere Temperaturentwicklung in der Brennkammer zurückzuführen (Abbildung 11, Abbildung 12).

Das „Anzünden von unten mit Zeitungspapier“ als Anzünder (A5) schneidet bei den CO-Emissionen tendenziell am schlechtesten ab, unterscheidet sich aber aufgrund der hohen Streuung nur vom „Anzünden von unten mit Kleinholz“ (A3) signifikant ( $p \leq 0,05$ ). Hier lagen die CO-Emissionen bei dem ca. 2,4-Fachen verglichen mit dem „Anzünden von unten mit Kleinholz“ (A3) und bei dem ca. 1,6-Fachen verglichen mit dem „Anzünden von oben“. Der Grund dafür ist wahrscheinlich die sehr kurze Brenndauer des Zeitungspapiers.

papiers, die ein spätes Durchzünden und damit einen verzögerten Temperaturanstieg in der Brennkammer bewirkt. Des Weiteren bildet das zerknüllte aschereiche Zeitungspapier eine Art Kugel aus Asche, die während des ersten Abbrands die Luftzufuhr zu dem darüberliegenden Anzündholz sowie zu den Holzscheiten behindern kann. Diese Vermutung bestätigt sich auch durch den trotz der längeren Abbranddauer relativ niedrigeren Lambda-Wert. Durch das ungeordnete Auflegen der Anzündauflage im „Scheiterhaufen-Prinzip“ kommt es auch hier zu einer weiten Streuung der Messwerte.

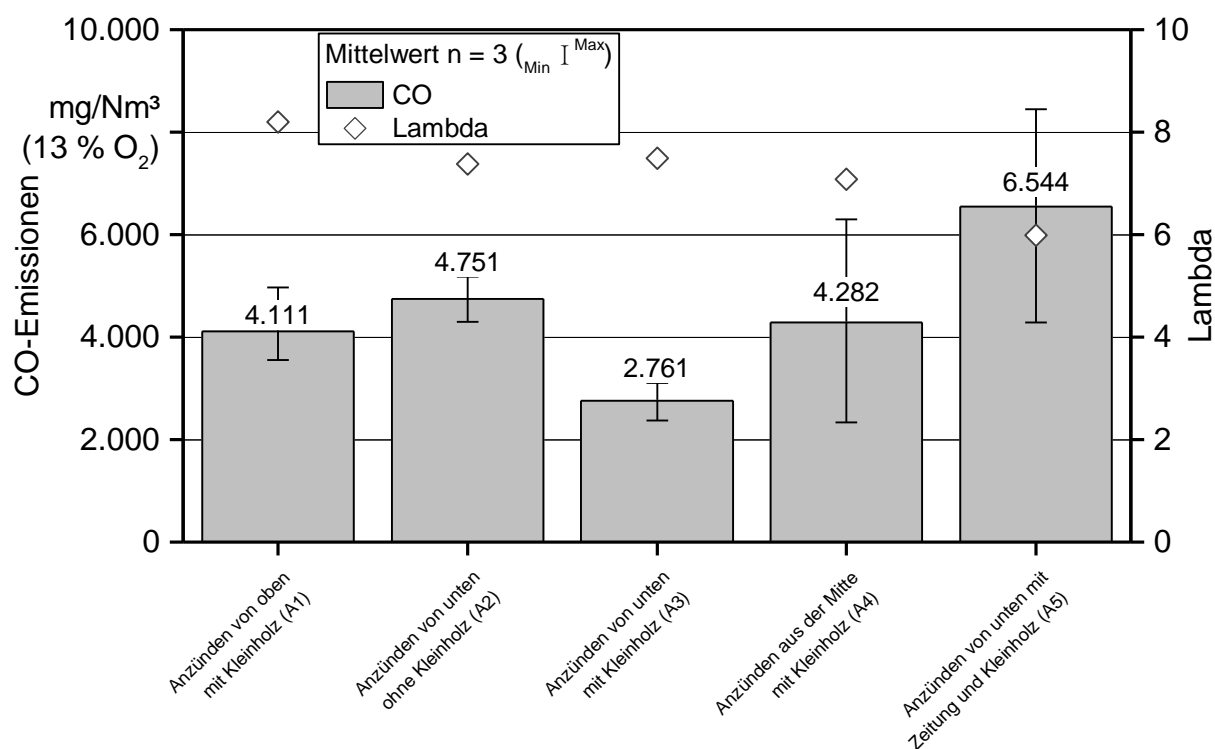


Abbildung 13: CO-Emissionen der untersuchten Anzündvarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L

Bei den Emissionen an organischen Kohlenwasserstoffen (Org.-C) (Abbildung 14) zeigen sich noch deutlichere Unterschiede zwischen den Varianten. Die Org.-C-Emissionen lagen im Mittel beim „Anzünden von unten“ mit Kleinholz“ (A3) mit 328 mg/Nm<sup>3</sup> tendenziell um rund 60 % niedriger als beim „Anzünden von oben“ (A1) mit 847 mg/Nm<sup>3</sup>. Dieser Effekt war allerdings nicht signifikant ( $p > 0,05$ ). Im Unterschied zu den CO-Emissionen lag bei den mittleren Org.-C-Emissionen das „Anzünden aus der Mitte“ (A4) mit 809 mg/Nm<sup>3</sup> knapp (nicht signifikant) unter den für das „Anzünden von oben“ gemessenen Emissionen. Wie beim CO ist auch beim C.-Org. der beste Einzelwert unter allen Messungen mit der Variante A4 („Anzünden aus der Mitte“) erzielt worden.

Vermutlich bedingt durch die niedrigere Temperatur waren die Org.-C-Emissionen für das „Anzünden von unten ohne Kleinholz“ (A2) um das ca. 4,4-Fache signifikant höher ( $p \leq 0,05$ ) als beim „Anzünden von unten mit Kleinholz“ (A3). Die tendenziell höchsten mittleren Org.-C-Emissionen wurden beim „Anzünden von unten mit Zeitungspapier“ (A5)

mit  $1.512 \text{ mg/Nm}^3$  im Mittel gemessen. Dies ist allerdings nur im Vergleich mit (A3) statistisch signifikant.

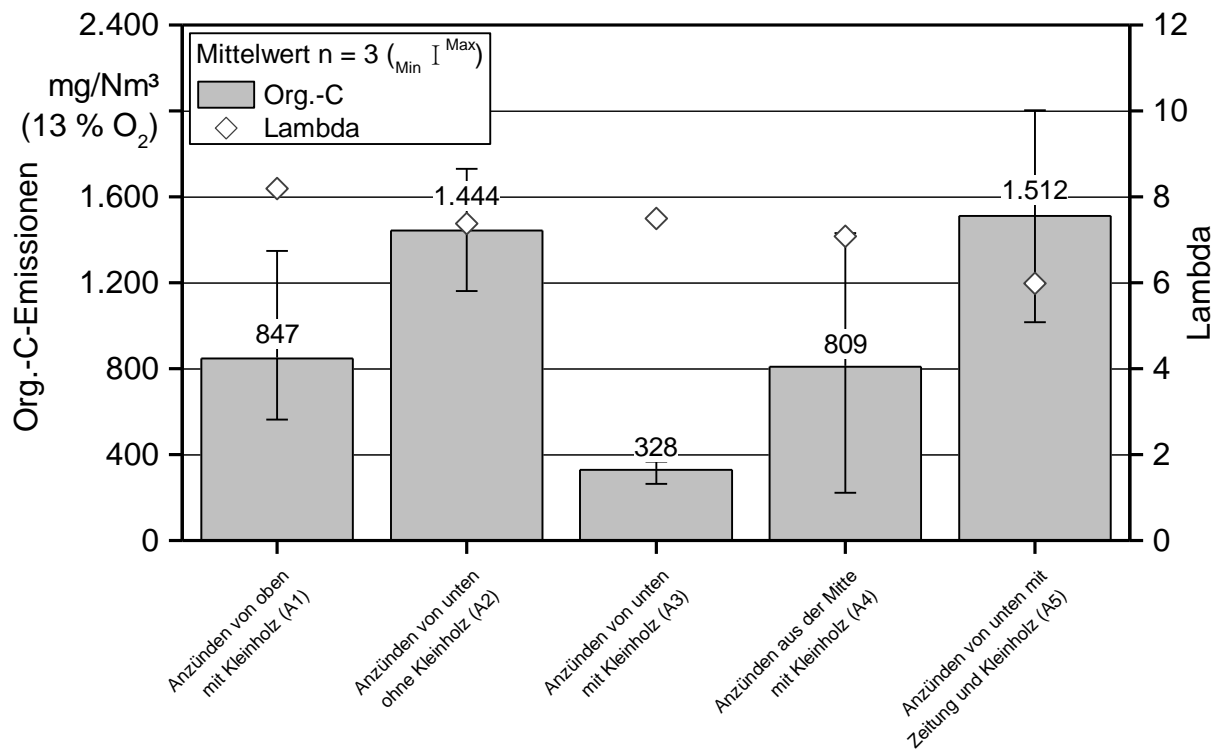


Abbildung 14: Org.-C-Emissionen der untersuchten Anzündvarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L

Die  $\text{NO}_x$ -Emissionen (Abbildung 15) lagen für die untersuchten Anzündvarianten zwischen  $121$  und  $129 \text{ mg/Nm}^3$  auf einem vergleichbaren Niveau. Die Art des Anzündens hatte hier keinen signifikanten ( $p \leq 0,05$ ) Einfluss.



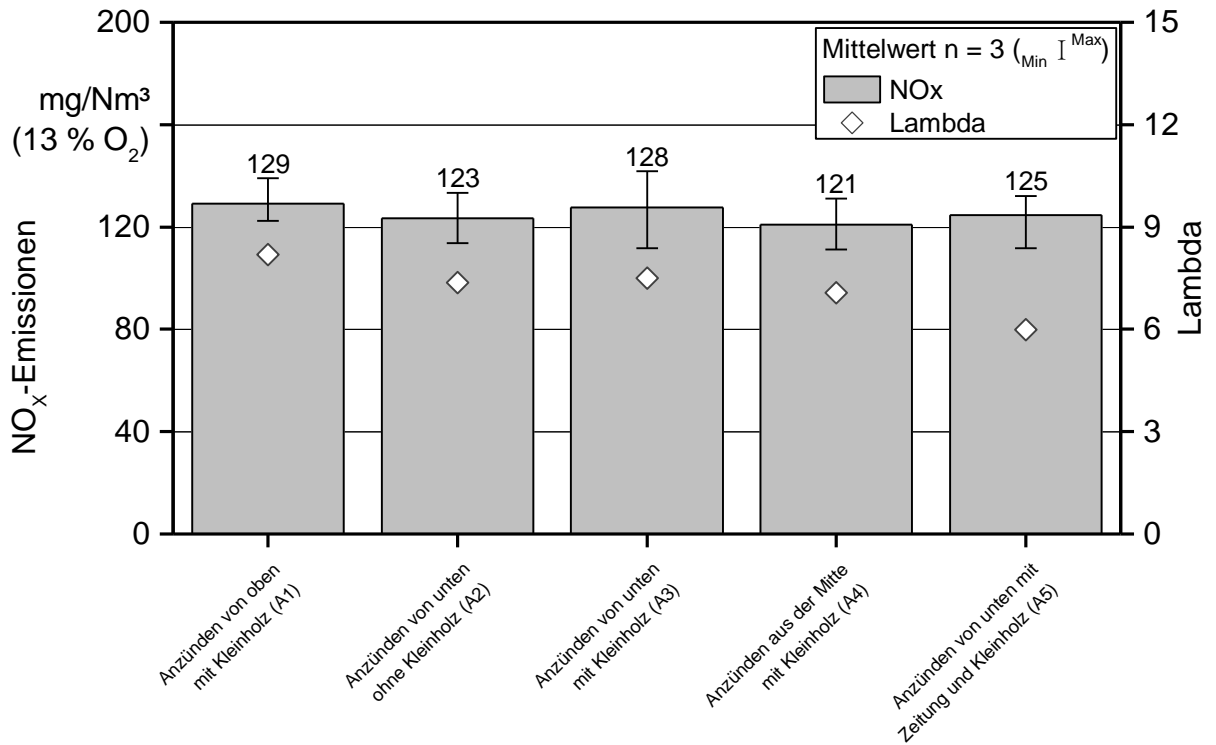


Abbildung 15: NO<sub>x</sub>-Emissionen der untersuchten Anzündvarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L

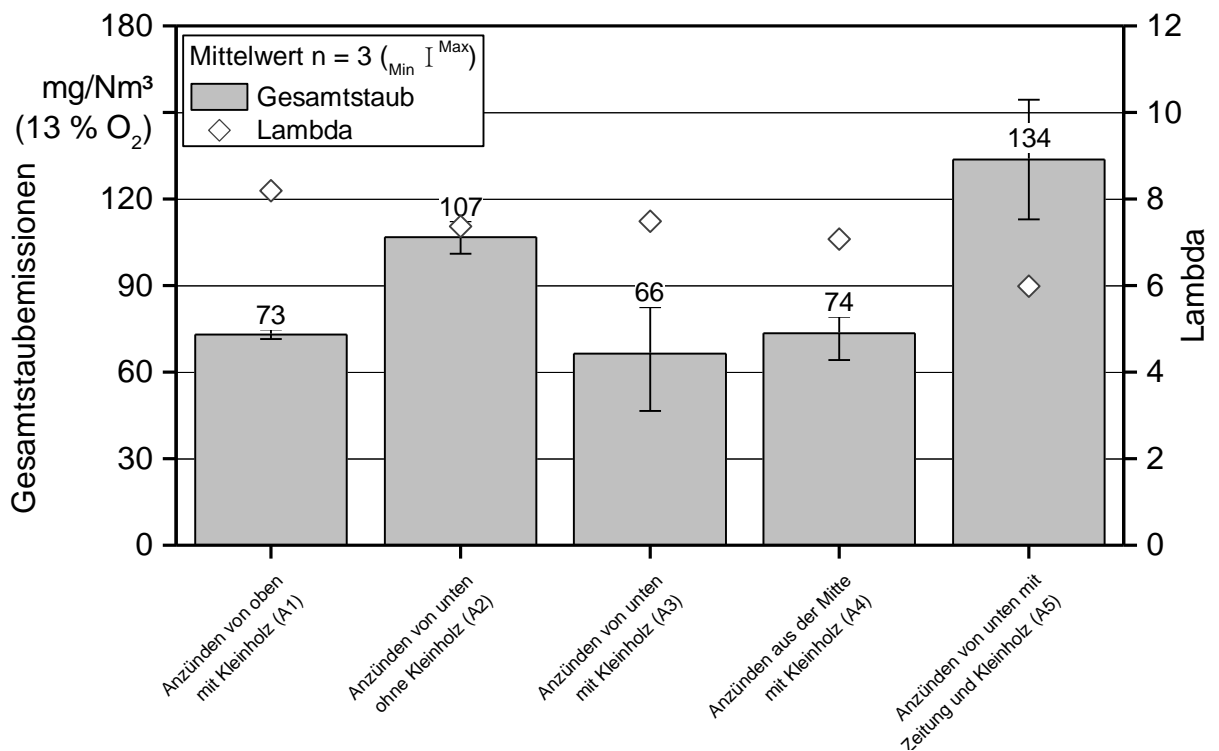


Abbildung 16: Gesamtstaubemissionen der untersuchten Anzündvarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L

Auch bei den Gesamtstaubemissionen schnitt das „Anzünden von unten mit Kleinholz“ (A3) am besten ab. Allerdings sind die tendenziellen Unterschiede zwischen dem „Anzünden von unten“ mit  $66 \text{ mg/Nm}^3$  und dem „Anzünden von oben“ (A1) mit  $73 \text{ mg/Nm}^3$  nicht signifikant ( $p \leq 0,05$ ), wie das bei den CO-Emissionen der Fall war. Auch lag das „Anzünden aus der Mitte“ (A4) mit  $74 \text{ mg/Nm}^3$  nahezu gleichauf mit dem „Anzünden von oben“. Das „Anzünden von unten ohne Kleinholz“ (A2) dagegen lag mit  $107 \text{ mg/Nm}^3$  signifikant höher als die Varianten A1, A3 und A4. Am höchsten waren die Gesamtstaubemissionen beim „Anzünden von unten mit Zeitungspapier“ (A5), wobei diese Variante im Vergleich zu allen anderen Varianten signifikant ( $p \leq 0,05$ ) höhere Werte lieferte.

### **Zusammenfassung der Anzündmethoden und Schlussfolgerungen**

Bei einer durchschnittlichen Anzahl von insgesamt fünf Abbränden pro Heizbetrieb (oder weniger) [31] kann mit dem richtigen Anheizen ein wichtiger Beitrag zur Senkung der Schadstoffemissionen aus Kaminöfen geleistet werden. Bei ordnungsgemäßem Betrieb ist diese Phase zudem auch am meisten für Geruchsbelästigungen durch erhöhten Org.-C-Ausstoß verantwortlich.

Insgesamt deutet sich bei dem hier verwendeten Kaminofen mit Rost bei vielen der beobachteten Verbrennungsparameter (CO, Org.-C., Abbranddauer, Abgastemperatur) überwiegend ein Vorteil für das „Anzünden von unten mit Kleinholz“ (A3) gegenüber dem „Anzünden von oben“ (A2) an. Diese Beobachtung deckt sich nicht mit vorherigen Untersuchungen des TFZ an weiteren Kaminöfen. Hier waren die Emissionen meist beim Anzünden von oben niedriger [30] oder es wurden keine eindeutigen Vorteile für eine der beiden Varianten gefunden [18].

Der Vorteil der Variante A3 gegenüber A1 ist allerdings nur bei den CO-Emissionen statistisch signifikant ( $p \leq 0,05$ ). Auch deutet die niedrigere Streuung der Messergebnisse auf eine geringere „Empfindlichkeit“ des Anzündens von unten (A3) gegenüber der genauen Anordnung bzw. dem Einlegen der Scheite in den Brennraum hin. Die Vorteile lagen wohl vor allem in dem rascheren Temperaturanstieg und der insgesamt höheren Temperatur beim Anzünden von unten. Optimierungspotenzial bietet möglicherweise auch das Anzünden aus der Mitte, das beim CO- und C.-Org.-Ausstoß jeweils den besten Einzelwert aller Einzelmessungen lieferte. In weiteren Arbeiten sollte geprüft werden, inwieweit sich diese Methode noch etwas präzisieren lässt, um derartig niedrige Emissionswerte besser reproduzierbar zu machen.

Des Weiteren scheint es bauartbedingt bei einigen Öfen aus Emissionsgründen besser zu sein, „von oben“ anzuzünden [30] [3], wohingegen bei anderen Öfen wie hier dargestellt das „Anzünden von unten“ vorteilhaft ist. Dies könnte an der hohen Dichtigkeit und damit einer niedrigen Leckagerate des hier untersuchten Kaminofens liegen. Durch eine unkontrollierte Falschlufzufuhr bei undichten Kaminöfen könnte es zu einem zu raschen Abbrand der Brennstoffauflage beim „Anzünden von unten“ und damit zu einer weniger vollständigen Verbrennung kommen als bei dichten Kaminöfen mit kontrollierter Luftzufuhr. Da bei den bisherigen Untersuchungen teilweise ältere Ofenmodelle [30] untersucht worden sind, liegt diese Vermutung nahe. Um hier einen belastbaren Zusammenhang

darzustellen, sind allerdings weitere Untersuchungen mit einer größeren Anzahl an Ofenmodellen nötig.

Von dem „Anzünden von unten mit Zeitungspapier“ [10] und dem „Anzünden von unten ohne Kleinholz“ ist aufgrund der Ergebnisse eindeutig abzuraten, da hier die Emissionen zum Teil deutlich höher waren als bei Variante A3 („Anzünden von unten mit Kleinholz“). Das „Anzünden aus der Mitte“ ist vermutlich in der Praxis nicht leicht abzugrenzen vom „Anzünden von oben“. Das Anzünden aus der Mitte führte zwar im Mittel tendenziell (d. h. nicht signifikant) zu leicht erhöhten gasförmigen Emissionen verglichen mit dem „Anzünden von oben“, kann aber – je nachdem wie die Scheite eingelegt werden – auch deutlich nach oben oder unten abweichen. Entsprechend höher war die Streuung der Messwerte in der Variante A4 (vgl. Min./Max.-Werte).

Es kann daher nur an die Hersteller appelliert werden, sich mit dem richtigen Anzünden der von ihnen angebotenen Ofenmodelle intensiv auseinanderzusetzen und die optimale Vorgehensweise in der Bedienungsanleitung und/oder einer Kurzanleitung zum richtigen Heizen für den Nutzer verständlich darzustellen.

### 5.3 Einfluss des Nachlegeverhaltens

Die typischen Flammenbilder zu den untersuchten Nachlege- und Abbrandvarianten (V1 bis V9) sind in Abbildung 17 dargestellt. Dabei wurden je Variante zwei Bilder mit einem zeitlichen Versatz von ca. einer Minute etwa zur Hälfte des jeweiligen Abbrands ausgewählt. Abbildung 18 zeigt die mittlere Abgastemperatur und Abbildung 19 die mittlere Abbranddauer der Varianten V1 bis V9.

Im „ordnungsgemäßen Betrieb“ nach Bedienungsanleitung des Herstellers (Variante V1) lag die Abgastemperatur im Mittel bei 348 °C und wies eine geringe Streuung der Einzelmessungen auf. Die Abbranddauer (Abbildung 19) lag bei 48 min und erfüllte damit die Mindestbrenndauer von 45 min, die in der DIN EN 13240 [6] gefordert ist. Das Flammenbild des ordnungsgemäßen Betriebs zeigte sehr helle, fast durchsichtige, kurze Flammen. Die Keramikauskleidung der Brennkammer blieb dabei hell und wies kaum dunkle Ablagerungen durch Rußbildung auf (Abbildung 17).

Vergisst der Nutzer, die Primärluft nach dem ersten Abbrand zu schließen (Variante V2), steigt die Abgastemperatur im Mittel über drei Abbände auf 443 °C (Abbildung 18). Dabei reduziert sich bei gleicher Auflagemenge die Abbranddauer von 48 min (ordnungsgemäßer Betrieb) auf 31 min (Abbildung 19). V1 und V2 unterscheiden sich sowohl hinsichtlich der Abgastemperatur als auch der Abbranddauer signifikant. Die dunkelgelben bis orangefarbenen Flammen nahmen den gesamten Brennraum ein und schlugen an dessen Oberseite sogar noch um die Umlenkplatte (Abbildung 17). Von einem vollständigen Ausbrand der Gase im Brennraum kann nicht mehr ausgegangen werden.

Bei einer gezielten Drosselung der Zuluft durch den Nutzer (V3), z. B. um die Heizleistung zu reduzieren, lag die Abgastemperatur am Abgasstutzen im Mittel nur noch bei 316 °C (Abbildung 18) und die mittlere Abbranddauer stieg bei gleicher Auflagemenge

auf 80 min (Abbildung 19). Beide Werte unterschieden sich allerdings nicht signifikant von Variante V1. Die Dauer eines Abbrands bei gedrosselter Luftzufuhr ist damit identisch mit den 81 min (Abbildung 19) eines Abbrands bei 1,7-facher Brennstoffmenge und mittlerer Lufteinstellung („Ein-Hand-Regelung“ auf Mittelstellung, Variante V4). Jedoch lag bei der Brennraumüberladung (V4) die mittlere Abgastemperatur mit 360 °C um fast 50 K höher (Abbildung 18) als bei Variante V3 und entsprach wieder den Varianten V1 und V2. Bei diesen beiden Varianten (V3, V4) zeigte sich ein zum „ordnungsgemäßen Betrieb“ (V1) nahezu identisches Flammenbild, nur dass beim Überladen die Flammen durch die höhere Aufschichtung des Brennstoffs weiter nach oben (zeitweise bis zur Umlenkplatte) in den Brennraum schlugen (Abbildung 17). Die Keramikauskleidung der Brennkammer blieb dabei ebenfalls hell und wies kaum dunkle Ablagerungen auf.

Werden zu lange Scheite verwendet, die an der seitlichen Ofenwand angelehnt werden müssen (V5), kommt es ebenfalls zu einer leichten, jedoch nicht signifikanten Erhöhung der mittleren Abgastemperatur auf ca. 367 °C (Abbildung 18). Die Flammen wirkten optisch etwas dunkler als beim ordnungsgemäßen Betrieb (V1) (Abbildung 17). Die Keramikauskleidung wies an den Stellen, an denen die Scheite angelehnt waren, schwarze Ablagerungen auf, war ansonsten aber hell und sauber.

Bei der Verwendung von zu feuchtem Brennstoff (V6) sank die mittlere Abgastemperatur signifikant auf 294 °C (Abbildung 18). Die Dauer des Abbrands stieg tendenziell (d. h. nicht signifikant) auf 58 min (Abbildung 19). Gleichzeitig erhöhte sich der Lambda-Wert verglichen mit dem „ordnungsgemäßen Betrieb“ von 2,2 auf 3,0, was vermutlich am späten Zünden des feuchten Brennstoffs lag. Die Scheibe und die keramische Brennraumauskleidung zeigten dunkle Verfärbungen. Die Flamme war kürzer, aber dunkler als beim „ordnungsgemäßen Betrieb“ (Abbildung 17).



Abbildung 17: Vergleich der Flammenbilder der untersuchten Nachlegevarianten etwa zur Mitte des jeweiligen Abbrands; Zeitversatz linkes und rechtes Bild: ca. 1 min (bei V9 ca. 15 min)

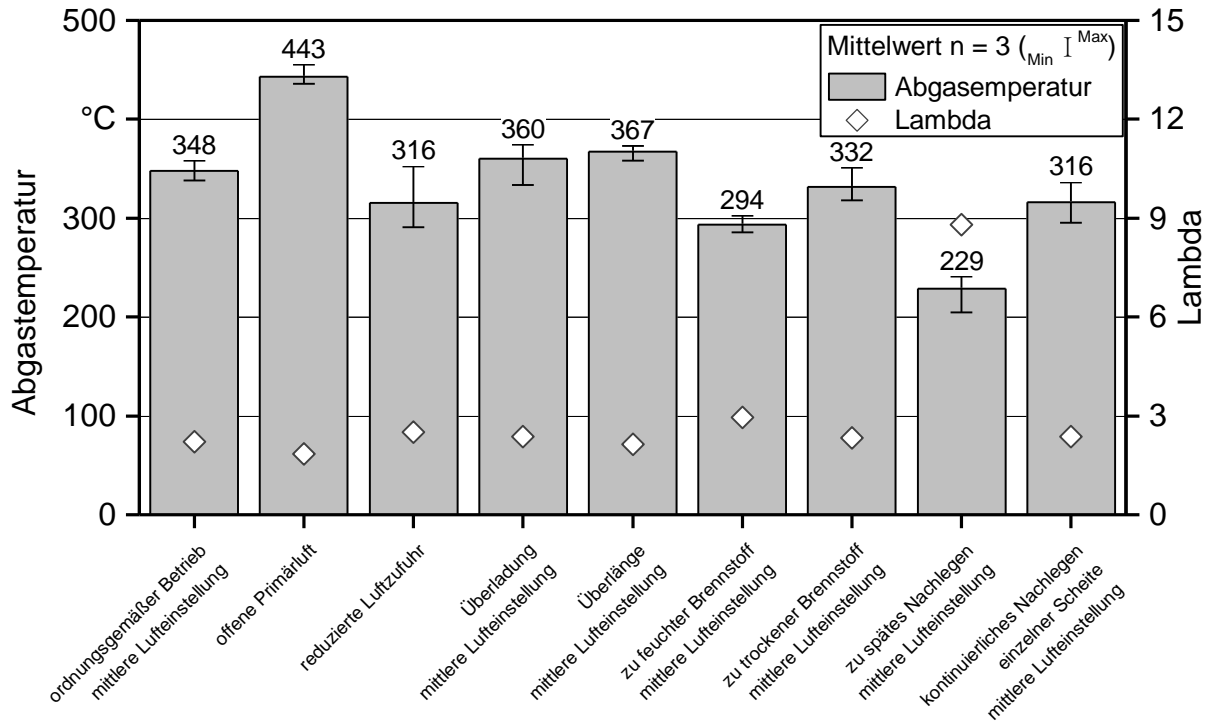


Abbildung 18: Mittlere Abgastemperatur am Abgasstutzen bei den untersuchten Nachlegevarianten am Kaminofen Spartherm Sino L

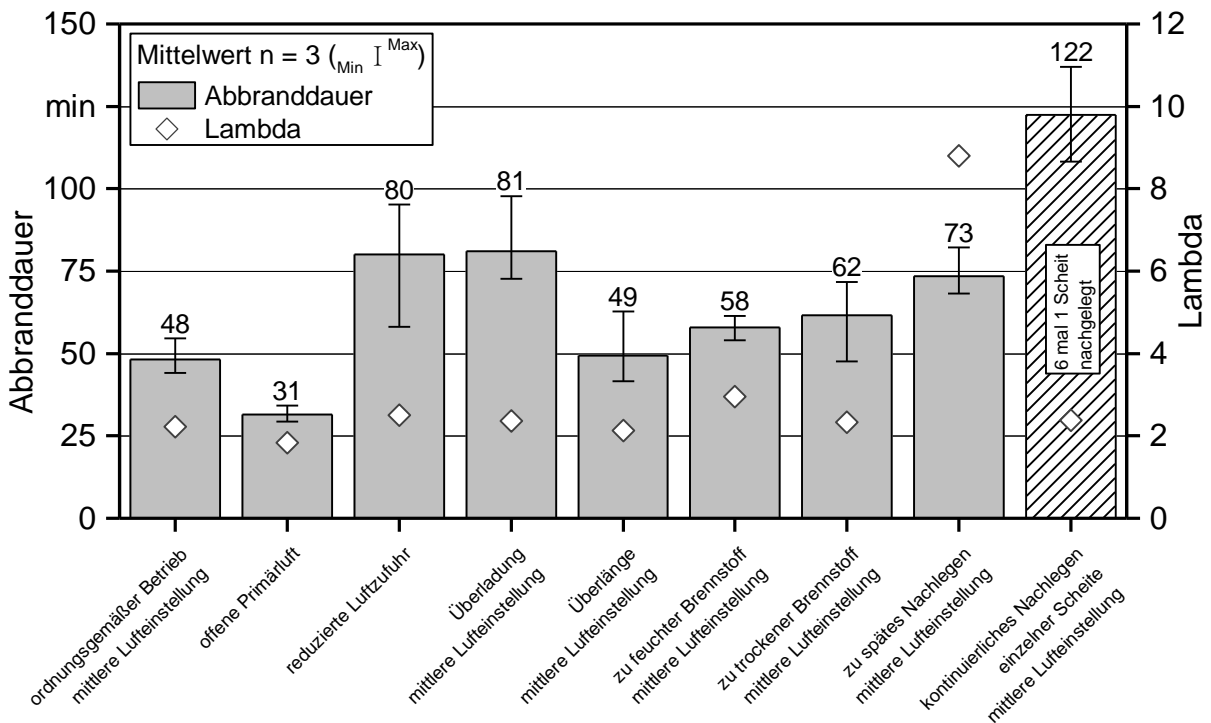


Abbildung 19: Mittlere Abbranddauer der untersuchten Nachlegevarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L

Der Einsatz eines zu trockenen Brennstoffs (V7) führte in dieser Studie interessanterweise nicht wie aus vorherigen Studien am TFZ erwartet [22] zu einer Erhöhung der mittleren Abgastemperatur im Vergleich zu Variante V1 (V7: 332 °C, siehe Abbildung 18). Durch den höheren Heizwert (im Anlieferungszustand) der vorgegebenen Masse von 2,2 kg „trockenem“ Brennstoff verlängerte sich die Abbranddauer verglichen mit dem „ordnungsgemäßen Betrieb“ (V1) um ca. 14 min (Abbildung 19). Die Flammen waren optisch etwas dunkler als bei Variante V1 und ragten bis ans Ende der Brennkammer, füllten diese aber nicht aus wie bei offener Primärluft (Variante V3). Die Keramikauskleidung blieb hell und wies keine dunklen Ablagerungen auf (Abbildung 17).

Wird das Holz zu spät nachgelegt (ca. 85 min nach dem Erlöschen der Flamme, Variante V8), schwelt es über der sehr geringen Grundglut zunächst bis zu 30 min bei starker Rauchentwicklung (Abbildung 17, linke Abbildung). Mit dem Zünden der brennbaren Gase (Abbildung 17, rechte Abbildung) war jedoch sofort kein sichtbarer Rauch mehr erkennbar. Das späte Zünden beim späten Nachlegen könnte in der Praxis durch ein sehr kurzes Öffnen der Rostluft auf wenige Sekunden beschleunigt werden; hierbei handelt es sich um einen Bedienungseingriff, der z. B. von einer automatischen Verbrennungsluftsteuerung leicht übernommen werden könnte, was zudem den Vorteil hätte, dass ein anschließendes „Vergessen“ des Rostluftschließens ausgeschlossen wäre. Die mittlere Abgastemperatur lag bei Variante V8 bei 229 °C und damit um 119 K signifikant niedriger als beim „ordnungsgemäßen Betrieb“ (V1) (Abbildung 18). Die Abbranddauer verlängerte sich im Vergleich zu V1 um 25 min auf 73 min und der Lambda-Wert erhöhte sich durch das späte Zünden deutlich von 2,2 auf 8,8 im Vergleich mit dem „ordnungsgemäßen Betrieb“ (Abbildung 19).

Beim kontinuierlichen Nachlegen einzelner Scheite (Variante V9) erlosch die Flamme nie. Flammenbild und Farbe der Brennraumauskleidung waren vergleichbar mit dem „ordnungsgemäßen Betrieb“ (V1) (Abbildung 17). Im Versuch wurde dabei immer dann ein Scheit nachgelegt, wenn die Masse der beiden vorangegangenen Scheite nach Angaben der Abbrandwaage zur Hälfte verbraucht war. Die mittlere Abgastemperatur lag mit 316 °C leicht (nicht signifikant) unter dem „ordnungsgemäßen Betrieb“ (V1) (Abbildung 18). Der Lambda-Wert lag im Mittel bei 2,4. In dieser Versuchsreihe wurden sechs einzelne Scheite mit ca. 0,7 kg nachgelegt und damit eine mittlere Abbranddauer des gesamten Versuchs (nicht des Einzelscheits) von 122 min erreicht (Abbildung 19).

Abbildung 20 zeigt die gemessenen CO-Emissionen der untersuchten Nachlegevarianten im Vergleich. Zur Orientierung ist in dieser Grafik auch der aktuell gültige Grenzwert für die Typenprüfung am Prüfstand von 1.250 mg/Nm<sup>3</sup> nach DIN EN 13240 eingezeichnet [4]. Streng genommen ist ein solcher Vergleich allerdings nicht zulässig, weil der Prüfablauf einer Typenprüfung wesentlich weniger praxisnah gewesen wäre (d. h. kein sofortiger Beginn der Staubprobenahme bzw. Auswertung der gasförmigen Emissionen nach dem Nachlegen, nur 30 min Probenahmedauer bei Gesamtstaub, Ofentür muss nicht sofort nach dem Nachlegen geschlossen werden etc.). Der Vergleich zeigt aber, dass der Ofen auch im praxisnahen Betrieb am Naturzug (Abbildung 21) teilweise die Grenzwerte eingehalten hätte (siehe Min.-Werte). Im „ordnungsgemäßen Betrieb“ (V1) war der CO-Wert durchschnittlich mit 1.687 mg/Nm<sup>3</sup> noch nah an dem für die Typenprü-

fung geforderten Grenzwert. Dabei lag der Unterdruck am Abgasstutzen im Mittel bei  $-17$  Pa. Das Heizen mit Überlängen (V5:  $1.715 \text{ mg/Nm}^3$ ), zu trockenem Brennstoff (V7:  $1.628 \text{ mg/Nm}^3$ ) sowie das kontinuierliche Nachlegen einzelner Scheite (V9:  $1.780 \text{ mg/Nm}^3$ ) führten zu CO-Emissionen auf vergleichbarem Niveau. Wird die Primärluft nach dem Anzündabbrand offen gelassen (V2), erhöhen sich die CO-Emissionen im Vergleich zum „ordnungsgemäßen Betrieb“ (V1) signifikant auf ca. das 5,6-Fache, d. h. auf  $9.379 \text{ mg/Nm}^3$ . Durch die offene Primär- und Sekundärluft erhöhen sich die Luftzufuhr und damit die Umsatzrate des festen Brennstoffs. Hierdurch sinkt die Verweilzeit der freigesetzten Gase im Brennraum vermutlich sehr deutlich (vgl. 3-T-Regel, Abschnitt 3.2.2). Dadurch wird trotz der um  $95 \text{ K}$  signifikant höheren mittleren Abgastemperatur im Vergleich zu Variante V1 (Abbildung 18) viel unverbranntes CO freigesetzt. Der höhere Durchfluss äußert sich auch in einem im Trend leicht geringeren Unterdruck am Abgasstutzen von  $-15$  Pa im Vergleich zu Variante V1 (Abbildung 21). Gleichzeitig ist der Lambdawert bei Variante V2 erkennbar niedriger (Abbildung 20). Das zeigt, dass trotz des durch die offene Primärluft verursachten „Schmiedebrand-ähnlichen Starkfeuers“ insgesamt dennoch ein Gesamtluftmangel und vor allem auch ein lokaler Luftmangel (im Sekundärbrennraum) unvermeidlich sind und auf die übermäßig im Brennstoffbereich angefachte Leistung kein wirkungsvoller Gasausbrand mehr folgen kann.

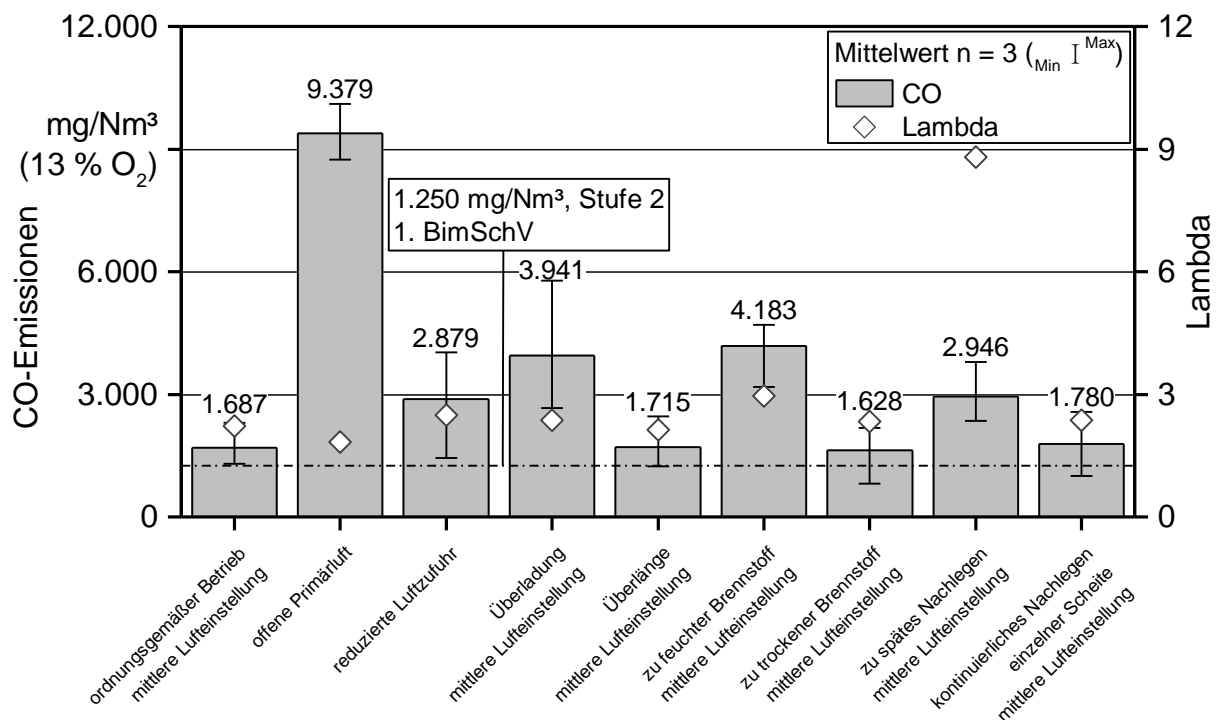


Abbildung 20: CO-Emissionen der untersuchten Nachlegevarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L (gestrichelte Linie: Grenzwert der 1. BImSchV)

Durch eine gezielte Reduzierung der Luftzufuhr (Variante V3: Primärluft geschlossen, Sekundärluft reduziert) stiegen die CO-Emissionen verglichen mit dem „ordnungsgemä-



ßen Betrieb“ um ca. 70 % auf  $2.879 \text{ mg/Nm}^3$  im Trend an. Durch die Drosselung der Luftzufuhr erhöhte sich auch der Druckverlust über den Ofen und der Unterdruck am Abgasstutzen stieg im Trend auf  $-19 \text{ Pa}$  (Abbildung 21).

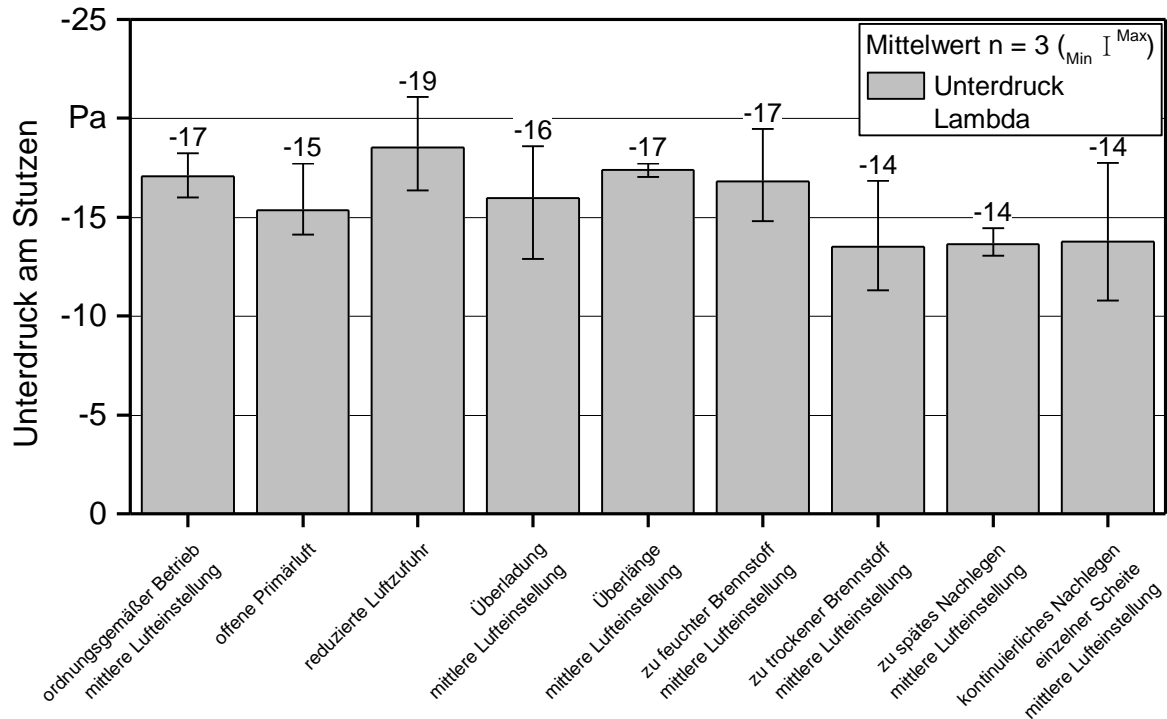


Abbildung 21: Unterdruck am Abgasstutzen bei den untersuchten Nachlegevarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L

Das Überfüllen oder „Vorratsheizen“ (Variante V4) führte vermutlich durch eine kürzere Verweildauer der Gase in der Brennkammer zu im Trend 2,3-fach höheren CO-Emissionen ( $3.941 \text{ mg/Nm}^3$ ) als der „ordnungsgemäße Betrieb“ (V1). Diese Variante lag damit auf einem vergleichbaren Niveau wie feuchter Brennstoff (Variante V6:  $4.183 \text{ mg/Nm}^3$ ). Zu spätes Nachlegen (V8) lag hinsichtlich der CO-Emissionen auf einem vergleichbaren Niveau ( $2.946 \text{ mg/Nm}^3$ ) wie das Nachlegen bei reduzierter Luftzufuhr (V3). Sowohl beim „feuchten Brennstoff“ (V6) als auch beim „späten Nachlegen“ waren wahrscheinlich die niedrigeren Temperaturen im Brennraum die Ursache für die gegenüber dem „ordnungsgemäßen Betrieb“ höheren CO-Emissionen.

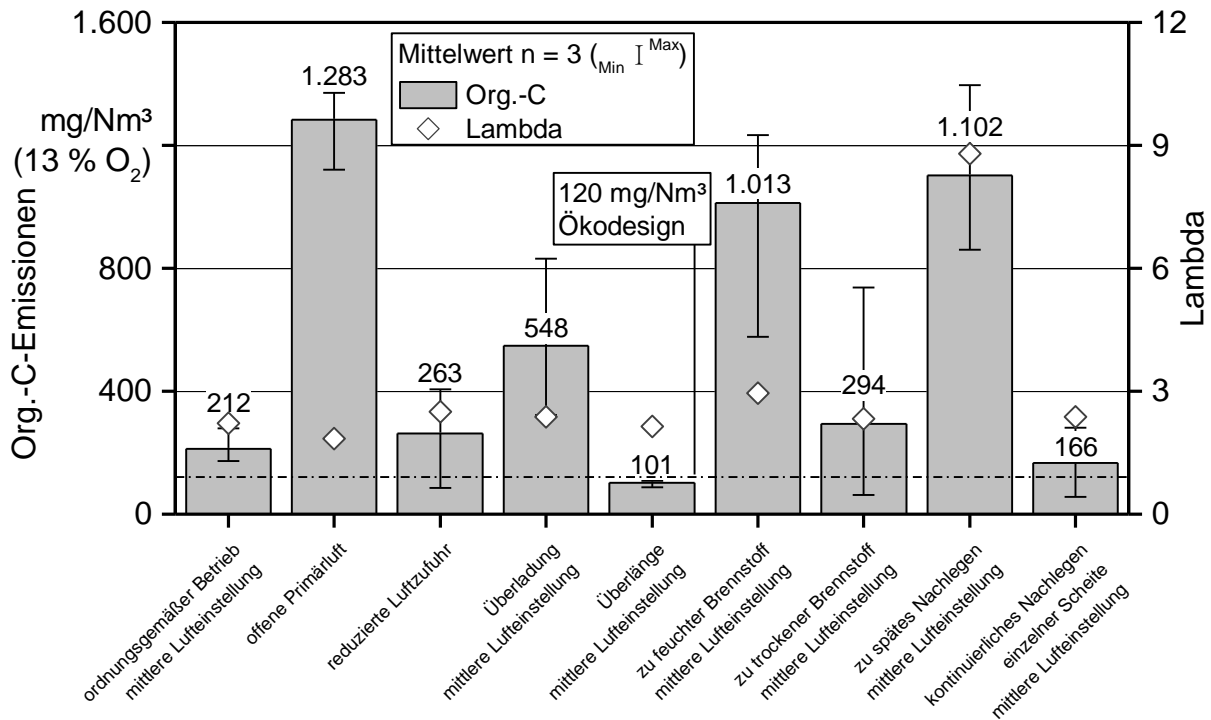


Abbildung 22: Org.-C-Emissionen der untersuchten Nachlegevarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L

Abbildung 22 zeigt die Org.-C-Emissionen der untersuchten Nachlegevarianten im Vergleich. Hier scheinen sich zum einen niedrigere Abgastemperaturen nachteilig auszuwirken, was sich vor allem bei zu feuchtem Brennstoff (V6: 1.283 mg/Nm<sup>3</sup>) und bei zu spätem Nachlegen (V8: 1.102 mg/Nm<sup>3</sup>) zeigte. Zum anderen wirkte sich eine wahrscheinlich zu rasche Umsetzung des Brennstoffs, beispielsweise durch die offen gelassene Primärluft (V2: 1.283 mg/Nm<sup>3</sup>), sehr nachteilig aus. Auch eine erhöhte Gasbildung durch eine zu hohe Brennstoffmenge bei Überladung (V4: 548 mg/Nm<sup>3</sup>) führte zu einem tendenziellen Anstieg der Org.-C-Emissionen. Der „ordnungsgemäße Betrieb“ (V1: 212 mg/Nm<sup>3</sup>), reduzierte Luftzufuhr (V3: 263 mg/Nm<sup>3</sup>) und zu trockener Brennstoff (V7: 294 mg/Nm<sup>3</sup>) lagen im Mittel auf einem vergleichbaren Niveau, jedoch deutlich über dem zukünftigen Grenzwert der Ökodesign-Richtlinie von 120 mg/Nm<sup>3</sup>. Das kontinuierliche Nachlegen einzelner Scheite (Variante V9) lag im Mittel mit 166 mg/Nm<sup>3</sup> knapp über und das Heizen mit Überlängen (Variante V5) mit 101 mg/Nm<sup>3</sup> knapp unter dem Grenzwert. Beim Heizen mit Überlängen wurden im Vergleich mit den anderen Varianten mit gleicher Lufteinstellung und Brennstoffmenge tendenziell die höchsten mittleren Abgastemperaturen gemessen, was wahrscheinlich zu den signifikant niedrigeren Org.-C-Emissionen führte. Eventuell führten die langen Scheite in der Brennkammer auch zu einer höheren Turbulenz bzw. Durchmischung der Gase und damit zu einem besseren Ausbrand. Da die Brennkammer bei dem hier verwendeten Ofenmodell relativ hoch war, wirkten sich vermutlich die überlangen Scheite nicht negativ auf die Emissionen aus, wie das bei einer flacheren Brennkammer zu erwarten wäre. Derartige Beobachtungen waren in einer vorherigen Untersuchung gemacht worden [22].

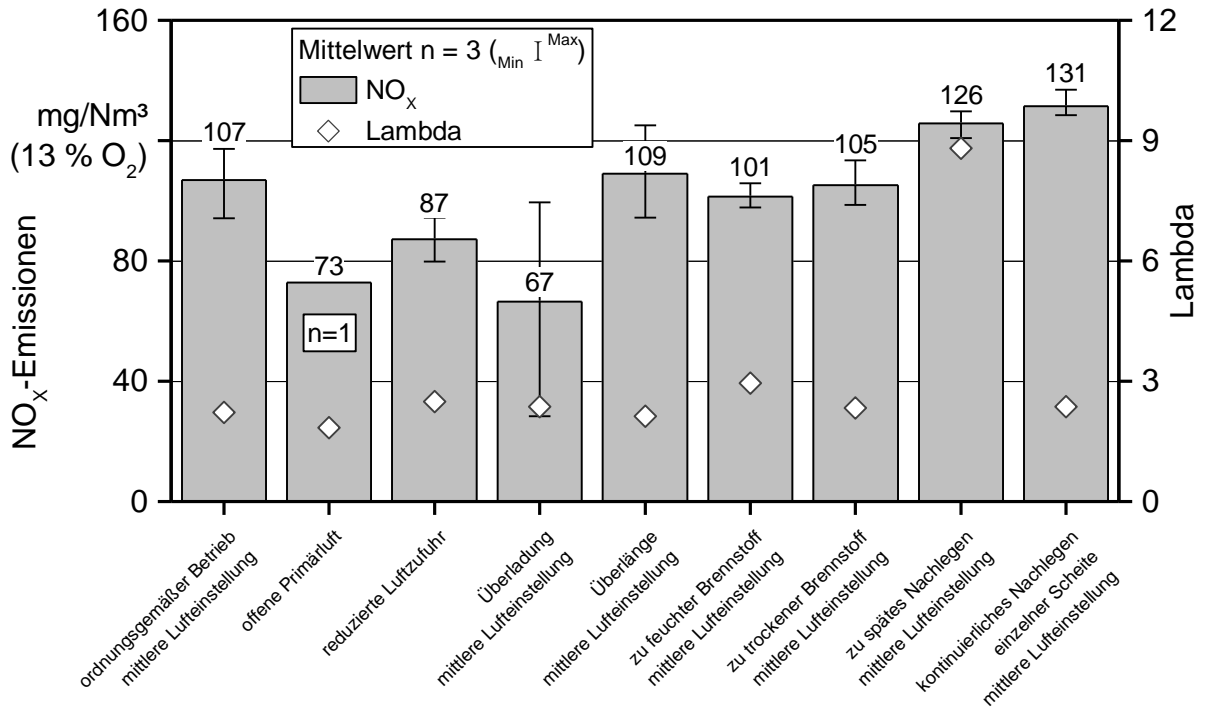


Abbildung 23: NO<sub>x</sub>-Emissionen der untersuchten Nachlegevarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L

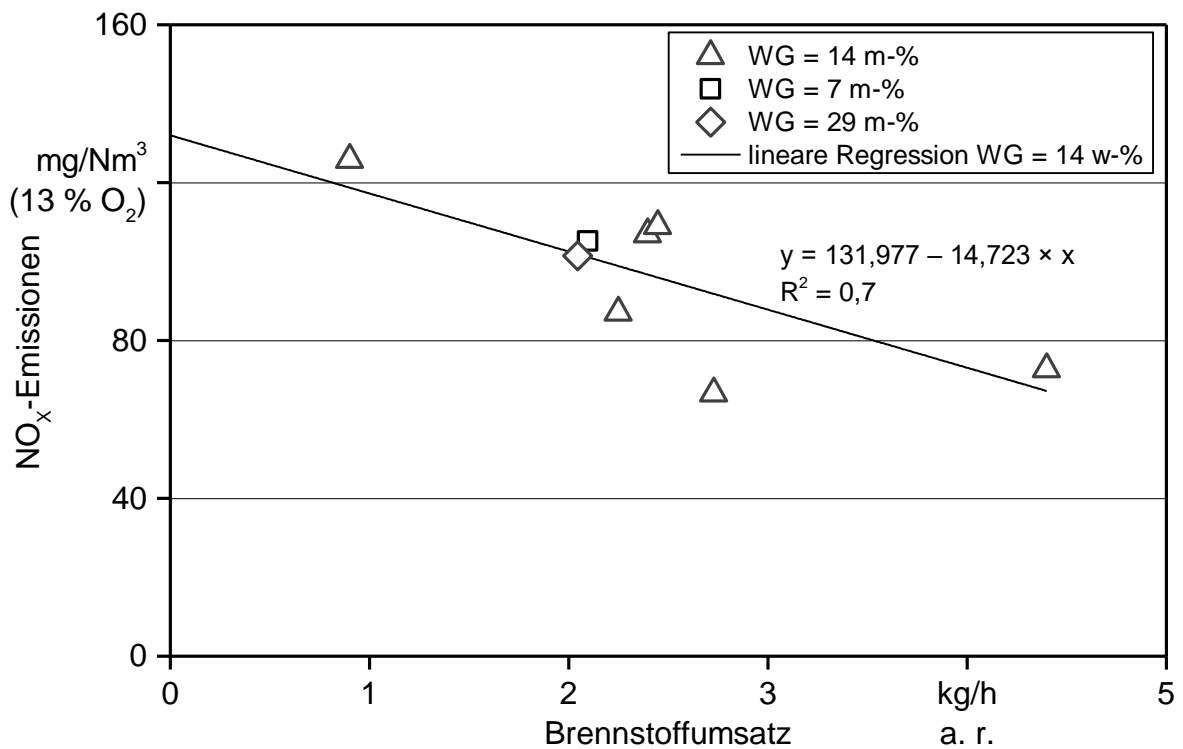


Abbildung 24: NO<sub>x</sub>-Emissionen in Abhängigkeit von Brennstoffumsatz und Wassergehalt des Brennstoffs beim Kaminofen Spartherm Sino L (a. r.: Brennstoff-Wassergehalt „as received“)

Die Stickoxidemissionen werden bei den für Biomassefeuerungen typischen Temperaturen im Brennraum überwiegend aus dem im Brennstoff enthaltenen Stickstoff gebildet. Dennoch führen die untersuchten Nachlegevarianten zu teils signifikant unterschiedlichen  $\text{NO}_x$ -Emissionen zwischen 67 und 131  $\text{mg}/\text{Nm}^3$ . Der Grenzwert der zukünftigen Ökodesign-Richtlinie von 200  $\text{mg}/\text{Nm}^3$  wird aber in jedem der untersuchten Fälle eingehalten.

Trägt man die  $\text{NO}_x$ -Emissionen aus den Versuchen über den Brennstoffumsatz nach der Abbrandwaage auf (Abbildung 24), so scheint sich ein linearer Zusammenhang zu ergeben. Dieser Zusammenhang bestätigte sich auch in Messungen an mehreren Kaminöfen und einem Kachelofeneinsatz in vorangegangenen Projekten (Abbildung 25) [8] [22].

Bei automatisch beschickten Feuerungen ist der Effekt der sogenannten Feuerraumbelastung bekannt. Hierunter versteht man den Volumenanteil des Brennraums, der mit Brennstoff ausgefüllt wird (je mehr Brennstoff pro Brennraumvolumen desto höher die „Feuerraumbelastung“). Bei automatisch beschickten Feuerungen wirkt sich die „Feuerraumbelastung“ allerdings genau anders herum auf die  $\text{NO}_x$ -Emissionen aus als in der hier untersuchten Studie. So führt bei automatisch beschickten Anlagen eine niedrigere „Feuerraumbelastung“, z. B. im Teillastbetrieb, teilweise zu einem Rückgang der  $\text{NO}_x$ -Emissionen von 20 bis 50 % [14]. In der hier untersuchten Studie sanken aber die  $\text{NO}_x$ -Emissionen bei höherem Brennstoffumsatz. Im Gegensatz zu einer automatisch beschickten Feuerung, bei der ein höherer Brennstoffumsatz auch immer einen höheren Brennstoffeintrag in die Brennkammer mit sich bringt, da der Brennstoff automatisch nachgefüllt wird, verhält sich dies bei der handbeschickten Einzelraumfeuerung anders. Hier wird der Brennstoffumsatz maßgeblich von der Luftzufuhr (hier vor allem Primärluft) und der aktiven Oberfläche des Brennstoffs bestimmt. So wird beispielsweise dieselbe Menge an Brennstoff in Form kleinerer Scheite rascher umgesetzt als wenige größere Scheite [22]. Da die Umwandlung von Brennstoffstickstoff zu  $\text{N}_2$  vorwiegend bei Sauerstoffmangel abläuft, kann aus Brennstoffstickstoff gebildetes  $\text{NO}_x$  in definierten Zonen der Feuerung mit reduzierenden Bedingungen (also mit Luftmangel) vermindert werden [14]. Im Gegensatz zur automatisch beschickten Feuerung, die meist über eine Lambda-regelung verfügt, werden bei der Einzelraumfeuerung normalerweise (wie auch in diesem Fall) Primär- und Sekundärluft nicht automatisch auf den erhöhten Brennstoffumsatz eingestellt. Wenn der Brennstoff rascher umgesetzt wird, entstehen somit vermutlich vermehrt Zonen mit reduzierenden Bedingungen durch lokalen Sauerstoffmangel im Brennraum, wodurch es wahrscheinlich zur Abnahme der  $\text{NO}_x$ -Emissionen kommt. Dies begünstigt jedoch die Bildung von Kohlenmonoxid bzw. begünstigt im Umkehrschluss eine hohe  $\text{CO}$ -Konzentration im Abgas die Reaktion von Stickstoffmonoxid zu elementarem Stickstoff. Dies lässt sich anhand einer der homogen  $\text{NO}$  verbrauchenden Reaktionen (Formel 5.1) erklären, die ab ca. 1000 K ablaufen [14].



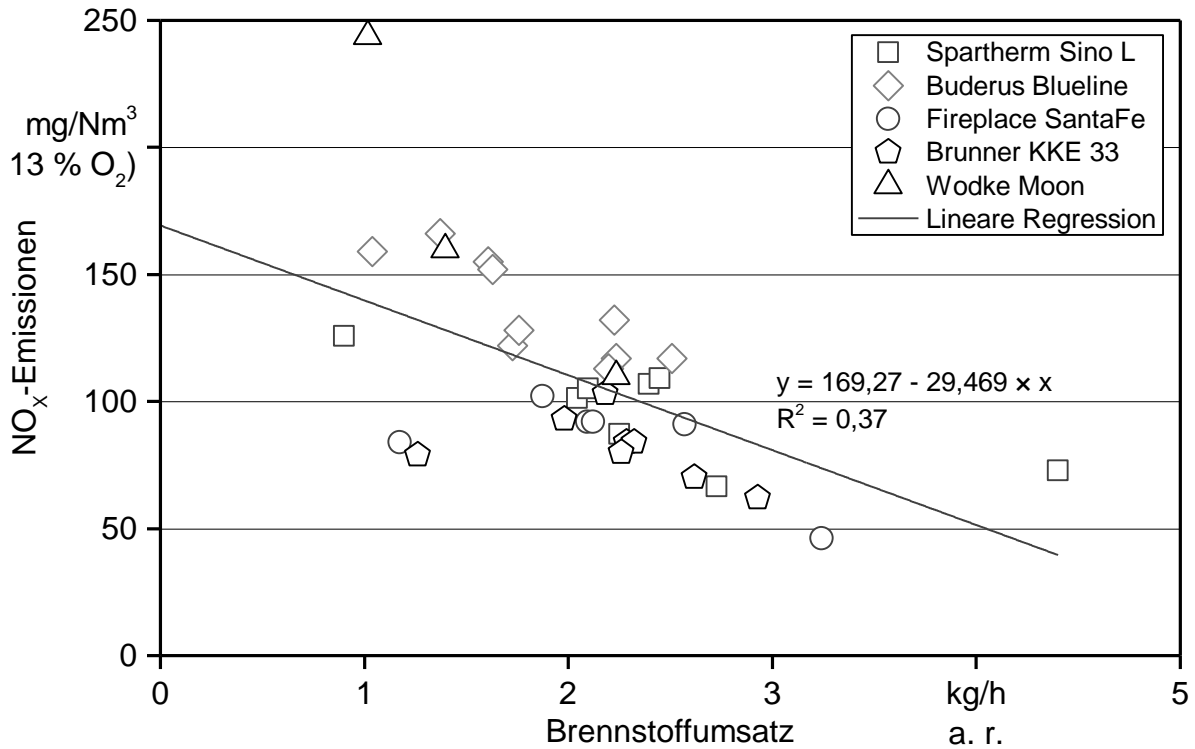


Abbildung 25: NO<sub>x</sub>-Emissionen in Abhängigkeit des Brennstoffumsatzes: Vergleich der Messergebnisse mit Messdaten aus vorangegangenen Projekten an Einzelraumfeuerungen für Scheitholz [8] [22]

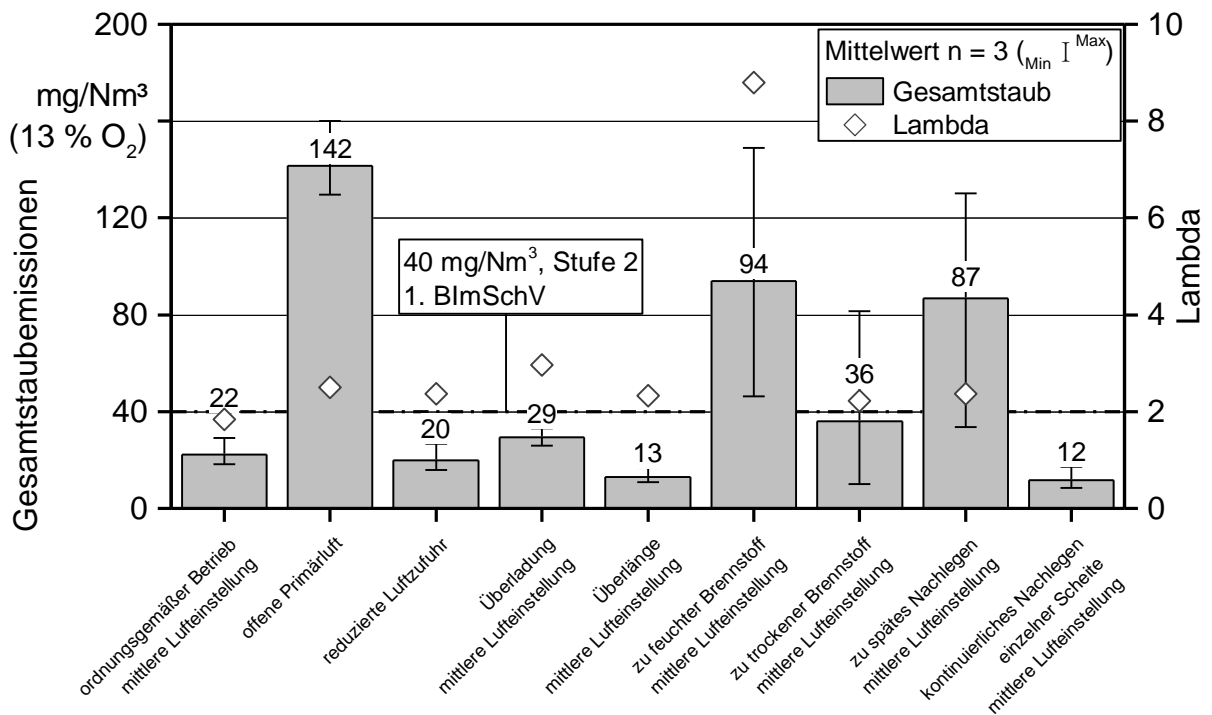


Abbildung 26: Gesamtstaubemissionen der untersuchten Nachlegevarianten beim Kaminofen Spartherm Sino L

Die Gesamtstaubemissionen des hier untersuchten Kaminofens (Abbildung 26) lagen in den meisten Fällen deutlich unter dem Grenzwert der Stufe 2 der 1. BImSchV von  $40 \text{ mg/Nm}^3$ . Wie beim CO ist aber auch hier streng genommen ein solcher Vergleich nicht zulässig, weil ein Prüfablauf nach der Typenprüfnorm wesentlich weniger praxisnah gewesen wäre (d. h. kein sofortiger Beginn der Staubprobenahme bzw. Auswertung der gasförmigen Emissionen nach dem Nachlegen, nur 30 min Probenahmedauer, Ofentür muss nicht sofort nach dem Nachlegen geschlossen werden etc.).

Im „ordnungsgemäßen Betrieb“ (Variante V1) nach Herstelleranleitung lagen die Gesamtstaubemissionen bei  $22 \text{ mg/Nm}^3$ . Die niedrigsten Gesamtstaubemissionen wurden durch das kontinuierliche Nachlegen (V9) mit nur  $12 \text{ mg/Nm}^3$  und dem Nachlegen zu langer Scheite (V5) mit  $13 \text{ mg/Nm}^3$  erreicht. Zu einer deutlichen Überschreitung des Grenzwerts kam es erwartungsgemäß bei geöffneter Primärluft (V3:  $142 \text{ mg/Nm}^3$ ) sowie bei zu feuchtem Brennstoff (V6:  $94 \text{ mg/Nm}^3$ ) und bei zu spätem Nachlegen (V8:  $87 \text{ mg/Nm}^3$ ). Bei geöffneter Primärluft sind die hohen Staubemissionen durch eine erhöhte Brennstoffumsetzung bei gleichzeitig höheren Volumenströmen zu erklären (vgl. Ergebnisse zu CO und Org.-C). Hierdurch kam es sehr wahrscheinlich zu einer sehr kurzen Verweilzeit der brennbaren Gase gepaart mit einem lokalen Sauerstoffmangel, wodurch sich z. B. mehr Ruß bildete. Bei zu feuchtem Brennstoff (V6) sowie beim zu späten Nachlegen (V8) lag die Temperatur des Abgases vergleichsweise niedrig, sodass auf geringe Brennraumtemperaturen geschlossen werden kann, die wiederum für einen vollständigen Ausbrand ungünstig sind. Hinzu kommt, dass durch das lange Schwelen der Scheite beim zu späten Nachlegen wahrscheinlich vermehrt unverbrannte Aerosole mit dem Abgas ausgetragen wurden.

### **Zusammenfassung der Nutzereinflüsse beim Nachlegen und Schlussfolgerungen**

Bei der weiteren Untersuchung des Nutzerverhaltens zu ausgewählten Nachlegevarianten lagen die Emissionen für den sogenannten „ordnungsgemäßen Betrieb“ nach Herstelleranleitung bei  $1.687 \text{ mg/Nm}^3$  für CO, bei  $212 \text{ mg/Nm}^3$  für Org.-C und bei  $22 \text{ mg/Nm}^3$  für Gesamtstaub. Diese am Naturzug ermittelten Werte lagen für CO und Org.-C knapp über dem Grenzwert der Stufe 2 der 1. BImSchV bzw. der Ökodesign Richtlinie und für Gesamtstaub deutlich darunter, wobei ein solcher Vergleich wegen der unterschiedlichen Prüfabläufe streng genommen nicht zulässig ist.

Das Offenlassen der Primärluft nach dem Anheizen verursachte bei den hier durchgeführten Messungen die höchsten Emissionen. So stieg der CO-Gehalt im Abgas um das 5,6-Fache, die Org.-C-Emissionen um das 6-Fache und der Gesamtstaub um den Faktor 6,5 im Vergleich zum „ordnungsgemäßen Betrieb“. Auch das Heizen mit zu feuchtem Brennstoff (CO  $\times 1,7$ ; Org.-C  $\times 4,7$ ; Gesamtstaub  $\times 4,3$ ) und das zu späte Nachlegen (CO  $\times 1,7$ ; Org.-C  $\times 5,2$ ; Gesamtstaub  $\times 4$ ) wirkten sich äußerst nachteilig auf die Emissionen aus. Das Überladen der Brennkammer führte nur zu einer deutlichen Erhöhung der gasförmigen Emissionen (CO  $\times 2,3$ ; Org.-C  $\times 2,6$ ) und das gezielte Drosseln der Verbrennungsluft zu einem Anstieg der CO-Emissionen um den Faktor 1,7. Die Gesamtstaubemissionen wurden hierdurch nur geringfügig beeinflusst und blieben deutlich unter  $40 \text{ mg/Nm}^3$ . Das Heizen mit zu langen Scheiten wirkte sich bei dem verwendeten Ofen nicht – wie eigentlich erwartet – negativ auf die Emissionen aus, was hier vermut-

lich an der Größe des Brennraums lag. Auch beim Nachlegen von zu trockenem Brennstoff konnte kein negativer Einfluss auf die Emissionen beobachtet werden. Ein kontinuierliches Nachlegen einzelner Scheite, bei dem die Flamme nie erlischt, führte sogar zu den niedrigsten Emissionen im Rahmen der Untersuchungen. Hier lagen die Gesamtstaubemission bei lediglich  $12 \text{ mg/Nm}^3$ .

Alle durch Lufteinstellungen verursachten Fehlbedienungen ließen sich durch automatische Verbrennungsluftsteuerungen oder -regelungen vermeiden. Des Weiteren bieten solche in den Ofen integrierten Steuerungen oder Regelungen meist den Vorteil, dass sie beim Nachlegen die Primärluft kurz öffnen und damit z. B. ein rascheres Zünden bei zu spätem Nachlegen oder zu feuchtem Brennstoff ermöglichen können. Auch könnte möglicherweise ein Überladen des Brennraums besser ausgeregelt werden. Dieses Schadstoffminderungspotenzial sollte in Folgeuntersuchungen unbedingt quantifiziert werden.

Im optischen Vergleich der Flammenbilder (Unterkapitel 5.3, Abbildung 17) zeigen sich bei den Abbränden mit niedrigen Emissionen stets eine kurze, sehr helle, kaum noch sichtbare Flamme sowie eine saubere Scheibe und Rückwand ohne schwarze Ablagerungen. Bei Heizfehlern zeigt sich entweder eine dunkle Flamme, die weit in den Feuerraum hineinragt (zu rascher Brennstoffumsatz z. B. bei offener Primärluft) oder eine sichtbare Verfärbung der Scheibe und der Rückwand (zu geringe Temperatur im Brennraum oder Luftmangel). In der Praxis ist die optische Bewertung der Flammen, der Scheibe und der Brennraumauskleidung meist die einzige Information, die der Nutzer zur Verfügung hat, um die Güte der Verbrennung zu bewerten.

#### **5.4 Das „Anzünden von unten“ und „Anzünden von oben“ bei geregelter Schornsteinzug**

Da die Emissionen (CO, Org.-C) des Spartherm Sino L entgegen bisherigen Untersuchungen mit anderen Kaminöfen [3] [30] beim „Anzünden von unten“ mit Anzünder und Kleinholz (A3) unter Naturzugbedingungen niedriger gewesen waren als beim „Anzünden von oben“ (A1), wurde dieser Versuch bei geregelter Schornsteinzug bei  $-12 \text{ Pa}$  wiederholt. Hierdurch sollte sichergestellt werden, dass sich die am Naturzug ermittelten Ergebnisse auch bei konstanten Zugbedingungen, wie sie z. B. bei Standardprüfungen auf Feuerungsprüfständen vorliegen müssen, reproduzieren lassen.

Die CO-Emissionen (Abbildung 27) fielen bei konstantem Schornsteinzug sowohl beim „Anzünden von oben“ ( $-35 \%$ ) als auch beim „Anzünden von unten“ ( $-32 \%$ ) deutlich niedriger aus als am Naturzugschornstein. Dies ist wahrscheinlich durch den konstanten und zu Beginn des Abbrands (d. h. im Moment des Anzündens) höheren Schornsteinzug bei geregelter Zug zu erklären. Allerdings führte das „Anzünden von unten“ bei geregelter Schornsteinzug nur im Trend (nicht signifikant) zu niedrigeren CO-Emissionen ( $1.870 \text{ mg/Nm}^3$ ) als das „Anzünden von oben“ ( $2.667 \text{ mg/Nm}^3$ ). Dies zeigt sich auch für die Org.-C-Emissionen (Abbildung 28), die sich bei konstanten Zugbedingungen um  $58 \%$  beim „Anzünden von oben“ und  $54 \%$  beim „Anzünden von unten“ verringerten.

Wiederum lagen die Org.-C-Emissionen bei konstanten Zugbedingungen beim „Anzünden von unten“ mit  $151 \text{ mg/Nm}^3$  im Trend (nicht signifikant) niedriger als beim „Anzünden von oben“ mit  $352 \text{ mg/Nm}^3$ .

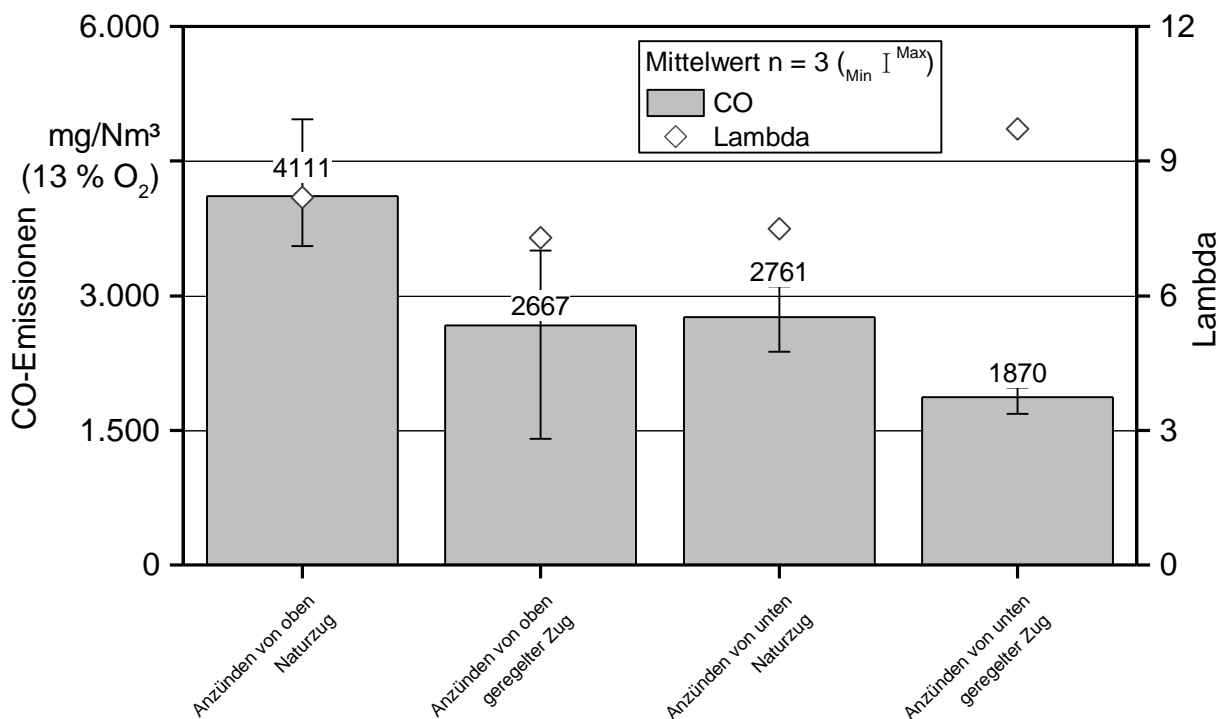


Abbildung 27: Vergleich der CO-Emissionen beim „Anzünden von oben“ und „Anzünden von unten“ am Naturzugschornstein und am Schornstein mit geregelterm Zug



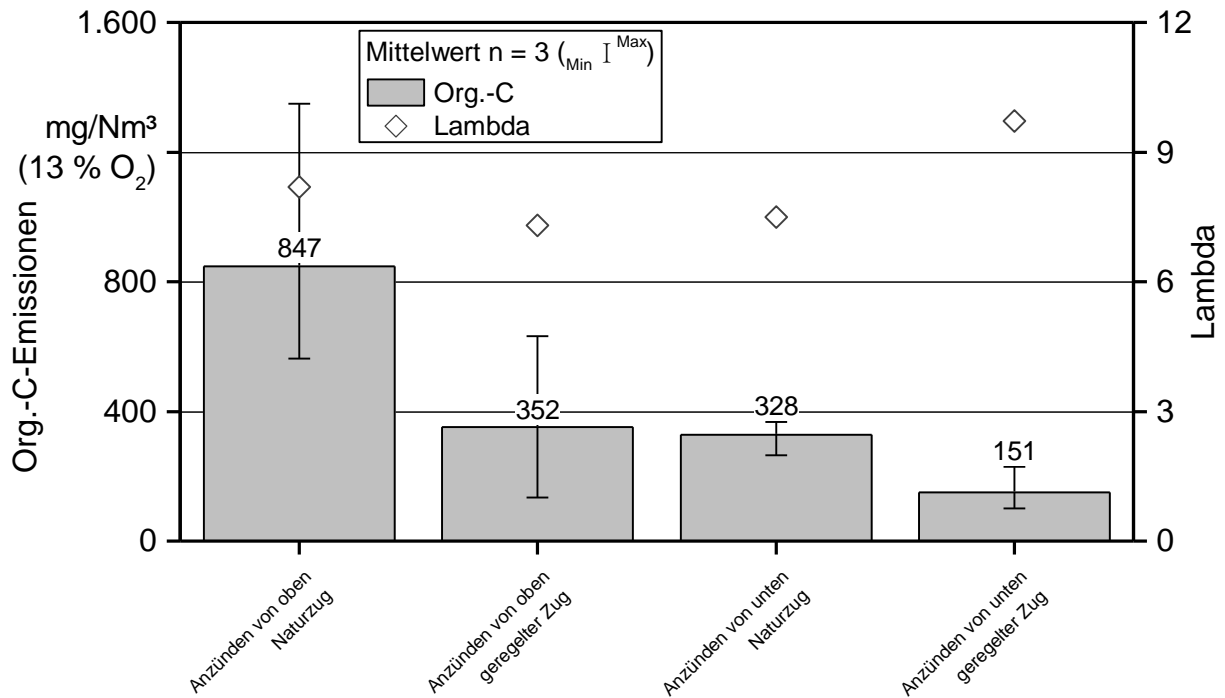


Abbildung 28: Vergleich der Org.-C-Emissionen beim „Anzünden von oben“ und „Anzünden von unten“ am Naturzugschornstein und am Schornstein mit geregelterm Zug

Abbildung 29 veranschaulicht die Gesamtstaubemissionen beim „Anzünden von oben“ und „Anzünden von unten“ im Vergleich bei konstanten Zugbedingungen und beim Naturzugschornstein. Hier fielen die Unterschiede sehr gering aus. Beim „Anzünden von oben“ verringerten sich bei konstanten Zugbedingungen die Gesamtstaubemissionen lediglich um 5 % im Vergleich zum Naturzug. Beim „Anzünden von unten“ lag dieser Unterschied bei 8 %, wobei die Schwankungsbreite der Gesamtstaubemissionen beim „Anzünden von unten“ beim Naturzug am höchsten ausfiel. Auch die Gesamtstaubemissionen lagen beim „Anzünden von unten“ bei konstanten Zugbedingungen mit  $61 \text{ mg/Nm}^3$  tendenziell, allerdings nicht signifikant niedriger als beim „Anzünden von oben“ mit  $69 \text{ mg/Nm}^3$ .

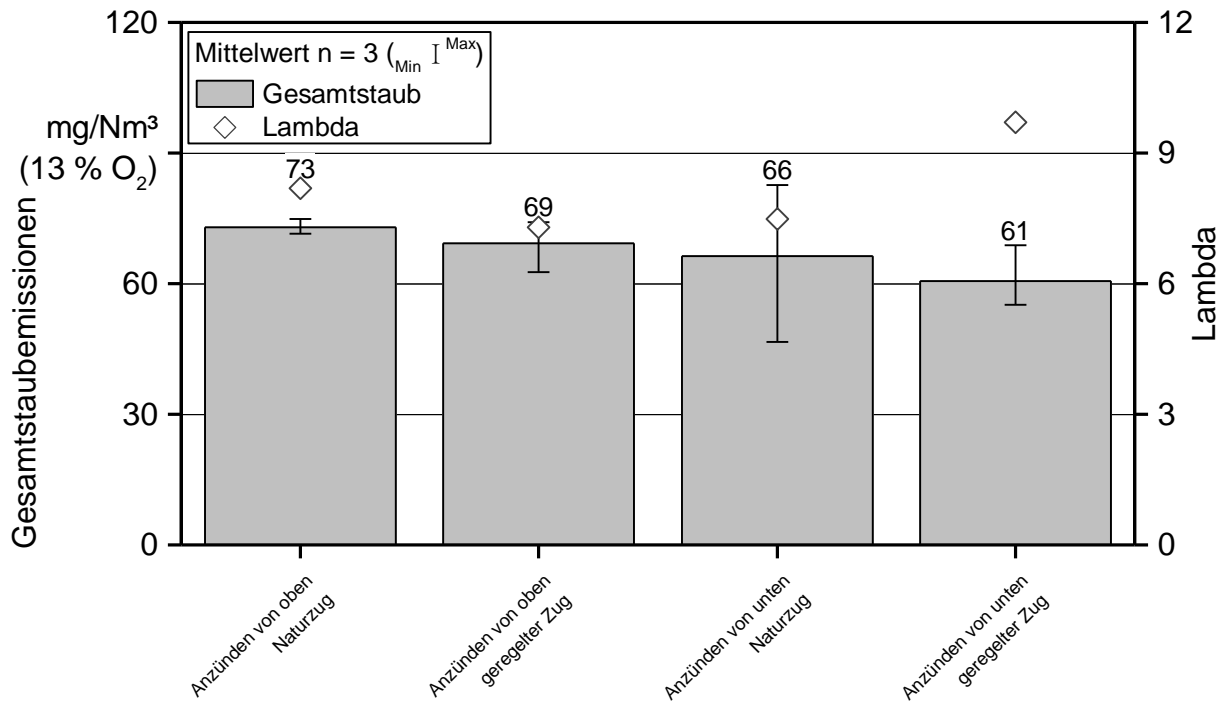


Abbildung 29: Vergleich der Gesamtstaubemissionen beim „Anzünden von oben“ und „Anzünden von unten“ am Naturzugschornstein und am Schornstein mit geregelterm Zug

Der Effekt der konstanten Zugbedingungen zeigte sich auch bei der Abbranddauer (Abbildung 30). Diese verkürzte sich im Vergleich zum Naturzugschornstein vor allem beim „Anzünden von oben“. Dies lässt sich wohl durch den rascheren Temperaturanstieg beim „Anzünden von unten“ erklären, wodurch bei dieser Anzündvariante rascher ein Auftrieb im Schornstein (Naturzug) aufgebaut wird. Beim „Anzünden von oben“ baut sich dagegen durch die langsamere Temperaturentwicklung der Zug (durch Auftrieb) im Naturzugschornstein nur langsam auf und steht nicht wie beim geregelten Zug ab Beginn des Abbrands konstant an (-12 Pa). Daher unterscheidet sich die Abbranddauer beim „Anzünden von unten“ kaum zwischen Naturzug und konstanten Zugbedingungen.

Generell ist zu beobachten, dass ein konstanter Schornsteinzug zu Beginn des Heizbetriebs (Anzünden) einen positiven Effekt auf die gasförmigen Emissionen hat. Eine Gebläseunterstützung könnte demnach zumindest für die Kaltstartphase, die bei Einzelraumfeuerungen einen großen Anteil der Gesamtemissionen ausmacht, sinnvoll sein.

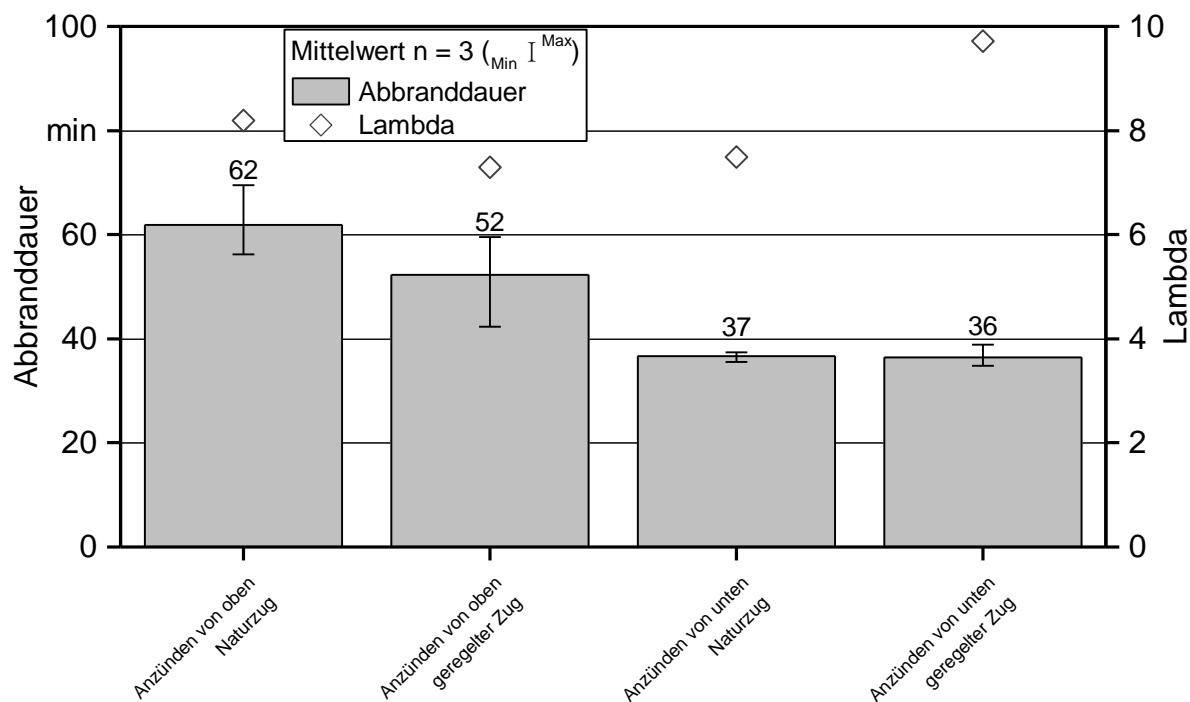


Abbildung 30: Vergleich der Abbranddauer beim „Anzünden von oben“ und „Anzünden von unten“ am Naturzugschornstein und am Schornstein mit geregelterm Zug

### 5.5 Vergleich der Ergebnisse aus der nachgestellten Typenprüfung nach DIN EN 13240 und der „beReal“-Methode

Um den verwendeten Ofen hinsichtlich des Emissionsverhaltens im Vergleich zu anderen Kaminöfen besser einschätzen zu können, wurden wie in Abschnitt 4.3.3 beschrieben zusätzliche Messungen in Anlehnung an die Typenprüfung nach DIN EN 13240 [6] sowie nach der „beReal“-Methode (vgl. Abschnitt 4.3.3) am Schornstein mit geregelterm Zug durchgeführt. Für alle Messungen in diesem Vergleich erfolgte das Anzünden von oben. Für das Anzünden wurde die Luftpfehlung für das Anheizen verwendet, im Nenn- und Teillastbetrieb entsprachen die Luftpfehlungen denen im „ordnungsgemäßen Betrieb“ (Abschnitt 4.3.1). Bei den Messungen nach der „beReal“-Methode wurden zunächst das dort festgelegte  $\text{CO}_2$ -Nachlegekriterium (25 % von  $\text{CO}_{2,\text{max}}$ ) sowie ein an den hier verwendeten Kaminöfen angepasstes  $\text{CO}_2$ -Nachlegekriterium von 5 %  $\text{CO}_{2,\text{absolut}}$  angewendet. Abbildung 31 zeigt die  $\text{CO}$ -Emissionen dieser drei Messungen im Vergleich. Wertet man die besten zwei Nennlastabbrände aus einer Messung aus, wie dies bei der Typprüfung nach DIN EN 13240 möglich ist, betragen die  $\text{CO}$ -Emissionen durchschnittlich  $758 \text{ mg/Nm}^3$  und liegen damit deutlich unter dem Grenzwert von  $1.250 \text{ mg/Nm}^3$  (Stufe 2, 1. BImSchV). Die  $\text{CO}$ -Emissionen der „beReal“-Methode mit dem ursprünglichen Nachlegekriterium (25 % von  $\text{CO}_{2,\text{max}}$ ) lagen dagegen mit  $2.067 \text{ mg/Nm}^3$  deutlich höher. Hier lag das Nachlegekriterium allerdings zeitlich deutlich nach dem Erlöschen der sichtbaren Flammen und entsprach daher schon fast einer leichten Fehlbedienung (vgl. Unterkapitel 5.3). Mit dem an den Ofen angepassten Nach-

legekriterium von 5 %  $\text{CO}_{2,\text{absolut}}$  lagen die CO-Emissionen bei  $1.297 \text{ mg/Nm}^3$  und damit nur leicht über dem Grenzwert für Typenprüfungsergebnisse. Auch der Lambdawert rangierte deutlich näher am Wert bei Volllastbetrieb nach Typenprüfung. Diese Beobachtungen zum Nachlegesignal decken sich mit ersten Beobachtungen im „beReal“-Projekt, wonach das Nachlegesignal sehr ofenspezifisch ist. Das heißt, dass der Zeitpunkt des Erlöschens der sichtbaren Flammen je nach verwendetem Ofenmodell und vermutlich auch Dichtigkeit des Ofens mal näher an dem Signal 25 % von  $\text{CO}_{2,\text{max}}$  oder schon deutlich vor dem Signal liegt.

Die Ergebnisse der „beReal“-Messung beinhalten das Anzünden von oben gemäß Bedienungsanleitung, vier weitere Nennlastabbrände und drei Teillastabbrände mit halber Brennstoffmenge. Bei dieser Messung ist weder eine Auswahl noch ein Weglassen einzelner Abbrände zulässig. Daher spiegelt diese Methode den realen Anlagenbetrieb wirklichkeitsgetreuer wider als die Typenprüfung. Da sich die Grenzwerte für Einzelraumfeuerungen aber auf die Messwerte der Typenprüfung bei Nennlast beziehen, ist die Anwendung dieser Grenzwerte auf die Ergebnisse aus der „beReal“-Messung nicht zulässig.

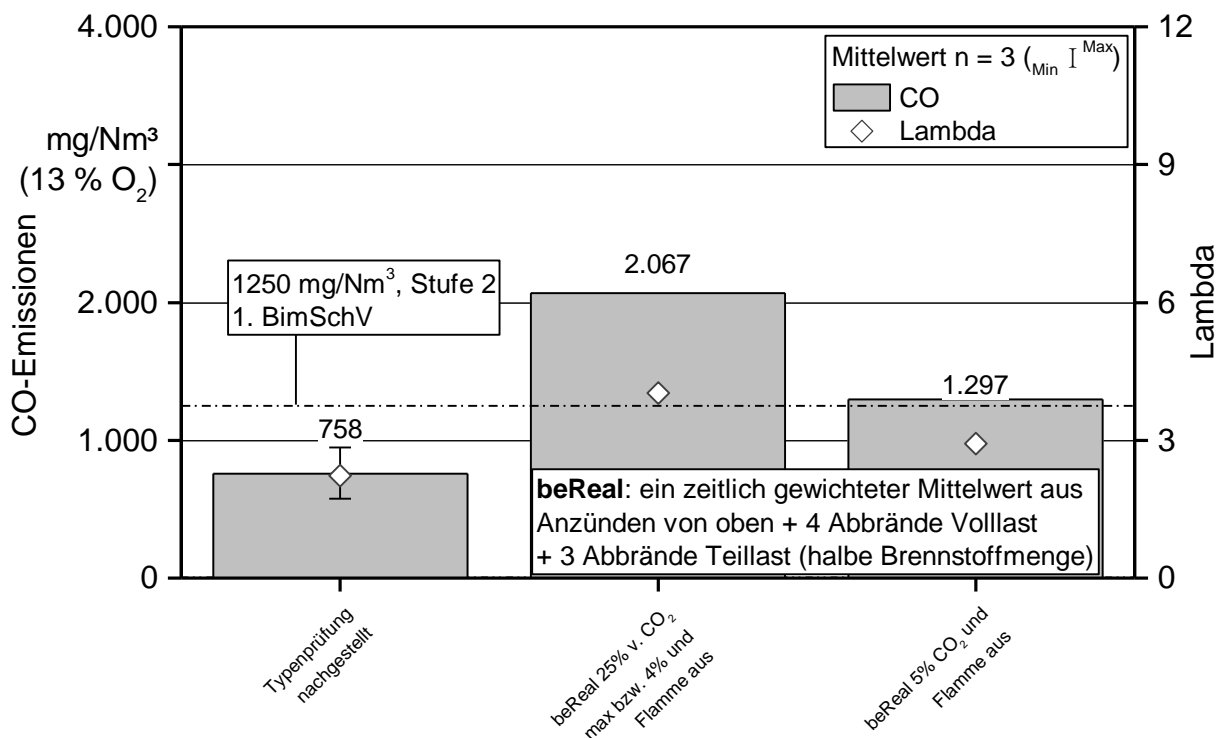


Abbildung 31: Vergleich der CO-Emissionen aus nachgestellter Typenprüfung nach DIN EN 13240 und „beReal“-Messung bei zwei unterschiedlichen Nachlegekriterien bei sonst „ordnungsgemäßem Betrieb“

Die Emissionen an nicht verbrannten Kohlenwasserstoffen (Abbildung 32) lagen bei der nachgestellten Typenprüfung mit  $57 \text{ mg/Nm}^3$  deutlich unter dem Grenzwert der zukünftigen Ökodesign-Richtlinie. Bei der „beReal“-Messung mit dem späten Nachlegekriterium

(25 % von  $\text{CO}_{2,\text{max}}$ ) waren es  $266 \text{ mg/Nm}^3$  und bei dem früheren Nachlegen (5 %  $\text{CO}_{2,\text{absolut}}$ )  $148 \text{ mg/Nm}^3$ . Wie auch schon bei den  $\text{CO}$ -Emissionen lagen die Org.-C-Emissionen der „beReal“-Messung mit dem an den Ofen angepassten Nachlegekriterium nur knapp über dem Grenzwert von  $120 \text{ mg/Nm}^3$ , fielen aber deutlich höher als bei der nachgestellten Typenprüfung mit drei Nennlastmessungen aus.

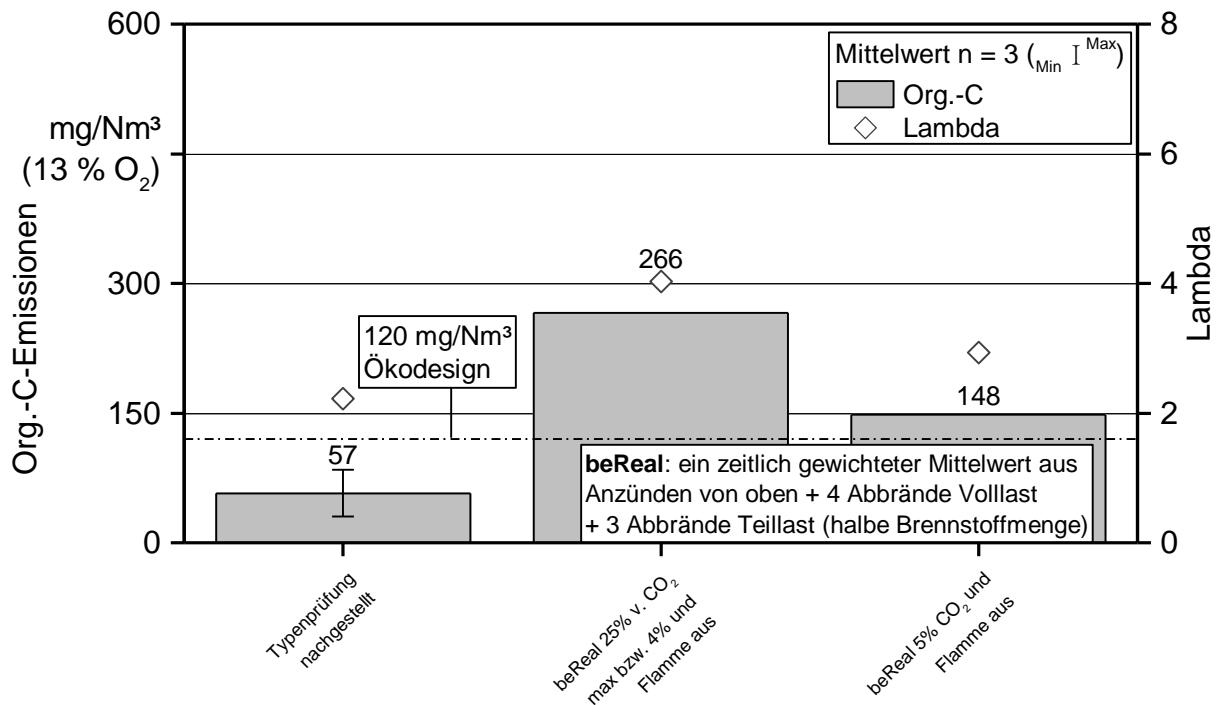


Abbildung 32: Vergleich der Org.-C-Emissionen aus nachgestellter Typenprüfung nach DIN EN 13240 und „beReal“-Messung bei zwei unterschiedlichen Nachlegekriterien bei sonst „ordnungsgemäßen Betrieb“

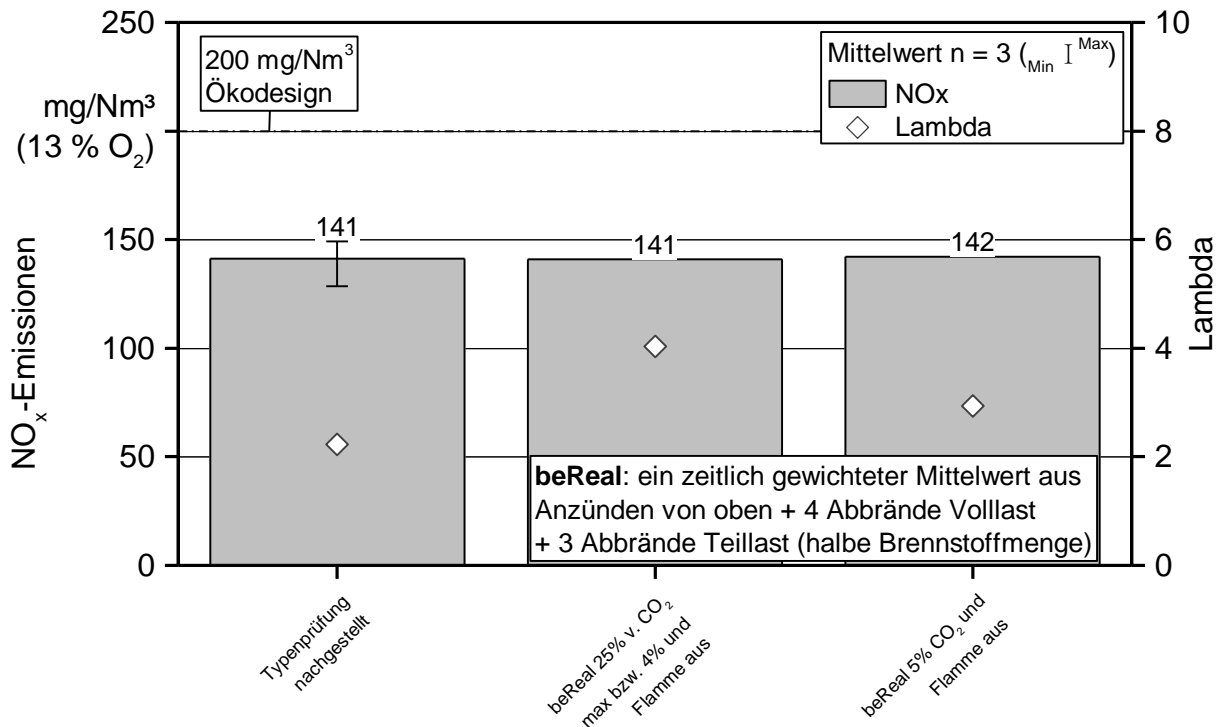


Abbildung 33: Vergleich der NO<sub>x</sub>-Emissionen aus nachgestellter Typenprüfung nach DIN EN 13240 und „beReal“-Messung bei zwei unterschiedlichen Nachlegekriterien bei sonst „ordnungsgemäßigem Betrieb“

Die NO<sub>x</sub>-Emissionen (Abbildung 33) lagen unabhängig von der verwendeten Messmethode im Mittel zwischen 141 und 142 mg/Nm<sup>3</sup>. Der in der Ökodesign-Richtlinie geforderte Grenzwert von 200 mg/Nm<sup>3</sup> ist demnach mit luftgetrocknetem Buchenscheitholz und dem verwendeten Ofen auch unter Realbedingungen problemlos einhaltbar.

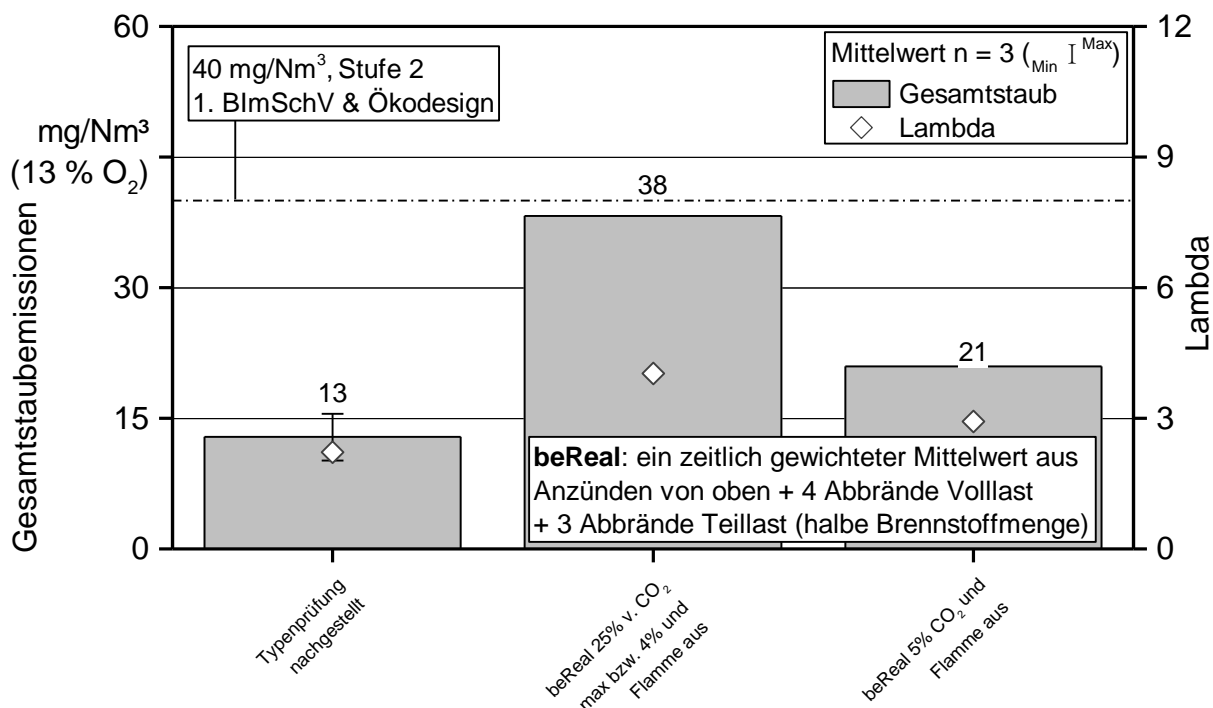


Abbildung 34: Vergleich der Gesamtstaubemissionen aus nachgestellter Typenprüfung nach DIN EN 13240 und „beReal“-Messung bei zwei unterschiedlichen Nachlegekriterien bei sonst „ordnungsgemäßigem Betrieb“

Die Gesamtstaubemissionen (Abbildung 34) lagen bei der nachgestellten Typenprüfung bei  $13 \text{ mg/Nm}^3$ , was im Vergleich zu bisherigen Prüfstandmessungen von Kaminöfen am TFZ einen sehr guten Wert darstellt. Selbst bei der praxisnäheren „beReal“-Messung lagen die Gesamtstaubemissionen zwischen  $21 \text{ mg/Nm}^3$  (5 %  $\text{CO}_{2,\text{absolut}}$ ) und  $38 \text{ mg/Nm}^3$  (25 % von  $\text{CO}_{2,\text{max}}$ ) und damit ebenfalls unterhalb des für die Typenprüfungsmethode festgelegten Grenzwerts der 2. Stufe der 1. BImSchV von  $40 \text{ mg/Nm}^3$ . Dieser Grenzwert ist bereits identisch mit der Anforderung der zukünftigen Ökodesign-Richtlinie. Das zeigt, dass die geforderten Emissionsgrenzwerte mit einem modernen Kaminofen mit hohen Anforderungen (z. B. an die Auskleidung des Brennraums, die Brennraumgeometrie, die Dichtigkeit etc.) auch mit einer praxisnahen Prüfmethode teilweise bereits eingehalten werden können (Staub,  $\text{NO}_x$ ) oder häufig nur geringfügig darüber liegen (bei CO und Org.-C).

Des Weiteren konnten bei diesen Messungen die Ergebnisse aus Typenprüfungen (Typenschild) mit einem Serienprodukt auf dem Prüfstand des TFZ reproduziert werden. Dies war in diversen Vorgängerprojekten wie z. B. „beReal“ bei anderen Öfen nicht der Fall gewesen, d. h., die Emissionswerte lagen bei den TFZ-Messungen meist deutlich höher [1]. Auch lagen die Emissionen bei den dort untersuchten Kaminöfen in Messungen nach der „beReal“-Methode deutlich höher als bei dem hier verwendeten Kaminofen [1].

Die gemessenen Wirkungsgrade lagen bei 86 % für die nachgestellte Typenprüfung und zwischen 82 und 84 % bei der Messung nach der „beReal“-Methode, je nach verwen-

tem Nachlegekriterium. Beim Wirkungsgrad sind die Unterschiede zwischen der nachgestellten Typenprüfung und der „beReal“-Messung also nur gering. Dies deckt sich mit den bisherigen Erfahrungen aus dem „beReal“-Projekt [1]. Die Mindestanforderungen an den Wirkungsgrad nach der 1. BImSchV werden stets eingehalten.

Nach Ökodesign-Richtlinie müsste man zur Ermittlung des Raumheizungs-Jahresnutzungsgrads (Abschnitt 3.1.2) von dem hier dargestellten Wirkungsgrad pauschal 10 % abziehen. Da keinerlei Thermostate oder Präsenzerkennung (Anwesenheit von Personen im Gebäude) vorhanden sind, aber auch keine Hilfsenergie oder Pilotflamme benötigt wird, sind keine weiteren Boni oder Abzüge zu berücksichtigen. Demnach wäre die Mindestanforderung an den Jahresnutzungsgrad von 65 % ebenfalls stets eingehalten.

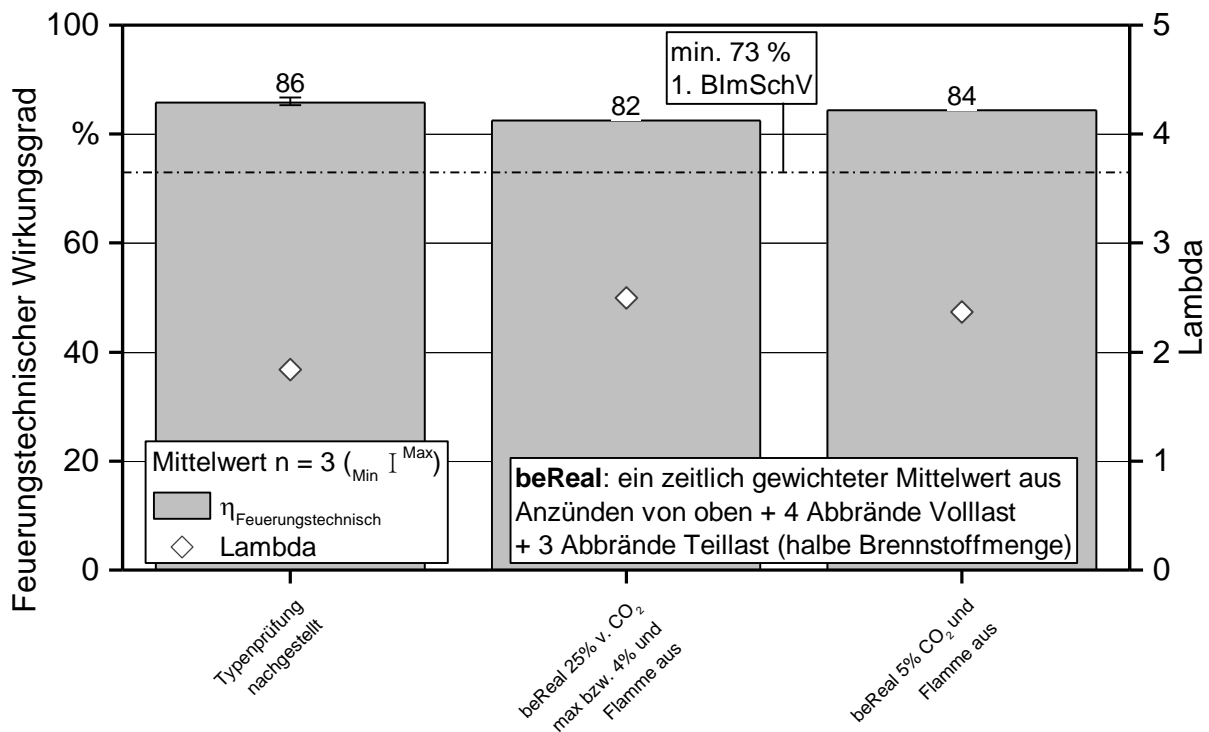


Abbildung 35: Vergleich der Wirkungsgrade aus nachgestellter Typenprüfung und „beReal“-Messung bei zwei unterschiedlichen Nachlegekriterien



## Zusammenfassung

Das Ziel der in dieser Studie durchgeführten Untersuchung war es, den Einfluss der Nutzerin und des Nutzers auf die Emissionen von Kaminöfen, beispielsweise durch Fehlbedienungen, aber auch durch richtiges Heizverhalten, darzustellen. Hierzu wurden die aus Sicht des TFZ in der Praxis am wahrscheinlichsten vorkommenden Fehlverhalten am Prüfstand mit einem handelsüblichen, modernen Kaminofen nachgestellt. Insgesamt wurden fünf Anzündvarianten und neun Nachlegevarianten getestet. Zudem wurde der Kaminofen in Anlehnung an die Typenprüfung nach DIN EN 13240 [6] und nach der im „beReal“-Projekt entwickelten praxisnahen Prüfmethode [19] untersucht.

Bei einer durchschnittlichen Anzahl von insgesamt fünf Abbränden pro Heizbetrieb (oder weniger) [31] leistet das richtige Anheizen einen wichtigen Beitrag zur Senkung der Emissionen aus Kaminöfen. In den hierzu durchgeführten Versuchen zeigt sich, dass bei dem hier verwendeten Kaminofen das „Anzünden von unten“ mit Anzünder und Kleinholz die niedrigsten gasförmigen Emissionen und Gesamtstaubemissionen verursacht. Dies steht teilweise im Widerspruch mit bisherigen Beobachtungen aus der Schweiz [30] und aus eigenen Prüfstandmessungen, nach denen bisher überwiegend das „Anzünden von oben“ empfohlen wurde. Für den hier untersuchten Kaminofen lagen beim „Anzünden von unten“ die CO-Emissionen um rund 33 %, die Org.-C-Emissionen um 60 % und die Gesamtstaubemissionen um ca. 10 % niedriger als beim „Anzünden von oben“. Im Fall der Org.-C- sowie der Staubemissionen war dieser Trend jedoch statistisch nicht signifikant. Auch zeigt sich eine geringere „Empfindlichkeit“ des Anzündens von unten gegenüber Einflüssen, die mit möglichen Unterschieden beim Aufbau der Zündauflage zusammenhängen, denn die Messwerte waren hier stets gut wiederholbar. Die Vorteile sind vermutlich vor allem durch den rascheren Temperaturanstieg und die insgesamt höhere Temperatur beim „Anzünden von unten“ begründet.

Von weiteren Anzündvarianten, beispielsweise dem „Anzünden von unten mit Zeitungspapier“ (CO  $\times$  2,4; Org.-C  $\times$  4,6; Gesamtstaub  $\times$  2) und dem „Anzünden von unten ohne Kleinholz“ (CO  $\times$  1,7; Org.-C  $\times$  4,4; Gesamtstaub  $\times$  1,6), ist in jedem Fall abzuraten, da hier die Emissionen deutlich und teilweise statistisch signifikant höher waren als beim „Anzünden von unten“. Das „Anzünden aus der Mitte“ ist wahrscheinlich in der Praxis nur schwierig vom „Anzünden von oben“ abzugrenzen. Diese Art des Anzündens führt zu ähnlichen Emissionen wie das „Anzünden von oben“ (CO  $\times$  1,04; Org.-C  $\times$  0,95; Gesamtstaub  $\times$  1,01).

Der Vergleich des „Anzündens von unten“ mit dem „Anzünden von oben“ bei Naturzug und konstanten Zugbedingungen ( $-12$  Pa) zeigte, dass die Emissionen beim Anzünden mit konstanten Zugbedingungen von Beginn an in beiden Fällen deutlich niedriger ausfallen als am Naturzugschornstein. Bei Letzterem muss der Schornsteinzug erst aufgebaut werden und ist am Anfang des Anzündabbrands deutlich niedriger. Trotzdem bestätigt sich der Vorteil des „Anzündens von unten“ für den hier verwendeten Kaminofen mit Rost auch unter konstanten Zugbedingungen. Generell ist zu beobachten, dass ein konstanter Schornsteinzug zu Beginn des Heizbetriebs (Anzünden) einen positiven Effekt auf die gasförmigen Emissionen hat. Eine Gebläseunterstützung könnte demnach zu-

mindest für die Kaltstartphase, die bei Einzelraumfeuerungen einen großen Anteil der Gesamtemissionen ausmacht, sinnvoll sein.

Ob die beobachteten Unterschiede beim „Anzünden von unten“ und „Anzünden von oben“ im Vergleich zu vorherigen Untersuchungen im Zusammenhang mit mangelnder Dichtigkeit der zuvor verwendeten Feuerungen und dem damit verbundenen Falschlufteintrag zusammenhängen, kann noch nicht abschließend beantwortet werden. Es kann nur an die Hersteller appelliert werden, sich mit dem richtigen Anzünden der von ihnen angebotenen Ofenmodelle intensiv auseinanderzusetzen und die optimale Vorgehensweise in der Bedienungsanleitung und/oder einer Kurzanleitung zum richtigen Heizen für den Nutzer verständlich darzustellen.

Bei der weiteren Untersuchung des Nutzerverhaltens zu ausgewählten Nachlegevarianten lagen die Emissionen für den „ordnungsgemäßen Betrieb“ nach Herstelleranleitung bei  $1.687 \text{ mg/Nm}^3$  für CO, bei  $212 \text{ mg/Nm}^3$  für Org.-C und bei  $22 \text{ mg/Nm}^3$  für Gesamtstaub. Diese am Naturzug ermittelten Werte lagen für CO und Org.-C knapp über dem Grenzwert der 2. Stufe der 1. BImSchV und für Gesamtstaub deutlich darunter.

Der schwerwiegendste „Fehler“ im Rahmen dieser Studie war das Offenlassen der Primärluft nach dem Anheizen (1. Abbrand). Hierbei erhöhten sich die Emissionen verglichen mit dem „ordnungsgemäßen Betrieb“ dramatisch (CO  $\times 5,6$ ; Org.-C  $\times 6$ ; Gesamtstaub  $\times 6,5$ ). Auch das Heizen mit zu feuchtem Brennstoff (CO  $\times 1,7$ ; Org.-C  $\times 4,7$ ; Gesamtstaub  $\times 4,3$ ) und das zu späte Nachlegen (CO  $\times 1,7$ ; Org.-C  $\times 5,2$ ; Gesamtstaub  $\times 4$ ) wirkten sich nachteilig auf die Emissionen aus. Das Überladen der Brennkammer führte nur zu einer Erhöhung der gasförmigen Emissionen (CO  $\times 2,3$ ; Org.-C  $\times 2,6$ ) und das gezielte Drosseln der Verbrennungsluft zu einem Anstieg der CO-Emissionen um das 1,7-Fache. Die Gesamtstaubemissionen wurden hierdurch nur geringfügig beeinflusst und blieben deutlich unter  $40 \text{ mg/Nm}^3$ . Das Heizen mit zu langen Scheiten wirkte sich bei dem verwendeten Ofen – anders als erwartet – nicht negativ auf die Emissionen aus, was vermutlich an der Größe des Brennraums lag. Auch beim Nachlegen zu trockenem Brennstoff konnte hier – im Gegensatz zu früheren Beobachtungen an weniger gut abdichtenden Öfen – kein deutlich negativer Einfluss auf die Emissionen beobachtet werden. Ein „quasi-kontinuierliches“ Nachlegen nur einzelner Scheite, bei dem die Flamme nie erlischt, führte sogar zu niedrigeren Emissionen als der „ordnungsgemäße Betrieb“. Hier lagen die Gesamtstaubemissionen gerade noch bei  $12 \text{ mg/Nm}^3$ .

Alle hier dargestellten, durch Lufteinstellungen verursachten Fehlbedienungen ließen sich durch Einbau geeigneter automatischer Verbrennungsluftsteuerungen der -regelungen vermeiden. Hierin lässt sich der aus dieser Untersuchung abzuleitende primäre Handlungsbedarf erkennen, denn solche in den Ofen integrierten Steuerungen oder Regelungen bieten meist auch den Vorteil, dass sie beim Nachlegen die Primärluft kurz öffnen und damit z. B. ein rascheres Zünden bei zu spätem Nachlegen oder zu feuchtem Brennstoff ermöglichen. Dieses Schadstoffminderungspotenzial sollte in Folgeuntersuchungen unbedingt quantifiziert werden.

Im optischen Vergleich der Flammenbilder (Unterkapitel 5.3, Abbildung 17) zeigen sich bei den Abbränden mit niedrigen Emissionen stets eine kurze, sehr helle, kaum noch sichtbare Flamme sowie eine saubere Scheibe und Rückwand ohne schwarze Ablagerungen. Bei Heizfehlern zeigen sich entweder dunkle Flammen, die weit in den oberen Feuerraum und teilweise bis in die Abgasumlenkung hineinschlagen (d. h. zu rascher Brennstoffumsatz, z. B. bei offener Primärluft), oder es tritt eine sichtbare Verfärbung der Scheibe und der Rückwand auf (zu geringe Temperatur oder zu geringe Verbrennungsluft). In der Praxis ist die optische Bewertung der Flammen, der Scheibe und der Brennraumauskleidung meist die einzige Information, die der Nutzer zur Verfügung hat, um die Güte der Verbrennung zu bewerten.

Die Ergebnisse der nachgestellten Typenprüfung zeigen, dass sich die Herstellerangaben auf dem Typenschild auch mit einem auf dem Markt verfügbaren Serienprodukt nachvollziehen lassen, wenn der Ofen – wie es offenbar hier der Fall war – die gleiche feuerungstechnische Ausstattung und Fertigungsgüte wie der ursprünglich typengeprüfte Prototyp aufweist. Dies war in bisherigen Untersuchungen am TFZ, aber auch bei Projektpartnern, z. B. während des „beReal“-Projekts, bisher selten der Fall. Die für den hier untersuchten Kaminofen in Anlehnung an die Typenprüfung ermittelten Emissionen lagen durchweg deutlich unter den Grenzwerten der 2. Stufe der 1. BImSchV sowie der europäischen Ökodesign-Richtlinie. Auch die mit der praxisnahen „beReal“-Methode gemessenen Emissionen lagen nach der Anpassung des Nachlegesignals an den hier verwendeten Kaminofen für die gasförmigen Emissionen nur knapp über den Grenzwerten; für die Gesamtstaubemissionen lagen sie sogar deutlich darunter. Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass mit einem modernen Kaminofen mit hohen Ansprüchen an die Dichtigkeit (d. h. Falschluffvermeidung) niedrige Emissionen auch in der Praxis erreichbar sind.

Zudem zeigen die Beobachtungen dieser Untersuchung erneut, dass das bereits während des „beReal“-Projekts häufig diskutierte CO<sub>2</sub>-Nachlegekriterium sehr ofenspezifisch ist. Vor der Einführung dieser Prüfmethode sollten somit weitere Überlegungen erfolgen, ob nicht der visuell festgestellte Zeitpunkt des Erlöschens der sichtbaren Flammen zu bevorzugen ist, da dies auch dem für den Nutzer erkennbaren optimalen Zeitpunkt des Nachlegens entspricht.

Den größten Einfluss auf die Emissionen aus Einzelraumfeuerungen und speziell Kaminöfen hat neben der eingesetzten Feuerungstechnik somit der Nutzer bzw. die Nutzerin. Deshalb sollte vonseiten der Hersteller eine umfassende und eindeutige Gebrauchsanweisung für den jeweiligen Ofen bereitgestellt werden. Der bereits im „beReal“-Projekt vorgeschlagene „Quick User Guide“, eine bebilderte Anleitung zum richtigen Heizen auf einer oder zwei DIN-A4-Seiten, stellt eine gute Möglichkeit dar, das richtige Heizen maßgeschneidert für das jeweilige Gerät zu vermitteln. Allein hierdurch lassen sich nach Erfahrungen aus dem „beReal“-Projekt die Emissionen in vielen Fällen deutlich reduzieren [1].



## Abstract

Firewood stoves are widely used in Europe and they may cause high particulate matter (PM) and gaseous emissions. Previous research projects highlighted that the user behavior is an important parameter that influences pollutant emissions of manually operated firewood stoves. To meet strict emission thresholds, not only on a test stand but also in real-life operation it is therefore necessary to identify the main operating errors made by users leading to higher emissions. From the obtained results recommendations for correct stove operation and development can then be given.

A manually operated modern state of the art firewood stove with a nominal heat output of 7 kW was selected to investigate the influence of user behaviour on emissions. In total, 5 stove ignition modes and 9 stove operational procedures were tested. Ignition modes differed in the position of the chosen starter blocks as well in the orientation and position of wood logs and kindling used, including the "top down" and "bottom up" ignition modes. The operational procedures comprised the refilling according to the stove user manual (a), different primary air settings (b), an overload of fuel (c), different moisture content between 7 and 30 w-% (d), too long logs which were leaning at the side walls of the refractory lining (e), a delayed recharging (f) and a "quasi-continuous" charging of individual logs (g). PM emissions were measured immediately after closing the door of the stove until complete flame extinguishing. The gaseous emissions were measured continuously throughout the operation. To achieve close to real life operation, the stove was operated at natural draught conditions and when ignition was tested, all three replications were always started from a cold combustion chamber. The results for the "top down" and "bottom up" ignition modes were additionally measured at a regulated draught of 12 Pa, this was to assess if the here identified ignition preferences could also be repeated under the usual standardized type testing conditions. Additionally, a test according to the European type testing routine (EN 13240) was also carried out to allow a deeper evaluation of the emission results.

The ignition from the bottom caused lower emissions compared to the ignition from the top. This was achieved when using small wood sticks and an igniter (a wax soaked wood wool block) at natural and constant draught conditions. But the highest emissions within the ignition studies were caused when using crumpled newspaper as igniter at the bottom.

In the reference case, the firewood stove performed very well at nominal load and under natural draught conditions (CO: 1687 mg/Nm<sup>3</sup>; OGC: 212 mg/Nm<sup>3</sup>; PM: 22 mg/Nm<sup>3</sup>; PM: 22 mg/Nm<sup>3</sup>). German national emission requirements would be easily met because the measurements performed here were following a more strict and real-life oriented pattern where certain critical and high-emission phases had not been not cut-off during flue gas sampling, as this would have been the case when testing according to EN 13240.

In contrast to the "orderly" stove operation, the highest emissions were released when the primary air was not closed after the ignition batch (CO 9379 mg/Nm<sup>3</sup>; OGC 1283 mg/Nm<sup>3</sup>; PM 142 mg/Nm<sup>3</sup>). Such maloperation could be avoided if the stove was

equipped by a relatively simple automatic combustion air control according to the state of the art. Moreover, high emissions occurred when the stove was recharged after the flames were already extinguished or when the fuel was too wet. By throttling the combustion air flow, the CO emissions were increased by the factor 1.7, compared to the proper stove operation. Similarly, an overfilling of the combustion chamber also led to increased gaseous emissions. The use of too long wood logs, too dry wood or the continuous refilling with single logs led to similar or slightly lower gaseous and particulate matter emissions compared to the orderly stove operation which followed the user manual.

The results confirm that the user has a big influence on the emissions of firewood stoves. Therefore, manufacturers should develop precise manuals that describe the best ignition mode as well as the optimal way of recharging including the proper amount of fuel and the optimal fuel condition. These instructions should be specifically adjusted to each stove. This should best be done by creating a quick-user-guide provided by the stove manufacturer, based on previous stove-specific experimental evaluation performed by the manufacturer. Additional improvement potential is given by introducing automatic combustion air control units which can prevent severe maloperational hazards. This technology not only corrects air flow (e. g. when the primary air flow is left open by the user) but could also help to indicate other unfavorable user behavior like too late refilling of wood or stove overloading. The potential of automatically controlled stoves in comparison to a manual operated stove including realistic user behavior should be addressed in future studies.

## Quellenverzeichnis

- [1] BACHMEIER, H. (2017): beReal-Prüfmethoden für Scheitholz- und Pelletöfen: Feld- und Ringversuche. In: TECHNOLOGIE- UND FÖRDERZENTRUM IM KOMPETENZZENTRUM FÜR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (TFZ) (Hrsg.): Programm der 21. Sitzung des Arbeitskreises Holzfeuerung. Schwerpunkt Einzelraumfeuerungen, Schwerpunkt Zentralheizungen. Straubing, 17. Mai 2017. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), S. 1-20
- [2] BERTRAND, A.; STEFENELLI, G.; BRUNS, E. A.; PIEBER, S. M.; TEMIME-ROUSSEL, B.; SLOWIK, J. G.; PRÉVÔT, A. S. H.; WORTHAM, H.; EL HADDAD, I.; MARCHAND, N. (2017): Primary emissions and secondary aerosol production potential from woodstoves for residential heating. Influence of the stove technology and combustion efficiency. *Atmospheric Environment*, Jg. 169, S. 65-79
- [3] BRANDELET, B.; ROSE, C.; ROGAUME, C.; ROGAUME, Y. (2018): Impact of ignition technique on total emissions of a firewood stove. *Biomass and Bioenergy*, Jg. 108, S. 15-24
- [4] BUNDESMINISTERIUM FÜR JUSTIZ UND FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ (BMI) (2017): Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen – 1. BImSchV). Ausfertigungsdatum: 26.01.2010. Stand: zuletzt geändert durch Art. 16 Abs. 4 G. v. 10.3.2017, BGBl, Teil I, Nr. 12, vom 15.03.2017, S. 423
- [5] DEUTSCHER ENERGIEHOLZ- UND PELLET-VERBAND E. V. (DEPV) (2017): Umweltbundesamt korrigiert Emissionsfaktoren und Gesamtemissionen von Holzfeuerungen nach unten. Emissionen sanken von 2010 bis 2015 um ein Drittel. Ausgabe vom 08.12.2017. Mitarbeiter: Dörschel, J. Berlin: Deutscher Energieholz- und Pellet-Verband e. V. (DEPV), 4 Seiten
- [6] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2005): DIN EN 13240: Raumheizer für feste Brennstoffe. Anforderungen und Prüfungen. Deutsche Fassung EN 13240:2001 + A2:2004. Berlin: Deutsches Institut für Normung e. V. (DIN), 81 Seiten
- [7] DIERMANN, R. (2018): Kaminöfen – Feuer, Flamme, Feinstaub. *Süddeutsche.de*, Geld, 18. Januar 2018, 18:58 Uhr, Kaminöfen, SZ vom 19.01.2018, URL: <https://www.sueddeutsche.de/geld/kaminofen-feuer-flamme-feinstaub-1.3828861>, 2 Seiten
- [8] ELLNER-SCHUBERTH, F.; HARTMANN, H.; TUROWSKI, P.; ROßMANN, P. (2010): Partikelemissionen aus Kleinfeuerungen für Holz und Ansätze für Minderungsmaßnahmen. Berichte aus dem TFZ, Nr. 22. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), 135 Seiten, ISBN 1614-1008
- [9] EUROPÄISCHE KOMMISSION (2015): Verordnung (EU) 2015/1185 der Kommission vom 24. April 2015 – zur Durchführung der Richtlinie 2009/125/EG des Europäischen Parlaments und des Rates im Hinblick auf die Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung von Festbrennstoff-Einzelraumheizgeräten, in der Fassung vom 21.07.2015. Amtsblatt der Europäischen Union, Jg. 58, Nr. L 193, S. 1-19

- [10] FEDAK, K. M.; GOOD, N.; DAHLKE, J.; HECOBIAN, A.; SULLIVAN, A.; ZHOU, Y.; PEEL, J. L.; VOLCKENS, J. (2018): Chemical Composition and Emissions Factors for Cookstove Startup (Ignition) Materials. *Environmental Science & Technology*, Jg. 52, Nr. 16, S. 9505-9513
- [11] HARTMANN, H.; SCHÖN, C.; TUROWSKI, P. (2015): Richtig Heizen. Der Betrieb von Kaminöfen. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ) (Hrsg.). Mitarbeiter: Obernberger, I.; Biedermann, F.; Brunner, T.; Bäfver, L.; Finnan, J.; Carroll, J. Straubing. *TFZWissen – Forschung für die Praxis*, Nr. 1, 31 Seiten
- [12] HENZLER, C. (2018): Kaminfeuer verboten. Bauherren in Aschaffenburg dürfen keine Kachelöfen betreiben. *Süddeutsche.de*, Bayern, 25.01.2018, 18:52 Uhr, SZ vom 26.01.2018, URL: <https://www.sueddeutsche.de/bayern/praeventionsmassnahme-kaminfeuer-verboten-1.3840289>, 1 Seite
- [13] HÖLDRICH, A.; HARTMANN, H.; DECKER, T.; REISINGER, K.; SOMMER, W.; SCHARDT, S.; WITTKOPF, M.; OHRNER, G. (2006): Rationelle Scheitholzbereitstellungsverfahren. *Berichte aus dem TFZ*, Nr. 11. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), 274 Seiten, ISSN 1614-1008
- [14] KALTSCHMITT, M.; HARTMANN, H.; HOFBAUER, H. (2016): *Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren*. 3., aktual. Aufl. Berlin; Heidelberg: Springer Vieweg, 1755 Seiten, ISBN 978-3-662-47437-2
- [15] KRAMPER, G. (1996): So ein Teufelszeug. *DIE ZEIT*, Jg. 51, Nr. 35, Ausgabe vom 23. August 1996, S. 1-2
- [16] MACK, R.; KUPTZ, D.; SCHÖN, C.; HARTMANN, H. (2018): Optimierungspotenziale bei Kaminöfen. Emissionen, Wirkungsgrad und Wärmeverluste. *Berichte aus dem TFZ*, Nr. 57. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), 116 Seiten, ISSN 1614-1008
- [17] PUTZ, H.-J.; WEINERT, S. (2010): Qualitätseigenschaften der wichtigsten Altpapiersorten in Abhängigkeit von den Sortierbedingungen. Schlussbericht Vorhaben 15408 N, Bewilligungszeitraum 01.11.2007–31.07.2010. Arbeitsgemeinschaft industrieller Forschungsvereinigungen (AiF), Kuratorium für Forschung und Technik der Zellstoff- und Papierindustrie im VDP e. V. Darmstadt: Technische Universität Darmstadt, Forschungsstelle Papierfabrikation und mechanische Verfahrenstechnik; IfP-GmbH, Institution for Paper Science and Technology, 111 Seiten
- [18] REICHERT, G.; HARTMANN, H.; HASLINGER, W.; OEHLER, H.; MACK, R.; SCHMIDL, C.; SCHÖN, C.; SCHWABL, M.; STRESSLER, H.; STURMLECHNER, R.; HOCHENAUER, C. (2017): Effect of draught conditions and ignition technique on combustion performance of firewood room heaters. *Renewable Energy*, Jg. 105, S. 547-560



- [19] REICHERT, G.; HARTMANN, H.; HASLINGER, W.; OEHLER, H.; PELZ, S.; SCHMIDL, C.; SCHWABL, M.; STRESSLER, H.; STURMLECHNER, R.; WOEHLER, M.; HOCHENAUER, C. (2016): beReal – Development of a new test method for firewood room heaters reflecting real life operation. In: FAAIJ, A.; BAXTER, D.; GRASSI, A.; HELM, P. (Hrsg.): Setting the course for a biobased economy. Extracted from the Proceedings of the International Conference. 24<sup>th</sup> European Biomass Conference & Exhibition. RAI Amsterdam Exhibition and Congress Centre, Amsterdam, The Netherlands, June 6-9. Florence: ETA-Florence Renewable Energies; WIP-Renewable Energies, S. 382-387, ISBN 9788889407165
- [20] REICHERT, G.; SCHMIDL, C.; HASLINGER, W.; MOSER, W.; AIGENBAUER, S.; WÖHLER, M.; FIGL, F. (2014): Investigation of user behavior and operating conditions of residential wood combustion (RWC) appliances and their impact on emissions and efficiency. In: ÖSTERREICHISCHER BIOMASSE-VERBAND (ÖBV); LANDWIRTSCHAFTSKAMMER STEIERMARK; BIOENERGY 2020+ GMBH; KLIMA- UND ENERGIEFONDS (Hrsg.): Tagungsband – Proceedings. 4. Mitteleuropäische Biomassekonferenz – 4. Central European Biomass Conference (CEBC). Graz, 15. bis 18. Januar. Wien: Österreichischer Biomasse-Verband (ÖBV), S. 1-8
- [21] SCHLICHTER, M. (2018): Aktuelle Erfahrungen aus der Überwachung von Kleinfeuerungsanlagen. In: TECHNOLOGIE- UND FÖRDERZENTRUM IM KOMPETENZZENTRUM FÜR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (TFZ) (Hrsg.): Herausforderungen und Lösungen für moderne Holzheizungen. TFZ-Arbeitskreis Holzfeuerung und FNR-Statusseminar Lenkungsausschuss Feste Brennstoffe. 22. Sitzung des Arbeitskreises Holzfeuerung. Schulungs- und Ausbildungszentrum (SAZ), Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), Straubing, 6.-7. Juni. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), S. 1-29
- [22] SCHÖN, C.; HARTMANN, H. (2014): Nutzer- und Brennstoffeinflüsse auf Feinstaubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen. Berichte aus dem TFZ, Nr. 36. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), 173 Seiten, ISSN 1614-1008
- [23] SCHUH, H. (2017): Holzöfen – Gemütlich und gefährlich. DIE ZEIT, Jg. 72, Nr. 14, Ausgabe vom 30. März 2017, S. 1-3
- [24] SPARTHHERM FEUERUNGSTECHNIK GMBH (2012): Kaminöfen Selection. Montage- und Betriebsanleitung. UK Installation and Operating Instructions Stoves Selection, F Notice de montage et d'utilisation pour poêles Selection, IT Istruzioni di montaggio e d'uso per stufe camino Selection, ES Instrucciones de montaje y uso de las estufas de leña Selection, NL Montage- en gebruikshandleiding kachels Selection, PL Instrukcja montażu i obsługi pieców kominkowych Selection, РУС Руководство по монтажу и эксплуатации печей-каминов Selection. G. M. Rokossa (Hrsg.). Melle, 420 Seiten

- [25] TEBERT, C.; VOLZ, S.; TÖFGE, K. (2016): Ermittlung und Aktualisierung von Emissionsfaktoren für das nationale Emissionsinventar bezüglich kleiner und mittlerer Feuerungsanlagen der Haushalte und Kleinverbraucher. Endbericht – Hauptteil, Forschungskennzahl 3712 42 313-2; Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, Teilvorhaben 2: Überprüfung der Umsetzung des Standes der Technik bezüglich der Emissionen prioritärer Schadstoffe für einzelne Industriebranchen. Abschlussdatum Mai 2016. Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.). Hamburg: ÖKOPOL GmbH – Institut für Ökologie und Politik, 164 Seiten
- [26] UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2017): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990–2015. Endstand 14.02.2017. Nationales System Emissionsinventare (NaSE). Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.). Mitarbeiter: Strogies, M.; Gniffke, P. Dessau, 12 Excel-Arbeitsblätter
- [27] UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2018): Emissionen von Feinstaub (PM10) in Deutschland. Gesamtemissionen und Emissionen aus den holzbefeuerten Kleinfeuerungsanlagen der Kategorie Haushalte. Vorberechnung, Daten, Säulen gestapelt, Punktliniendiagramm. Zusammenfassender Auszug aus der Emissionsdatenbank (Stand 05/2018), Nationales System Emissionsinventare (NaSE). In: UMWELTBUNDESAMT (UBA) (Hrsg.): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990–2016. Endstand 14.02.2018 (v1.0). Nationales System Emissionsinventare (NaSE). Mitarbeiter: Strogies, M.; Gniffke, P. Dessau, Blätter 1-4 (Excel-Arbeitsblätter)
- [28] UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2018): Emissionen von Feinstaub (PM2.5) in Deutschland. Gesamtemissionen und Emissionen aus den holzbefeuerten Kleinfeuerungsanlagen der Kategorie Haushalte. Vorberechnung, Daten, Säulen gestapelt, Punktliniendiagramm. Zusammenfassender Auszug aus der Emissionsdatenbank (Stand 05/2018), Nationales System Emissionsinventare (NaSE). In: UMWELTBUNDESAMT (UBA) (Hrsg.): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990–2016. Endstand 14.02.2018 (v1.0). Nationales System Emissionsinventare (NaSE). Mitarbeiter: Strogies, M.; Gniffke, P. Dessau, Blätter 1-4 (Excel-Arbeitsblätter)
- [29] VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI) (2006): VDI 2066: Messen von Partikeln. Staubmessung in strömenden Gasen. Blatt 1: Gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung. Düsseldorf: Verein Deutscher Ingenieure (VDI), 111 Seiten
- [30] VOCK, W.; JENNI, A. (2007): Bericht zur 1. und 2. Mess-Serie: Emissionsarme Anfeuermethoden für Stückholzfeuerungen. Entwicklung von emissionsarmen Anfeuermethoden für Stückholzfeuerungen inkl. messtechnischer Erfolgsnachweis im praktischen Betrieb; Lufthygienische Massnahmen im Bereich Holzfeuerungen – Kantone AG, BE, BL/BS, LU/ZUDK, SH; SG, SO, TG, TI, VD, ZH, BFE und BAFU. Definitive Version des Schlussberichtes, 6. August 2007. Maschwanden, Liestal: Ingenieurbüro Willi Vock; ardens GmbH Andres Jenni, 73 Seiten
- [31] WÖHLER, M.; ANDERSEN, J. S.; BECKER, G.; PERSSON, H.; REICHERT, G.; SCHÖN, C.; SCHMIDL, C.; JAEGER, D.; PELZ, S. K. (2016): Investigation of real life operation of biomass room heating appliances – Results of a European survey. Applied Energy, Jg. 169, Nr. 5, S. 240-249

## Anhang

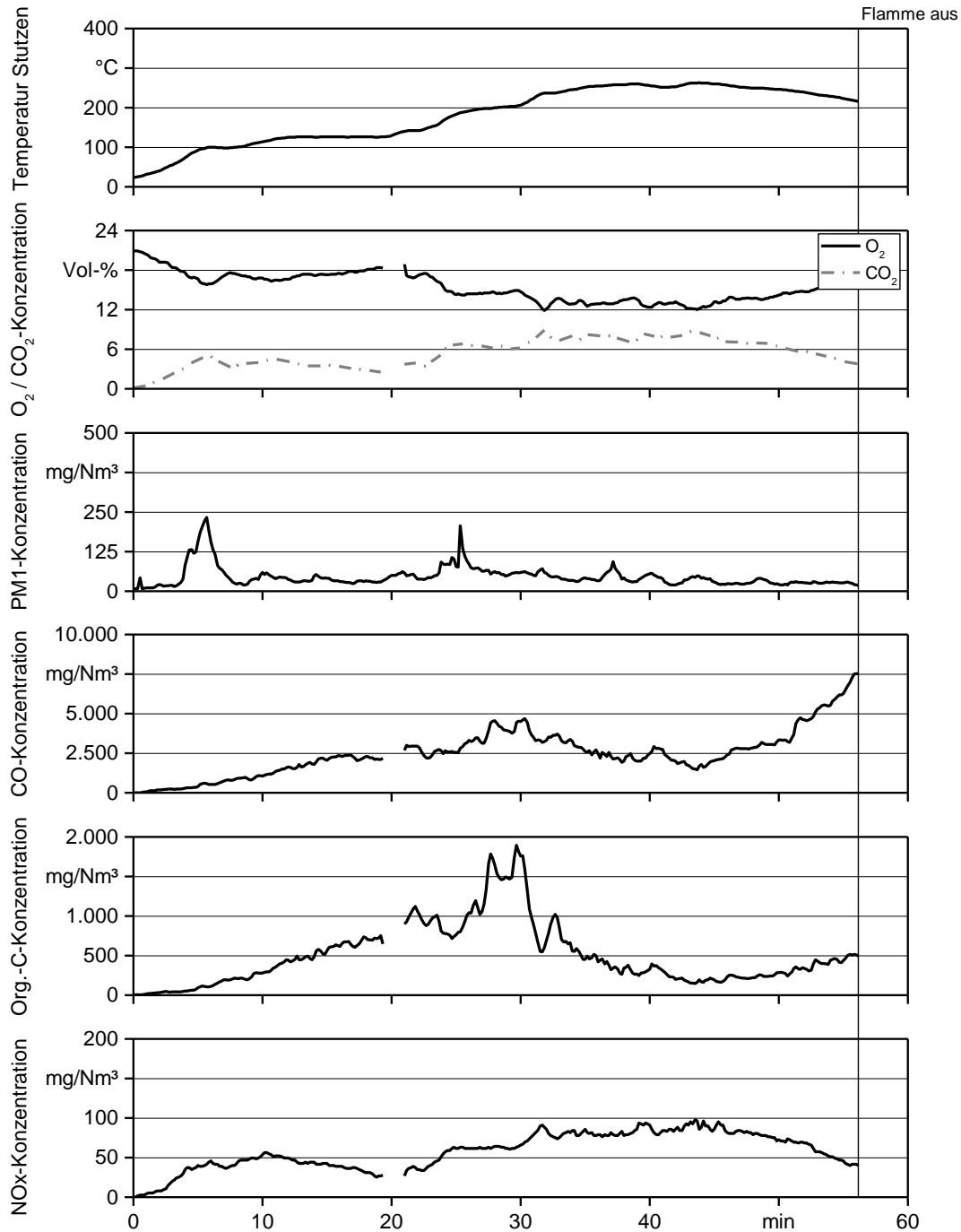


Abbildung 36: Verlauf der Abgastemperatur am Stützen, der CO<sub>2</sub>- und O<sub>2</sub>-Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM<sub>1</sub>-Emissionen beim „Anzünden von oben“ (A1) aus einer von drei Messungen

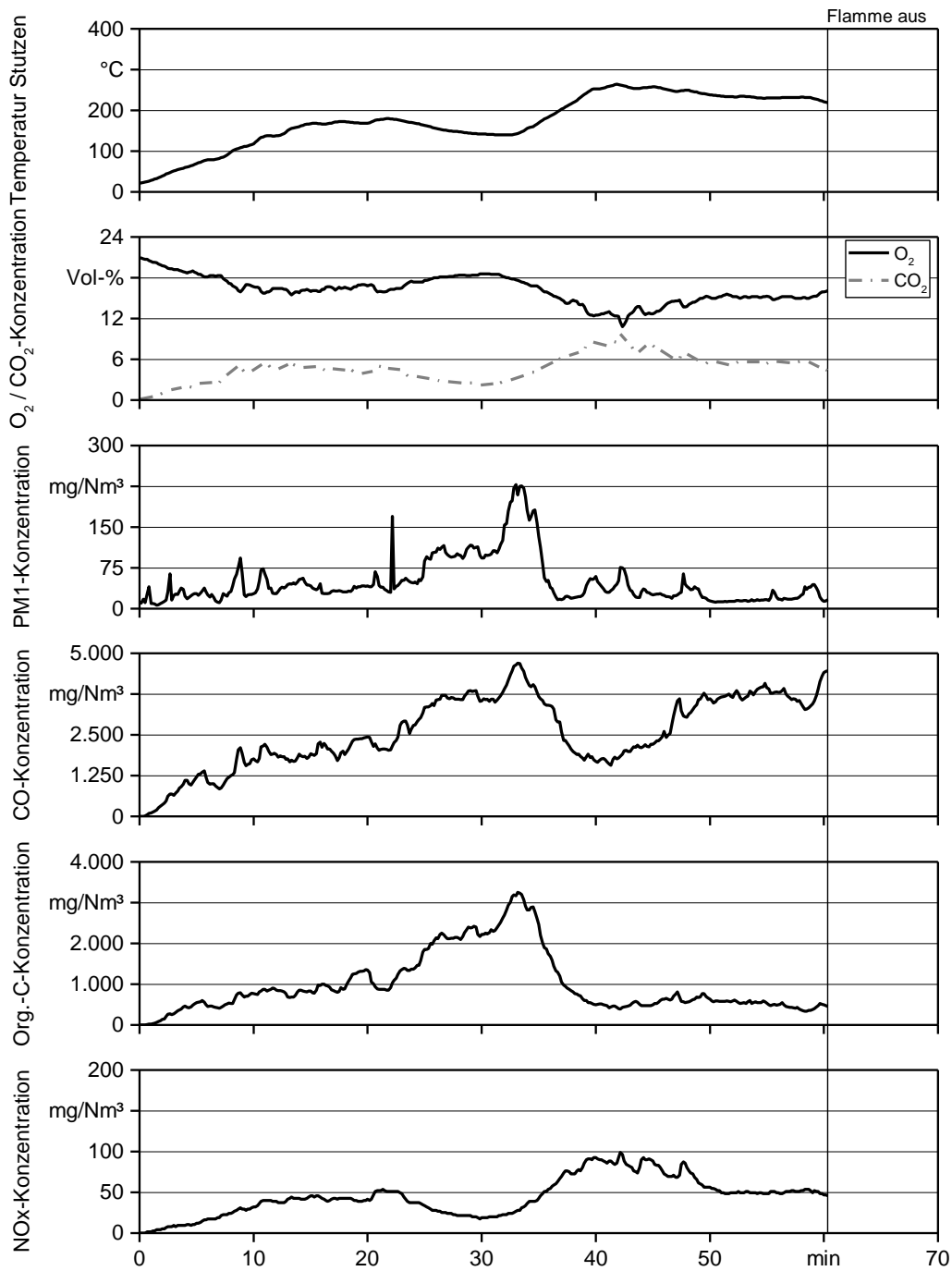


Abbildung 37: Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der  $\text{CO}_2$ - und  $\text{O}_2$ -Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie  $\text{PM}_1$ -Emissionen beim „Anzünden von unten ohne Kleinholz“ (A2) aus einer von drei Messungen

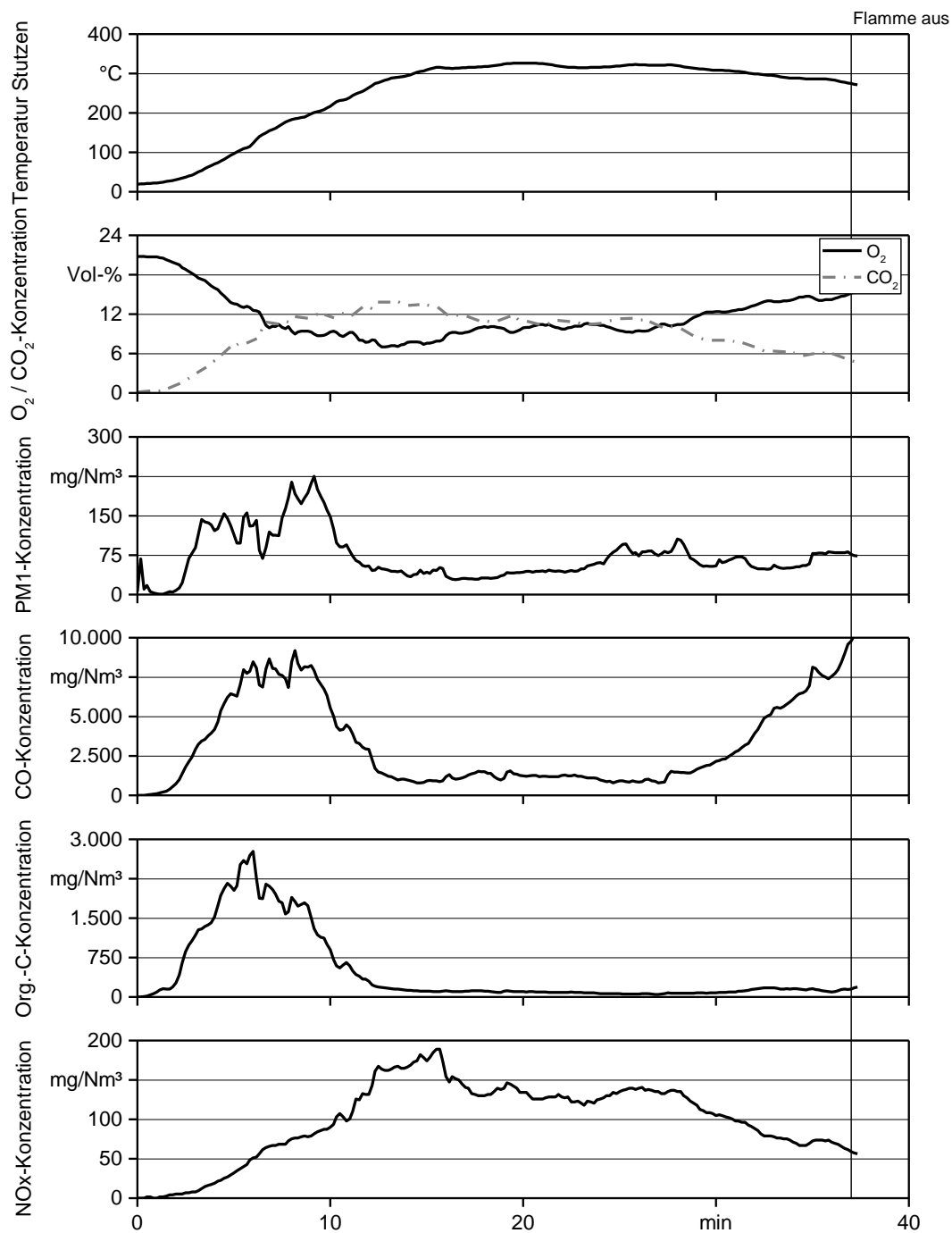


Abbildung 38: Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO<sub>2</sub>- und O<sub>2</sub>-Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM<sub>1</sub>-Emissionen beim „Anzünden von unten“ (A3) aus einer von drei Messungen

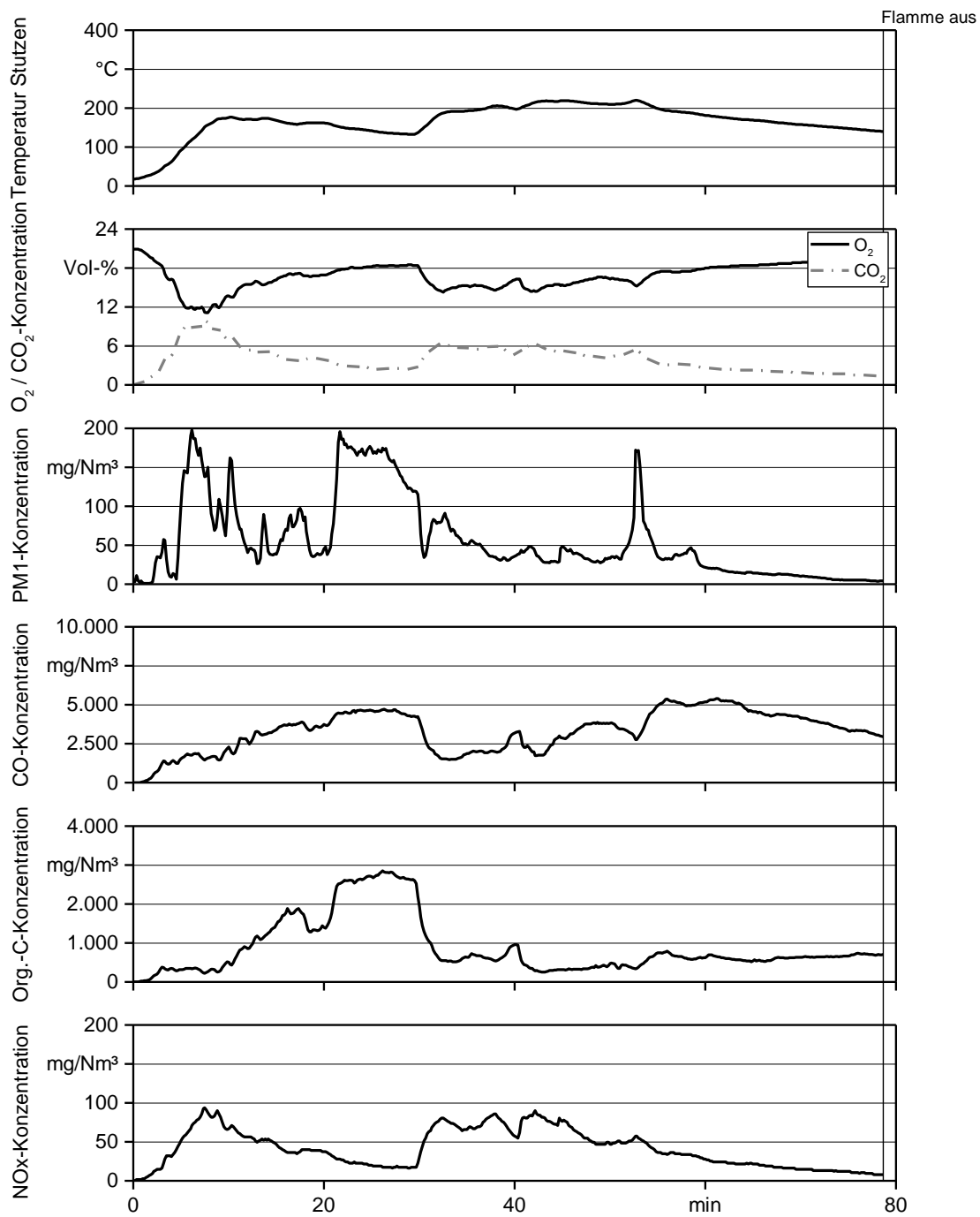


Abbildung 39: Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO<sub>2</sub>- und O<sub>2</sub>-Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM<sub>1</sub>-Emissionen beim „Anzünden aus der Mitte“ (A4) aus einer von drei Messungen

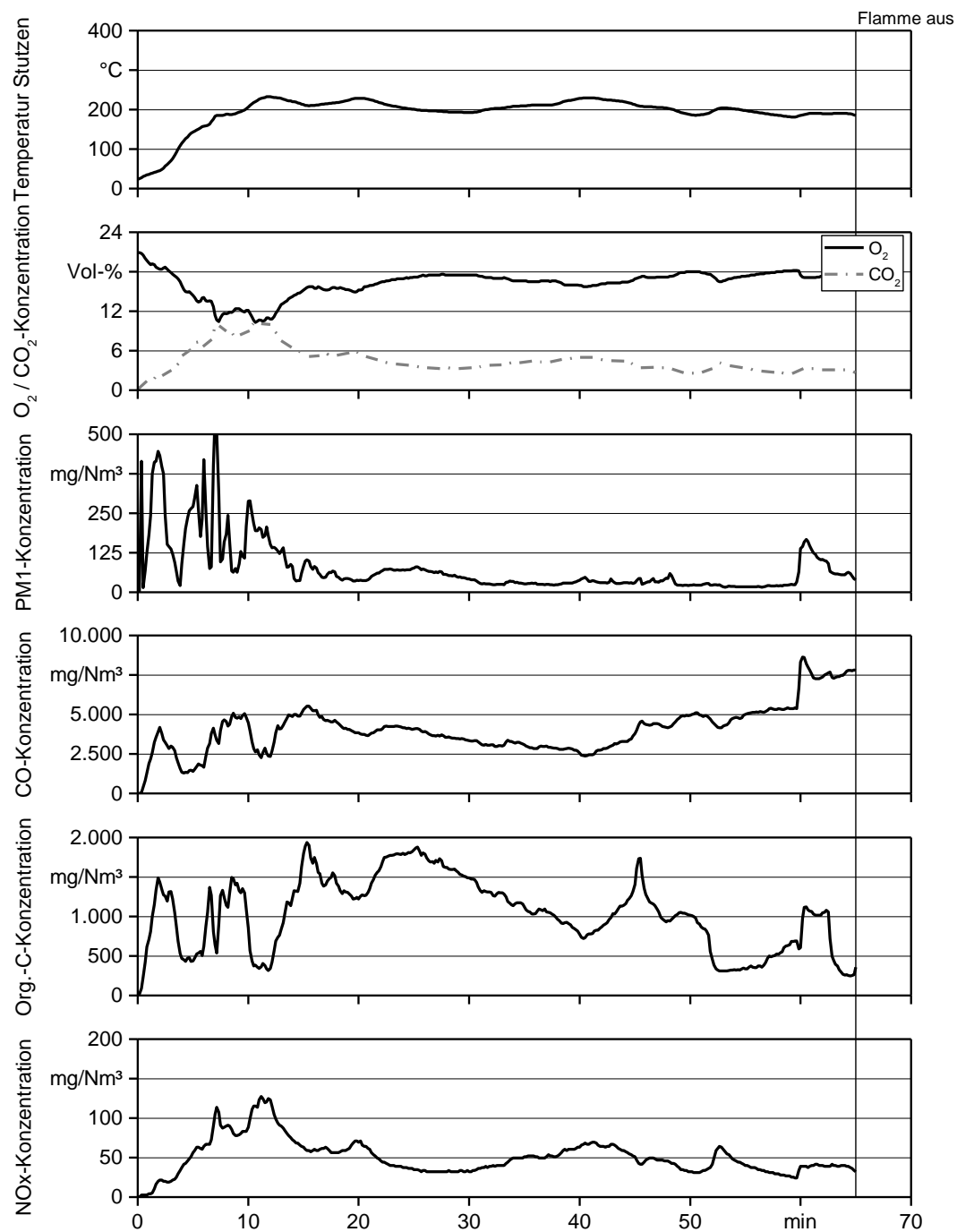


Abbildung 40: Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO<sub>2</sub>- und O<sub>2</sub>-Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM<sub>1</sub>-Emissionen beim „Anzünden von unten mit Zeitungspapier“ (A5) aus einer von drei Messungen

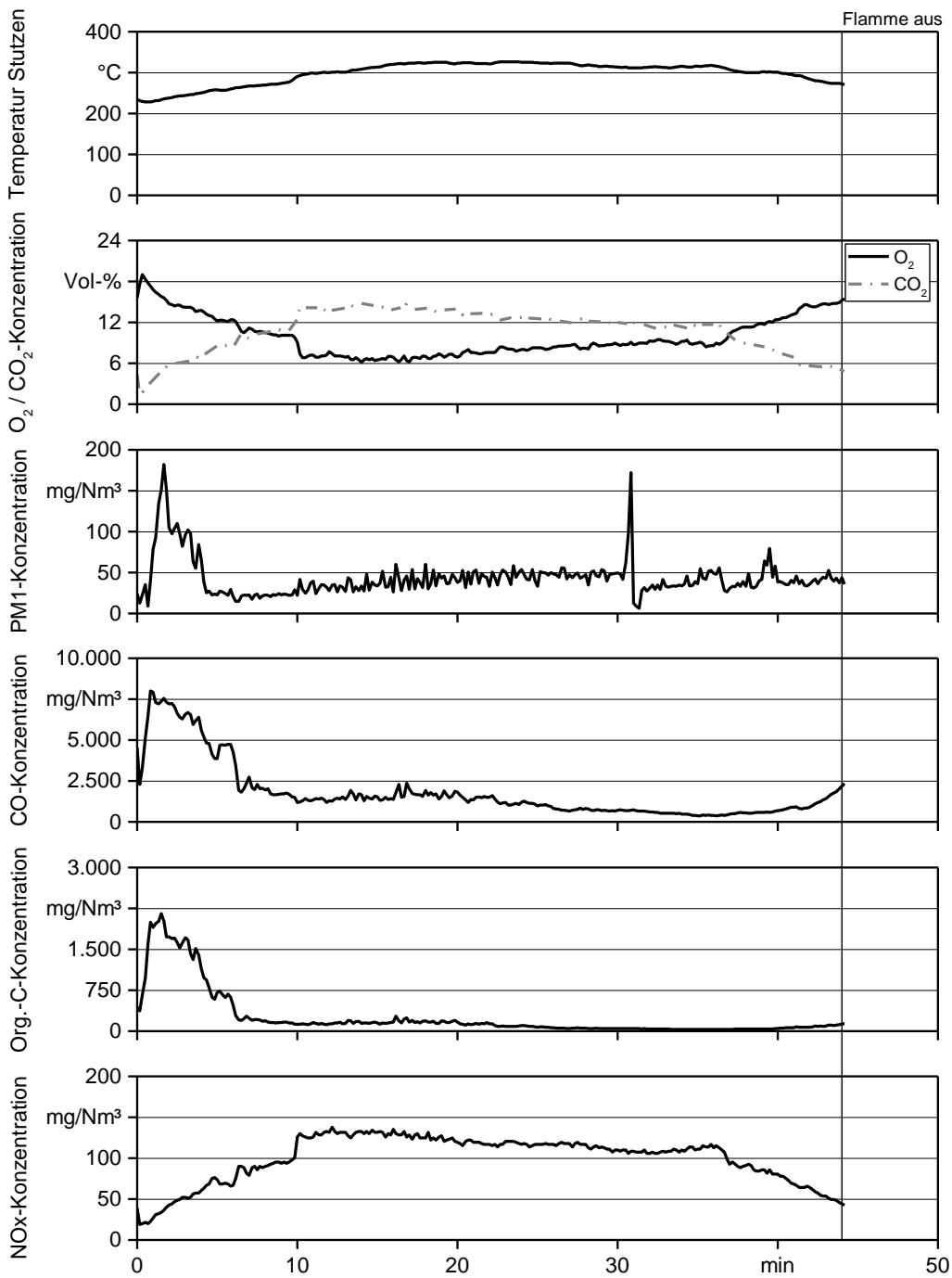


Abbildung 41: Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO<sub>2</sub>- und O<sub>2</sub>-Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM<sub>1</sub>-Emissionen des Versuchspunkts „ordnungsgemäßer Betrieb“ (V1) aus einer von drei Messungen



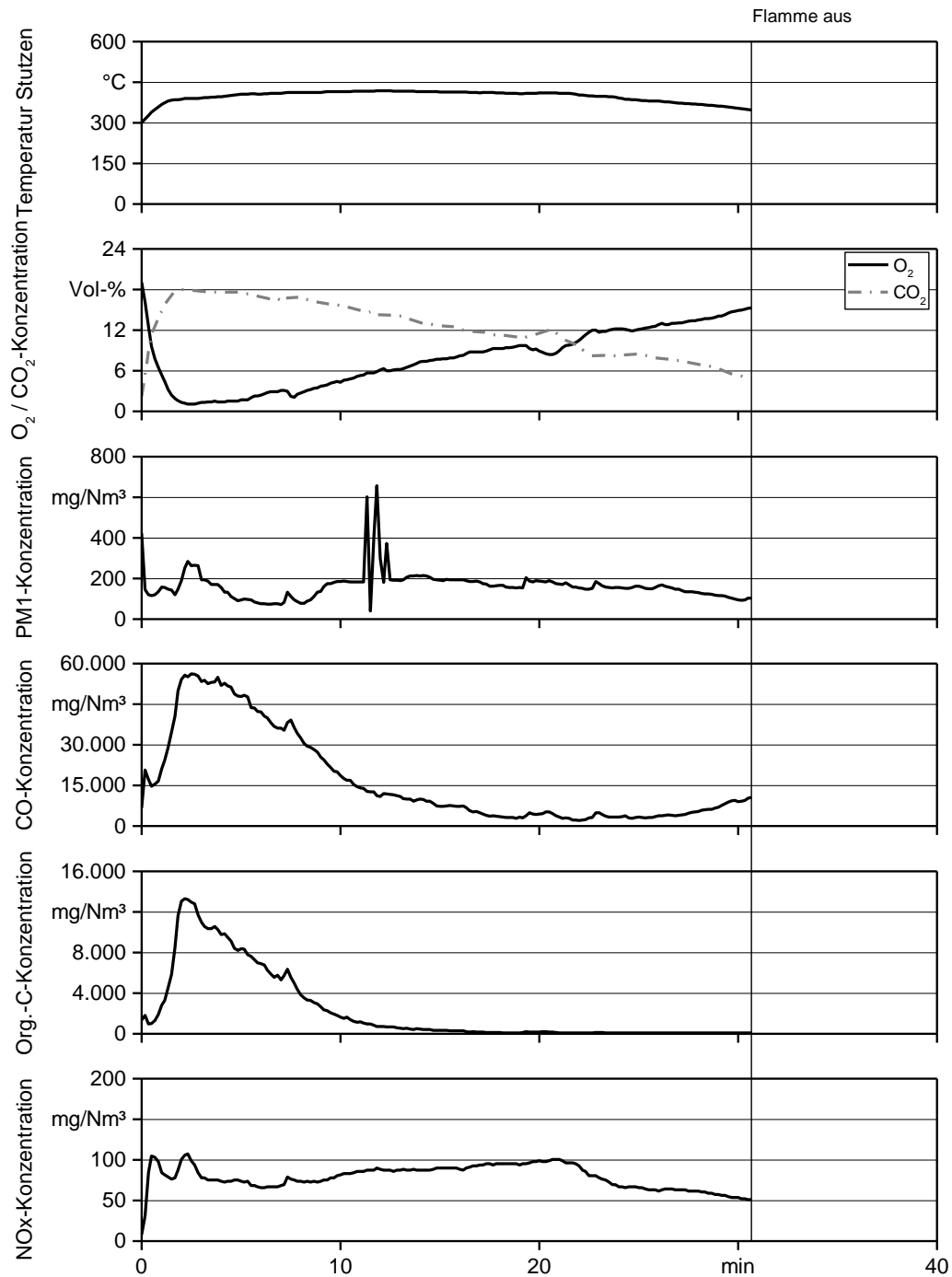


Abbildung 42: Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO<sub>2</sub>- und O<sub>2</sub>-Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM<sub>1</sub>-Emissionen des Versuchspunkts „offene Primärluft“ (V2) aus einer von drei Messungen

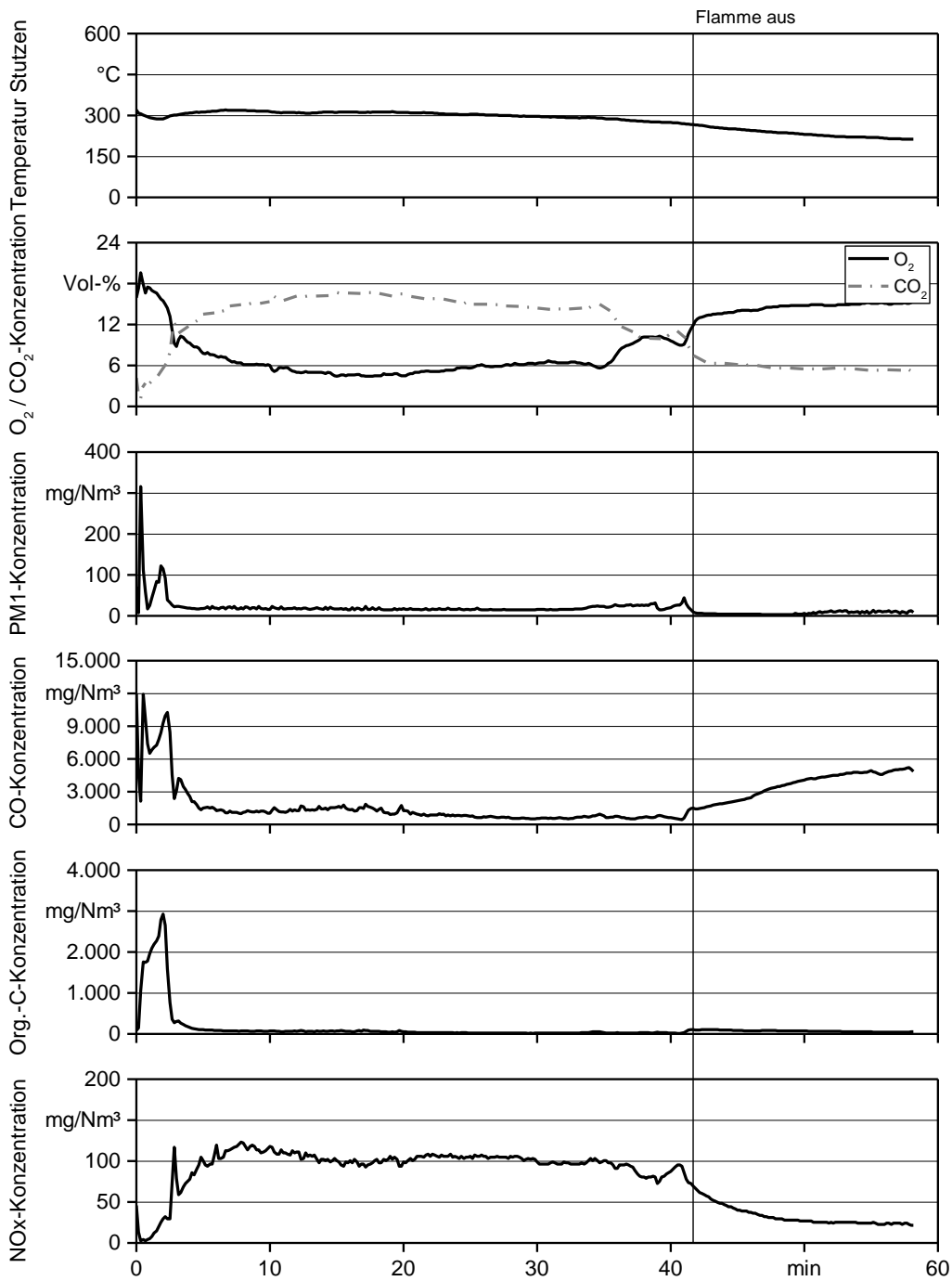


Abbildung 43: Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der  $\text{CO}_2$ - und  $\text{O}_2$ -Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen des Versuchspunkts „reduzierte Luftzufuhr“ (V3) aus einer von drei Messungen

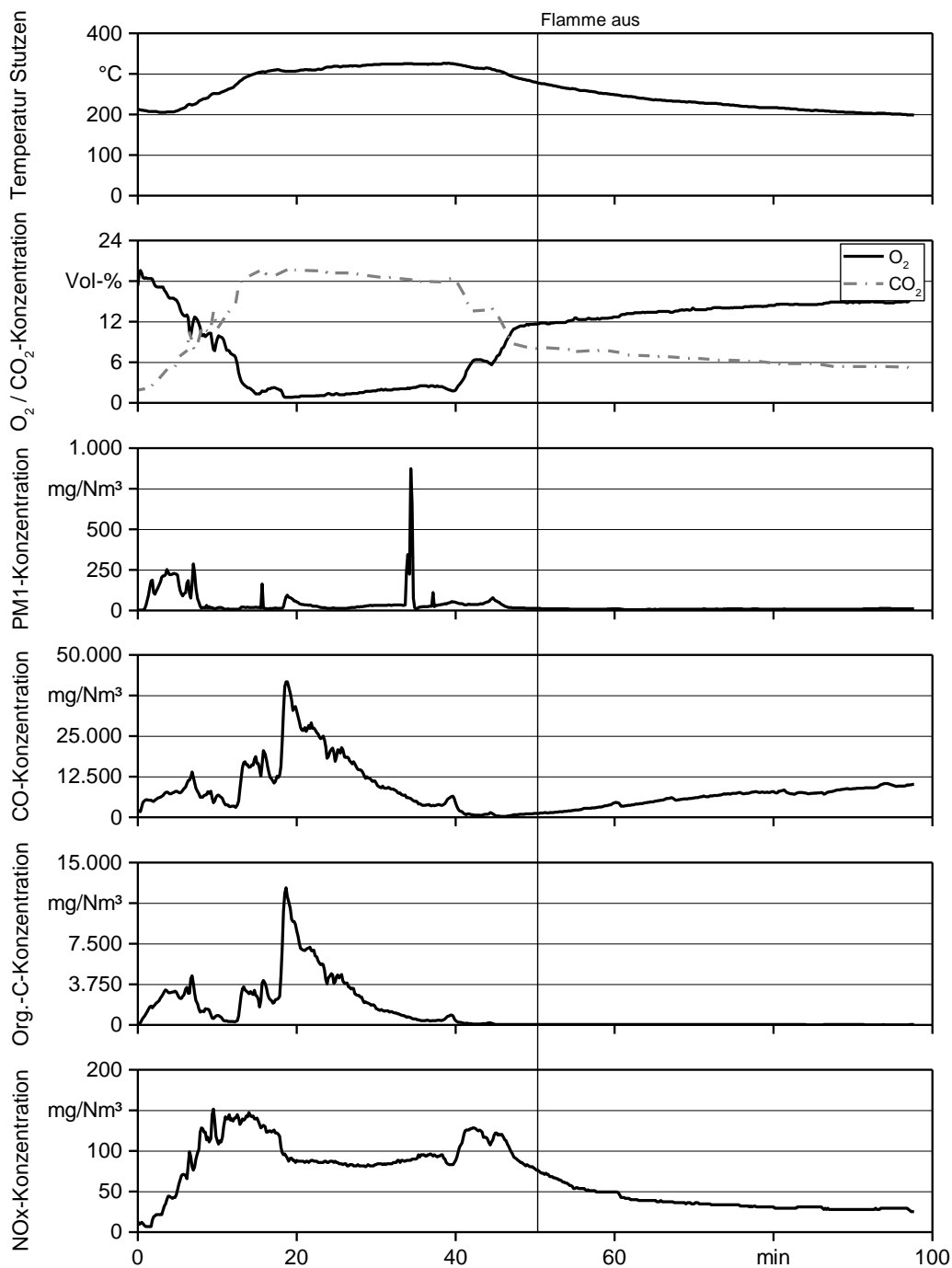


Abbildung 44: Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der  $\text{CO}_2$ - und  $\text{O}_2$ -Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie  $\text{PM}_1$ -Emissionen des Versuchspunkts „Überladung bei mittlerer Lufteinstellung“ (V4) aus einer von drei Messungen

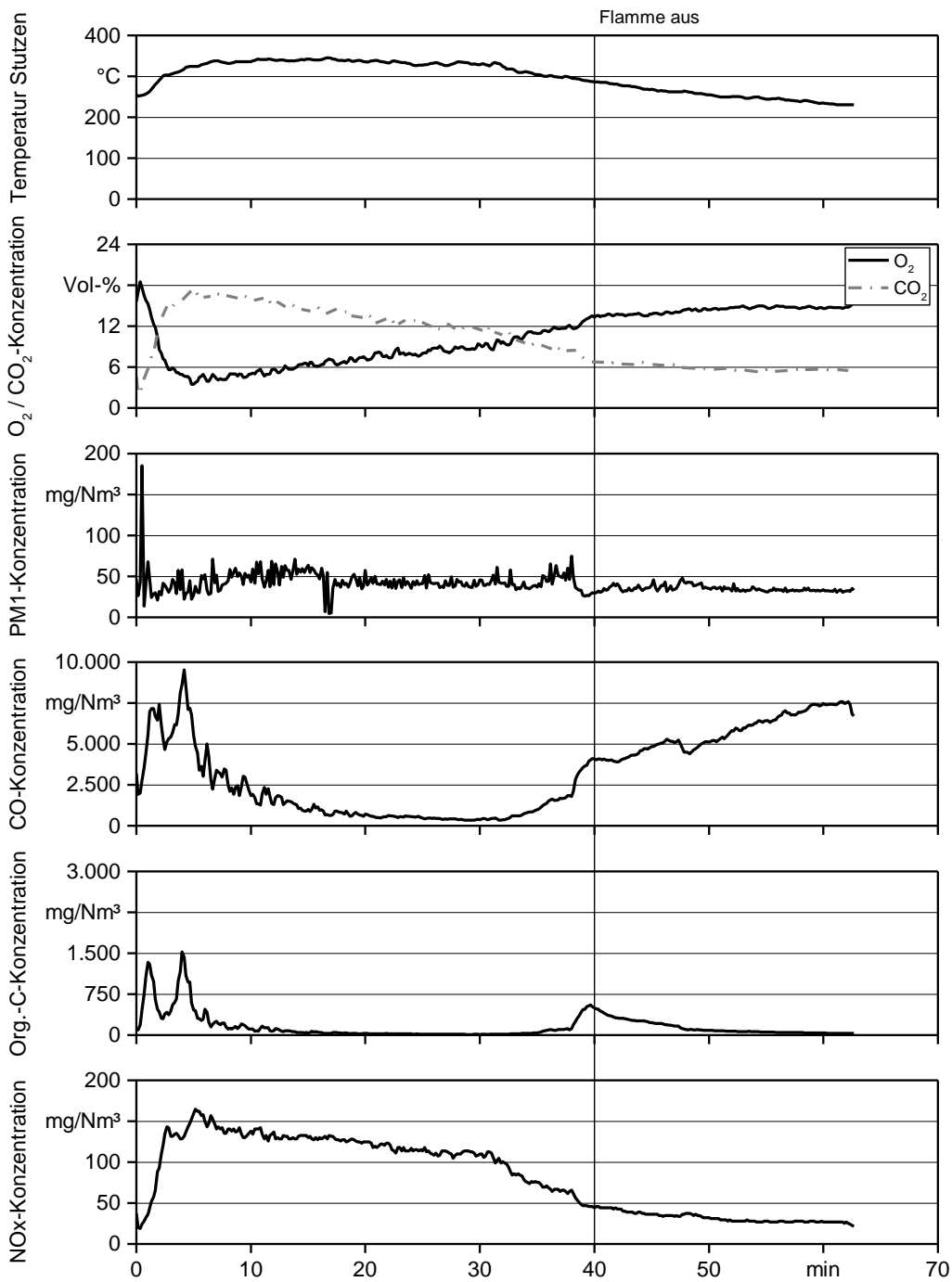


Abbildung 45: Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO<sub>2</sub>- und O<sub>2</sub>-Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM<sub>1</sub>-Emissionen des Versuchspunkts „Überlänge bei mittlerer Lufteinstellung“ (V5) aus einer von drei Messungen

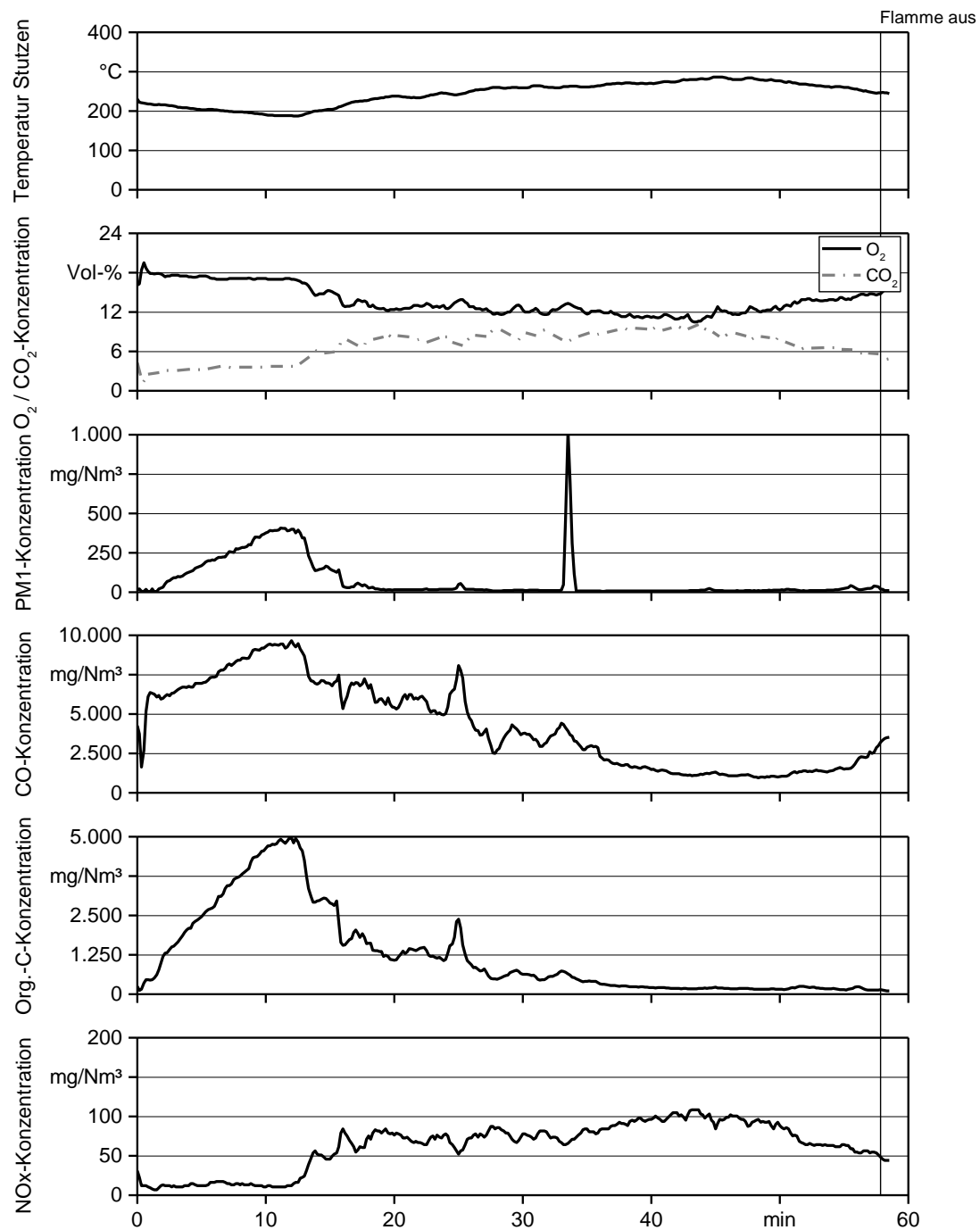


Abbildung 46: Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der  $\text{CO}_2$ - und  $\text{O}_2$ -Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie  $\text{PM}_1$ -Emissionen des Versuchspunkts „zu feuchter Brennstoff“ (V6) aus einer von drei Messungen

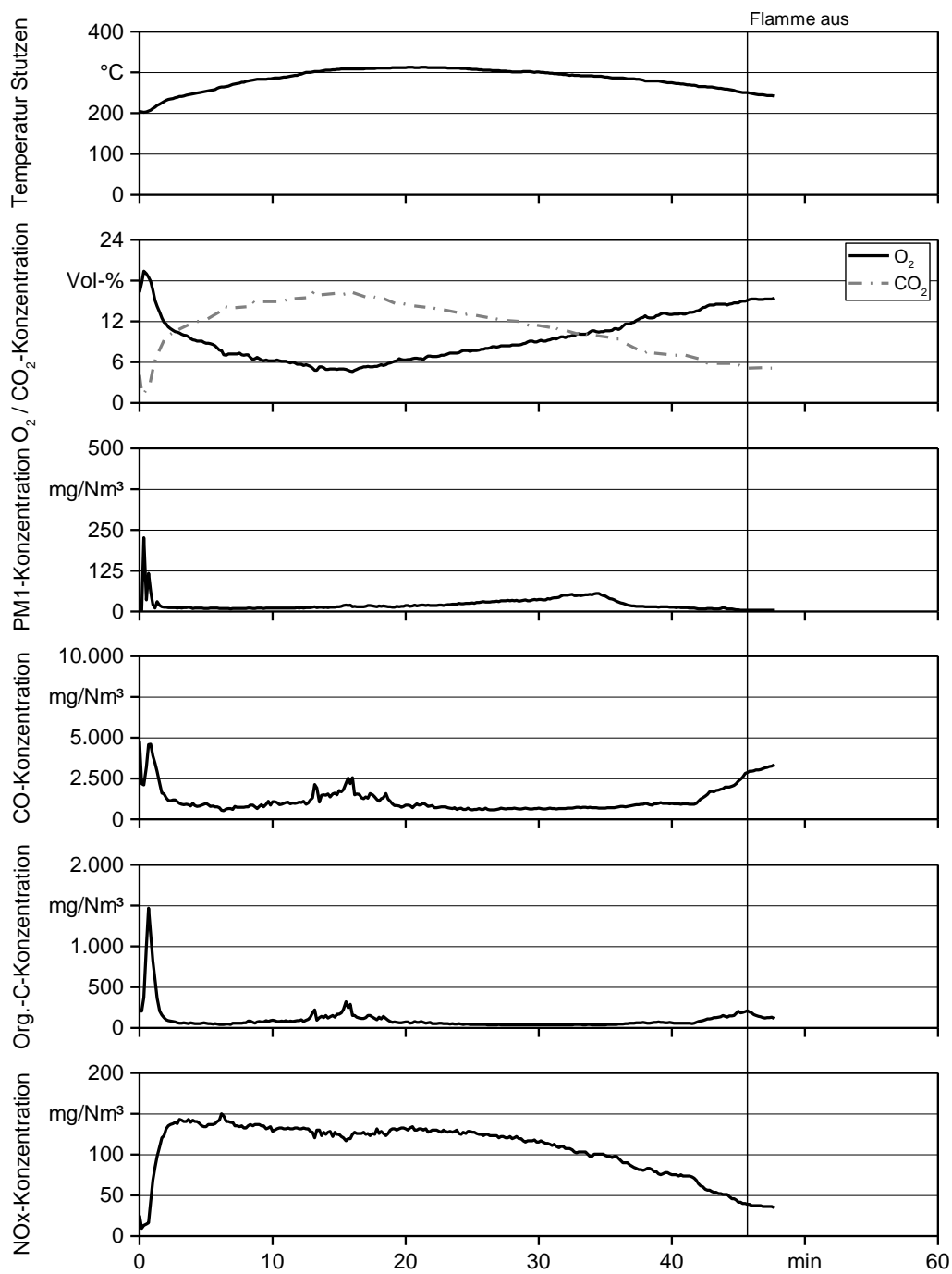


Abbildung 47: Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der  $\text{CO}_2$ - und  $\text{O}_2$ -Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen des Versuchspunkts „zu trockener Brennstoff“ (V7) aus einer von drei Messungen

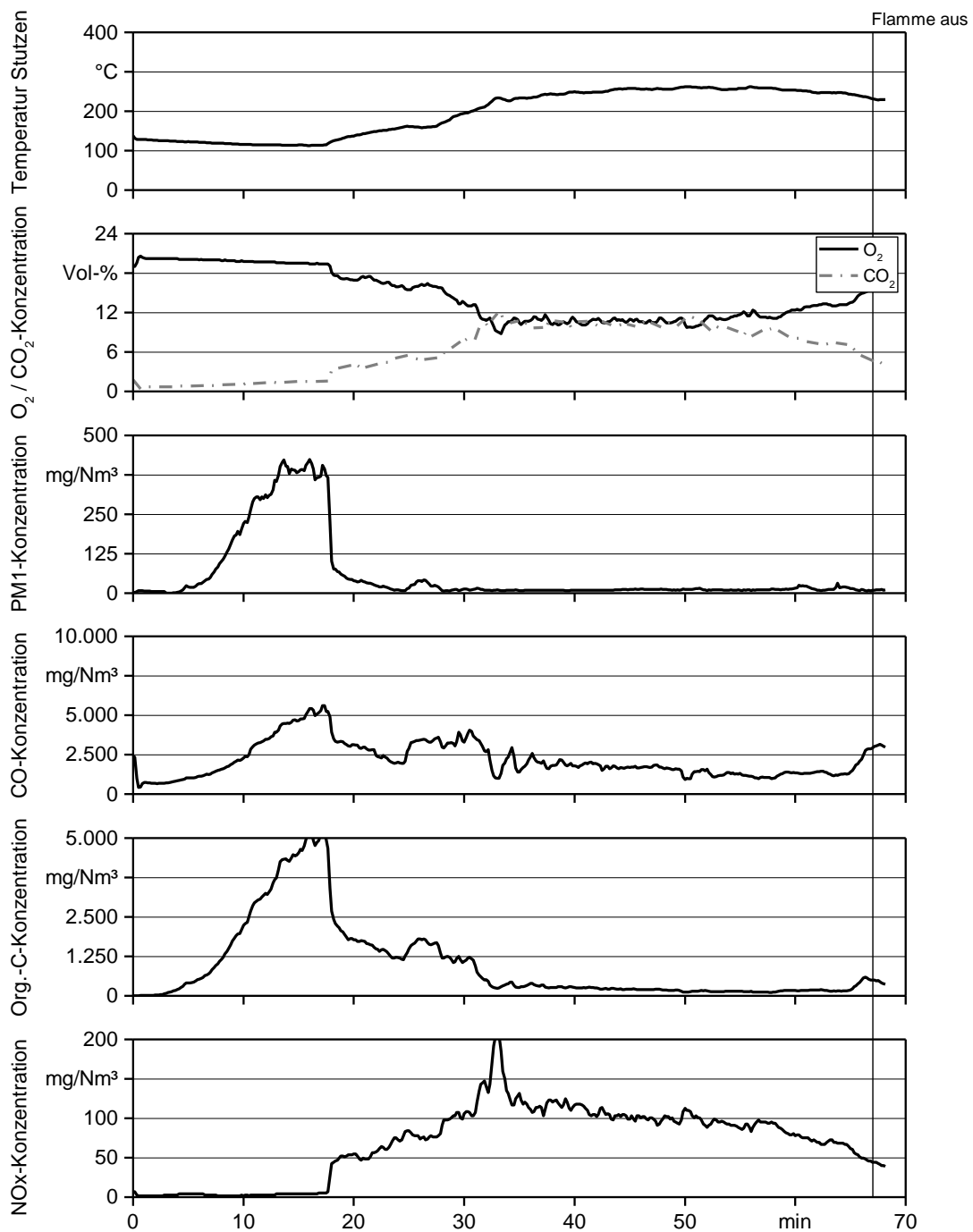


Abbildung 48: Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der CO<sub>2</sub>- und O<sub>2</sub>-Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie PM<sub>1</sub>-Emissionen des Versuchspunkts „zu spätes Nachlegen“ (V8) aus einer von drei Messungen

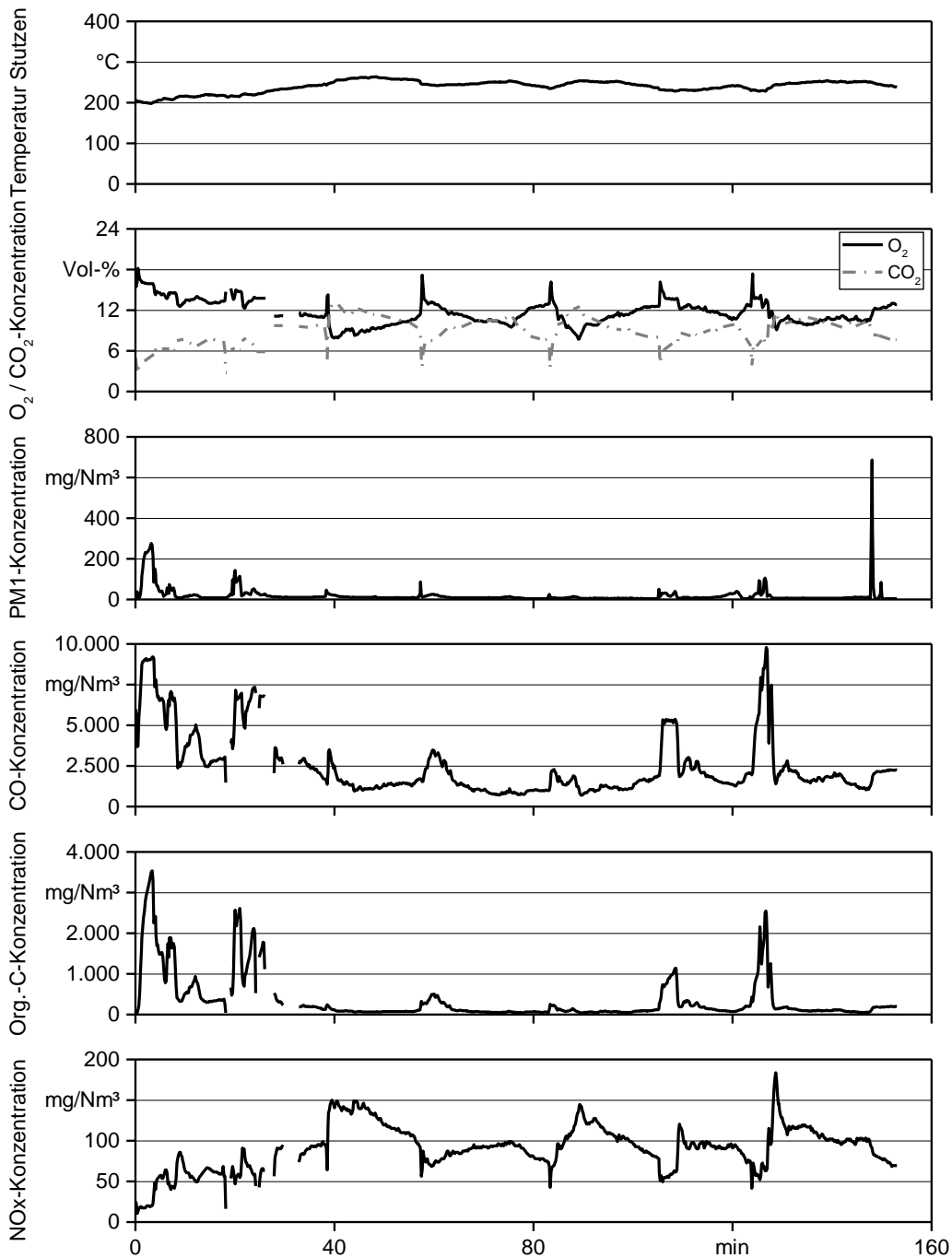


Abbildung 49: Verlauf der Abgastemperatur am Stutzen, der  $\text{CO}_2$ - und  $\text{O}_2$ -Konzentration und Konzentrationen der gasförmigen- sowie  $\text{PM}_{10}$ -Emissionen des Versuchspunkts „kontinuierliches Nachlegen“ (V9) aus einer von drei Messungen



## 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 pflanzenölauglichen Motoren
8	Wärmegewinnung aus Biomasse – Begleitmaterialien zur Informationsveranstaltung
9	Maize as Energy Crop for Combustion – Agricultural Optimisation of Fuel Supply
10	Staubemissionen aus Holzfeuerungen – Einflussfaktoren und Bestimmungsverfahren
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 Dieseldieselkraftstoff 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 aus 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 Kleinfeuerungen 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 Anbauszenarien
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 Abgasstufen I und II
32	Pflanzenöлтаugliche Traktoren der Abgasstufe IIIA – Prüfstanduntersuchungen 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 Prüfstanduntersuchungen
36	Nutzer- und Brennstoffeinflüsse auf Feinstaubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen
37	Screening und Selektion von Amarantsorten und -linien als spurenelementreiches Biogassubstrat

38	Untersuchung der Praxistauglichkeit eines Elektrofilters für Kleinfeuerungsanlagen
39	Eignung von Buchweizen und Quinoa als späte Zweitfrüchte für die Biogasnutzung
40	Optimale Bereitstellungsverfahren für Holzhackschnitzel
41	Qualitätssicherung bei der dezentralen Herstellung von Rapsölkraftstoff nach DIN 51605
42	Weiterentwicklung einer Siloabdeckung auf Basis Nachwachsender Rohstoffe
43	Brennstoffqualität von Holzpellets
44	Herstellung und Demonstration der Praxistauglichkeit von Traktoren mit Motoren der Abgasstufe IV im Betrieb mit Pflanzenöl
45	ExpResBio – Methoden
46	Qualität von Holzhackschnitzeln in Bayern
47	Pflanzenöлтаugliche Traktoren der Abgasstufen I bis IIIB
48	Sorghum als Biogassubstrat – Präzisierung der Anbauempfehlungen für bayrische Anbaubedingungen
49	Zünd- und Verbrennungsverhalten alternativer Kraftstoffe
50	Rapsölkraftstoffproduktion in Bayern – Analyse und Bewertung ökologischer und ökonomischer Wirkungen nach der ExpResBio-Methode
51	Emissions- und Betriebsverhalten eines Biomethantraktors mit Zündstrahlmotor
52	Schnellbestimmung des Wassergehalts von Holzhackschnitzeln
53	Bioenergieträger mit Blühaspekt: Leguminosen-Getreide-Gemenge
54	Dauerkulturen – Aufzeigen der bayernweiten Anbaueignung
55	Lagerung von Holzhackschnitzeln
56	Holzhackschnitzel aus dem Kurzumtrieb
57	Optimierungspotenziale bei Kaminöfen – Emissionen, Wirkungsgrad und Wärmeverluste
58	Überführung einer Siloabdeckung auf Basis Nachwachsender Rohstoffe in die Praxisreife
59	Regionalspezifische Treibhausgasemissionen der Rapsrerzeugung in Bayern
60	Langzeitmonitoring pflanzenöлтаuglicher Traktoren der Abgasstufen I bis IV
61	Nutzereinflüsse auf die Emissionen aus Kaminöfen





ISSN 1614-1008