

# **Verbesserung der Immissionssituation in Wohngebieten bei der Nutzung von Holz in Einzelraumfeuerstätten Phase I: Entwicklung eines Emissionsmodells**

Abschlussbericht über ein Entwicklungsprojekt,  
gefördert unter dem Az: 33818 von der  
Deutschen Bundesstiftung Umwelt

von

Michael Struschka

Juli 2019



**Projektkennblatt**  
der  
**Deutschen Bundesstiftung Umwelt**



Az **33818/01** Referat **24/0** Fördersumme **58.424 Euro**

**Antragstitel** **Verbesserung der Immissionssituation in Wohngebieten bei der Nutzung von Holz in Einzelraumfeuerstätten**  
**Phase I: Entwicklung eines Emissionsmodells**

**Stichworte** Energie, Holz

Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)
<b>9 Monate</b>	<b>17.07.2018</b>	<b>30.04.2019</b>	<b>1</b>

Zwischenberichte 1

<b>Bewilligungsempfänger</b>	Universität Stuttgart Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik (IFK) Pfaffenwaldring 23, D-70569 Stuttgart	Tel +4971168563487 Fax +4971168563491
		Projektleitung Dr.-Ing. M. Struschka
	ifk@ifk.uni-stuttgart.de www.ifk.uni-stuttgart.de	Bearbeiter Dr.-Ing. M. Struschka

**Kooperationspartner**

**Zielsetzung und Anlass des Vorhabens**

Die Nutzung von Biomasse in Feuerungsanlagen der Haushalte zählt zu einer wichtigen Maßnahme für eine nachhaltige Wärmewirtschaft. Mehr als die Hälfte der in Haushalten genutzten Biomasse wird in Form von Stückholz in häuslichen Feuerstätten für feste Brennstoffe eingesetzt, die ergänzend zur Hauptheizung betrieben werden. Dem Nutzen stehen die insgesamt immer noch vergleichsweise hohen Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung bei diesen Feuerstätten entgegen. Bei der Bewertung des tatsächlichen Emissionsaufkommens der Feuerstätten liegen, u.a. aufgrund möglicher großer Bandbreiten des Emissionsverhaltens in der Praxis, hohe Unsicherheiten vor. Eine Bewertung der Feuerstätten anhand von Prüfstandsuntersuchungen unter definierten Randbedingungen kann deshalb nicht ohne weiteres auf die Verhältnisse in der Praxis übertragen werden.

Deshalb soll im Rahmen des Gesamtprojektes das Emissionsverhalten von Kaminöfen über einen längeren Zeitraum in einer realen Umgebung und während des praxisüblichen Heizbetriebes durch die Betreiber der Anlagen untersucht werden, wodurch sich dann Maßnahmen identifiziert lassen, die zur deutlichen Emissionsminderung und Effizienzsteigerung beitragen.

Ein objektiver Vergleich des Emissionsverhaltens von Kaminöfen unterschiedlicher Techniken, die bei verschiedenen Betreibern installiert sind und über mehrere Heizperioden betrieben werden, ist nur durch ein standardisiertes Emissionsmodell möglich, in dem bestimmte Randbedingungen für alle Anlagen einheitlich eingestellt werden können. Die Entwicklung eines derartigen Emissionsmodells für Kaminöfen ist Gegenstand der Phase I.

**Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden**

Das Emissionsmodell soll die Berechnung von Jahresemissionen an NO<sub>x</sub>, CO und Staub sowie des Wirkungsgrades anhand von Sensor- und Schornsteinfegermessungen ermöglichen.

Als Basis für die Modellentwicklung werden Prüfstandsmessungen an einem Kaminofen mit Sensoren, Schornsteinfegermesstechnik und Referenzmessverfahren durchgeführt.

Hierdurch sollen Daten zur Bandbreite des Emissionsverhaltens in Abhängigkeit der Betriebsbedingungen ermittelt und Zusammenhänge zwischen Sensorsignalen und Referenzmessverfahren abgeleitet werden. Die Überprüfung des Emissionsmodells erfolgt anhand eines längeren realitätsnahen Heizbetriebs mit dem Kaminofen auf dem Prüfstand.

### ***Ergebnisse und Diskussion***

In der Phase I des Gesamtprojektes wurden Sensormesstechniken und eine Schornsteinfegermesstechnik vergleichend zu Referenzmessverfahren untersucht und bewertet. Hierzu wurden Prüfstandsmessungen an einem Kaminofen durchgeführt, die auch die Basis für das Emissionsmodell zur Berechnung von Jahresemissionen an NO<sub>x</sub>, CO und Staub sowie des Wirkungsgrades darstellen. Neben einem Sensor zur Bestimmung der O<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Konzentrationen eignet sich für Langzeitmessungen auch ein Sensor zur Bestimmung gasförmiger brennbarer Anteile im Abgas, aus dessen Signal sich mit guter Näherung eine CO-Konzentration berechnen lässt. Die untersuchte Schornsteinfegermesstechnik ist zum Einsatz von Kurzzeitmessungen an Einzelraumfeuerstätten gut geeignet.

Mit dem ebenfalls vorgestellten Emissionsmodell ist somit die Grundlage geschaffen, um in der geplanten Projektphase II die Langzeit-Emissionsmessungen an installierten Kaminöfen (Alt- und Neugeräte) zur Ermittlung der Jahresemissionen und der Wirkungsgrade durchzuführen.

### ***Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation***

Vorstellung wesentlicher Projektergebnisse auf dem 2. HKI-Forum Heiz- und Kochgeräte am 08. Oktober 2019 in Frankfurt und im Rahmen eines Beitrages in einer Fachzeitschrift.

### ***Fazit***

Das Projekt konnte erfolgreich abgeschlossen werden, die wichtigsten Entwicklungsziele (Nachweis zum möglichen Einsatz von Sensormesstechniken und einer Schornsteinfegermesstechnik für die Langzeitmessungen an Kaminöfen) konnten erreicht werden.

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Ausgangssituation.....</b>	<b>2</b>
<b>3</b>	<b>Versuchsaufbau und Durchführung.....</b>	<b>7</b>
3.1	Messtechnik.....	9
3.1.1	Referenzmessverfahren.....	9
3.1.2	Schornsteinfegermessgerät .....	13
3.1.3	Abgassensoren .....	16
3.1.4	Versuchsdurchführung und Auswertung.....	22
<b>4</b>	<b>Ergebnisse .....</b>	<b>24</b>
4.1	O <sub>2</sub> -Konzentration .....	24
4.2	NO <sub>x</sub> -Konzentration.....	26
4.3	CO-Konzentration .....	27
4.4	Staubkonzentration .....	29
4.5	Berechnung der CO <sub>e</sub> -Konzentration aus dem Sensorsignal .....	32
4.6	Zusammenhang zwischen CO- und Staubkonzentrationen .....	43
4.7	Einfluss der Verbrennungsluftregelung auf die Abgaskonzentrationen .....	44
<b>5</b>	<b>Struktur des Emissionsmodells .....</b>	<b>47</b>
<b>6</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>48</b>
<b>7</b>	<b>Literaturverzeichnis.....</b>	<b>49</b>



## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1	Wärmebereitstellung aus erneuerbaren Energien (BMW, 2017).....	3
Abbildung 2.2	Einflussgrößen auf die Emissionen (z.B. von CO und Staub) und den feuerungstechnischen Wirkungsgrad bei Kaminöfen .....	5
Abbildung 3.1	Schema des Prüfstand (links) und eingesetzter Kaminofen (rechts) .....	7
Abbildung 3.2	Kaminofen Typ Lagos der Firma Hase Kaminofenbau GmbH (Auszug aus Hase, 2012) .....	8
Abbildung 3.3	Schematische Darstellung eines Messaufbaus zur Staubprobenahme nach dem Standardreferenzmessverfahren .....	11
Abbildung 3.4	Wöhler SM 500 Staubmessgerät mit Sondenheizung (Wöhler, 2015).....	14
Abbildung 3.5	Schematische Darstellung des Wöhler SM 500 .....	15
Abbildung 3.6	Smart NO <sub>x</sub> Sensor der Firma Continental (Menesklou, 2007).....	16
Abbildung 3.7	Funktionsprinzip des amperometrischen Smart NO <sub>x</sub> Sensor der Firma Continental (Menesklou, 2007).....	16
Abbildung 3.8	Sensor CarboSen1.000HT der Firma Lamtec für brennbare Gase (Lamtec, 2019).....	17
Abbildung 3.9	Aufbau des Mischpotentialsensors CarboSen1.000HT der Firma Lamtec (Teichler, 2008).....	18
Abbildung 3.10	Sensoraktivität des Mischpotentialsensors CarboSen1.000HT auf die Gase C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> , CO und NO <sub>2</sub> bei 4 und 16 % O <sub>2</sub> (Teichler, 2008) .....	19
Abbildung 3.11	Verlauf des Sensorsignals beim CarboSen1.000HT bei konstanter Konzentration von brennbaren Gasbestandteilen und unterschiedlichen Sensortemperaturen (Teichler, 2008).....	20
Abbildung 3.12	Kennlinien verschiedener oxidierbarer Gase beim CarboSen1.000HT bei einer Sauerstoffkonzentration von jeweils 4 Vol.% im Prüfgas (Teichler, 2008).....	21
Abbildung 4.1	O <sub>2</sub> -Konzentrationen der Referenzmessung im Vergleich zum Wöhler SM 500 und Smart NO <sub>x</sub> -Sensor (mit angegeben: Anforderung an die erweiterte Messunsicherheit von ± 0,5 Vol%) .....	24
Abbildung 4.2	NO <sub>x</sub> -Konzentrationen des Referenzmessgerätes im Vergleich zum Smart NO <sub>x</sub> - Sensor (Mittelwerte für Gesamtabbrand) .....	26
Abbildung 4.3	CO-Konzentrationen des Referenzmessgerätes im Vergleich zum Wöhler SM 500 und Anforderung an die erweiterte Messunsicherheit von ± 20 % (Mittelwerte für Probenahmedauer von jeweils 15 Minuten) .....	28
Abbildung 4.4	Staubkonzentrationen des Referenzmessverfahrens (Aufbau B) im Vergleich zum Wöhler SM 500 (mit angegeben: Anforderung an erweiterte Messunsicherheit von ± 40 %).....	29
Abbildung 4.5	Anstieg der gemessenen absoluten Staubemissionen im verdünnten Abgas gegenüber dem unverdünnten Abgas in Abhängigkeit von der Kohlenwasserstoffkonzentration (Org.-C-Emission) im unverdünnten Abgas (Schön et al., 2015) .....	31
Abbildung 4.6	Zusammenhang zwischen Abweichung der gemessenen Staubkonzentrationen von Messaufbau A und B und der VOC-Konzentration im Abgas.....	32
Abbildung 4.7	Verläufe der CO <sub>e</sub> -Sensorsignale und der CO-Konzentration (Referenzverfahren) am Beispiel eines Chargenabbrandes bei 5,9 (oben) bzw. 5,7 kW (unten) Wärmeleistung des Kaminofens .....	34
Abbildung 4.8	Verläufe der berechneten CO <sub>e</sub> -Konzentrationen für die Sensoren CO <sub>e</sub> (2,35) und CO <sub>e</sub> (2,7) im Vergleich zur gemessenen CO-Konzentration (Referenzverfahren) am Beispiel eines Chargenabbrandes bei 5,9 (oben) bzw. 5,7 kW (unten) Wärmeleistung des Kaminofens .....	35
Abbildung 4.9	Verläufe der berechneten CO <sub>e</sub> (2,35)- und CO <sub>e</sub> (2,7)-Konzentrationen (oben) sowie der CO <sub>e</sub> (MW)-Konzentration (unten) jeweils im Vergleich zur gemessenen CO-Referenzkonzentration am Beispiel eines Chargenabbrandes bei 5,9 kW Wärmeleistung des Kaminofens.....	37

Abbildung 4.10	Verläufe der berechneten COe (2,35)- und COe (2,7)-Konzentrationen (oben) sowie der COe (MW)-Konzentration (unten) jeweils im Vergleich zur gemessenen CO-Referenzkonzentration am Beispiel eines Chargenabbrandes bei 5,7 kW Wärmeleistung des Kaminofens.....	38
Abbildung 4.11	Verläufe der berechneten COe (MW)-Konzentration im Vergleich zur gemessenen CO-Referenzkonzentration und zur O <sub>2</sub> -Referenzkonzentration bei 5,9 (oben) bzw. 5,7 kW (unten) Wärmeleistung des Kaminofens .....	39
Abbildung 4.12	CO-Konzentrationen der Referenzmessung im Vergleich zur berechneten COe (MW)-Konzentration für die Sensoren CarboSen1.000HT (40 Chargenabbrände).....	40
Abbildung 4.13	CO-Konzentrationen der Referenzmessung im Vergleich zur berechneten COe (MW)-Konzentration für die Sensoren CarboSen1.000HT (35 Chargenabbrände mit CO-Referenzkonzentrationen < 5.000 mg/m <sup>3</sup> ) .....	42
Abbildung 4.14	Zusammenhang zwischen CO- und Staubkonzentrationen für die Verbrennungsphasen A und B (für alle Messungen am Kaminofen, Staub: Messaufbau B - obere Messstelle) .....	44
Abbildung 4.15	Verlauf der Abgasgeschwindigkeit v und des Abgasvolumenstroms V <sub>f</sub> (feuchtes Abgas bei Normbedingungen) ohne und mit Verbrennungsregelung bei einer Wärmeleistung des Kaminofens von 4,9 kW (ohne Regelung) und 5,3 kW (mit Regelung) .....	45
Abbildung 5.1	Struktur des Emissionsmodells für Zusatzfeuerungen .....	47

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1	Kaminofen Typ Lagos der Firma Hase Kaminofenbau GmbH - Auszug aus Bedienungsanleitung (Hase, 2012) .....	8
Tabelle 3.2	Messgrößen (kontinuierliche und diskontinuierliche) für die Untersuchungen.....	9
Tabelle 3.3	Referenzmessverfahren - Gaskomponenten, Messprinzipien der Gasanalysatoren und verwendete Prüfgaskonzentrationen.....	10
Tabelle 3.4	Staubmessungen nach 1. BImSchV (2010) nach VDI-Richtlinie 4206 Blatt 2 (2015) im Vergleich zur VDI 2066 Blatt 1 (2006).....	12
Tabelle 3.5	Anforderung der VDI-Richtlinie 4206 Blatt 1 (2018) und Blatt 2 (2015) an die Messgeräte bezüglich Messbereich und Genauigkeit.....	13
Tabelle 3.6	Herstellerangaben zum Messbereich und der Genauigkeit der Staub- und Gasmessung für das Wöhler SM 500 (Wöhler, 2012).....	15
Tabelle 3.7	Angaben zu den eingesetzten Abgassensoren .....	21
Tabelle 3.8	Variation der Betriebsbedingungen bei den Versuchen mit dem Kaminofen Lagos .....	22
Tabelle 4.1	Berechnung der erweiterten Messunsicherheit für O <sub>2</sub> für das Wöhler SM 500 und den Smart NO <sub>x</sub> -Sensor .....	25
Tabelle 4.2	Berechnung der erweiterten Messunsicherheit für NO <sub>x</sub> für den Smart NO <sub>x</sub> -Sensor.....	26
Tabelle 4.3	Berechnung der erweiterten Messunsicherheit für CO für das Wöhler SM 500 .....	27
Tabelle 4.4	Berechnung der erweiterten Messunsicherheit für Staub für das Wöhler SM 500 .....	30
Tabelle 4.5	Berechnung der erweiterten Messunsicherheit für COe (MW) für den CarboSen1.000HT-Sensor (Mittelwerte Gesamtabbrand) .....	40
Tabelle 4.6	Berechnung der erweiterten Messunsicherheit für COe (MW) für den CarboSen1.000HT-Sensor für Versuche < 5.000 mg/m <sup>3</sup> CO-Referenzkonzentration (Mittelwerte Gesamtabbrand).....	41
Tabelle 4.7	Mittelwerte und Abweichungen der Messungen sowie Standardabweichungen der Messwertabweichungen für COe (MW) im Vergleich zur CO-Referenz für den Gesamtabbrand und die einzelnen Verbrennungsphasen .....	42
Tabelle 4.8	Mittelwerte von Gas- und Staubkonzentrationen der Verbrennungsphasen A, B und C (ohne Unterscheidung nach Wärmeleistung des Kaminofens).....	43

## Kurzfassung

Eine höhere Energieeffizienz und die Nutzung von Biomasse in Feuerungsanlagen der Haushalte sind wichtige Maßnahmen für die Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen und für eine nachhaltige Wärmeversorgung. Aufgrund der hohen Bestands- und Verkaufszahlen kommt der Nutzung von Stückholz in Einzelraumfeuerstätten (z.B. in Kaminöfen), die als ergänzende Systeme zur Hauptheizung betrieben werden, eine besondere Bedeutung zu. Durch technische Weiterentwicklungen zeigen sich für diese Geräte bei Typprüfungen oder anderen Prüfstandsmessungen in den letzten Jahren merkbare Emissionsverbesserungen und Steigerungen des Wirkungsgrades.

Bestands- und Neugeräte besitzen allerdings meist noch eine einfache, unregelmäßige Verbrennungstechnik mit dadurch bedingten vielen Eingriffsmöglichkeiten der Betreiber, wodurch sich in der Praxis eine große Bandbreite des Emissionsverhaltens mit vergleichsweise hohen Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung, Feinstäuben und Geruchsstoffen ergeben kann.

Über einen aussagekräftigen und längeren Betriebszeitraum konnte das Emissionsverhalten und die tatsächlichen Wirkungsgrade dieser Feuerstätten unter Praxisbedingungen allerdings noch nicht systematisch untersucht werden. Somit können die im Heizbetrieb in einer Heizperiode auftretenden Emissionen unterschiedlicher Gerätetechniken oder von einzelnen Maßnahmen zur Emissionsminderung nicht detailliert bewertet werden.

Langzeituntersuchungen an installierten Einzelraumfeuerstätten sind nur mit wartungsarmen, geräuschlosen und kompakten Sensortechniken möglich, die durch regelmäßige Messungen mit Schornsteinfegermesstechnik ergänzt werden können.

In der Phase I des Gesamtprojektes wurden Sensormesstechniken und eine Schornsteinfegermesstechnik vergleichend zu Referenzmessverfahren untersucht und bewertet. Hierzu wurden Prüfstandsmessungen an einem Kaminofen durchgeführt, die auch die Basis für das Emissionsmodell zur Berechnung von Jahresemissionen an NO<sub>x</sub>, CO und Staub sowie des Wirkungsgrades darstellen. Neben einem Sensor zur Bestimmung der O<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Konzentrationen eignet sich für Langzeitmessungen auch ein Sensor zur Bestimmung gasförmiger brennbarer Anteile im Abgas, aus dessen Signal sich mit guter Näherung eine CO-Konzentration berechnen lässt. Die untersuchte Schornsteinfegermesstechnik ist zum Einsatz von Kurzzeitmessungen an Einzelraumfeuerstätten gut geeignet.

Mit dem ebenfalls skizzierten Emissionsmodell ist somit die Grundlage geschaffen, um in der geplanten Projektphase II die Langzeit-Emissionsmessungen an installierten Kaminöfen zur Ermittlung der Jahresemissionen und der Wirkungsgrade durchzuführen.



## 1 Einleitung

Die Nutzung von Biomasse in Feuerungsanlagen der Haushalte zählt - neben der Steigerung der Energieeffizienz - zu einer wichtigen Maßnahme für die Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen und für eine nachhaltige Wärmeversorgung. Mehr als die Hälfte der in Haushalten genutzten Biomasse wird in Form von Stückholz in häuslichen Feuerstätten für feste Brennstoffe eingesetzt, die als ergänzende Systeme zur Hauptheizung betrieben werden. Vorteil dieser Zusatzheizungen ist, dass die Wärme direkt im Aufstellungsraum erzeugt wird und somit keine Verteilungsverluste entstehen. Durch technische Weiterentwicklungen der Verbrennungstechnik, dem Einsatz von Verbrennungssteuerungen oder durch sekundäre Minderungsmaßnahmen (z.B. kleine Elektrofilter) konnten bei diesen Feuerstätten in den letzten Jahren laut Typprüfungen oder anderen Prüfstandsmessungen eine deutliche Reduzierung der Emissionen sowie eine Steigerung des Wirkungsgrades erreicht werden.

Dem stehen die immer noch vergleichsweise hohen Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung, Feinstäuben und Geruchsstoffen der Einzelraumfeuerstätten entgegen. Hinzu kommt, dass aufgrund der meist noch einfachen, unregelmäßigen Verbrennungstechnik und der dadurch bedingten vielen Eingriffsmöglichkeiten der Betreiber sich in der Praxis eine große Bandbreite des Emissionsverhaltens ergeben kann. Hierauf deuten auch die mit zunehmendem Anlagenbestand ansteigenden Nachbarschaftsbeschwerden aufgrund des Betriebs dieser Anlagen und der hierbei verursachten Geruchs- und Rauchemissionen hin.

Bisher erfolgte der Nachweis zu reduzierten Emissionen und gesteigerten Wirkungsgraden moderner Feuerstätten meist nur unter Laborbedingungen im Rahmen wissenschaftlicher Untersuchungen und bei Typprüfungen. Die Emissionsreduzierung und die Wirkungsgradsteigerung unter Praxisbedingungen bei unterschiedlichen Betreibern über einen aussagekräftigen und längeren Betriebszeitraum wurden bisher nicht systematisch untersucht. Somit können bisher die tatsächlich im Heizbetrieb in einer Heizperiode auftretenden Emissionen unterschiedlicher Gerätetechniken nicht angegeben werden. Da das tatsächliche Emissionsverhalten der Gerätetechniken nicht bzw. nur in Ansätzen bekannt ist, können die einzelnen Maßnahmen zur Emissionsminderung (z.B. Primärmaßnahmen zur Optimierung der Verbrennung, Steuerungs- oder Regelungstechnik, Sekundärmaßnahmen in Form kleiner Elektrofilter) weder detailliert bewertet, empfohlen noch weiterentwickelt werden, wodurch eine wirkungsvolle und wirtschaftliche Umweltentlastung (z.B. in Belastungsgebieten) erschwert wird.

Langzeituntersuchungen an installierten Einzelraumfeuerstätten sind allerdings nur mit wartungsarmen, geräuschlosen und kompakten Sensortechniken möglich, da die Feuerstätten im Wohnbereich der Betreiber stehen. Zusätzlich können diese Dauermessungen durch regelmäßige Messungen mit Schornsteinfegermesstechnik ergänzt werden. In der Phase I des Gesamtprojektes sollen grundsätzlich geeignete Sensormesstechniken und eine Schornsteinfegermesstechnik vergleichend zu Referenzmessverfahren untersucht und bewertet werden. Hierzu werden Prüfstandsmessungen an einem Kaminofen durchgeführt, die auch die Basis für das Emissionsmodell zur Berechnung von Jahresemissionen an NO<sub>x</sub>, CO und Staub sowie des Wirkungsgrades darstellen.

## 2 Ausgangssituation

Die Treibhausgasemissionen zu vermindern ist eine zentrale Aufgabe der Klimapolitik. Hierzu hat sich die deutsche Klimapolitik das Ziel gesetzt, bis 2020 die Emissionen von Treibhausgasen um mindestens 40 Prozent gegenüber dem Stand von 1990 zu senken und bis zum Jahr 2050 um 80 bis 95 Prozent. Ein zusätzlicher politischer Druck mehr für den Klimaschutz zu unternehmen ergibt sich derzeit u.a. auch durch die Jugendbewegung „Fridays for Future“.

Die Nutzung von Wind, Sonne, Biomasse, Wasser und Geothermie zählt - nach der Steigerung der Energieeffizienz - zu den wichtigsten Maßnahmen für die Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen und für eine nachhaltige Energie- und Wärmewirtschaft.

Es ist daher das politische Ziel der Europäischen Union sowie der Bundesregierung, erneuerbare Energieträger zu fördern und ihren Anteil am Energieverbrauch deutlich zu steigern. Nachwachsende heimische Energieträger sind Teil der CO<sub>2</sub>-Emissionsminderungsstrategie und tragen zu einer unabhängigen und sicheren Energieversorgung bei.

Dies betrifft auch den Einsatz von Biomasse zur Wärmeerzeugung in häuslichen Feuerstätten für feste Brennstoffe. Zahlenmäßig überwiegen häusliche Feuerstätten für feste Brennstoffe als ergänzende Systeme zur Hauptheizung in Form von Einzelraumfeuerstätten. Vorteil dieser Zusatzheizungen ist, dass die Wärme direkt im Aufstellungsraum erzeugt wird und somit dort zur Verfügung steht, wo sie gebraucht wird. Hierdurch entstehen keine Verteilungsverluste. Die technischen Weiterentwicklungen und die normativen Anforderungen an die Heizgeräte bewirkten in den letzten Jahren eine Wirkungsgradsteigerung und damit eine effizientere Nutzung des Brennstoffs.

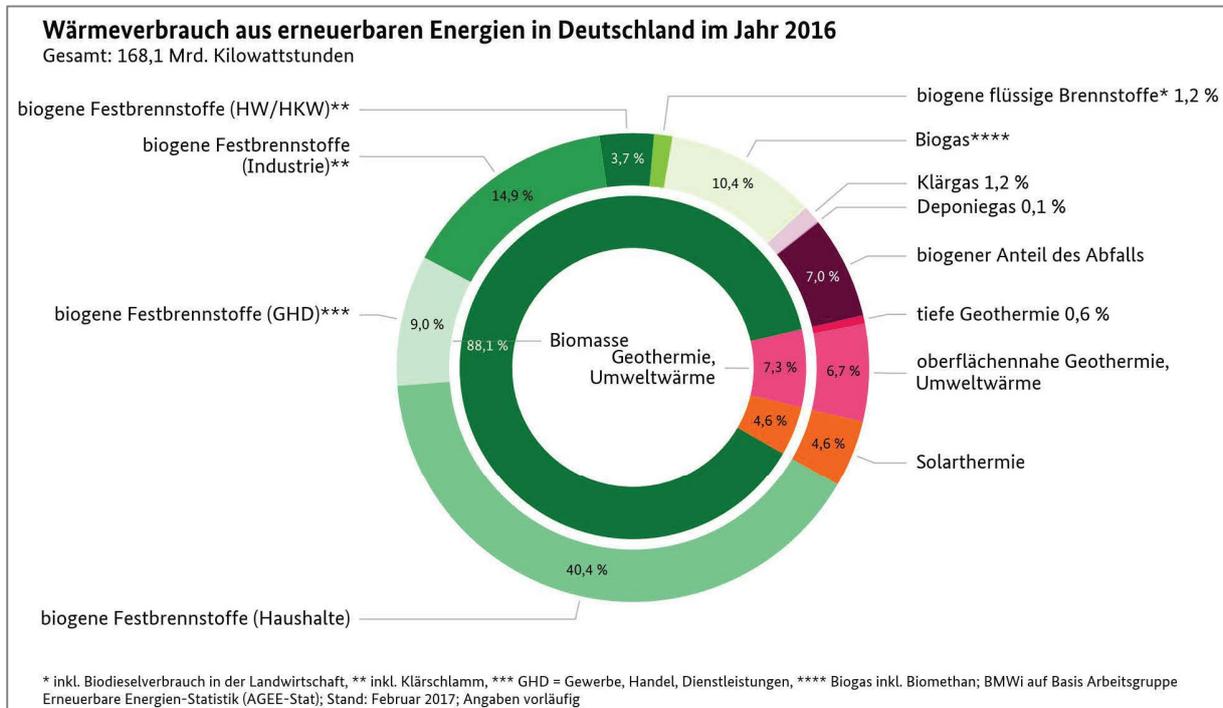
Dass biogene Brennstoffe im Haushaltsbereich einen erheblichen Beitrag zum Erreichen der Klimaschutzziele leisten, zeigt die folgende Abbildung 2.1. Gemäß dieser Statistik für das Jahr 2016 (BMW, 2017) haben die Festbrennstofffeuerungsanlagen (Heizkessel und Einzelraumfeuerstätten für Holz und Holzpellets) der Haushalte einen Anteil von 40,4% an der Deckung der Wärmebereitstellung durch erneuerbare Energien in Deutschland.

Insgesamt waren in den Haushalten in Deutschland im Jahr 2010 etwa 13,7 Mio Feuerstätten für feste Brennstoffe installiert, bei einem Gesamtbestand von 31,4 Mio Feuerstätten. Einzelraumfeuerstätten (Kachelöfen, Kaminöfen, offene Kamine und Kamineinsätze) hatten hierbei einen Anteil von rund 82 %, was einem Bestand von rund 11,2 Mio entspricht. Kaminöfen sind bei einem Bestand von ca. 4,8 Mio am häufigsten installiert (nach Tebert, 2016).

Bei einem Endenergieverbrauch der Haushalte an festen Brennstoffen in Höhe von rund 339.902 TJ im Jahr 2010 werden in Kachelöfen, Kaminöfen und offenen Kaminen bzw. Kamineinsätzen rund 64 % (entsprechend ca. 217.508 TJ) dieser Brennstoffe genutzt, meist in Form von Scheitholz. Aufgrund der hohen Bestandszahlen entfällt hierbei auf Kaminöfen ein Endenergieverbrauch von 99.941 TJ (bzw. rund 29,4 % am Gesamtverbrauch fester Brennstoffe der Haushalte) (nach Tebert, 2016).

Diesem Nutzen zur Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen stehen die durch die Feuerungen emittierten Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung, wie polyzyklische aromati-

sche Kohlenwasserstoffe (PAH), Feinstaub und Geruchsstoffe, entgegen. Laut Prüfstandsmessungen konnten in den letzten Jahren durch die Verbesserungen der Verbrennungstechnik in modernen häuslichen Feuerstätten für feste Brennstoffe eine deutliche Reduzierung der Emissionen sowie eine Steigerung des Wirkungsgrades erreicht werden.



**Abbildung 2.1 Wärmebereitstellung aus erneuerbaren Energien (BMWi, 2017)**

Trotzdem stiegen in den letzten Jahren mit zunehmendem Anlagenbestand auch die Nachbarschaftsbeschwerden aufgrund des Betriebs dieser Anlagen und der hierbei verursachten Geruchs- und Rauchemissionen kontinuierlich an. Allerdings ist nicht nur das Emissionsverhalten der Anlagen ursächlich für die Zunahme der Nachbarschaftsbeschwerden durch erhöhte Immissionen im Umfeld der Feuerungsanlagen, sondern auch die z.T. ungünstigen Ableitbedingungen der Abgase.

Im Juli 2017 ist die Richtlinie VDI 3781 Blatt 4 „Ableitbedingungen für Abgase - kleine und mittlere Feuerungsanlagen sowie andere als Feuerungsanlagen“ (VDI 3781, 2017) überarbeitet erschienen. Mit dieser Richtlinie werden die Anforderungen an die Ableitbedingungen detailliert für verschiedene Dachformen und Positionierungen des Schornsteins auf dem Dach definiert. Es wird erwartet, dass sich bei Einhaltung dieser Anforderungen für neue oder wesentlich geänderte Anlagen die Immissionssituation im Nahbereich der Feuerungsanlagen verbessert.

Der Nachweis zu reduzierten Emissionen und gesteigerten Wirkungsgraden moderner Feuerstätten erfolgte bisher meist nur unter Laborbedingungen in wissenschaftlichen Forschungen und im Rahmen von Typprüfungen. Ein Nachweis für die Praxis mit Langzeitmessungen ist bisher noch nicht erfolgt und soll im Rahmen des Gesamtprojektes untersucht werden, wobei

ein wesentliches Ziel die Umsetzung von Maßnahmen zur deutlichen Verminderung der Emissionen und Erhöhung der Effizienz von Kaminöfen und die Beurteilung der Wirksamkeit dieser Maßnahmen im praktischen Betrieb ist.

Durch die Untersuchungen über einen längeren Zeitraum in einer realen Umgebung und während des praxisüblichen Heizbetriebes durch die Betreiber der Anlagen soll erstmals die tatsächliche Wirkung einer verbesserten Anlagentechnik in Kombination mit Maßnahmen für einen fachgerechten Betrieb der Feuerstätten gezeigt werden. In Verbindung mit einem neuen Emissionsmodell lassen sich dann, unabhängig vom tatsächlichen Betreiber, verallgemeinernde Bewertungen der Anlagentechnik (Kaminöfen bzw. Minderungstechnik) und entsprechende Handlungsempfehlungen für die Installation, den Betrieb und die Weiterentwicklung dieser Anlagentechniken ableiten.

Das Gesamtprojekt gliedert sich hierbei in folgende Projektphasen:

### **Phase I**

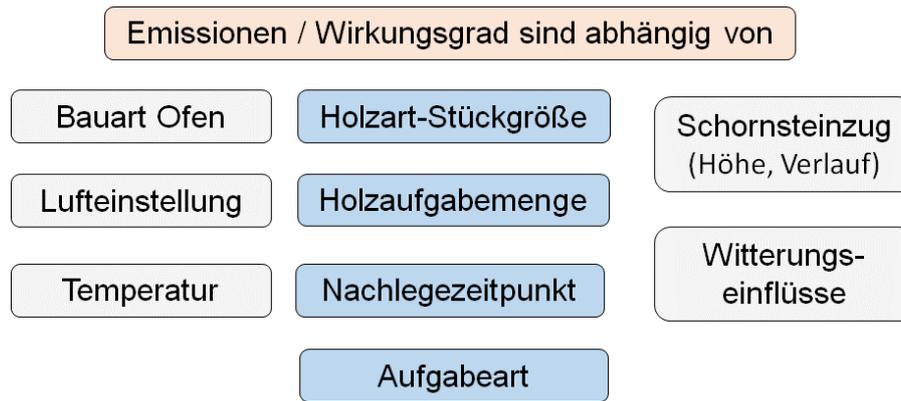
- Entwicklung eines Emissionsmodells für Einzelraumfeuerstätten zur Berechnung von Jahresemissionen an NO<sub>x</sub>, CO und Staub sowie des Wirkungsgrades anhand von Sensor- und Schornsteinfegermessungen

### **Phase II**

- Ermittlung der Jahresemissionen und der Wirkungsgrade von 10 installierten Kaminöfen älterer Technik (Altgeräte) anhand von Langzeit-Emissionsmessungen
- Ermittlung der Jahresemissionen und der Wirkungsgrade von 10 Kaminöfen mit neuer verbesserter Technik (Neugeräte) bzw. mit Minderungstechnik ausgestatteter Kaminöfen anhand von Langzeit-Emissionsmessungen beim Betreiber der Geräte
- Bewertung der Neugeräte und Minderungstechnik in Bezug auf die Emissionsbelastung und der Erhöhung der Effizienz gegenüber den Altgeräten.

Das Emissionsaufkommen bzw. die Bandbreite des Emissionsaufkommens der Kaminöfen (Alt- und Neugeräte, Kombination mit Minderungstechnik) soll hierbei, unter Einsatz des Emissionsmodells, anhand von berechneten Jahresemissionen in Abhängigkeit wichtiger Betriebsparameter (z.B. der Verteilung der Wärmeleistung in einer Heizperiode in Abhängigkeit der Außentemperatur) dargestellt werden.

Vor allem die Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung (z.B. CO und Staub) unterliegen bei Kaminöfen starken Schwankungen, da diese u.a. von den aktuellen Betriebsbedingungen (z.B. Temperatur der Feuerstätte und Wärmeleistung), der Brennstoffqualität (z.B. Größe und Wassergehalt der Holzstücke und Holzart) und dem Betreiberverhalten (z.B. Nachlegezeitpunkt einer neuen Holzcharge und Einstellung der Verbrennungsluft) abhängt, siehe Abbildung 2.2.



**Abbildung 2.2 Einflussgrößen auf die Emissionen (z.B. von CO und Staub) und den feuerungstechnischen Wirkungsgrad bei Kaminöfen**

Die Bandbreite der in der Praxis auftretenden Emissionsschwankungen, die letztlich die Bandbreite der Betriebsbedingungen und Wärmeleistungen in z.B. der Abhängigkeit von der Außentemperatur widerspiegeln, kann weder auf dem Prüfstand noch durch Einzelmessungen (Tagesmessung mit einem oder auch mehrerer Abbrände) an installierten Kaminöfen ermittelt werden. Um das tatsächliche Emissionsverhalten dieser Einzelraumfeuerstätten zu erfassen, sind Langzeit-Emissionsmessungen notwendig, die sich über einen längeren Betriebszeitraum (z.B. 3 Monate) erstrecken.

Langzeitmessungen können nicht mit üblichen Standard-Gasemissionsmessgeräten und Staubmessverfahren, die auch auf Prüfständen eingesetzt werden, durchgeführt werden. Zum einen ist der Platzbedarf für den Messaufbau sowie der Betreuungs- und Wartungsaufwand für die Messtechnik zu hoch, zum anderen kann diese Messtechnik aufgrund der Geräuschemissionen der notwendigen Pumpen, Lüfter und Verdichter nicht über längere Zeit im Wohnbereich der Betreiber, in dem üblicherweise die Kaminöfen aufgebaut sind, betrieben werden. Deshalb können für Langzeitmessungen nur geräuschlose Sensoren verwendet werden, die direkt im Abgas installiert sind. Jegliche Art von Messgasaufbereitung, bei der Abgas abgesaugt und aufbereitet (z.B. getrocknet) wird, erfordert den Einsatz von Filtern, Pumpen und Kühlern mit einer entsprechenden Geräusentwicklung und höherem Betreuungsaufwand.

Für die Bestimmung der  $\text{NO}_x$ - und  $\text{O}_2$ -Konzentrationen steht derzeit bereits ein ausreichend langzeitstabiler und erprobter Sensor zur Verfügung, der nach eigenen Erfahrungen bei Kaminöfen eingesetzt werden kann (z.B. Struschka et al., 2009). Außerdem ist ein Sensor verfügbar, der brennbare Gase (z.B. CO und organische Verbindungen) als Summensignal erfasst (Kurzbezeichnung des Sensors: COe-Sensor) (z.B. Struschka et al., 2009).

Zur Ermittlung der Staubkonzentration stehen für diese Feuerungsanlagen nur diskontinuierliche Verfahren zur Verfügung, entweder das Standardreferenzmessverfahren nach VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 (VDI 2066, 2006) oder eignungsgeprüfte Schornsteinfegermessgeräte nach VDI-Richtlinie 4206 Blatt 2 (VDI 4206, 2015) in Verbindung mit VDI-Richtlinie 4206 Blatt 1 (VDI 4206, 2018). Mit diesen Messverfahren können aber aufgrund des hohen vor Ort notwendigen Messaufwandes und der damit einhergehenden Beeinträchtigung des Betreibers keine

Dauermessungen durchgeführt werden, sondern nur Einzelwerte für einen vollständigen Abbrand oder für eine Verbrennungsphase (z.B. Anbrand- oder Hauptverbrennungsphase) aufgenommen werden.

Um aus den Einzelwerten für Staub und den kontinuierlich vorliegenden Messwerten für  $O_2$  und  $NO_x$  sowie des Summensignals  $CO_e$  für brennbare Gase die Jahresemissionen der Kaminöfen möglichst zuverlässig berechnen zu können, wird ein Emissionsmodell benötigt. Die Entwicklung des Emissionsmodells (Projektphase I) ist Gegenstand dieses Endberichtes.

Hierzu wurden Technikumsmessungen an einem Kaminofen mit Schornsteinfegermesstechnik und Sensoren, sowie im Vergleich hierzu mit Referenzmessverfahren, vorgenommen. Für die Abbildung des jährlichen Emissionsverhaltens der Kaminöfen anhand der Messdaten sind auch Annahmen und gewisse Schätzungen notwendig. Dies betrifft u.a. die Ermittlung von Zusammenhängen zwischen dem Sensorsignal für brennbare Gase  $CO_e$  und der  $CO$ -Konzentration sowie der  $CO$ - und Staubkonzentration. Deshalb soll auch eine Bewertung der für die Feldmessungen vorgesehenen Messverfahren stattfinden.

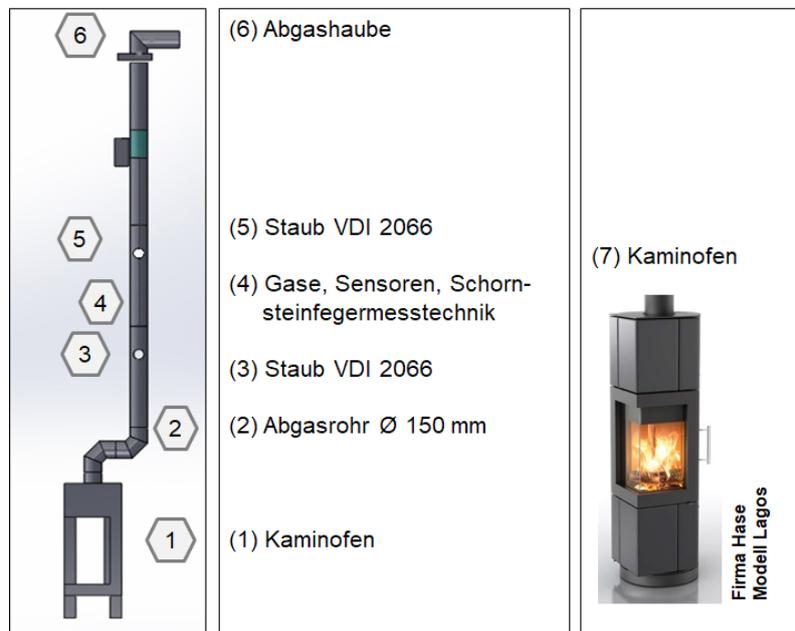
Ein objektiver Vergleich des Emissionsverhaltens von Kaminöfen unterschiedlicher Techniken, die bei verschiedenen Betreibern installiert sind und über z.B. zwei Heizperioden untersucht werden, ist nur durch ein standardisiertes Emissionsmodell möglich, in dem bestimmte Randbedingungen (z.B. Verlauf der Außentemperatur, Anteil der Heizwärmeerzeugung mit den Kaminöfen) für alle Anlagen einheitlich eingestellt werden können und das individuelle Emissionsverhalten des Kaminofens idealisiert abgebildet werden kann. Das Betreiberverhalten bzw. eine gewisse Bandbreite des Betreiberverhaltens (z.B. guter Betreiber - Betrieb des Kaminofens nach Herstellerangaben oder schlechter Betreiber - Betrieb des Kaminofens mit z.B. falscher Lufteinstellung) soll ebenfalls im Emissionsmodell wählbar sein. In Verbindung mit dem Stand der Technik (Alt- bzw. Neugerät, Kombination mit Minderungstechnik) ergibt sich dann eine bestimmte Bandbreite im Emissionsverhalten der Kaminöfen, wie sie in der Praxis bei unterschiedlichen Randbedingungen (z.B. in Abhängigkeit des Anteils der Heizwärmeerzeugung mit dem Kaminofen am Gesamtwärmebedarf und dem Betreiberverhalten) zu erwarten wäre. Damit lassen sich dann die unterschiedlichen Kaminöfen mit alter und neuer Technik oder die Kombination mit Minderungstechniken in Abhängigkeit der betrachteten Randbedingungen im Detail vergleichen und bewerten sowie konkrete Handlungsempfehlungen bezüglich der Betriebsweise der Kaminöfen und zur Wahl von Minderungsmaßnahmen definieren.

Ausgangspunkt für das Emissionsmodell ist das abgeschlossene Projekt des Umweltbundesamtes „Modellrechnungen zu Immissionsbelastungen bei einer verstärkten Verfeuerung von Biomasse in Feuerungsanlagen der 1. BImSchV“ (UBA, 2010), in welchem u.a. durch Validierungsmessungen in einer Wohngebiet zeigt wurde, dass die Modellrechnungen für die Emissionen und die Immissionen zu realitätsnahen Ergebnissen führen. Im Emissionsmodell werden für alle Feuerungsanlagen im Modellgebiet in stündlicher Auflösung die Emissionsmassenströme der betrachteten Komponenten in Abhängigkeit des Heizwärmebedarfs (und damit der Außentemperatur) unter Berücksichtigung des Betriebsverhaltens der Anlagen berechnet.

### 3 Versuchsaufbau und Durchführung

Die Messungen wurden auf einem Feuerungsprüfstand im Technikum des Instituts durchgeführt. Über eine Abgashaube ist der Kaminofen vom Rauchgasfördergebläse entkoppelt, so dass ein druckloser, naturzuggetriebener Betrieb gegeben ist. Über das Fördergebläse kann das Niveau des Schornsteinunterdruckes eingestellt werden.

Der Prüfstand ist in Abbildung 3.1 dargestellt. Nach der Feuerung befinden sich die Messstrecken 3 bis 5 für die Staub- und Gasmessungen nach den Referenzmessverfahren, die Sensormessungen und die Messungen mit dem Schornsteinfegermessgerät. Die notwendigen Ein- und Auslaufstrecken für die Staubmessungen nach VDI 2066 Blatt 1 (2006) sind eingehalten. Da zwischen den Messstellen keine Falschlucht in das Abgas einströmt, können die Messwerte der einzelnen Messstellen direkt und ohne Bezugsrechnung verglichen werden.

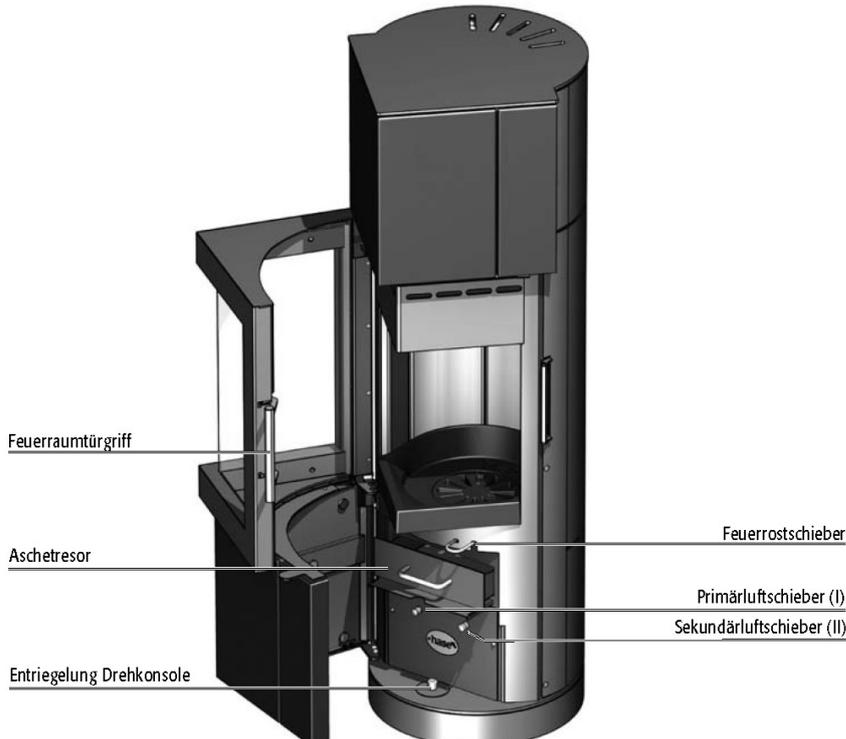


**Abbildung 3.1 Schema des Prüfstand (links) und eingesetzter Kaminofen (rechts)**

Bei der eingesetzten Einzelraumfeuerstätte handelt es sich um einen raumluftunabhängigen Kaminofen vom Typ Lagos der Firma Hase Kaminofenbau GmbH mit einer Nennwärmeleistung von 5 kW, siehe Abbildung 3.2 (Hase, 2012). Der Kaminofen besitzt eine abgewinkelte Sichtscheibe sowie einen Rost und ist zur Verbrennung von stückigen Brennstoffen geeignet. Der Kaminofen wird in einer handelsüblichen Ausstattung verwendet.

Durch zwei Verbrennungsluftschieber am Gerät kann die Luftzufuhr eingestellt werden. Die Einstellung von Primärluft und Sekundärluft erfolgt separat voneinander. Der Brennstoffrost kann über einen zusätzlichen Bedienhebel geöffnet oder geschlossen bzw. gerüttelt werden.

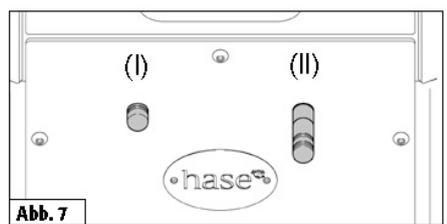
Das Gerät ist vom Hersteller für den Betrieb von naturbelassenem, stückigem Holz in Form von Scheitholz und Braunkohlenbriketts zugelassen. Ein Auszug aus der Bedienungsanleitung für die Geräteeinstellung bei Nennlastbetrieb ist in Tabelle 3.1 enthalten (Hase, 2012).

Kaminofen Lagos	Technische Daten
	<p>Nennwärmeleistung 5 kW</p> <p>kleinste Leistung 3,1 kW</p> <p>Auszug Prüfung für Scheitholz:</p> <p>CO-Gehalt * 1.117 mg/m<sup>3</sup></p> <p>Staubgehalt * &lt; 10 mg/m<sup>3</sup></p> <p>Wirkungsgrad 81 %</p> <p>(* bei 13 Vol% O<sub>2</sub>)</p>

**Abbildung 3.2 Kaminofen Typ Lagos der Firma Hase Kaminofenbau GmbH (Auszug aus Hase, 2012)**

**Tabelle 3.1 Kaminofen Typ Lagos der Firma Hase Kaminofenbau GmbH - Auszug aus Bedienungsanleitung (Hase, 2012)**

Einstellungen zum Heizen mit Nennlast	
<b>Nachlegen / Heizen mit Nennleistung</b>	
Vorgehensweise	Stellung der Bedienelemente
Primärluft und Sekundärluft einstellen	Primärluftschieber (I) schließen, Sekundärluftschieber (II) auf Markierung 2
Feuerrost schließen	Feuerrostschieber hineinschieben
Zwei Holzscheite von insgesamt ca. 1,4 kg mit der Stirnseite nach Vorne einlegen. Nur eine Lage Brennstoff nachlegen.	



**Abb. 7**

### 3.1 Messtechnik

In Tabelle 3.2 sind die erfassten Messgrößen bei den Untersuchungen aufgelistet. Neben Referenzmessverfahren zur Bestimmung der Konzentrationen an O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, CO, VOC, NO<sub>x</sub> und Staub wurden auch Abgassensoren zur Ermittlung der O<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Konzentration im feuchten Abgas und eines Summenwertes für brennbare Gase (bezeichnet als COe) sowie ein Schornsteinfegermessgerät für die Messung der O<sub>2</sub>-, CO- und Staubkonzentration eingesetzt.

**Tabelle 3.2 Messgrößen (kontinuierliche und diskontinuierliche) für die Untersuchungen**

<b>Feuerung</b>	Brennstoffmenge (je Abbrand)
<b>Abgas und Randbedingungen</b>	Temperatur Abgasgeschwindigkeit zur Volumstromberechnung Unterdruck (Schornsteinzug)
<b>Referenzmessverfahren</b>	Konzentrationen an O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , CO, VOC, NO <sub>x</sub> und Staub
<b>Schornsteinfegermessgerät</b>	Abgastemperatur und Unterdruck O <sub>2</sub> -, CO- und Staubkonzentration
<b>Abgassensoren</b>	O <sub>2</sub> - und NO <sub>x</sub> -Konzentration COe-Sensorsignal
<b>Umgebung</b>	Temperatur Druck

Die Referenzmessverfahren und das Schornsteinfegermessgerät erfassen die Gas- und Staubkonzentrationen mit Bezug auf trockenes Abgas, die VOC-Konzentration wird allerdings mit Bezug auf feuchtes Abgas gemessen. Die Abgassensoren sind alle direkt im Abgasstrom montiert, weshalb hier der Bezug ebenfalls feuchtes Abgas ist. Sollen die entsprechenden Gaskonzentrationen der verschiedenen Messverfahren verglichen werden, müssen diese ggf. auf einen einheitlichen Abgasbezug (trocken oder feucht) umgerechnet werden.

#### 3.1.1 Referenzmessverfahren

In Tabelle 3.3 sind Angaben zu den verwendeten Gasanalysatoren der Referenzmessverfahren aufgeführt. Vor dem Zuleiten der Abgasprobe in die Gasmessgeräte wird diese mehrfach gefiltert und für die Messgrößen O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, CO und NO<sub>x</sub> durch Abkühlung auf ca. 2 °C entfeuchtet. Dem Flammenionisationsdetektor zur Bestimmung der VOC-Konzentration wird heißes und feuchtes Abgas zugeführt.

Vor Messbeginn eines Versuchstages werden die Gasmessgeräte mit Null- und Prüfgasen kalibriert, Abweichungen von Sollwerten werden erfasst und bei der späteren Auswertung berücksichtigt. Die zertifizierten Prüfgase weisen nach Herstellerangabe (Firma Westfalen AG) eine relative Analysentoleranz von ± 2,00 % auf. Als Nullgas wurde reiner Stickstoff verwendet.

**Tabelle 3.3 Referenzmessverfahren - Gaskomponenten, Messprinzipien der Gasanalysatoren und verwendete Prüfgaskonzentrationen**

Messgröße	Messgerät	Messprinzip	Prüfgas	Messbereich
CO <sub>2</sub> [Vol%]	Emerson NGA 2000	nicht dispersive Infrarotabsorption	12,1 Vol. %	0 - 20 Vol. %
O <sub>2</sub> [Vol%]	Emerson NGA 2000	Paramagnetismus	10,1 Vol. %	0 - 25 Vol. %
CO [Vol%]	Emerson NGA 2000	nicht dispersive Infrarotabsorption	0,707 Vol. %	0 - 3 Vol. %
CO [ppm]	Emerson NGA 2000	nicht dispersive Infrarotabsorption	801,5 ppm	0 - 1.500 ppm
NO [ppm]	Emerson NGA 2000 CLD	Chemilumineszenz	121 ppm (NO + NO <sub>2</sub> )	0 - 200 ppm
VOC [ppm]	FID 123 von Testa und SmartFID von ErsaTec	Flammenionisation	80,3 ppm (Propan)	0 - 1.000 ppm

Die aufgezeichneten Messwerte in ppm werden mit der Molmasse und dem molaren Volumen auf mg/m<sup>3</sup> umgerechnet. Für CO ergibt sich ein Faktor von 1,25, für NO<sub>x</sub> berechnet als NO<sub>2</sub> ein Faktor von 2,05 und für VOC berechnet als Kohlenstoff ein Faktor von 1,61. Die Konzentrationsangaben können ggf. analog Gl. 3.4. auf einen Bezugssauerstoffgehalt umgerechnet werden.

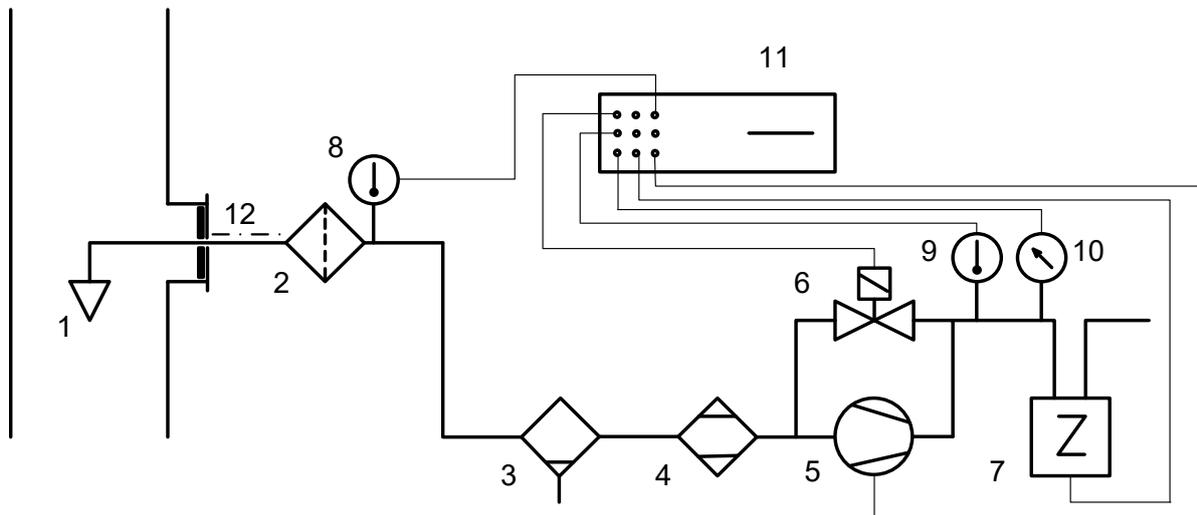
Staubmessungen erfolgten entsprechend dem Standardreferenzmessverfahren nach VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 (2006) in Verbindung mit der VDI-Richtlinie 4206 Blatt 2 (2015), in der die Anpassungen in der Messdurchführung an Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe beschrieben ist. Beim Referenzmessverfahren wird ein Teilstrom dem Abgas entnommen und über einen Planfilter geleitet, der in ein Filterkopfgerät eingesetzt ist. Die Ablagerungen in der Entnahmesonde vor dem Filter werden durch Spülen gelöst und in Spügläschen aufgefangen. Die Spülflüssigkeit wird verdampft. Aus der Massendifferenz der Planfilter und der Spügläschen vor und nach der Probenahme und dem abgesaugten Volumen wird die Staubkonzentration im Abgas bestimmt.

Aufgrund der relativ geringen Durchmesser der Abgasrohre wurden bei den Messungen keine Netzmessungen durchgeführt und das Filterkopfgerät wurde stets außerhalb des Abgasrohres eingesetzt und auf eine definierte Temperatur elektrisch beheizt.

Für die Untersuchungen standen zwei identische Messaufbauten für die Staubprobenahme (Messaufbau A und B) zur Verfügung, deren Zuverlässigkeit und Messgenauigkeit bereits ausführlich untersucht wurden (z.B. Schäfer, 2016).

Die schematische Darstellung eines Messaufbaus zeigt die Abbildung 3.3. Ein Teilvolumenstrom des Abgases wird isokinetisch im Kernstrom mit der Entnahmesonde (1) abgesaugt. Der enthaltene Staub wird auf dem Planfilter (2) im Filterkopfgerät abgeschieden. Die externe Heizvorrichtung (12) sorgt dafür, dass die Filtrationstemperatur, die mit einem Temperaturfühler (8) gemessen wird, nicht unter einen bestimmten Wert fällt. Anschließend gelangt der Teilvolu-

menstrom in einen Tropfenabscheider (3), wo kondensierte Feuchtigkeit in Form von Tröpfchen abgeschieden wird. Für die Trocknung des Teilvolumenstroms ist der anschließende mit Silicagel gefüllte Trockenturm (4) vorgesehen. Der Verdichter (5) fördert dann das trockene und abgekühlte Probengas zum Gaszähler (7), wo das Volumen, die Temperatur (9) und der Druck (10) am Eintritt zum Gaszähler gemessen werden. Der Bypass an der Pumpe ist zur Regelung des Volumenstroms mittels Magnetventil (6) vorgesehen.



1	Entnahmesonde	7	Gaszähler
2	Planfilter	8	Temperaturfühler
3	Tropfenabscheider	9	Temperaturfühler
4	Trockenturm mit Silicagel	10	Absolutdruckmessdose
5	Verdichter	11	Messwerterfassung
6	Magnetventil	12	externe Heizvorrichtung

**Abbildung 3.3 Schematische Darstellung eines Messaufbaus zur Staubprobenahme nach dem Standardreferenzmessverfahren**

Zur Überprüfung des Messaufbaus auf Leckagen wird vor jeder Messreihe eine Dichtheitsprüfung anhand eines festgelegten Kriteriums durchgeführt. Vor der Messung wird das Filterkopfggerät ausreichend aufgeheizt, um eine Kondensation von Wasserdampf in der Entnahmesonde und auf dem Filter zu verhindern. Nach der Probenahme wird die Sonde aus dem Abgaskanal entnommen, der Filterhalter mit dem belegten Planfilter ausgebaut und alle Bauteile vor dem Planfilter gespült.

Das Standardreferenzmessverfahren nach VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 (2006) wurde für die Messungen an Kleinf Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe in einigen Punkten an die Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 (2015) angepasst, siehe hierzu Tabelle 3.4. Nach jeder Messung erfolgte eine Spülung der Entnahmesonde.

Um Unterschiede in den Staubemissionen der einzelnen Verbrennungsphasen (Anbrand-, Hauptverbrennungs- und Ausbrandphase) des Chargenabbrandes im Kaminofen besser abbilden zu können, wurden nur Staubmessungen mit 15 minütiger Probenahme durchgeführt.

**Tabelle 3.4 Staubmessungen nach 1. BImSchV (2010) nach VDI-Richtlinie 4206 Blatt 2 (2015) im Vergleich zur VDI 2066 Blatt 1 (2006)**

Unterschiede bei	VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 (2006) (Standardreferenzmessverfahren)	VDI-Richtlinie 4206 Blatt 2 (2015) (Messungen bei Eignungsprüfung)
Probenahmedauer	30 min	15 min *
Vorbehandlung Filter	1 h bei 180 °C	1 h bei 110 °C ± 5 K
Vorbehandlung Spügläschen	1 h bei 180 °C	1 h bei 110 °C ± 5 K
Filtrationstemperatur	Rauchgastemperatur oder 160 °C	70 °C ± 5 K
Nachbehandlung Filter	1 h bei 160 °C	1 h bei 110 °C ± 5 K
Nachbehandlung Spügläschen	1 h bei 160 °C	1 h bei 110 °C ± 5 K
Spülvorgang	nach jeder Messreihe	nach jeder Messung
Spülflüssigkeit	destilliertes Wasser, Aceton	destilliertes Wasser sowie Lösung aus je 50 % Isopropanol und Aceton

\* für Messungen an Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe, ausgenommen Einzelraumfeuerungsanlagen (hier: beträgt die Probenahmedauer 30 min)

Für eine repräsentative Staubmessung ist eine homogene Staubverteilung im Messquerschnitt erforderlich. Die VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 (2006) stellt Anforderungen an die Messstrecke, bei deren Einhaltung davon ausgegangen werden kann, dass ein gleichmäßiges Staubprofil im Messquerschnitt erreicht wird. Diese sind u.a. vertikaler Abgaskanal mit konstanter Form und konstantem Querschnitt und kein Überdruck in der Messstrecke. Außerdem sollte die Messstelle möglichst weit vor bzw. hinter Strömungshindernissen liegen, damit die Staubverteilung im Messquerschnitt nicht beeinflusst wird. Es wird davon ausgegangen, dass dies ist im Allgemeinen gegeben ist, wenn eine Einlaufstrecke von fünf hydraulischen Durchmessern vor und eine Auslaufstrecke von zwei hydraulischen Durchmessern hinter der Messstelle eingehalten wird. Bei Nichteinhaltung könnten sich Strahlen unterschiedlicher Staubkonzentration im Abgas ausbilden. Allerdings kann bei kürzeren Ein- und Auslaufstrecken nicht automatisch von einer nicht repräsentativen Probenahme ausgegangen werden, da auch z.B. die Partikelgrößenverteilungen und die örtlichen Gegebenheiten bei dieser Bewertung mit berücksichtigt werden müssen.

Die Staubkonzentration im Abgas  $c_{Staub}$  wird im Grundsatz nach Gl. 3.1 bestimmt:

$$c_{Staub} = \frac{M_{Staub}}{V_{Messung}} \quad \text{Gl. 3.1}$$

Dabei ist  $M_{Staub}$  die gesamte abgeschiedene Staubmasse und  $V_{Messung}$  das abgesaugte Teilstromvolumen während der Messung.

Die abgeschiedene Staubmasse  $M_{Staub}$  ergibt sich nach Gl. 3.2 als Summe der Massendifferenzen zwischen dem Vor- und Rückwiegen des Planfilters  $\Delta M_P$  und des Spügläschens  $\Delta M_S$ :

$$M_{Staub} = \Delta M_P + \Delta M_S \quad \text{Gl. 3.2}$$

Das abgesaugte und mit einem Gaszähler erfasste Volumen  $V_{Messung}$  wird auf den Normzustand (1.013 hPa und 273,15 K) nach folgender Formel umgerechnet:

$$V_{norm} = V_{Messung} \cdot \frac{273,15 \text{ K}}{T_{Messung}} \cdot \frac{p_{Messung}}{1013 \text{ hPa}} \quad \text{Gl. 3.3}$$

Es ist  $T_{Messung}$  die über den gesamten Messzeitraum gemittelte Probenahmetemperatur am Gaszähler und  $p_{Messung}$  der über den Messzeitraum gemittelte Absolutdruck am Gaszähler.

Ggf. kann die gemessene Staubkonzentration  $E_{M,Staub}$  mit der gemessenen Sauerstoffkonzentration  $O_{2,Messung}$  auf einen Bezugssauerstoffgehalt  $O_{2,Bezug}$  von z.B. 13 Vol.-% umgerechnet werden ( $E_{B,Staub}$  = Staub-Emission beim Bezugssauerstoffgehalt):

$$E_{B,Staub} = E_{M,Staub} \cdot \frac{(21 - O_{2,Bezug})}{(21 - O_{2,Messung})} \quad \text{Gl. 3.4}$$

### 3.1.2 Schornsteinfegermessgerät

Damit ein Schornsteinfegermessgerät zur Grenzwertüberwachung eingesetzt werden kann, muss eine Eignungsprüfung nach VDI-Richtlinie 4206 Blatt 1 (aktuellste Fassung aus 2018) und Blatt 2 (aktuellste Fassung aus 2015) erfolgreich absolviert werden und eine Bekanntgabe durch die zuständigen Behörden erfolgen. Blatt 1 der VDI-Richtlinie 4206 gilt für die Messung von gasförmigen Emissionen und Abgasparametern und Blatt 2 für partikelförmige Emissionen. Die Anforderungen bezüglich der zulässigen maximalen Messwertabweichungen und der erweiterten Messunsicherheit an die Messgeräte sind in Tabelle 3.5 aufgelistet.

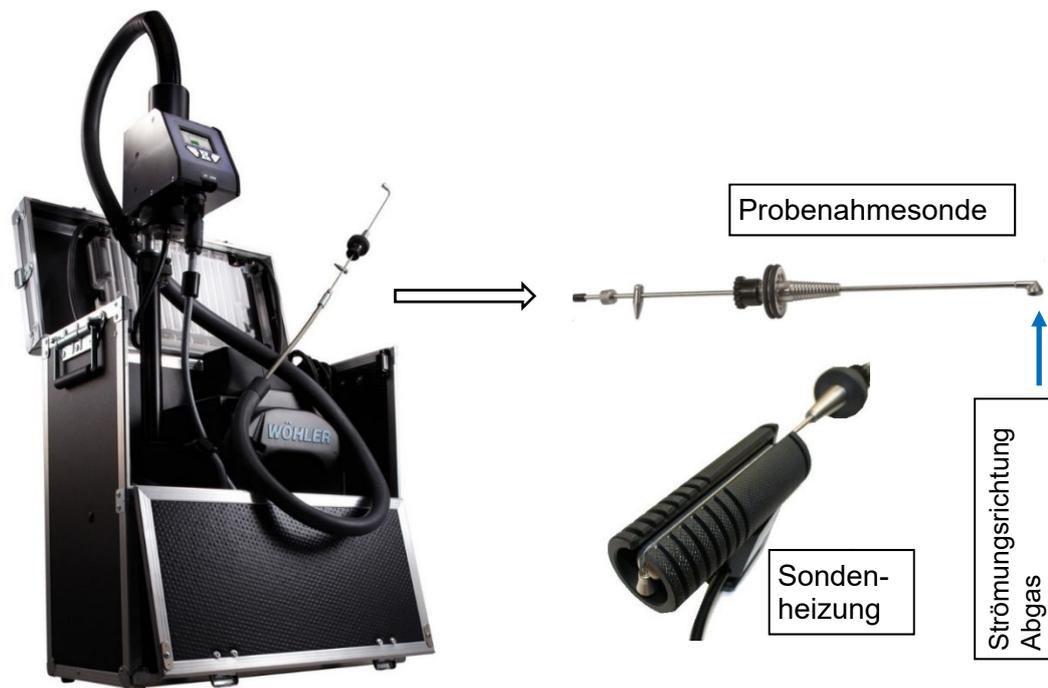
**Tabelle 3.5 Anforderung der VDI-Richtlinie 4206 Blatt 1 (2018) und Blatt 2 (2015) an die Messgeräte bezüglich Messbereich und Genauigkeit**

Messgröße	Messbereich	maximal zulässige Messwertabweichung	erweiterte Messunsicherheit
Staub	0,5 bis 2-faches des zu überwachenden Grenzwertes	- 10 mg/m <sup>3</sup> für Referenzwerte unter 20 mg/m <sup>3</sup> - 50 % des Referenzwerts für Referenzwerte zwischen 20 mg/m <sup>3</sup> und 150 mg/m <sup>3</sup> - 75 mg/m <sup>3</sup> für Referenzwerte über 150 mg/m <sup>3</sup>	40 % des zu überwachenden Grenzwertes
Sauerstoff	0 Vol.-% bis 21 Vol.-%	± 0,3 Vol.-%	0,5 Vol.-%
Kohlenstoffmonoxid (niedrig)	0 ppm bis 200 ppm	± 10 ppm oder 10 % vom Messwert	20 % des zu überwachenden Grenzwertes
Kohlenstoffmonoxid (mittel)	0 ppm bis 2.000 ppm	± 20 ppm oder 5 % vom Messwert	20 % des zu überwachenden Grenzwertes
Kohlenstoffmonoxid (hoch)	0 ppm bis 20.000 ppm	± 100 ppm oder 10 % vom Messwert	20 % des zu überwachenden Grenzwertes

Derzeit sind 5 Staubmessgeräte bekanntgegeben und könnten somit für die Messungen eingesetzt werden. Neben zwei direktgravimetrischen Messverfahren der Firmen MRU GmbH (Feinstaubmessgerät FSM) und Wöhler Technik GmbH (Wöhler SM 500) sind dies jeweils ein indirekt-gravimetrisches Verfahren der Firma Testo SE & Co. KGaA (testo 380), ein optisches

Verfahren der Firma Afriso-Euro-Index GmbH (Staubmessgerät STM 225) und ein elektrooptisches Verfahren der Firma Vereta GmbH (Feinstaubmesskoffer).

Aufgrund bisheriger positiver Erfahrungen in diversen Untersuchungen wurde das direktanzeigende Wöhler SM 500 der Firma Wöhler Technik GmbH für die aktuellen Messungen verwendet. Dieses Schornsteinfegermessgerät (siehe Abbildung 3.4) ist für alle festen Brennstoffe zugelassen, Messungen können an allen Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe im Geltungsbereich der 1. BImSchV (2010) durchgeführt werden.

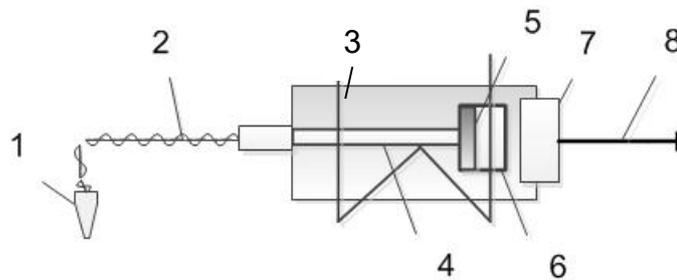


**Abbildung 3.4** Wöhler SM 500 Staubmessgerät mit Sondenheizung (Wöhler, 2015)

Ein Abgasteilstrom wird durch eine Sonde in der Abgas-Strömungsrichtung abgesaugt und zunächst durch einen beheizten Schlauch auf eine Filterpatrone geleitet. Der Staub wird dabei abgeschieden, die Staubmassenzunahme wird direkt während der Messung aus der Änderung der Schwingfrequenz der Filterpatrone bestimmt. Das staubfreie Abgas gelangt in einen Kühler. Dort kühlt das Gas ab und die enthaltene Feuchtigkeit kondensiert aus. Anschließend wird der Volumenstrom des so getrockneten, abgekühlten und staubfreien Abgases gemessen, bevor es durch eine geregelte Pumpe nach außen geleitet wird. Aus der Staubmassenzunahme und dem abgesaugten Abgasvolumenstrom wird die Staubkonzentration berechnet. Ein Teilstrom des Probengases wird mittels elektrochemischer Sensoren hinsichtlich der  $O_2$ - und  $CO$ -Konzentrationen analysiert (Wöhler, 2012).

Um eine Kondensation von Wasserdampf aus dem Probengas vor und auf dem Filter des Wöhler SM 500 zu vermeiden, wurde die Probenahmesonde bei den Messungen ausschließlich mit einer Sondenheizung betrieben.

In Abbildung 3.5 ist eine vereinfachte Prinzipskizze des Wöhler SM 500 dargestellt. Über die Entnahmesonde (1) und die beheizte Probenahmeleitung (2) wird das Abgas dem Schwingssystem zugeführt. Der Düsendurchmesser der Entnahmesonde beträgt standardmäßig 10 mm. Das Schwingssystem ist in einem beheizten Gehäuse (3) untergebracht und besteht aus dem Schwingröhrchen (4), dem Filterhalter (5) und einer mit Filtermaterial bestückten Filterpatrone (6). Das Schwingröhrchen dient gleichzeitig zur Abgaszuführung. Um die Bildung von Kondensat in der Probenahmeleitung und im Schwingssystem zu vermeiden, werden sowohl die Probenahmeleitung (2) als auch das Gehäuse beheizt. Die Probenahmeleitung wird kontinuierlich auf eine konstante Temperatur von 75°C eingeregelt. Das Gehäuse wird vor Messbeginn durch einen einmaligen Heizimpuls aufgeheizt. Die Gehäusetemperatur, und damit auch die Materialtemperatur des Schwingröhrchens, nehmen während der Messung ab (Struschka et al., 2012 und Ester et al., 2015).



- |                              |                                    |
|------------------------------|------------------------------------|
| 1 Entnahmesonde              | 5 Filterhalter                     |
| 2 beheizte Probenahmeleitung | 6 Filterpatrone                    |
| 3 beheiztes Gehäuse          | 7 Verschlussdeckel                 |
| 4 Schwingröhrchen            | 8 Verbindung zur Absaugvorrichtung |

**Abbildung 3.5 Schematische Darstellung des Wöhler SM 500**

Vor der Messung wird eine Filterpatrone in das Wiegemodul eingesetzt. Nach dem Einschalten des Gerätes wird der abzusaugende Volumenstrom (3 NI/min bei höheren oder 4,5 NI/min bei niedrigeren Staubkonzentrationen) ausgewählt. Vor jeder Messung muss eine Dichtheitsprüfung durchgeführt werden. Danach wird das Gerät aufgeheizt, um der Kondensation an der Filterpatrone vorzubeugen (Wöhler, 2012). Die Angaben des Herstellers zum Messbereich und der Genauigkeit der Staub- und Gasmessung sind in der Tabelle 3.6 zusammengefasst.

**Tabelle 3.6 Herstellerangaben zum Messbereich und der Genauigkeit der Staub- und Gasmessung für das Wöhler SM 500 (Wöhler, 2012)**

Wöhler SM 500 Staubmessgerät	Messbereich	Genauigkeit
Staub	0 - 45 mg, entspricht 0 - 1.000 mg/Nm <sup>3</sup>	besser ± 0,3 mg Staubmasse
Sauerstoff	0 - 21 Vol.-%	± 0,3 Vol.-%
Kohlenstoffmonoxid	0 - 100.000 ppm	± 100 ppm bis 1.000 ppm sonst 10 % vom Messwert

### 3.1.3 Abgassensoren

Zur Erfassung der O<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Konzentrationen direkt im feuchten Abgas wurde der Sensor Smart NOx Sensor der Firma Continental (siehe Abbildung 3.6) verwendet, der auf dem amperometrischen Doppelkammerprinzip basiert.



Abbildung 3.6 Smart NOx Sensor der Firma Continental (Menesklou, 2007)

Der Sensor ist somit aus zwei Kammern aufgebaut, wie in Abbildung 3.7 schematisch dargestellt. Das Abgas diffundiert über eine Barriere in die vordere Kammer, in welcher über eine Regelung eine Sauerstoffkonzentration von 1.000 ppm eingestellt wird. Bei diesem definierten Sauerstoffgehalt bleibt das ggf. im Abgas vorhandene Stickstoffmonoxid stabil. Die O<sub>2</sub>-Konzentration im Abgas ist hierbei proportional dem Pumpstrom, der zur Einstellung der vorgegebenen Sauerstoffkonzentration notwendig ist.

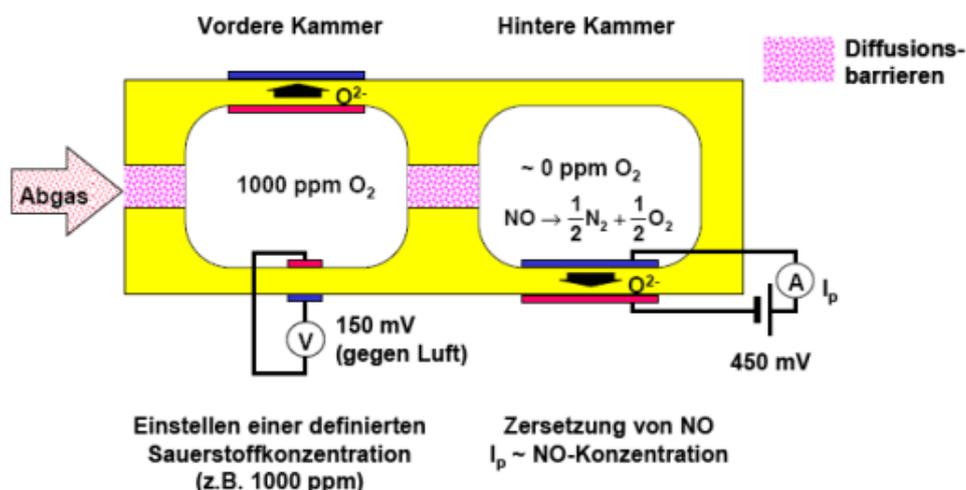


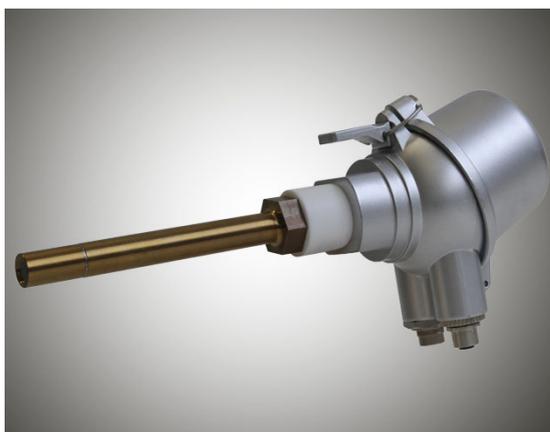
Abbildung 3.7 Funktionsprinzip des amperometrischen Smart NOx Sensor der Firma Continental (Menesklou, 2007)

Das Abgas gelangt über eine zweite Diffusionsbarriere in die hintere Kammer, in der sich das Stickstoffmonoxid an einer katalytisch aktiven Rh/Pt-Cermetelektrode zersetzt (aus NO bildet sich O<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>). Durch das Anlegen einer Pumpspannung wird der komplette Sauerstoff aus

der hinteren Kammer gepumpt. Der Pumpstrom ist abhängig von der Sauerstoffkonzentration in der hinteren Kammer und somit auch abhängig vom NO-Gehalt im Abgas. Die Gesamtsauerstoffkonzentration in der hinteren Kammer ergibt sich aus der Addition vom eingestellten Sauerstoffgehalt in der ersten Kammer und dem freiwerdendem Sauerstoff aus den Stickstoffoxidverbindungen. Mit diesem Sensor kann zeitgleich sowohl die NO-Konzentration im Abgas als auch die aktuelle O<sub>2</sub>-Konzentration gemessen werden.

Bei diesem Sensor handelt es sich um ein ausgereiftes Serienprodukt, welches z.B. bei größeren Dieselmotoren in Verbindung mit einem SCR-Katalysator eingesetzt wird. In diversen eigenen Untersuchungen wurde dieser Sensor erfolgreich bei Langzeituntersuchungen an unterschiedlichen Biomassefeuerungen eingesetzt (siehe z.B. Struschka et al., 2009).

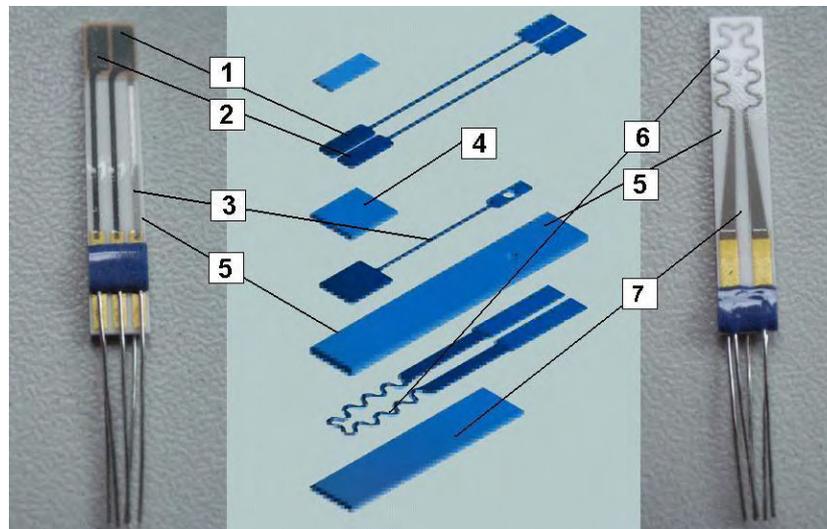
Beim zweiten eingesetzten Sensor für brennbare Gase (COe-Sensor) vom Typ CarboSen1.000HT der Firma Lamtec (Walldorf) (siehe Abbildung 3.8 - beispielhafte Ausführung) handelt es sich um einen Sensor nach dem Mischpotentialprinzip (Nicht-Nernstsches Prinzip) ohne Gleichgewichtselektrode.



**Abbildung 3.8** Sensor CarboSen1.000HT der Firma Lamtec für brennbare Gase (Lamtec, 2019)

In Abbildung 3.9 ist die Vorder- und Rückseite des eigentlichen Sensorelements im CarboSen1.000HT dargestellt. Es besteht aus drei Elektroden (1 bis 3), die jeweils einen eigenen Anschluss besitzen. Zwei der Elektroden (1 und 2) sind identisch und bestehen zum größten Teil aus Platin mit einem Anteil an Gold. Hierbei ist die Elektrode (1) die Funktionselektrode und die Elektrode (2) die Zusatz- bzw. Redundanzelektrode. Das Sensorsignal wird zwischen den beiden identischen Elektroden (1 und 2) und der Bezugslektrode (3) erzeugt, die nur Platin enthält. Zwischen den Elektroden befindet sich eine Funktionskeramik aus Yttrium dotiertem Zirkonoxid (4), das ab einer Temperatur von 400 °C ionenleitend wird. Die Trägersubstanz (5) besteht aus Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. Mit Hilfe der Heizwendel (6) und einer entsprechend angelegten Spannung kann das Sensorelement auf eine gewünschte Temperatur gebracht werden. Das Heizelement besteht wiederum aus Platin und ist durch eine Glasdeckschicht (7) geschützt.

Die Heizwendel kann durch direktes Anlegen einer externen Spannungsquelle an den Sensor betrieben oder mit Hilfe der Sensorelektronik angesteuert werden, was auch für das Auslesen des Sensorsignales gilt.



- |  |  |
|--|--|
| 1 Funktions-Elektrode (Bestandteile Pt + Au)                 | 5 Trägersubstanz ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) |
| 2 Zusatz- (bzw. Redundanz-) Elektrode (Bestandteile Pt + Au) | 6 Heizwendel (Pt)                            |
| 3 Bezugs-Elektrode (Bestandteil Pt)                          | 7 Deckschicht (Glas)                         |
| 4 Funktionskeramik (YSZ)                                     |  |

**Abbildung 3.9** Aufbau des Mischpotentialsensors CarboSen1.000HT der Firma Lamtec (Teichler, 2008)

Vereinfacht kann man sich die Funktionsweise des Sensors so vorstellen, dass an der katalytisch aktiven Bezugs-Elektrode und an den beiden redundant ausgeführten passivierten Zusatz- bzw. Redundanz-Elektroden unterschiedlich heftige elektrochemische Reaktionen mit den brennbaren Gasen stattfinden. Die Vorgänge sind hierbei (vereinfacht):

- Adsorption der Gasmoleküle aus der Gasphase an die Oberfläche.
- katalytische Reaktion der brennbaren Gase mit im Abgas enthaltenen  $\text{O}_2$
- Desorption adsorbierter Gasmoleküle von der Oberfläche in die Gasphase.

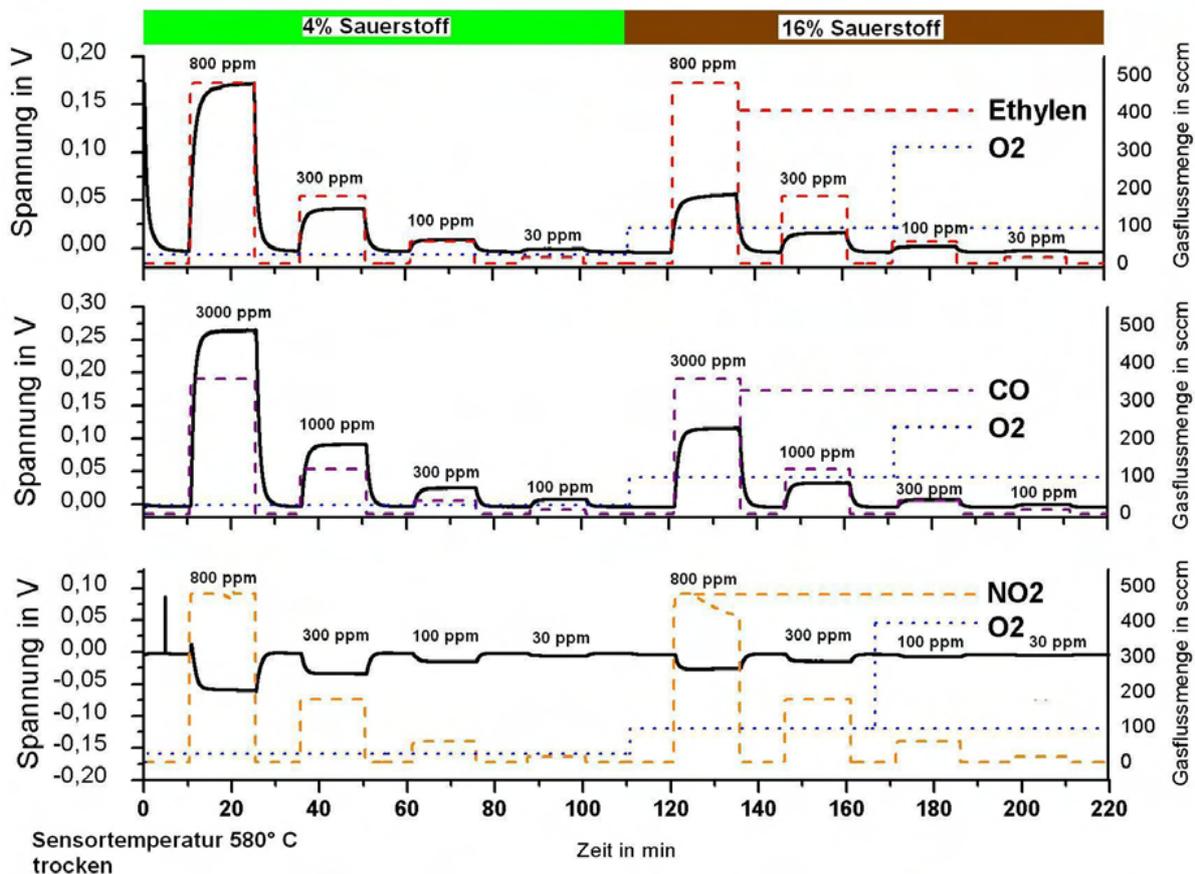
Diese Vorgänge führen zu unterschiedlichen elektrochemischen Potenzialen und können an den Elektroden als Potentialdifferenz (Sensorspannung) abgegriffen werden. Ein einfaches Modell beschreibt die phänomenologischen Vorgänge folgendermaßen: ohne brennbare Gase im Messgas liegen an beiden Elektrodenarten (Bezugs-Elektrode und Funktions- sowie Zusatz- bzw. Redundanz-Elektrode) keine Reaktionen vor. Somit liegt die die Potentialdifferenz zwischen den beiden Elektrodenarten und damit die Sensorspannung bei null, d.h. es gibt einen physikalisch determinierten drifffreien Nullpunkt des Sensors.

Bei geringen Konzentrationen an brennbaren Gasen und  $\text{O}_2$  im Messgas liegt an der aktiven Bezugs-Elektrode der katalytische Umsatz höher als an den passivierten Funktions- sowie Zu-

satz- bzw. Redundanzelektroden mit der Folge von unterschiedlichen elektrochemischen Reaktionen, wodurch sich unterschiedliche elektrochemische Potentiale ergeben. Die Potentialdifferenz zwischen den Elektroden ist ein Maß für die Konzentration von brennbaren Gasen im Messgas.

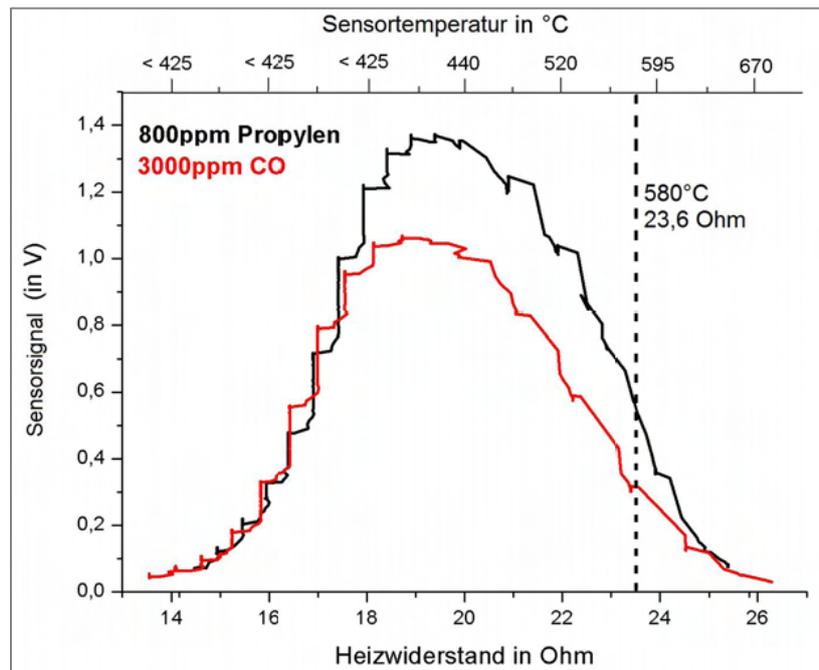
Bei hohen Konzentrationen von brennbaren Gasen und gleichzeitig geringen O<sub>2</sub>-Konzentrationen im Messgas nähern sich die katalytischen Umsatzraten der beiden Elektrodenarten aufgrund der geringen O<sub>2</sub>-Konzentration immer mehr an, da letztlich O<sub>2</sub> für eine vollständigere Umsetzung der brennbaren Bestandteile fehlt. Somit nähern sich auch die elektrochemischen Potentiale der beiden Elektrodenarten an und die Potentialdifferenz (Sensorsignalspannung) wird wieder geringer. Bei starkem Sauerstoffmangel bzw. wenn nahezu kein Sauerstoff mehr im Messgas vorhanden ist, gibt es keine katalytischen Reaktionen mehr an den Elektroden und die elektrochemischen Potentiale sind identisch und das Sensorsignal liegt bei null.

Dieses Verhalten des Sensors führt dazu, dass die Sensorempfindlichkeit u.a. von der Sauerstoffkonzentration im Messgas abhängt, was in Abbildung 3.10 anhand von Labormessungen mit Prüfgasen und bei zwei unterschiedlichen O<sub>2</sub>-Konzentrationen im Messgas dargestellt ist. Bei moderaten Konzentrationen brennbaren Gasen ergeben sich bei geringeren O<sub>2</sub>-Konzentrationen höhere Sensorsignale.



**Abbildung 3.10** Sensoraktivität des Mischpotentialsensors CarboSen1.000HT auf die Gase C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>, CO und NO<sub>2</sub> bei 4 und 16 % O<sub>2</sub> (Teichler, 2008)

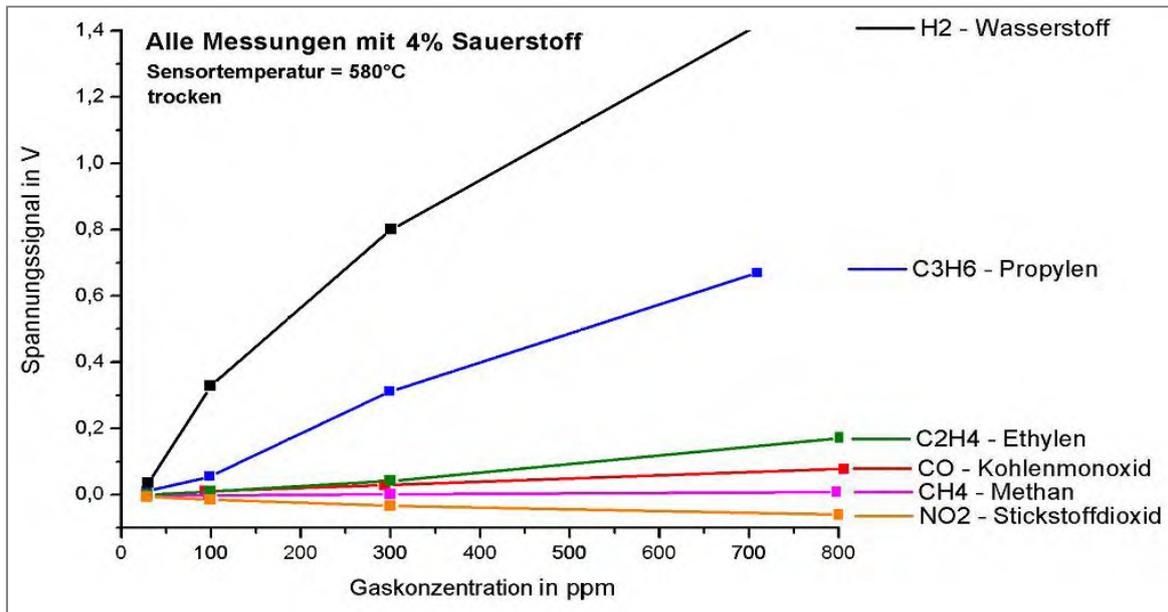
Allerdings ist das Sensorsignal auch von der eingestellten Sensortemperatur abhängig, was in Abbildung 3.11 anhand von Labormessungen mit Prüfgasen dargestellt ist. Für beide aufgegebenen Prüfgase ergibt sich ein ausgeprägter Verlauf des Sensorsignals in Abhängigkeit des Heizwiderstandes, mit dem eine bestimmte Sensortemperatur eingestellt werden kann.



**Abbildung 3.11** Verlauf des Sensorsignals beim CarboSen1.000HT bei konstanter Konzentration von brennbaren Gasbestandteilen und unterschiedlichen Sensortemperaturen (Teichler, 2008)

Einen weiteren Einfluss auf das Sensorsignal ergeben sich durch die einzelnen brennbaren Gase. Unterschiedliche oxidierbare Verbindungen führen auch zu unterschiedlichen Sensorsignalen, siehe Abbildung 3.12. Diese Labormessungen mit Prüfgasen zeigen, dass besonders hohe Sensorsignale beim CarboSen1.000HT bei Aufgabe von Wasserstoff und Propylen erhalten werden. Kohlenmonoxid und Methan führen zu vergleichsweise geringen Sensorsignalen.

Die gezeigten Ergebnisse in Abbildung 3.10 bis Abbildung 3.12 wurden alle im Labor mit Prüfgasen ermittelt. Inwieweit sich die Erkenntnisse auf komplexe Gaszusammensetzungen bei stark schwankenden Sauerstoffkonzentrationen im Abgas übertragen lassen, wie sie bei Kaminöfen auftreten können, ist unklar. Vor allem in der Anbrennphase und bei Luftmangel auch in der Hauptverbrennungsphase kann beim Holzabbrand, neben CO, eine Vielzahl von organischen Verbindungen unterschiedlicher Komplexität entstehen, so dass sich keine gaspezifische Sensitivität des Sensorsignals mehr angeben lässt. Außerdem könnte die Dynamik der Vorgänge (kurzzeitige Konzentrationsspitzen an brennbaren Gasen und wechselnde Sauerstoffkonzentrationen) auch einen gewissen Einfluss auf das Signalverhalten des Sensors haben, was bisher aber mit realen Abgasen nicht untersucht wurde.



**Abbildung 3.12 Kennlinien verschiedener oxidierbarer Gase beim CarboSen1.000HT bei einer Sauerstoffkonzentration von jeweils 4 Vol.% im Prüfgas (Teichler, 2008)**

In Tabelle 3.7 sind wichtige Angaben zu den eingesetzten Abgassensoren zusammengefasst aufgeführt.

**Tabelle 3.7 Angaben zu den eingesetzten Abgassensoren**

Messgröße	brennbare Gase	O <sub>2</sub> und NO <sub>x</sub>
Hersteller	LAMTEC Meß- und Regeltechnik für Feuerungen GmbH & Co. KG Wiesenstraße 6 69190 Walldorf (Baden)	Continental Teves AG & Co.oHG Guerickestraße 7 60487 Frankfurt am Main
Typ	CarboSEN	Smart NO <sub>x</sub> -Sensor *
Messprinzip	Mischpotenzial (Festkörperelektrolytensensor ohne Gleichgewichtselektrode - „Nicht-Nernst“)	O <sup>2-</sup> - Ionenleitung NO <sub>x</sub> -Reduktion,
Ausführung	katalytisch selektive Elektroden	Doppelkammerprinzip
Trägermaterial	ZrO <sub>2</sub>	ZrO <sub>2</sub>
Arbeitstemperatur	zwei unterschiedliche Temperaturen, eingestellt über Temperaturfaktor T <sub>f</sub>	100 bis max. 800 °C
Ausgangssignal	COe in V	NO <sub>x</sub> : ppm v/v NO / O <sub>2</sub> : Vol%
Angabe in Bericht	COe: mg/m <sup>3</sup> **	NO <sub>x</sub> : mg/m <sup>3</sup> , berechnet als NO <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : Vol%
* gemessen wird NO und NO <sub>2</sub>		
** Näherungsweise Berechnung aus Ausgangs-Summensignal in V		

Da beim CarboSen1.000HT das Sensorsignal u.a. von der Betriebstemperatur des Sensors abhängt (diese liegt i.a. über der maximalen Abgastemperatur von Kaminöfen), wurden zwei

Sensoren eingesetzt, die mit unterschiedlichen Sensortemperaturen betrieben wurden. Da die Sensortemperatur für den Sensorbetrieb ein wichtiger Parameter ist, wird diese zuverlässig und reproduzierbar durch die Heizungsregelung, die in die Sensorelektronik mit integriert ist, eingestellt. Dies wird in der Regelung anhand eines Temperaturfaktors  $T_f$  bewerkstelligt, der als Verhältnis von Heißwiderstand zum Widerstand des Sensorelements bei Raumtemperatur definiert ist und eng mit der Sensortemperatur zusammenhängt. Beim Start des Systems wird deshalb jedes Mal der Widerstand des Sensorelements bei Raumtemperatur gemessen und entsprechend der Voreinstellung für  $T_f$  zur Temperatureinstellung verwendet.

Bei den Messreihen wurde ein Sensor CarboSen1.000HT mit einem Temperaturfaktor  $T_f$  von 2,35 (entsprechend  $\sim 550$  °C Sensortemperatur) und ein Sensor mit  $T_f$  von 2,7 (entsprechend  $\sim 630$  °C Sensortemperatur) betrieben.

### 3.1.4 Versuchsdurchführung und Auswertung

Wesentliche Ziele der Prüfstandsmessungen an einem Kaminofen sind die Ermittlung von Zusammenhängen zwischen dem Sensorsignal für brennbare Gase COe und der CO-Konzentration, der CO- und Staubkonzentrationen sowie die Bewertung der Schornsteinfegermesstechnik zur Ermittlung der CO-, O<sub>2</sub>- und Staubkonzentrationen. Hierzu sind Daten zur Bandbreite des Emissionsverhaltens des Kaminofens in Abhängigkeit der Betriebsbedingungen (z.B. Wärmeleistung, reduzierte / erhöhte Verbrennungsluftmenge bei konstanter Leistung, Anzahl Holzstücke je Brennstoffcharge) notwendig. Um diese zu erhalten, wurden die Betriebsbedingungen des Kaminofens in einem weiten Bereich variiert, siehe Tabelle 3.8. Außerdem wurde zusätzlich eine Abbrandregelung eingesetzt (oControl, 2019), um eine Variation der Verbrennungsluftmenge in einem sinnvollen Bereich zu erreichen.

**Tabelle 3.8 Variation der Betriebsbedingungen bei den Versuchen mit dem Kaminofen Lagos**

Variation der Betriebsbedingungen	Bandbreite
Feuerungswärmeleistung in kW	4,0 bis 10,5
Holzaufgabemenge in kg	0,680 bis 1,735
Abbranddauer in min	35 bis 75
Schornsteinzug in Pa	12,1 bis 20,3

Es wurden Versuche durchgeführt, bei denen alle zu untersuchenden Messverfahren eingesetzt wurden und es wurden Versuche durchgeführt, bei denen nur Gasmessungen durchgeführt wurden. Staubmessungen wurden jeweils mit einer 15 Minuten Probenahme durchgeführt. Hierbei wurden dann Auswertungen für die Dauer der Staubmessungen (Staubkonzentrationen und Gaskonzentrationen) sowie für den Gesamtabbrand (nur Gaskonzentrationen) vorgenommen.

Um die einzelnen Verbrennungsphasen beim Kaminofen getrennt zu erfassen, wurden Messungen in den ersten 15 Minuten des Chargenabbrandes (Phase A - Schwerpunkt: Anbrennphase und Beginn der Hauptverbrennungsphase), in den Minuten 15 bis 30 (Phase B - Schwerpunkt: Hauptverbrennungsphase) und in den Minuten 30 bis 45 (Phase C -Schwerpunkt: Ausbrandphase) durchgeführt.

Die Staubmessungen in der Verbrennungsphase A wurden 1 Minute nach der Holzaufgabe gestartet. Dies ergab sich durch den Messablauf beim Wöhler SM 500, welches nach dem Einbau der Entnahmesonde in das Abgas und dem Start der Staubmessung noch eine Stabilisierungszeit von 60 Sekunden benötigt. Die Staubmessung wurde unmittelbar nach der Holzaufgabe gestartet. Durch diese Vorgehensweise starteten die Staubprobenahmen ab Beginn der Verbrennung, meist mit den ersten sichtbaren Flammen. Hierdurch wurden die Konzentrationsspitzen an Staub während des Anbrennvorganges der aufgegebenen Holzcharge im Kaminofen mit erfasst.

Bei den Phasen B und C wurden die Staubprobenahmen jeweils 15 bzw. 30 Minuten nach der Brennstoffaufgabe gestartet.

Als Brennstoff wurden jeweils Buchenholzscheite mit ggf. anhaftender Rinde und einem Wassergehalt von 11,9 Massen-% verfeuert. Die Scheite waren 25 cm lang und hatten unterschiedliche Durchmesser. Je nach gewünschter Wärmeleistung und Versuchsvariation wurden ein bis drei Stück der Buchenholzscheite auf eine vorhandene Grundglut aufgegeben. Aus dem kalten Zustand wurde der Kaminofen mit etwas feinem Anbrennholz (Weichholz) und einigen kleinen Buchenholzscheiten angefeuert. Nach dem Abbrand des Anfeuerholzes wurden dann die Holzchargen für die Messungen aufgegeben.

## 4 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Messungen am Kaminofen unterschieden nach den untersuchten Messverfahren bzw. Messgrößen dargestellt.

### 4.1 O<sub>2</sub>-Konzentration

Neben dem Referenzmessverfahren wurden zur Bestimmung der O<sub>2</sub>-Konzentrationen im Abgas des Kaminofens das Schornsteinfegermessgerät Wöhler SM 500 und der Smart NO<sub>x</sub>-Sensor eingesetzt.

Abbildung 4.1 stellt die Messergebnisse der Vergleichsmessungen zwischen dem O<sub>2</sub>-Referenzmessgerät, dem Schornsteinfegermessgerät Wöhler SM 500 und dem Smart NO<sub>x</sub>-Sensor dar. Verglichen werden hierbei Mittelwerte über eine Messdauer von 15 Minuten (O<sub>2</sub>-Referenzmessgerät und Schornsteinfegermessgerät Wöhler SM 500) sowie Mittelwerte des Gesamtabbrandes (O<sub>2</sub>-Referenzmessgerät und Smart NO<sub>x</sub>-Sensor). Idealerweise sollten die Messwerte auf der gestrichelten Sollwertlinie liegen. Für das Schornsteinfegermessgerät gelten die Anforderung bezüglich der erweiterten Messunsicherheit von 0,5 Vol% nach VDI-Richtlinie 4206 Blatt 1 (2018), die mit durchgezogenen Linien eingezeichnet sind. 95 % der Messwerte sollen demnach im eingezeichneten Intervall liegen, was für beide Vergleichsmessgeräte zutrifft.

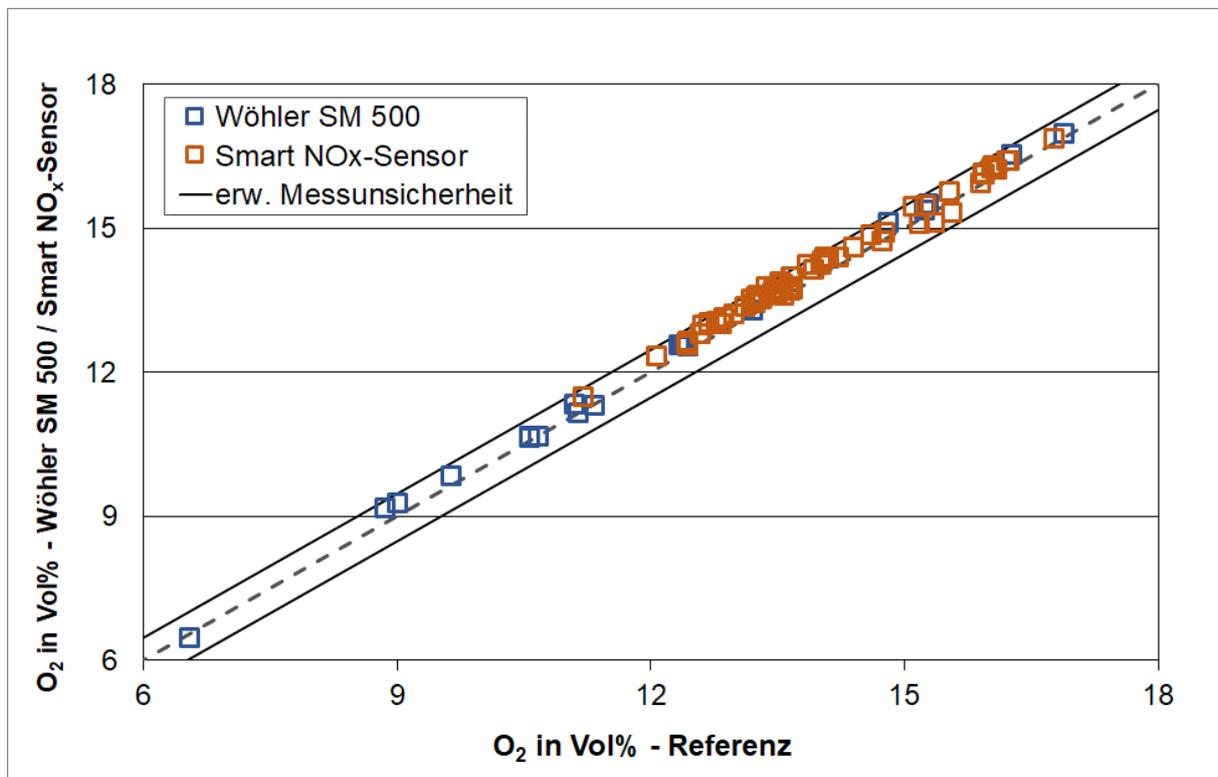


Abbildung 4.1 O<sub>2</sub>-Konzentrationen der Referenzmessung im Vergleich zum Wöhler SM 500 und Smart NO<sub>x</sub>-Sensor (mit angegeben: Anforderung an die erweiterte Messunsicherheit von  $\pm 0,5$  Vol%)

Nach der VDI-Richtlinie 4206 Blatt 1 (2018) ist eine maximale Messwertabweichung von  $\pm 0,3$  Vol% zugelassen. Das Schornsteinfegermessgerät Wöhler SM 500 liegt in rund 9 % der Messungen außerhalb dieses Bereiches.

In Tabelle 4.1 sind die Ergebnisse der Berechnungen zur erweiterten Messunsicherheit für O<sub>2</sub> zusammengefasst aufgeführt. Das Schornsteinfegermessgerät Wöhler SM 500 erfüllt die Anforderungen der VDI-Richtlinie 4206 Blatt 1 (2018), was sich auch bereits in anderen Untersuchungen bestätigt hatte (siehe z.B. Struschka et al., 2016).

Der Smart NO<sub>x</sub>-Sensor zeigt eine etwas höhere Messunsicherheit im Vergleich zum Wöhler SM 500, liegt aber insgesamt noch innerhalb der zulässigen Anforderungen bezüglich der erweiterten Messunsicherheit nach VDI-Richtlinie 4206 Blatt 1 (2018). Hierbei ist allerdings zu beachten, dass der Sensor die O<sub>2</sub>-Konzentration im feuchten Abgas misst und dieser Messwert anhand der Verbrennungsrechnung auf trockenes Abgas umgerechnet wurde. Hierdurch ergibt sich eine zusätzliche Messunsicherheit, da eine zeitlich aufgelöste Wasserdampfkonzentration im Abgas nicht mit Sensoren gemessen werden kann. Aber trotz dieser zusätzlichen Unsicherheit weichen die berechneten O<sub>2</sub>-Konzentrationen beim Smart NO<sub>x</sub>-Sensor nicht sehr viel stärker von den Ergebnissen des Referenzmessverfahrens ab. Um dies zu erreichen ist es allerdings notwendig, dass Abweichungen von der Sauerstoffkonzentration der Umgebungsluft regelmäßig überprüft und ggf. bei der Auswertung berücksichtigt werden. Dies kann in der Praxis auch gut durchgeführt werden, da Kaminöfen als Zusatzfeuerstätten im Allgemeinen nicht kontinuierlich betrieben werden.

In der Tendenz und im Mittel liegen die vom Wöhler SM 500 und vom Smart NO<sub>x</sub>-Sensor ermittelten O<sub>2</sub>-Konzentrationen im Vergleich zum Referenzmessverfahren etwas zu hoch (ca. 0,2 Vol%), was sich beim Smart NO<sub>x</sub>-Sensor bei der Überprüfung mit O<sub>2</sub>-Prüfgas nicht bestätigt hatte. Hier lag der Messwert des Sensors um ca. 0,2 Vol% niedriger als die Prüfgaskonzentration von 10,1 Vol%.

**Tabelle 4.1 Berechnung der erweiterten Messunsicherheit für O<sub>2</sub> für das Wöhler SM 500 und den Smart NO<sub>x</sub>-Sensor**

<b>erweiterte Messunsicherheit für O<sub>2</sub> (Prüfstandsmessungen am Kaminofen)</b>	<b>Wöhler SM 500 <sup>1)</sup></b>	<b>Smart NO<sub>x</sub>-Sensor <sup>2)</sup></b>
Anzahl der Messungen (Anzahl N)	20	62
Mittelwert der Messungen (Referenz)	12,1 Vol%	14,0 Vol%
<b>Messunsicherheit u</b>	<b>0,20 Vol%</b>	<b>0,25 Vol%</b>
Erweiterungsfaktor <sup>3)</sup>	2,086	2,000
<b>erweiterte Messunsicherheit U <sup>4)</sup></b>	<b>0,4 Vol%</b>	<b>0,5 Vol%</b>

<sup>1)</sup> Messdauer jeweils 15 Minuten

<sup>2)</sup> Messdauer jeweils Gesamtabbrand

<sup>3)</sup> zweiseitiger Studentfaktor für Anzahl N der Freiheitsgrade und Sicherheit von 95 %

<sup>4)</sup> bezogen auf Mittelwert der Messungen (Referenzmessverfahren)

## 4.2 NO<sub>x</sub>-Konzentration

Neben dem Referenzmessverfahren wurde zur Bestimmung der NO<sub>x</sub>-Konzentrationen im Abgas des Kaminofens nur der Smart NO<sub>x</sub>-Sensor eingesetzt.

In Abbildung 4.2 sind die über den gesamten Abbrand gemittelten NO<sub>x</sub>-Messergebnisse dargestellt. Idealerweise sollten die Messwerte genau auf der gestrichelten Sollwertlinie liegen, diese streuen allerdings etwas um die Ideallinie. Die Messwerte für NO<sub>x</sub> des Smart NO<sub>x</sub>-Sensors wurden, analog zu den Messwerten für die O<sub>2</sub>-Konzentration, auf trockenes Abgas umgerechnet. Die Mittelwerte für das Referenzmessverfahren und den Sensor für alle dargestellten Messwerte unterscheiden sich nicht, die Messunsicherheit des Sensors gegenüber dem Referenzverfahren ist vergleichsweise gering und beträgt nur rund 3 mg/m<sup>3</sup>, siehe Tabelle 4.2.

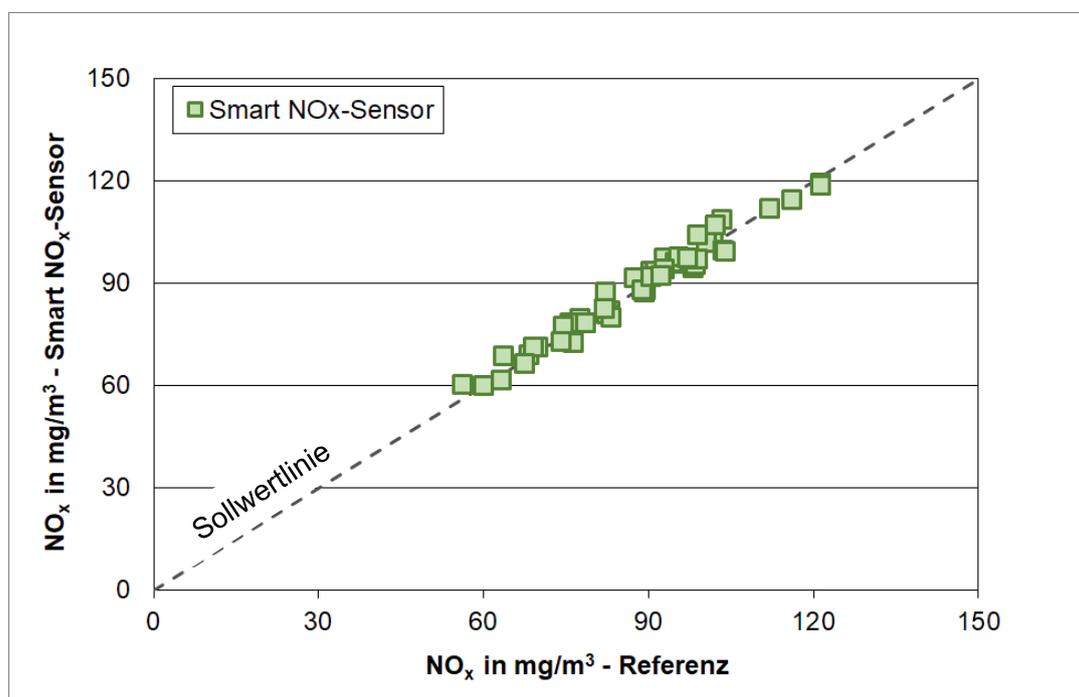


Abbildung 4.2 NO<sub>x</sub>-Konzentrationen des Referenzmessgerätes im Vergleich zum Smart NO<sub>x</sub>-Sensor (Mittelwerte für Gesamtabbrand)

Tabelle 4.2 Berechnung der erweiterten Messunsicherheit für NO<sub>x</sub> für den Smart NO<sub>x</sub>-Sensor

erweiterte Messunsicherheit für NO <sub>x</sub> (Prüfstandsmessungen am Kaminofen)	Smart NO <sub>x</sub> -Sensor
Anzahl der Messungen (Anzahl N)	48
Mittelwert der Messungen (Referenz)	89 mg/m <sup>3</sup>
<b>Messunsicherheit u</b>	<b>2,7 mg/m<sup>3</sup></b>
Erweiterungsfaktor *	2,021
<b>erweiterte Messunsicherheit U **</b>	<b>5,4 mg/m<sup>3</sup> bzw. 6,1 %</b>

\* zweiseitiger Studentfaktor für Anzahl N der Freiheitsgrade und Sicherheit von 95 %

\*\* bezogen auf Mittelwert der Messungen (Referenzmessverfahren)

### 4.3 CO-Konzentration

Die CO-Konzentrationen wurden direkt mit dem Referenzmessverfahren und dem Schornsteinfegermessgerät Wöhler SM 500 gemessen.

Abbildung 4.3 zeigt die gemessenen CO-Konzentrationen des Wöhler SM 500 in Abhängigkeit der Messwerte des Referenzmessgeräts (jeweils Mittelwerte über eine Messdauer von 15 Minuten) sowie die beiden Linien für die nach VDI-Richtlinie 4206 Blatt 1 (2018) zugelassene erweiterte Messunsicherheit von  $\pm 20\%$  (im Bereich 150 bis 8.000 mg/m<sup>3</sup> bezogen auf den Referenzmesswert, bei Werten  $< 150$  bzw.  $> 8.000$  mg/m<sup>3</sup> bezogen auf den Bereichsendwert von 150 bzw. 8.000 mg/m<sup>3</sup>). Im oberen Diagramm sind alle Mittelwerte und im unteren Diagramm die Mittelwerte  $< 6.000$  mg/m<sup>3</sup> aufgeführt.

Die Mittelwerte vom Wöhler SM 500 streuen bei den vorliegenden Konzentrationen im Bereich von rund 700 bis 2.500 mg/m<sup>3</sup> um die Sollwertlinie, bei höheren Konzentrationen liegen diese in der Tendenz oberhalb der Sollwertlinie. Als Messwertabweichung sind bei CO-Konzentrationen unter 1.000 ppm für den eingesetzten Sensor  $\pm 100$  ppm (125 mg/m<sup>3</sup>) und bei CO-Konzentrationen über 1.000 ppm sind  $\pm 10\%$  vom Messwert zugelassen, siehe Tabelle 3.6. Diese Vorgaben werden nur in einem Fall nicht eingehalten. Allerdings waren in diesem Versuch die Startzeitpunkte für die Gas- und Staubmessungen beim Referenzmessverfahren und beim Wöhler SM 500 etwas unterschiedlich (ca. 10 Sekunden), wodurch sich auch geringe Unterschiede ergeben können.

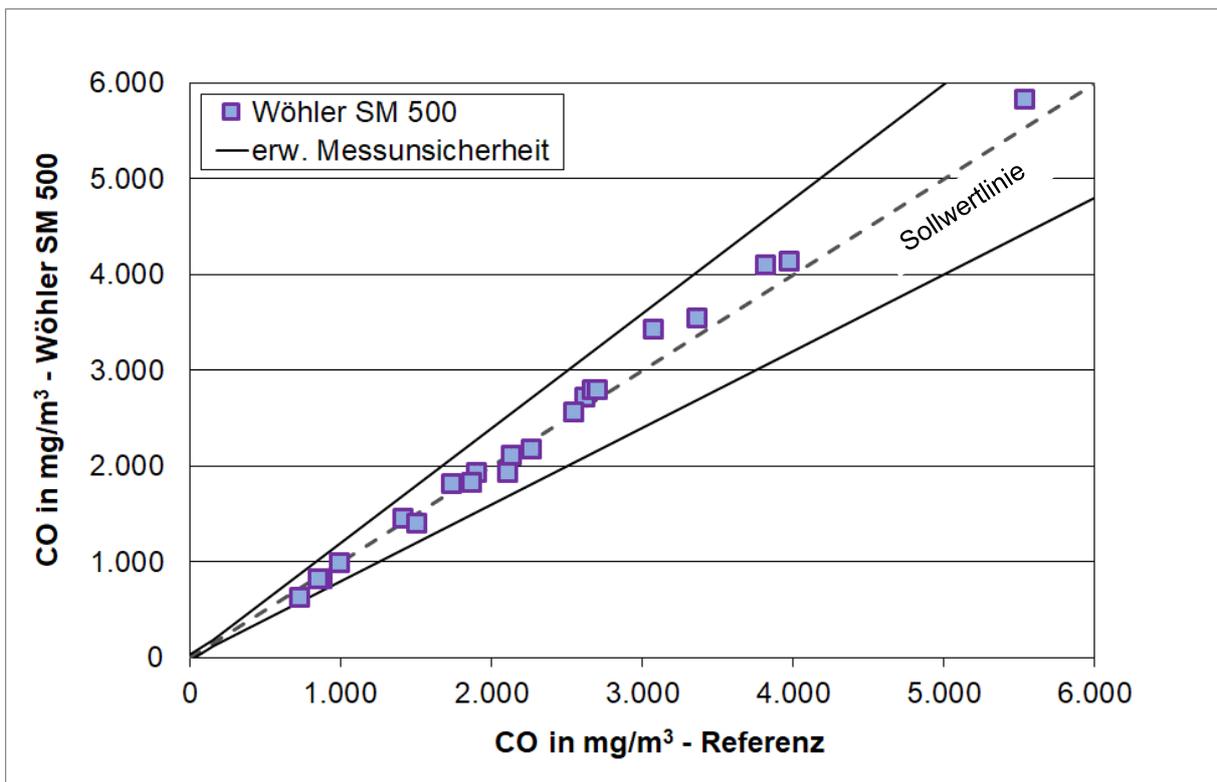
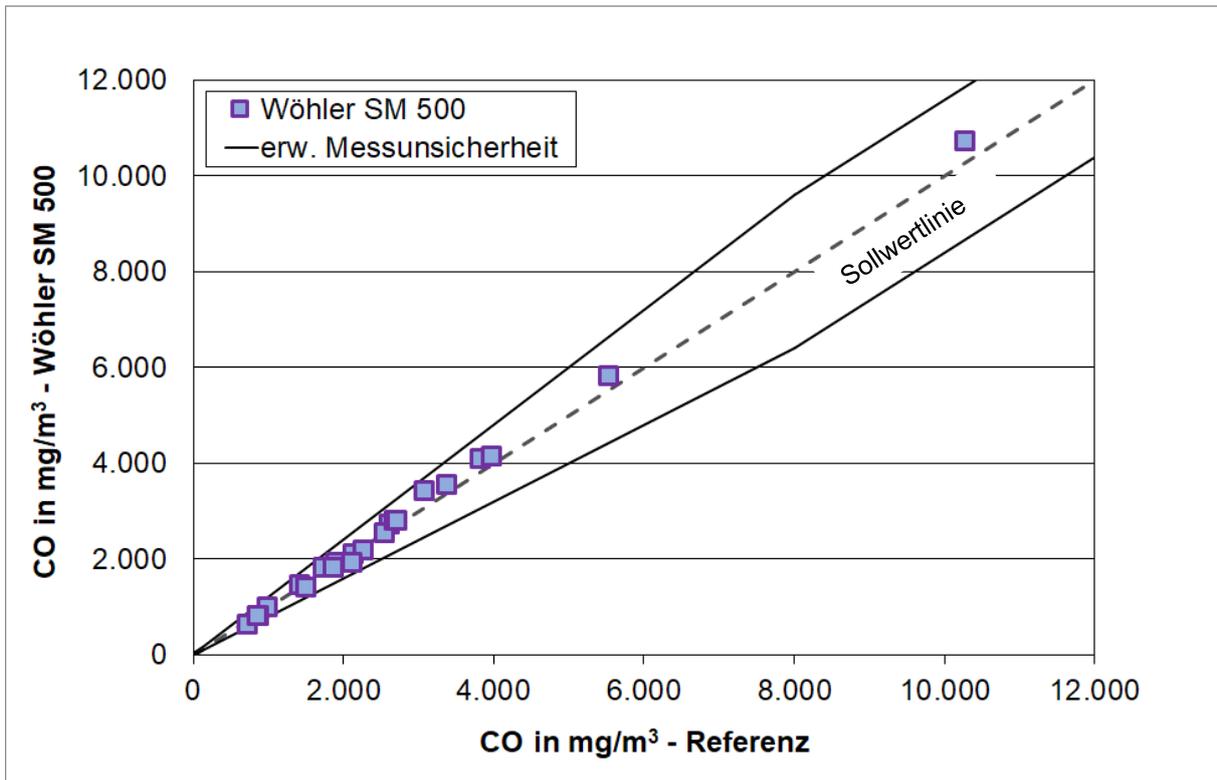
In Tabelle 4.3 sind für die Messwerte die berechneten Messunsicherheiten aufgelistet. Für das Wöhler SM 500 ergibt sich mit den verwendeten Messwerten eine erweiterte Messunsicherheit von 13,8 %. Das Messgerät erfüllt somit die Anforderungen der VDI-Richtlinie 4206 Blatt 1 (2018) an die zugelassene maximale erweiterte Messunsicherheit für CO. Dieses Ergebnis ist vergleichbar mit den in Struschka et al. (2016) an Holzheizkesseln auf dem Prüfstand ermittelten Werten für das Wöhler SM 500.

**Tabelle 4.3 Berechnung der erweiterten Messunsicherheit für CO für das Wöhler SM 500**

<b>erweiterte Messunsicherheit für CO (Prüfstandsmessungen am Kaminofen)</b>	<b>Wöhler SM 500</b>
Anzahl der Messungen (Anzahl N)	22
Mittelwert der Messungen (Referenz)	2.679 mg/m <sup>3</sup>
<b>Messunsicherheit u</b>	<b>178 mg/m<sup>3</sup></b>
Erweiterungsfaktor *	2,074
<b>erweiterte Messunsicherheit U **</b>	<b>13,8 %</b>

\* zweiseitiger Studentfaktor für Anzahl N der Freiheitsgrade und Sicherheit von 95 %

\*\* bezogen auf Mittelwert der Messungen (Referenzmessverfahren)



oben: alle Mittelwerte

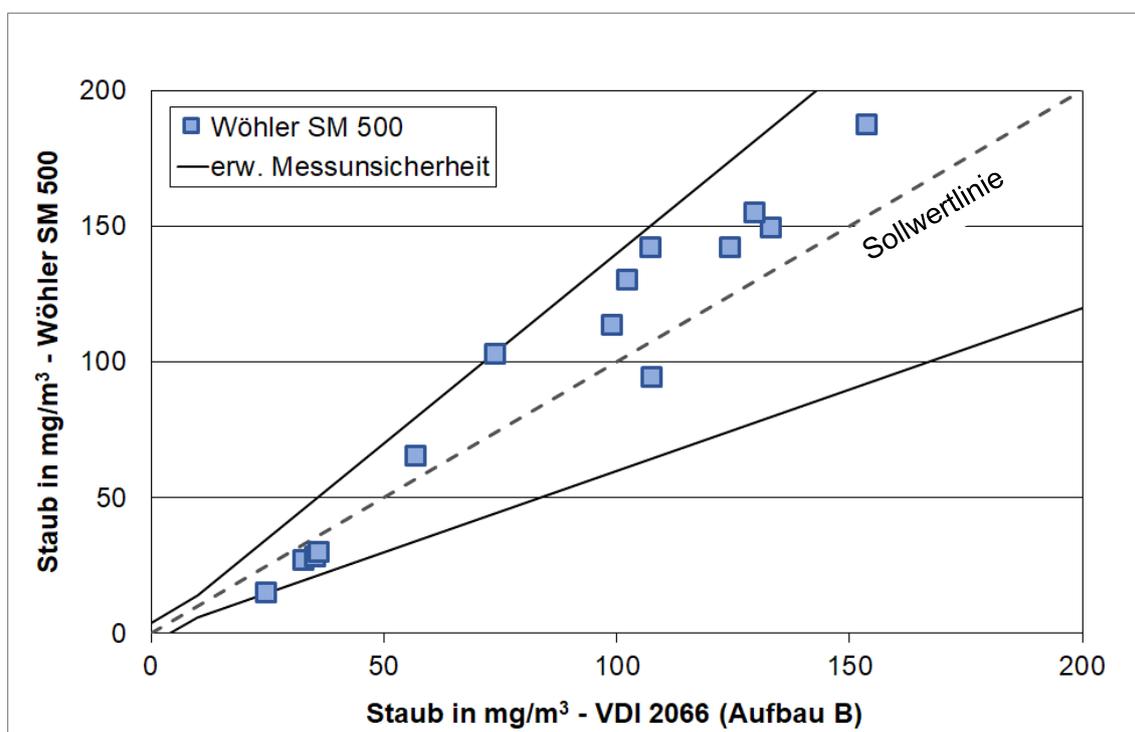
unten: Mittelwerte < 6.000 mg/m<sup>3</sup>

**Abbildung 4.3** CO-Konzentrationen des Referenzmessgerätes im Vergleich zum Wöhler SM 500 und Anforderung an die erweiterte Messunsicherheit von ± 20 % (Mittelwerte für Probenahmedauer von jeweils 15 Minuten)

#### 4.4 Staubkonzentration

Die Staubkonzentrationen wurden mit dem Referenzmessverfahren und dem Schornsteifegermessgerät Wöhler SM 500 gemessen.

In Abbildung 4.4 sind die Ergebnisse der Staubmessungen am Kaminofen des Referenzmessverfahrens (Messaufbau B) im Vergleich zum Schornsteifegermessgerät Wöhler SM 500 für eine Probenahmedauer von jeweils 15 Minuten aufgetragen. In der Tendenz liegen die Messwerte vom Wöhler SM 500 bei niedrigeren Staubkonzentrationen ( $< 50 \text{ mg/m}^3$ ) etwas unterhalb und bei höheren Staubkonzentrationen ( $> 100 \text{ mg/m}^3$ ) oberhalb der Sollwertlinie. Mit eingezeichnet sind die beiden Linien für die nach VDI-Richtlinie 4206 Blatt 2 (2015) zugelassene erweiterte Messunsicherheit von  $\pm 40 \%$  (im Bereich 10 bis  $300 \text{ mg/m}^3$  bezogen auf den Referenzmesswert, bei Werten  $< 10$  bzw.  $> 300 \text{ mg/m}^3$  bezogen auf den Bereichsendwert 10 bzw.  $300 \text{ mg/m}^3$ ), in diesem Bereich sollten erwartungsgemäß 95 % der Messwerte liegen. Das bedeutet, dass ein Messwert vom Wöhler SM 500 außerhalb des Intervalls liegen dürfte, was hier nicht der Fall ist.



**Abbildung 4.4** Staubkonzentrationen des Referenzmessverfahrens (Aufbau B) im Vergleich zum Wöhler SM 500 (mit angegeben: Anforderung an erweiterte Messunsicherheit von  $\pm 40 \%$ )

Die entsprechend der VDI-Richtlinie 4206 Blatt 2 (2015) berechnete erweiterte Messunsicherheit (hier allerdings bezogen auf den Mittelwert der Messungen und nicht auf einen bestimmten Grenzwert) für das Schornsteifegermessgerät ist in Tabelle 4.4 dargestellt. Für das Wöhler SM 500 ergibt sich eine erweiterte Messunsicherheit von rund 39 %, womit das Schornsteifegermessgerät die Anforderung bezüglich der erweiterten Messunsicherheit und der Messwertabweichung (hier nicht dargestellt) im gesamten untersuchten Messbereich einhält.

**Tabelle 4.4 Berechnung der erweiterten Messunsicherheit für Staub für das Wöhler SM 500**

<b>erweiterte Messunsicherheit für Staub (Prüfstandsmessungen am Kaminofen)</b>	<b>Wöhler SM 500</b>
Anzahl der Messungen (Anzahl N)	16
Mittelwert der Messungen (Referenz)	112 mg/m <sup>3</sup>
<b>Messunsicherheit u</b>	<b>21 mg/m<sup>3</sup></b>
Erweiterungsfaktor *	2,120
<b>erweiterte Messunsicherheit U **</b>	<b>39 %</b>

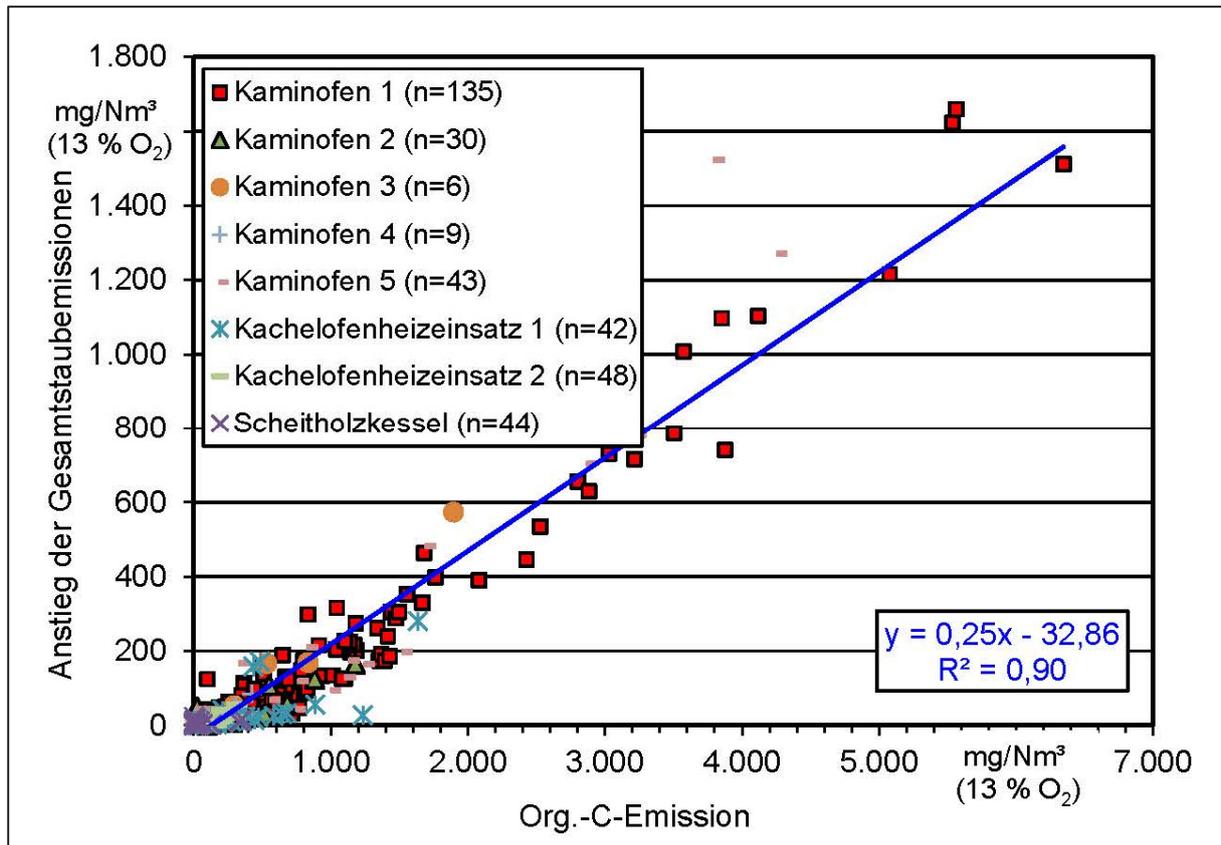
\* zweiseitiger Studentfaktor für Anzahl N der Freiheitsgrade und Sicherheit von 95 %

\*\* bezogen auf Mittelwert der Messungen (Referenzmessverfahren)

Die Ergebnisse des Messaufbaus A für Staub wurden bei dieser Auswertung nicht verwendet, da es bei diesem Aufbau immer wieder zu Fehlmessungen aufgrund von Undichtigkeiten kam und auch ein gewisser Einfluss der Probenahmetemperatur in Verbindung mit der Konzentration von organischen Verbindungen im Abgas (VOC) vermutet wird.

Bei hohen VOC-Konzentrationen im Abgas können höhersiedende organische Verbindungen (z.B. Teere) bei höheren Abgastemperaturen unmittelbar hinter der Feuerstätte noch gasförmig vorliegen. Bei abnehmenden Temperaturen (im Abgas oder bei der Staubprobenahme) können diese dann ganz oder teilweise kondensieren und so die Partikelkonzentration im Abgas bzw. Probengas erhöhen. Der Einfluss der Abgastemperatur in Verbindung mit der Konzentration an organischen Verbindungen auf die gemessenen Staubkonzentrationen wurde in anderen Untersuchungen schon aufgezeigt, siehe hierzu Abbildung 4.5. Allerdings lagen hier durch die hohe Abgasverdünnung deutlich höhere Temperaturgradienten im Abgas (mittlere Abgastemperatur vor der Verdünnung: 110 bis 237 °C, mittlere Abgastemperatur nach der Verdünnung: 41 bis 64 °C) und längere Aufenthaltszeiten der Partikel bzw. der potentiell kondensierbaren Abgasbestandteile bei niedrigeren Temperaturen vor (Schön et al., 2015).

Grundsätzlich wurde bei den eigenen Messungen versucht, die Probenahmetemperatur bei den Messaufbauten A und B für Staub möglichst nahe der Temperatur vom Wöhler SM 500 (75 °C) anzunähern. Dies ist aber beim eingesetzten Referenzmessverfahren nicht so ohne weiteres möglich, weshalb die Temperaturen bei der Staubprobenahme im Mittel der Messdauer meist höher lagen. So lagen die mittleren Probenahmetemperaturen für alle durchgeführten Staubmessungen beim Messaufbau A (siehe auch Abbildung 3.1: untere Messstelle (3) mit höherer Abgastemperatur) im Bereich von 75 - 125 °C und für Messstelle B (Position (5) in Abbildung 3.1) im Bereich von 59 - 110 °C. Der Unterschied in der Abgastemperatur für die beiden Messstellen betrug hier im Mittel für alle Versuche in etwa 85 °C (die mittlere Abgastemperatur für alle durchgeführten Staubmessungen lag für Messaufbau A bei 232 °C und für Messaufbau B bei 147 °C).



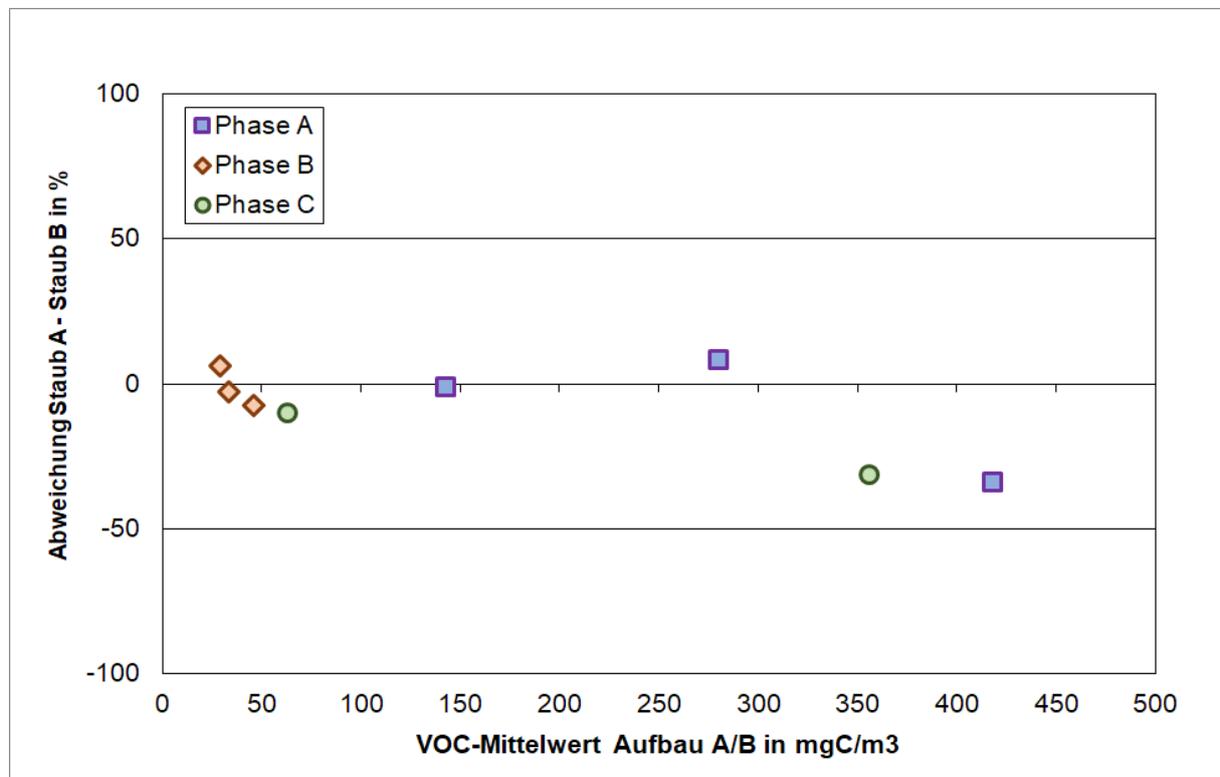
**Abbildung 4.5** Anstieg der gemessenen absoluten Staubemissionen im verdünnten Abgas gegenüber dem unverdünnten Abgas in Abhängigkeit von der Kohlenwasserstoffkonzentration (Org.-C-Emission) im unverdünnten Abgas (Schön et al., 2015)

In Abbildung 4.6 ist der Zusammenhang zwischen der Abweichung der gemessenen Staubkonzentrationen von Messaufbau A und B (zeitgleiche Doppelbestimmungen) und der VOC-Konzentration im Abgas für alle Versuche dargestellt, wo eine Undichtigkeit von Messaufbau A ausgeschlossen werden kann.

Bei geringen mittleren VOC-Konzentrationen für die Staubprobenahme bis ca. 300 mgC/m<sup>3</sup> ist kein Einfluss der Probenahmetemperatur bzw. VOC-Konzentration auf die gemessenen Staubkonzentrationen der Messaufbauten A und B erkennbar. Die Messergebnisse weichen hier im Mittel nur um ca. -1 % (Bandbreite +8 bis -10 %) voneinander ab. Größere Abweichungen der Staubkonzentrationen von Messaufbau A und B ergeben sich erst bei mittleren VOC-Konzentrationen über 300 mg/m<sup>3</sup>, die vor allem in den Messungen der Verbrennungsphase A auftraten, vereinzelt auch in Phase B (bei ausgeprägten Luftmangelsituationen) und einmal in Phase C, wobei dies der erste Chargenabbrand des Messtages war. In diesen Fällen werden mit dem Messaufbau A an der Messstelle (3) (siehe auch Abbildung 3.1) deutlich geringere Staubkonzentrationen gemessen.

Diese Ergebnisse legen den Schluss nahe, dass bei derartigen Randbedingungen (hohe VOC-Konzentration im Abgas, unterschiedliche Abgas- / Probenahmetemperaturen) sich die Messergebnisse des Staubreferenzmessverfahrens bei Doppelbestimmungen und im Vergleich

zum Schornsteinfegermessgerät stärker unterscheiden können, wobei das Schornsteinfegermessgerät aufgrund der niedrigeren Probenahmetemperatur eher die Verhältnisse an der Schornsteinmündung wiedergibt.



**Abbildung 4.6** Zusammenhang zwischen Abweichung der gemessenen Staubkonzentrationen von Messaufbau A und B und der VOC-Konzentration im Abgas

Diese Randbedingungen bei den Versuchen am Kaminofen könnten auch mit eine Ursache für den höheren Wert der erweiterten Messunsicherheit des Wöhler SM 500 (39 %) und die größere Messwertstreuung im Vergleich zum Referenzverfahren für Staub sein. So wurden bei Feldmessungen an Holzkesseln bei einem vergleichbaren Mittelwert der Messungen (ca. 92 mg/m<sup>3</sup>) für das Wöhler SM 500 eine erweiterte Messunsicherheit von rund 31 % ermittelt (Struschka et al., 2016).

#### 4.5 Berechnung der CO<sub>e</sub>-Konzentration aus dem Sensorsignal

Mit den beiden eingesetzten Sensoren vom Typ CarboSen1.000HT (CO<sub>e</sub>-Sensor) können brennbare Gase im Abgas detektiert werden. Allerdings liefert der Sensor nur ein Summensignal für die aktuelle Mischung aus brennbaren Gasen, welches u.a. von der Sensortemperatur, der Sauerstoffkonzentration und der Zusammensetzung der brennbaren Gase abhängt. Aufgrund der unterschiedlichen Betriebstemperaturen der Sensoren reagieren diese unterschiedlich empfindlich auf die brennbaren Gase.

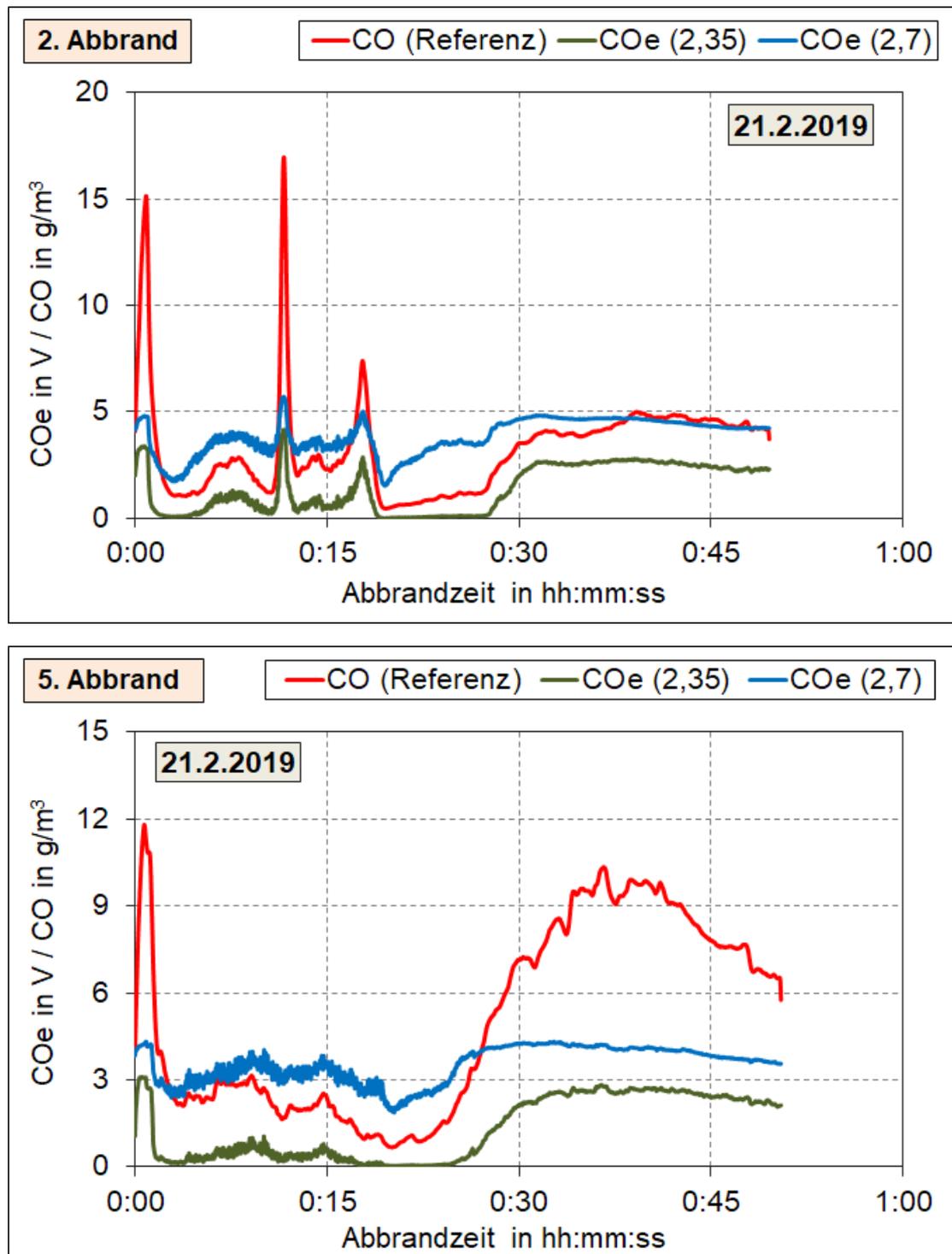
Die Zusammensetzung der brennbaren Gase kann sich während dem Chargenabbrand im Kaminofen stark ändern. In der Anbrennphase des Holzes werden erhöhte Konzentrationen von organischen Verbindungen freigesetzt, da sich der Brennstoff schnell thermisch zersetzt, die Flammenbildung aber noch nicht alle Bereich über dem Brennstoff erfasst hat. In der Hauptverbrennungsphase liegen, wenn Luftmangelsituationen vorliegen, neben CO- auch höhere VOC-Konzentrationen vor. Bei guten Verbrennungsbedingungen sind die CO- und VOC-Konzentrationen auf niedrigem Niveau. In der Ausbrandphase steigen die CO-Konzentrationen deutlich an, wenn die Flammenbildung über dem entgasten Brennstoff zurückgeht und der Feststoffabbrand beginnt. Die VOC-Konzentrationen steigen in dieser Verbrennungsphase nur dann an, wenn der Brennstoff noch nicht vollständig entgast ist. Dies kann z.B. dann der Fall sein, wenn die Temperaturen in der Hautverbrennungsphase zu niedrig waren oder ein besonders großes Holzstück eingelegt wurde.

Um die Sensoren bei den geplanten Langzeituntersuchungen an Kaminöfen einsetzen zu können, wird eine Beziehung zwischen dem Sensorsignal und der tatsächlichen CO-Konzentration benötigt, so dass diese näherungsweise angegeben werden kann (bezeichnet als CO<sub>e</sub>-Konzentration).

Grundsätzlich folgen beide Sensorsignale (Sensor betrieben mit ~ 550 °C entsprechend einem Temperaturfaktor  $T_f$  von 2,35 und Sensor betrieben mit ~ 630 °C entsprechend einem  $T_f$  von 2,7) dem CO-Verlauf des Referenzverfahrens reproduzierbar und plausibel, siehe beispielhaft Abbildung 4.7. Hierbei sind die Sensorsignale CO<sub>e</sub> in V und die CO-Konzentration des Referenzmessverfahrens in g/m<sup>3</sup> dargestellt.

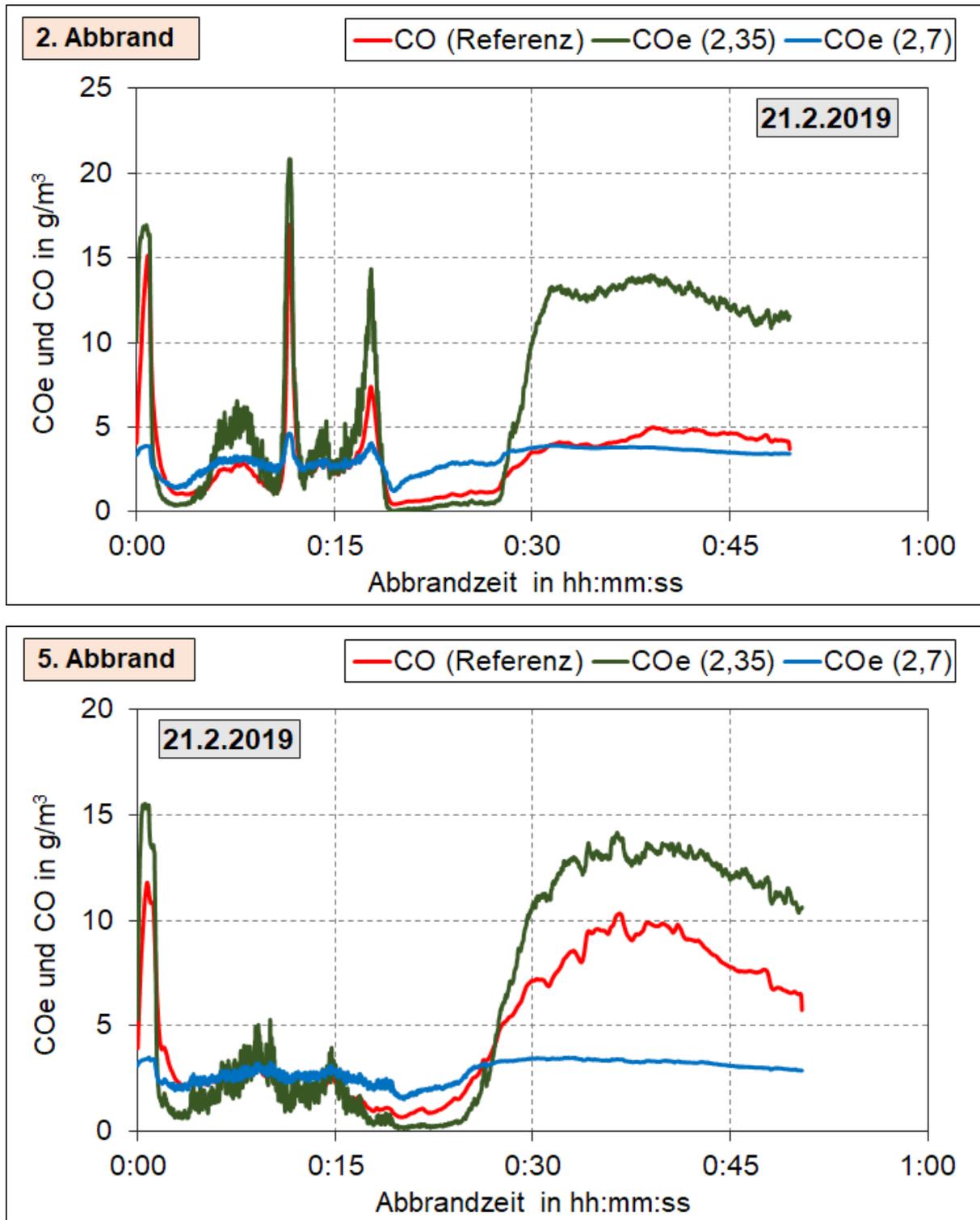
Erkennbar ist hierbei, dass die beiden mit unterschiedlicher Temperatur betriebenen Sensoren unterschiedlich empfindlich reagieren, wobei hier nicht die Höhe des Signals gemeint ist, sondern das Ansprechverhalten bei Änderungen der O<sub>2</sub>-Konzentrationen und der Zusammensetzung der brennbaren Gase im Abgas. So fällt z.B. das Sensorsignal CO<sub>e</sub> (2,35) im 2. Abbrand des Versuchstages 21.2.2019 beim Übergang von der Anbrennphase in die Hauptverbrennungsphase deutlich schneller ab als das Signal CO<sub>e</sub> (2,7) bzw. steigt zu Beginn der Ausbrandphase langsamer an (5. Abbrand).

Eine näherungsweise Berechnung der CO-Konzentrationen aus Sensorsignalen CO<sub>e</sub> wurde bereits in anderen abgeschlossenen Projekten am Beispiel von Pellet- und Stückholzkesseln durchgeführt, wobei sich mit linearen Funktionen vergleichsweise gute Übereinstimmungen erzielen ließen (z. B. Struschka et al., 2011). Bei Prüfstandsmessungen überwiegen bei diesen Kesseln aber meist die stationären Verbrennungsphasen mit niedrigen oder moderaten CO- und VOC-Konzentrationen und geringeren Schwankungen der O<sub>2</sub>-Konzentrationen. Eine Verbesserung der Übereinstimmung zwischen berechneter CO<sub>e</sub>- und gemessener CO-Konzentration konnte dadurch erreicht werden, dass für unterschiedliche O<sub>2</sub>-Konzentrationsbereiche auch angepasste lineare Funktionen verwendet wurden.



**Abbildung 4.7** Verläufe der COe-Sensorsignale und der CO-Konzentration (Referenzverfahren) am Beispiel eines Chargenabbrandes bei 5,9 (oben) bzw. 5,7 kW (unten) Wärmeleistung des Kaminofens

Bei großen Schwankungen in der Zusammensetzung der brennbaren Gase und der  $O_2$ -Konzentration im Abgas kann allerdings die gemessene CO-Konzentration nicht mehr so ohne weiteres durch eine einfache Beziehung zwischen einem der beiden Sensorsignale (COe (2,35) oder COe (2,7)) angenähert werden, siehe Abbildung 4.8.



**Abbildung 4.8** Verläufe der berechneten COe-Konzentrationen für die Sensoren COe (2,35) und COe (2,7) im Vergleich zur gemessenen CO-Konzentration (Referenzverfahren) am Beispiel eines Chargenabbrandes bei 5,9 (oben) bzw. 5,7 kW (unten) Wärmeleistung des Kaminofens

Besonders große Unterschiede in den berechneten COe-Konzentrationen aus den Messsignalen der beiden Sensoren zur CO-Referenzkonzentration ergaben sich in der Anbrenn- und der Ausbrandphase. Die Hauptverbrennungsphase konnte, auch wenn größere Schwankungen der CO-Referenzkonzentrationen vorlagen, zumindest mit dem Sensorsignal COe (2,35) noch annähernd berechnet werden.

Der Einfluss der O<sub>2</sub>-Konzentration auf die Sensorsignale wurde hierbei nicht berücksichtigt. Bei beiden Sensoren wurden die Messwerte so aufgearbeitet, dass ohne brennbare Gase im Messgas das Sensorsignal bei 0 Volt liegt. Eine ggf. vorhandene Drift des Nullpunktes wurde für jeden Messtag erfasst und in der Auswertung berücksichtigt, wobei angenommen wurde, dass in Umgebungsluft kein Sensorsignal vorliegt. Diese Vorgehensweise kann bei den geplanten Langzeitmessungen an installierten Kaminöfen ebenfalls durchgeführt werden, da diese in der Regel nicht durchgängig betrieben werden.

Der Zusammenhang zwischen Sensorsignal und CO-Konzentration (Referenz) wurde durch die lineare Funktion der Form

$$c_{COe (2,35 \text{ oder } 2,7)} = m_{COe (2,35 \text{ oder } 2,7)} \times x_{COe (2,35 \text{ oder } 2,7)} \quad \text{Gl. 4.1}$$

gebildet, mit

$c_{COe (2,35 \text{ oder } 2,7)}$	berechnete COe-Konzentration Sensor COe (2,35) oder COe (2,7)
$m_{COe (2,35 \text{ oder } 2,7)}$	Steigung der Funktion, für Sensor COe (2,35) oder COe (2,7)
$x_{COe (2,35 \text{ oder } 2,7)}$	Signal des Sensors COe (2,35) oder COe (2,7).

Die Steigung  $m_{COe}$  der Sensoren wurde jeweils so gewählt, dass eine bestmögliche Übereinstimmung zur CO-Referenzkonzentration für die Hauptverbrennungsphase gegeben ist. Diese Beispiele zeigen, dass auf diese Weise keine gute Übereinstimmung der berechneten COe-Konzentration zur CO-Referenzkonzentration erzielbar ist.

Deshalb wurden in einem weiteren Schritt die Steigungen  $m_{COe}$  der beiden Sensoren so gewählt, dass die CO-Referenzkonzentration durch den Sensor COe (2,35) in allen Verbrennungsphasen meist zu hoch und durch den Sensor COe (2,7) meist zu niedrig wiedergegeben wird. Die berechnete COe-Konzentration ergibt sich dann als gewichteter Mittelwert COe (MW) aus den beiden Sensorkonzentrationen  $c_{COe (2,35)}$  und  $c_{COe (2,7)}$ . Durch eine unterschiedliche Gewichtung der einzelnen Verbrennungsphasen wird insgesamt die beste Übereinstimmung zwischen COe (MW) und CO-Referenzkonzentration erreicht, siehe Beispiel in Abbildung 4.9 und Abbildung 4.10.

In den beiden dargestellten Beispielen werden die Anbrenn- und Hauptverbrennungsphasen durch den gewichteten COe (MW) im Vergleich zur CO-Referenzkonzentration am besten wiedergegeben. In den Ausbrandphasen zeigen sich z.T. größere Unterschiede zwischen den Verläufen der COe (MW)- und CO-Referenzkonzentration. Inwieweit sich der Verlauf der O<sub>2</sub>-Konzentration auf die Sensorsignale auswirkt, kann nicht ohne weiteres bewertet werden, siehe hierzu Abbildung 4.11.

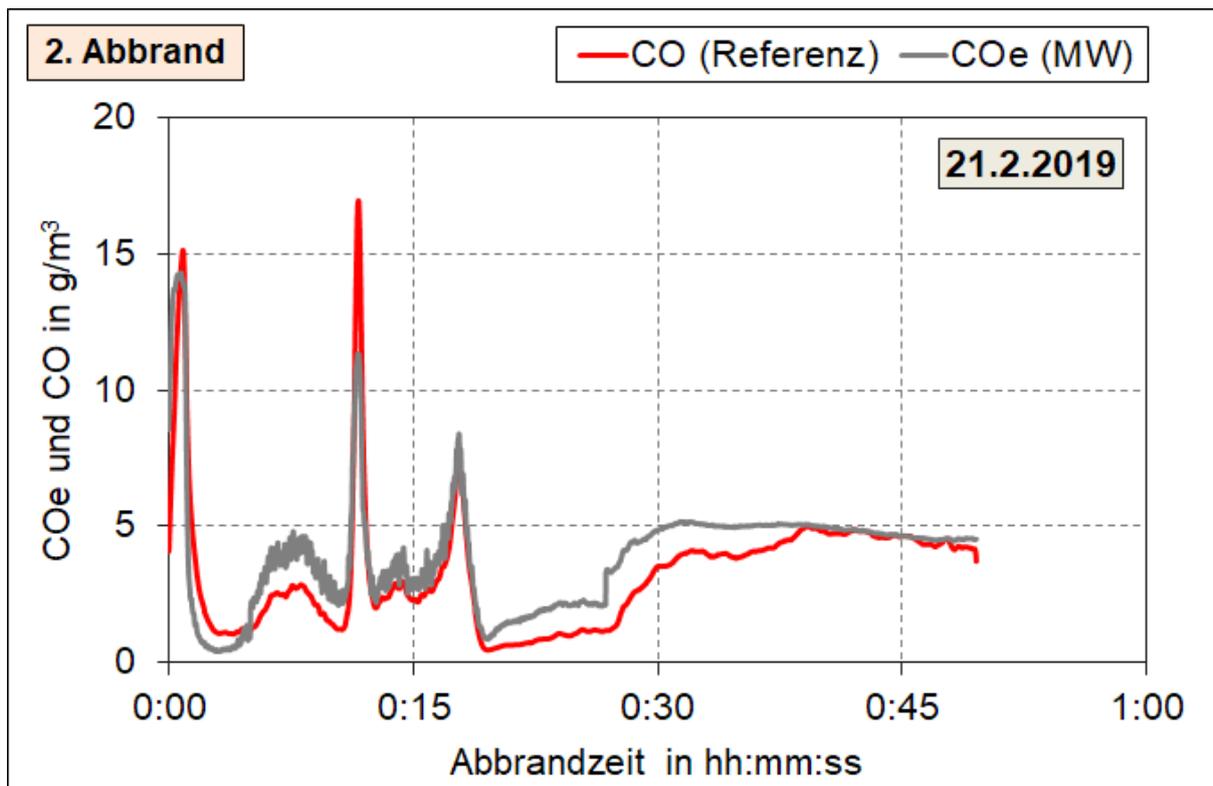
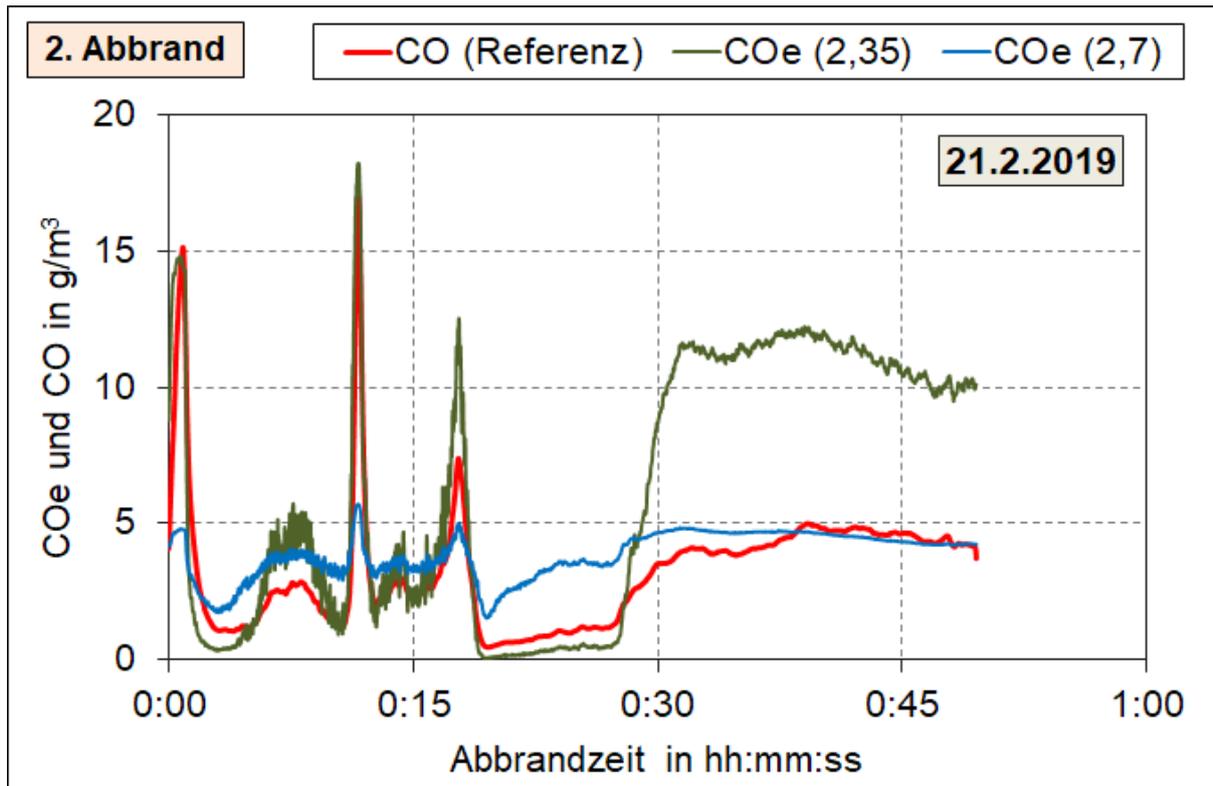


Abbildung 4.9 Verläufe der berechneten COe (2,35)- und COe (2,7)-Konzentrationen (oben) sowie der COe (MW)-Konzentration (unten) jeweils im Vergleich zur gemessenen CO-Referenzkonzentration am Beispiel eines Chargenabbrandes bei 5,9 kW Wärmeleistung des Kaminofens

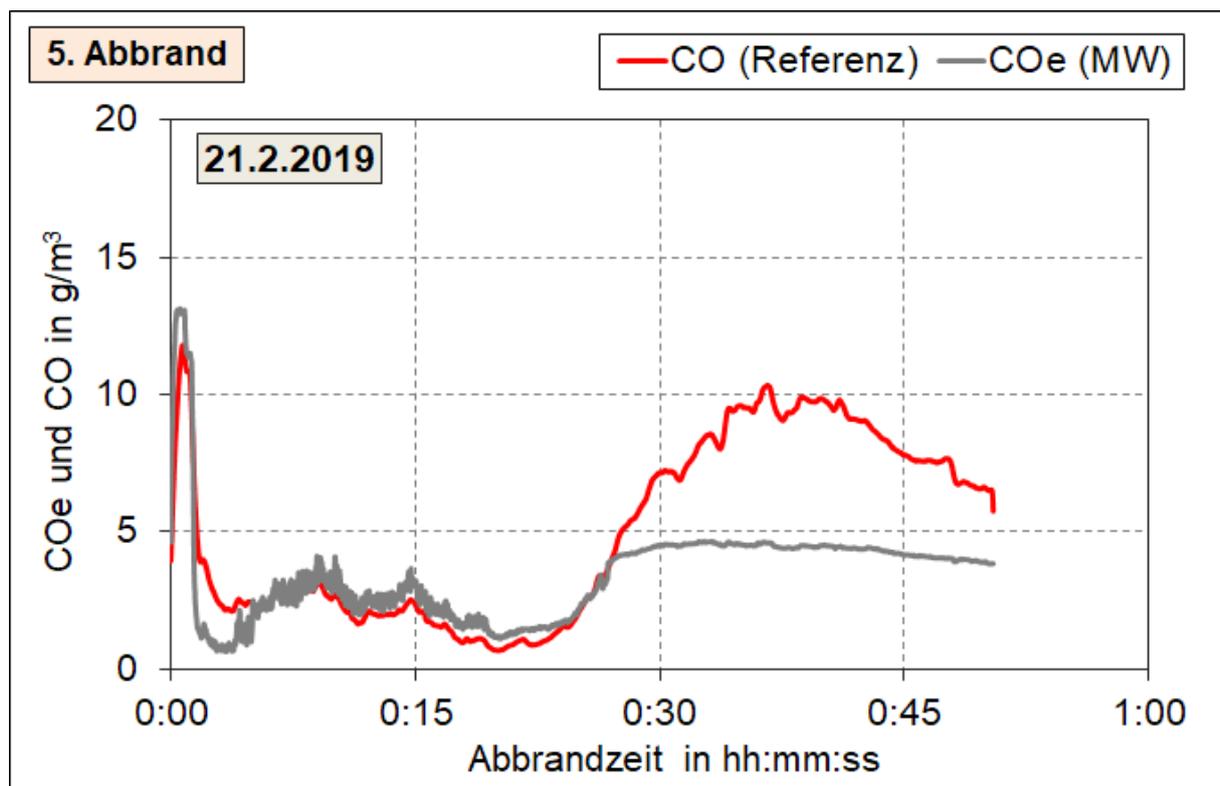
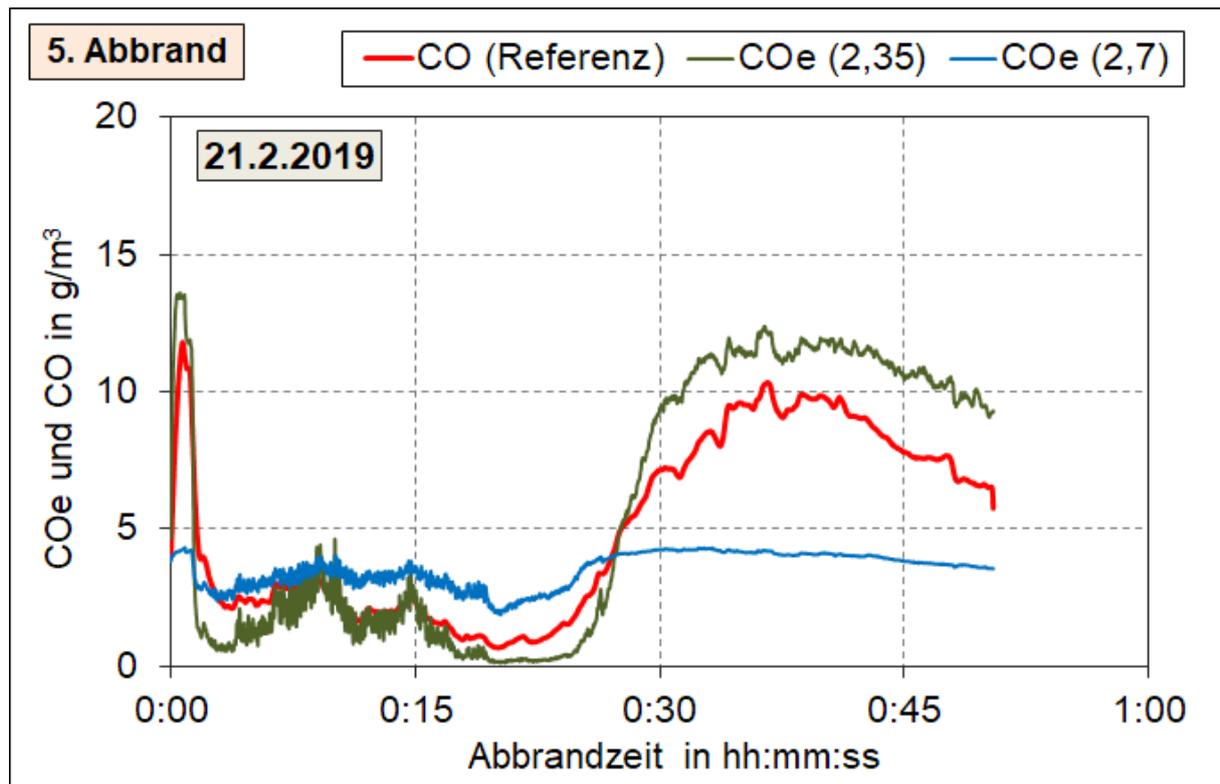
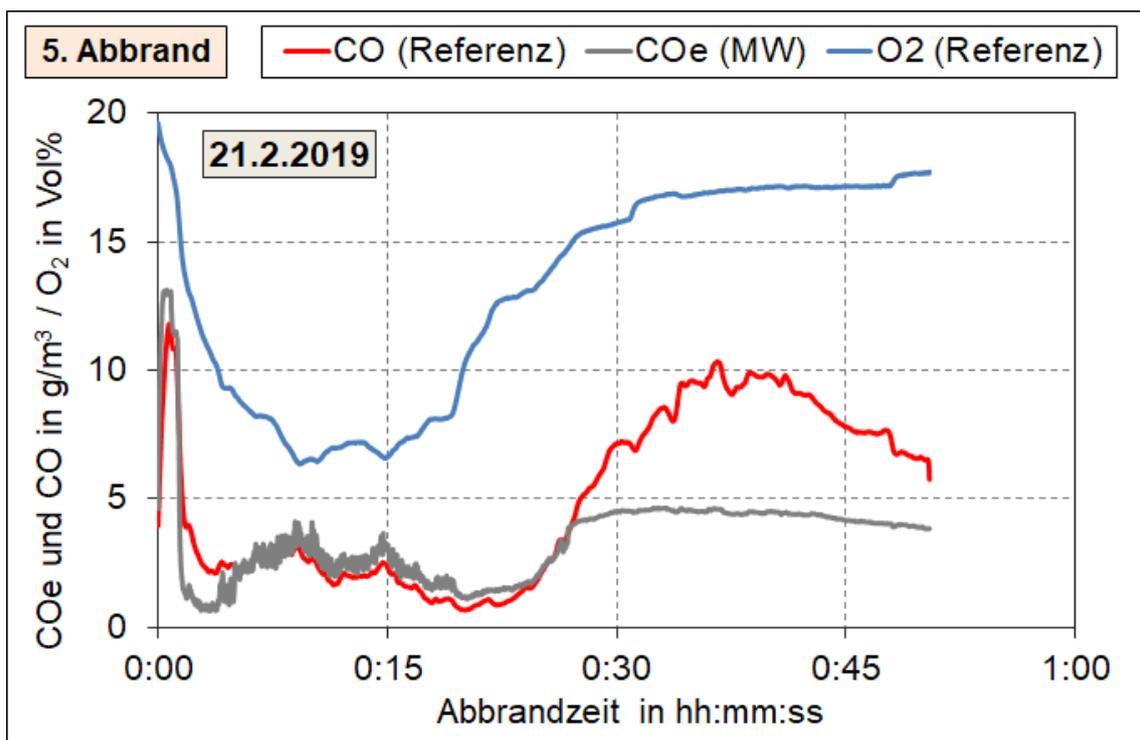
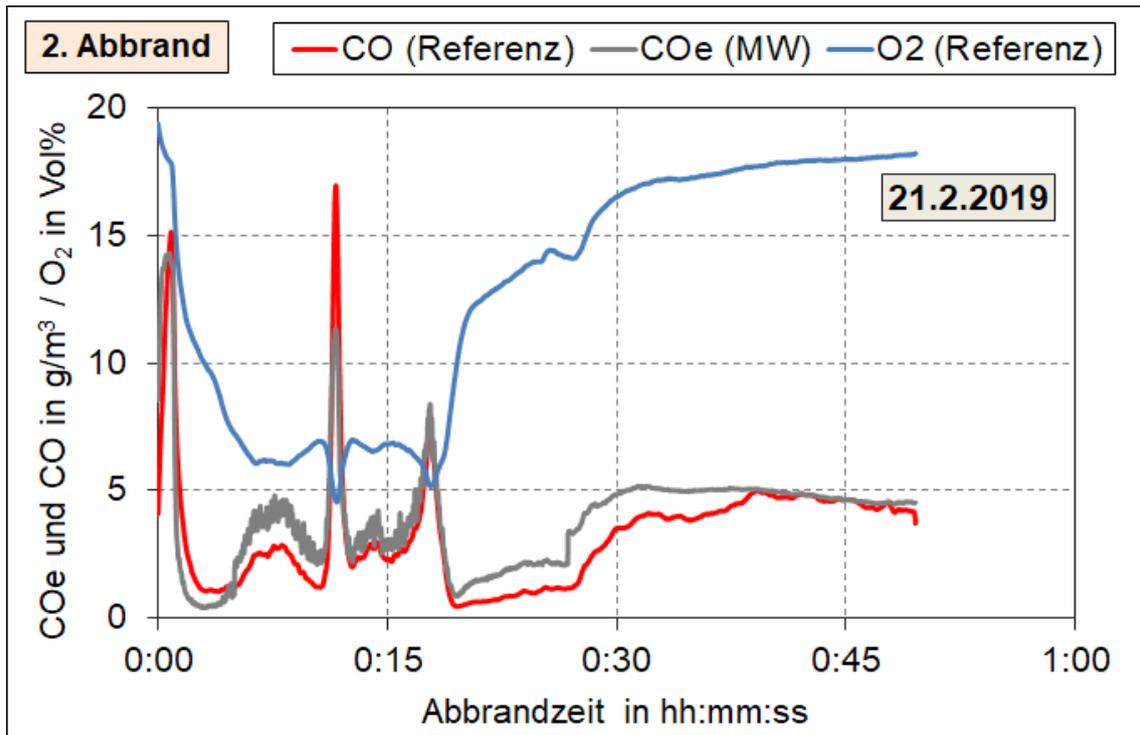


Abbildung 4.10 Verläufe der berechneten COe (2,35)- und COe (2,7)-Konzentrationen (oben) sowie der COe (MW)-Konzentration (unten) jeweils im Vergleich zur gemessenen CO-Referenzkonzentration am Beispiel eines Chargenabbrandes bei 5,7 kW Wärmeleistung des Kaminofens



**Abbildung 4.11** Verläufe der berechneten CO<sub>e</sub> (MW)-Konzentration im Vergleich zur gemessenen CO-Referenzkonzentration und zur O<sub>2</sub>-Referenzkonzentration bei 5,9 (oben) bzw. 5,7 kW (unten) Wärmeleistung des Kaminofens

Durch die unterschiedliche Gewichtung der Verbrennungsphasen bei der Mittelwertbildung CO<sub>e</sub> (MW) erfolgt auch eine gewisse Berücksichtigung der O<sub>2</sub>-Konzentration im Abgas auf die Sensorsignale. Allerdings scheinen in der Ausbrandphase noch andere Einflüsse auf das Signalverhalten der Sensoren vorzuliegen.

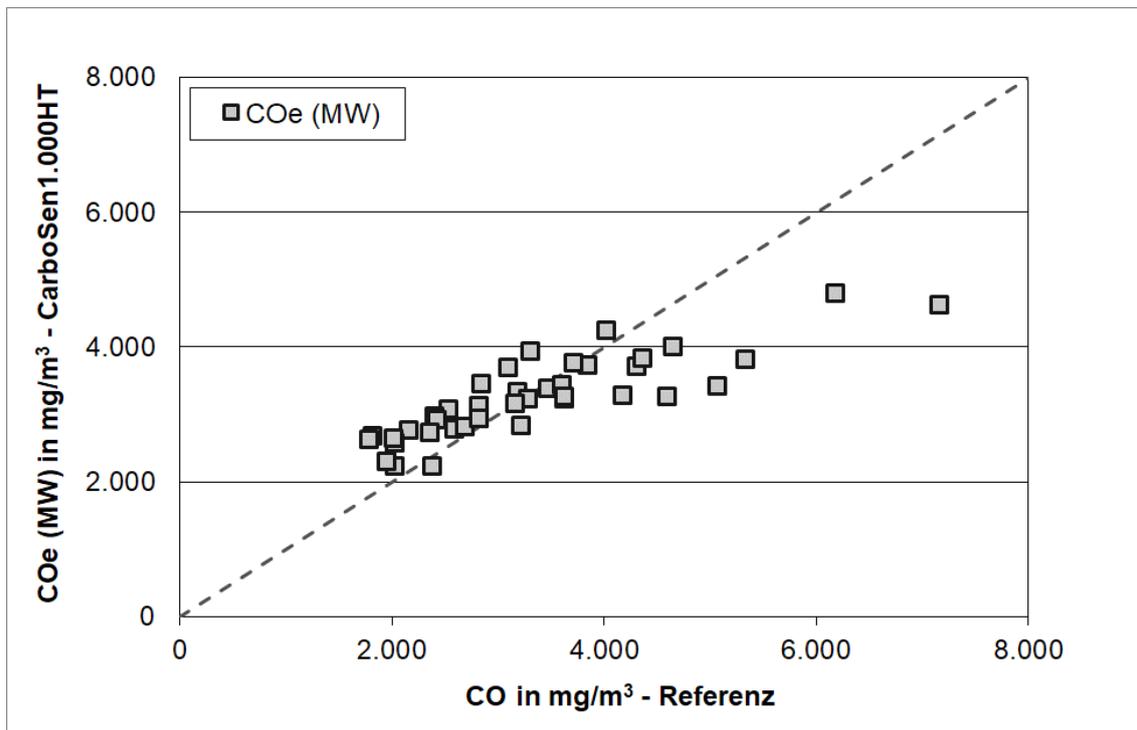
Die berechnete erweiterte Messunsicherheit für COe (MW) für die mittleren Konzentrationen des Gesamtabbrandes der Brennstoffchargen sind in Tabelle 4.5 aufgeführt. Für alle durchgeführten 40 Abbrände mit zwei Sensoren beläuft sich diese auf ca. 46 %. Abbildung 4.12 stellt die Messergebnisse der Vergleichsmessungen zwischen dem CO-Referenzmessgerät und den berechneten COe (MW) der beiden CarboSen1.000HT-Sensoren dar. Idealerweise sollten die berechneten COe (MW)-Werte auf der gestrichelten Sollwertlinie liegen.

**Tabelle 4.5 Berechnung der erweiterten Messunsicherheit für COe (MW) für den CarboSen1.000HT-Sensor (Mittelwerte Gesamtabbrand)**

erweiterte Messunsicherheit für COe (MW) (Prüfstandsmessungen am Kaminofen)	CarboSen1.000HT
Anzahl der Messungen (Anzahl N)	40
Mittelwert der Messungen (Referenz)	3.328 mg/m <sup>3</sup>
Messunsicherheit u	752 mg/m <sup>3</sup>
Erweiterungsfaktor *	2,021
<b>erweiterte Messunsicherheit U **</b>	<b>46 %</b>

\* zweiseitiger Studentfaktor für Anzahl N der Freiheitsgrade und Sicherheit von 95 %

\*\* bezogen auf Mittelwert der Messungen (Referenzmessverfahren)



**Abbildung 4.12 CO-Konzentrationen der Referenzmessung im Vergleich zur berechneten COe (MW)-Konzentration für die Sensoren CarboSen1.000HT (40 Chargenabbrände)**

Größere Abweichungen (> 1.000 mg/m<sup>3</sup>) zwischen COe (MW) und CO-Referenz ergeben sich in fünf Abbränden, wobei die COe (MW)-Konzentrationen jeweils zu gering berechnet wurden.

Verursacht wird dies im Wesentlichen durch zu geringe COe (MW)-Konzentrationen in der Ausbrandphase, siehe hierzu beispielhaft Abbildung 4.11 (unten).

Weshalb die COe (MW)-Konzentrationen in der Ausbrandphasen in den meisten Fällen die tatsächlichen CO-Referenzkonzentrationen vergleichsweise gut und in einigen Fällen deutlich zu niedrig wiedergeben ist nicht ganz klar. Da dies in 4 von 5 Fällen nur bei Abbränden mit CO-Konzentrationen (Referenz) über 5.000 mg/m<sup>3</sup> auftrat ist zu vermuten, dass der Messbereich der CarboSen1.000HT-Sensoren zumindest teilweise während der Abbrände überschritten wurde.

Werden diese fünf Versuche mit hohen CO-Abweichungen bei der Berechnung der erweiterten Messunsicherheit für COe (MW) für die mittleren Konzentrationen des Gesamtabbrandes nicht berücksichtigt, ergeben sich die in Tabelle 4.6 aufgeführten Berechnungsergebnisse. Für alle durchgeführten 35 Abbrände mit mittleren CO-Konzentrationen < 5.000 mg/m<sup>3</sup> (Referenz) ergibt sich als erweiterte Messunsicherheit ein Wert von ca. 32 %.

**Tabelle 4.6** Berechnung der erweiterten Messunsicherheit für COe (MW) für den CarboSen1.000HT-Sensor für Versuche < 5.000 mg/m<sup>3</sup> CO-Referenzkonzentration (Mittelwerte Gesamtabbrand)

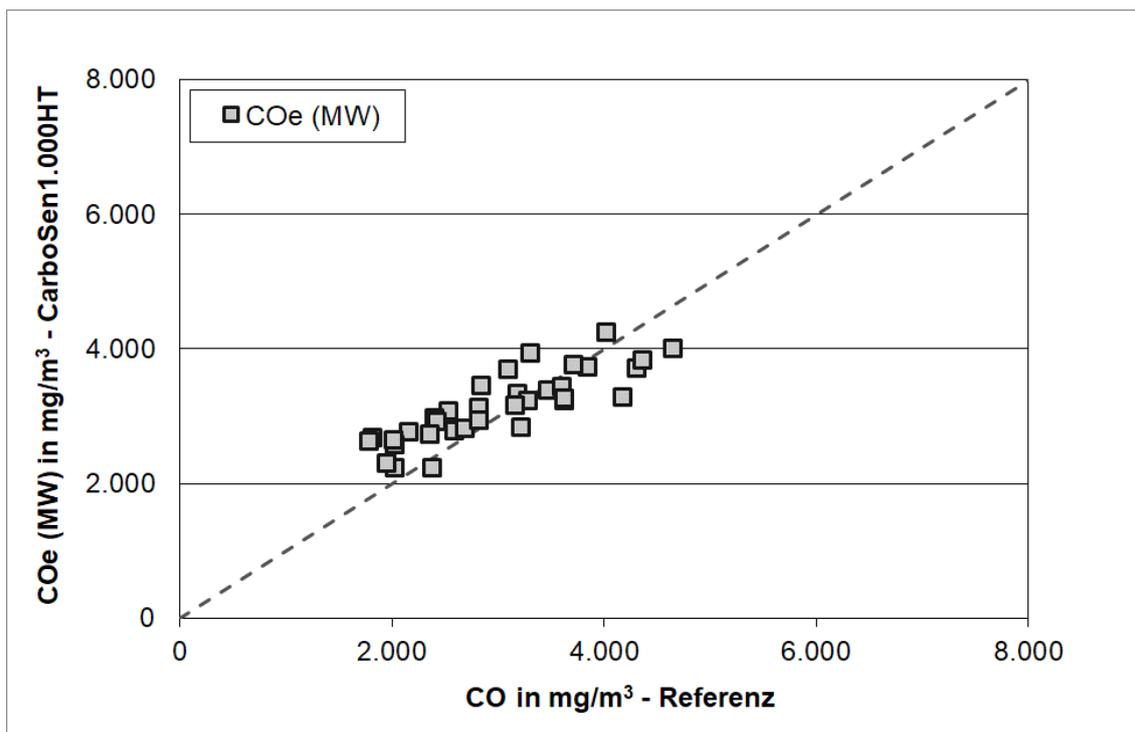
erweiterte Messunsicherheit für COe (MW) (Prüfstandsmessungen am Kaminofen)	CarboSen1.000HT
Anzahl der Messungen (Anzahl N)	35
Mittelwert der Messungen (Referenz)	2.994 mg/m <sup>3</sup>
<b>Messunsicherheit u</b>	<b>465 mg/m<sup>3</sup></b>
Erweiterungsfaktor *	2,032
<b>erweiterte Messunsicherheit U **</b>	<b>32 %</b>

\* zweiseitiger Studentfaktor für Anzahl N der Freiheitsgrade und Sicherheit von 95 %

\*\* bezogen auf Mittelwert der Messungen (Referenzmessverfahren)

Abbildung 4.13 zeigt die Messergebnisse der Vergleichsmessungen zwischen dem CO-Referenzmessgerät und den berechneten COe (MW) der beiden CarboSen1.000HT-Sensoren für alle Chargenabbrände mit CO-Referenzkonzentrationen < 5.000 mg/m<sup>3</sup>.

In Tabelle 4.7 sind die Mittelwerte und Mittelwertabweichungen für die 40 durchgeführten Chargenabbrände mit zwei CarboSen1.000HT-Sensoren sowie die Standardabweichungen der Messwertabweichungen für COe (MW) im Vergleich zu CO-Referenz für den Gesamtabbrand und die einzelnen Verbrennungsphasen dargestellt. Insgesamt weichen die Mittelwerte für alle Messungen zwischen COe (MW) und CO-Referenz für den Gesamtabbrand und die einzelnen Verbrennungsphasen nur wenig voneinander ab (0,6 bis 4,5 %). Etwas auffällig ist die Standardabweichung, berechnet aus den 40 einzelnen Messwertabweichungen zwischen CO-Referenz und COe (MW), diese liegt zwischen 20,3 % für den Gesamtabbrand und 32,7 % für den Ausbrand (Phase C).



**Abbildung 4.13** CO-Konzentrationen der Referenzmessung im Vergleich zur berechneten COe (MW)-Konzentration für die Sensoren CarboSen1.000HT (35 Chargenabbrände mit CO-Referenzkonzentrationen < 5.000 mg/m<sup>3</sup>)

**Tabelle 4.7** Mittelwerte und Abweichungen der Messungen sowie Standardabweichungen der Messwertabweichungen für COe (MW) im Vergleich zur CO-Referenz für den Gesamtabbrand und die einzelnen Verbrennungsphasen

40 Messungen am Kaminofen	Mittelwert der Messungen	Abweichung vom Mittelwert	Standardabweichung der Messwertabweichungen
<b>Gesamtabbrand</b>			
CO-Referenz	3.328 mg/m <sup>3</sup>	82 mg/ <sup>3</sup> bzw. 2,5 %	20,3 %
COe (MW)	3.246 mg/m <sup>3</sup>		
<b>Verbrennungsphase A (Anbrand)</b>			
CO-Referenz	4.115 mg/m <sup>3</sup>	77 mg/ <sup>3</sup> bzw. 1,9 %	24,9 %
COe (MW)	4.038 mg/m <sup>3</sup>		
<b>Verbrennungsphase B (Hauptverbrennung)</b>			
CO-Referenz	2.381 mg/m <sup>3</sup>	107 mg/ <sup>3</sup> bzw. 4,5 %	24,2 %
COe (MW)	2.274 mg/m <sup>3</sup>		
<b>Verbrennungsphase C (Ausbrand)</b>			
CO-Referenz	3.882 mg/m <sup>3</sup>	23 mg/ <sup>3</sup> bzw. 0,6 %	32,7 %
COe (MW)	3.859 mg/m <sup>3</sup>		

#### 4.6 Zusammenhang zwischen CO- und Staubkonzentrationen

Da zur Ermittlung der Staubkonzentration für Kaminöfen derzeit nur diskontinuierliche Messverfahren zur Verfügung stehen, wäre es für die Feldmessungen an installierten Anlagen hilfreich, wenn zwischen der CO- und Staubkonzentration ein engerer Zusammenhang bestehen würde. Damit könnte dann die Anzahl der Staubmessungen ggf. reduziert werden. Da die Entstehung von Partikeln von den Verbrennungsbedingungen, den Eigenschaften des eingesetzten Brennstoffes (Aschegehalt, Aschebestandteile) und den Strömungsverhältnissen (Austrag von Partikeln) abhängt, und sich diese Einflüsse während des Chargenabbrandes stark ändern, wird ein engerer Zusammenhang zwischen CO- und Staubkonzentrationen nur in einzelnen Verbrennungsphasen bestehen. So liegen vor allem in der Ausbrandphase relativ hohe CO-Konzentrationen vor, die Staubkonzentrationen im Abgas sind dagegen meist niedrig.

Tabelle 4.8 gibt einen Überblick über mittlere Gas- und Staubkonzentrationen der unterschiedlichen Verbrennungsphasen (Probenahmedauer jeweils 15 Minuten), wobei alle Versuche einer Verbrennungsphase unabhängig von der Wärmeleistung des Kaminofens und den Abbrandbedingungen zusammengefasst sind.

**Tabelle 4.8 Mittelwerte von Gas- und Staubkonzentrationen der Verbrennungsphasen A, B und C (ohne Unterscheidung nach Wärmeleistung des Kaminofens)**

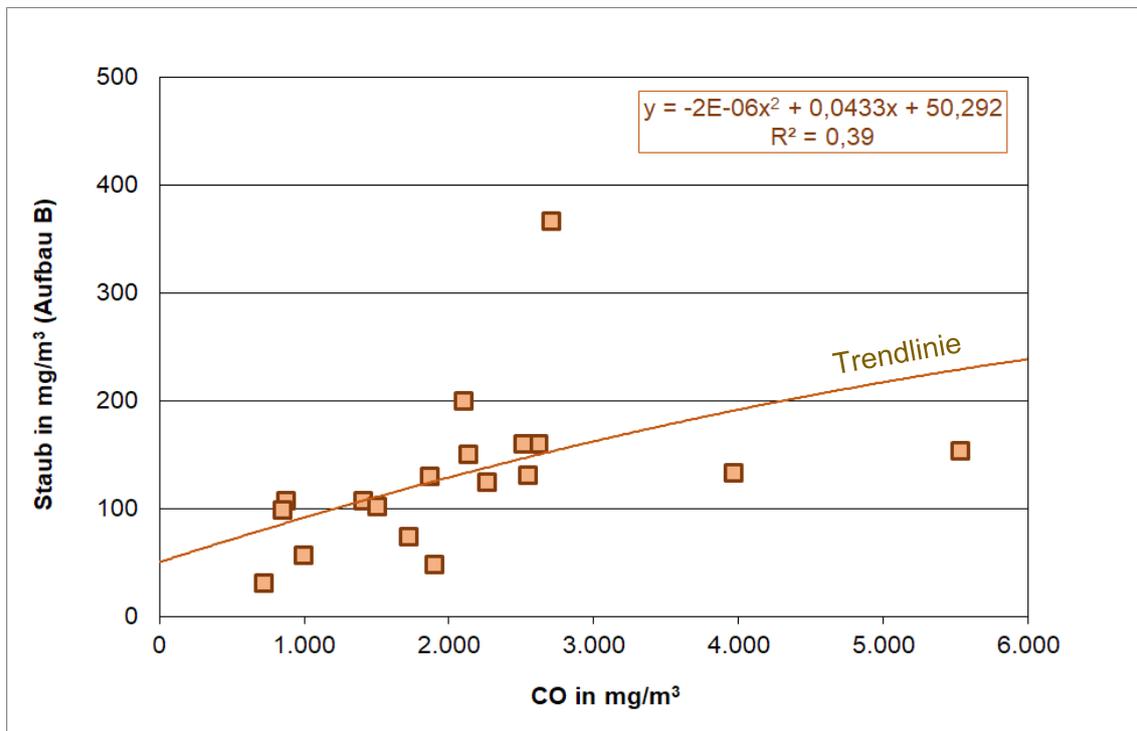
Mittelwerte der Versuchsreihen	Phase A	Phase B	Phase C
O <sub>2</sub> in Vol%	11,4	11,4	15,4
CO in mg/m <sup>3</sup>	3.003	861	3.368
VOC in mg/m <sup>3</sup>	316	45	- *
Staub in mg/m <sup>3</sup>	156	74	30
NO <sub>x</sub> in mg/m <sup>3</sup>	119	148	71

\* Messgeräteausfall

Den Zusammenhang zwischen den jeweils zeitgleich gemessenen CO- und Staubkonzentrationen für die Verbrennungsphasen A und B (Anbrand- und Hauptverbrennungsphase) zeigt Abbildung 4.14. Mit dargestellt ist eine polynomische Trendlinie. Bei den Untersuchungen am Kaminofen hat sich kein enger Zusammenhang zwischen CO- und Staubkonzentrationen in den dargestellten Verbrennungsphasen ergeben. Der Zusammenhang wird auch nicht besser, wenn die beiden Verbrennungsphasen A und B getrennt betrachtet werden. Für die Verbrennungsphase C ergibt sich ebenfalls keine für die Feldmessungen verwendbare Korrelation zwischen der CO- und Staubkonzentration. Geringe Staubkonzentrationen im Bereich von ca. 20 bis 40 mg/m<sup>3</sup> gehen hier einher mit zeitgleich bestimmten CO-Konzentrationen im Bereich von ca. 2.500 bis 4.000 mg/m<sup>3</sup>.

In dieser Verbrennungsphase bestimmt der Anteil des reinen Feststoffabbrandes (nur noch geringe Flammenbildung über der glühenden Holzkohle, Flammenfarbe geht Richtung blau-

transparent) wesentlich die Höhe der CO- und Staubkonzentrationen. Die CO-Konzentrationen sind hierbei vergleichsweise hoch und die Staubkonzentrationen am niedrigsten.



**Abbildung 4.14** Zusammenhang zwischen CO- und Staubkonzentrationen für die Verbrennungsphasen A und B (für alle Messungen am Kaminofen, Staub: Messaufbau B - obere Messstelle)

Als Fazit für die geplanten Feldmessungen ergibt sich damit, dass auf eine größere Anzahl an Staubmessungen bei unterschiedlichen Wärmeleistungen und wechselnden Randbedingungen nicht verzichtet werden kann, um das Emissionsverhalten des betreffenden Kaminofens möglichst umfassend abbilden zu können.

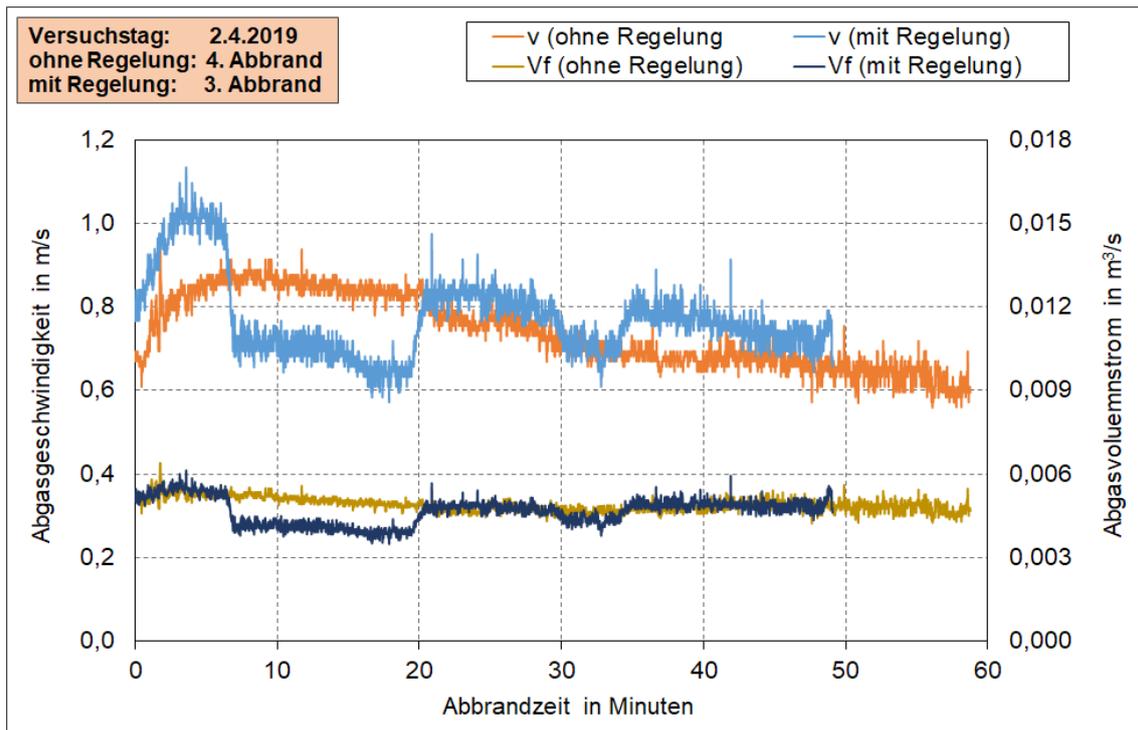
#### 4.7 Einfluss der Verbrennungsluftregelung auf die Abgaskonzentrationen

Konzentrationsmessungen bzw. deren Mittelwerte für einen Chargenabbrand sind nur dann hinreichend genau, wenn sich der Abgasvolumenstrom in Verbindung mit der Gaskonzentration nicht zu stark ändert. Grundlage hierfür ist folgende Formel zur Berechnung einer mittleren Gaskonzentration aus n-Einzelwerten ( $i = 1$  bis  $n$ ) der einzelnen Messwerte (z.B. 1 sec-Mittelwerte):

$$c_{Gas} = \frac{1}{n} \frac{\sum c_i * V_i}{\sum V_i} \quad \text{Gl. 4.2}$$

Hieraus ist ersichtlich, dass die mittlere Gaskonzentration  $c_{Gas}$  nur dann dem Mittelwert aus den Einzelwerten entspricht, wenn der Abgasvolumenstrom  $V_i$  (im Normzustand) während des Abbrandes konstant bzw. nahezu konstant bleibt. Ohne Eingriffe der Betreiber in die Verbrennungsluftmenge ist dies i.a. bei Kaminöfen auch der Fall. Werden Verbrennungsluftschieber

beim Chargenabbrand aber z.B. ganz oder teilweise geschlossen, hat dies u.U. merkliche Auswirkungen auf den Abgasvolumenstrom. Inwieweit es hierbei notwendig sein könnte, auch diesen bzw. die Abgasgeschwindigkeit zu erfassen und die mittleren Gaskonzentrationen über eine Frachtberechnung nach Gl. 4.2 zu ermitteln, wurde während des Einsatzes der Verbrennungsregelung untersucht. Die Verbrennungsregelung greift hierbei in einer maximal möglichen Weise ein und reduziert die Verbrennungsluftmenge, ohne dass die Emissionen sich drastisch erhöhen, siehe Abbildung 4.15.



**Abbildung 4.15** Verlauf der Abgasgeschwindigkeit  $v$  und des Abgasvolumenstroms  $V_f$  (feuchtes Abgas bei Normbedingungen) ohne und mit Verbrennungsregelung bei einer Wärmeleistung des Kamins von 4,9 kW (ohne Regelung) und 5,3 kW (mit Regelung)

Insgesamt ändern sich auch bei Einsatz der Verbrennungsregelung die Abgasvolumenströme bei Normbedingungen nur relativ wenig, den größten Einfluss der Verbrennungsregelung ist in der Hauptverbrennungsphase erkennbar. Die Abgaskonzentrationen, berechnet als Mittelwerte der 1-sec-Einzelwerte für den Chargenabbrand und berechnet aus den Emissionsfrachten und dem Abgasvolumenstrom mit und ohne Regelung unterscheiden sich nicht signifikant voneinander. Für die Abgaskomponenten CO und VOC liegen die aus den Massenströmen berechneten Konzentrationen etwas höher (im Mittel ca. 3 %) und für NO<sub>x</sub> etwas niedriger (im Mittel ca. 1 %) als die gemittelten Konzentrationen.

Daraus kann geschlossen werden, dass Änderungen der Verbrennungsluftmenge in einem Bereich, der keinen drastischen Anstieg der Emissionen verursacht, sich nicht merklich auf die Mittelwertbildung der gemessenen Emissionskonzentrationen (als z.B. 1 sec-Mittelwerten)

auswirkt und eine Erfassung der Abgasgeschwindigkeit bei den geplanten Feldmessungen nicht notwendig ist.

Wird die Verbrennungsluftmenge während dem Chargenabbrand drastisch reduziert, in dem z.B. die Sekundärluft nahezu vollständig geschlossen wird, können sich andere Verhältnisse ergeben. Aber in diesen Fällen ist auch mit einem starken Anstieg der Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung zu rechnen, denn dann ggf. durch die reinen Konzentrationsmessungen etwas überschätzt wird. Da derartige Betriebszustände aber insgesamt unerwünscht sind, führt dies nicht zu falschen Bewertungen der eingesetzten Ofentechnik.

## 5 Struktur des Emissionsmodells

In Abbildung 5.1 ist die mögliche Struktur des Emissionsmodells zur Berechnung von Emissionszeitreihen in stündlicher Auflösung und der Jahresemissionen nach derzeitigem Stand dargestellt. In Abhängigkeit der Außentemperatur und des veranschlagten Energieanteils der Zusatzfeuerung am Gesamtenergiebedarf der Gebäudeheizung wird der mittels der Zusatzfeuerung zu deckende Wärmebedarf berechnet. In festgelegten Betriebsfenstern (z.B. in den Nachmittags- und Abendstunden) werden dann die Anzahl der Abbrände und die notwendige Wärmeleistungen während der Abbrände derart ermittelt, dass in der Summe der Tagesabbrände der Wärmebedarf für die Zusatzfeuerung gedeckt wird. Über den Feuerungstyp können weitere Randbedingungen (z.B. feuerungstechnischer Wirkungsgrad, Stand der Technik) für die aktuell betrachtete Anlage und über Brennstoff dessen Eigenschaften (z.B. Heizwert, Zusammensetzung) definiert werden.

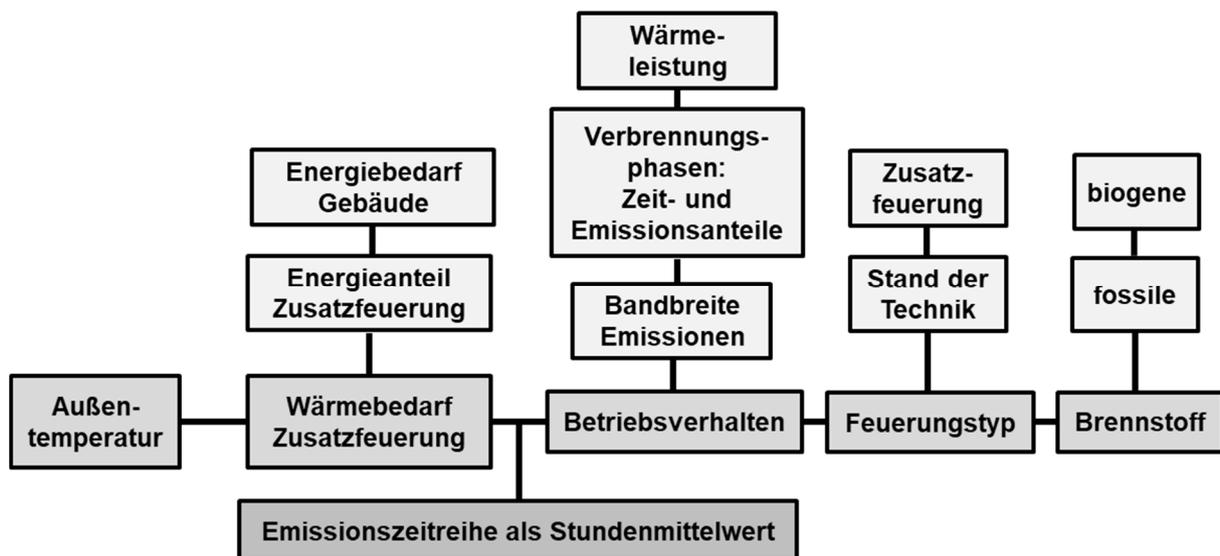


Abbildung 5.1 Struktur des Emissionsmodells für Zusatzfeuerungen

Entsprechend den für die Abbrände festgelegten Wärmeleistungen werden die Zeitanteile der Verbrennungsphasen (Anbrand, Hauptverbrennung, Ausbrand) und deren mittleren Emissionen festgelegt. Die in der Praxis übliche Bandbreite des Emissionsverhaltens von z.B. Kaminöfen bei weitgehend gleichen oder gut vergleichbaren Randbedingungen (z.B. Holzaufgabemenge, Wärmeleistung, Schornsteinzug) kann dann über Festlegungen zur Bandbreite der Emissionen (als wesentliches Ergebnis der Feldmessungen) abgebildet werden.

## 6 Zusammenfassung

Sowohl die Steigerung der Energieeffizienz als auch die Nutzung von Biomasse in Feuerungsanlagen der Haushalte sind wichtige Maßnahme für die Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen und für eine nachhaltige Wärmeversorgung. Hierbei kommt der Nutzung von Stückholz in häuslichen Feuerstätten (z.B. in Kaminöfen), die als ergänzende Systeme zur Hauptheizung betrieben werden, aufgrund der hohen Bestands- und Verkaufszahlen eine besondere Bedeutung bei. Weiterentwicklungen in der Verbrennungstechnik, der Einsatzes von Verbrennungssteuerungen oder sekundäre Minderungsmaßnahmen (z.B. kleine Elektrofilter) führten bei diesen Feuerstätten in den letzten Jahren laut Typprüfungen oder anderen Prüfstandsmessungen zu einer deutliche Reduzierung der Emissionen sowie eine Steigerung des Wirkungsgrades.

Bestands- und Neugeräte besitzen allerdings meist noch eine einfache, unregelmäßige Verbrennungstechnik mit dadurch bedingten vielen Eingriffsmöglichkeiten der Betreiber, wodurch sich in der Praxis eine große Bandbreite des Emissionsverhaltens ergeben kann. In der Folge kann dies immer noch zu vergleichsweise hohen Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung, Feinstäuben und Geruchsstoffen der Einzelraumfeuerstätten führen. Hierauf deuten auch die mit zunehmendem Anlagenbestand ansteigenden Nachbarschaftsbeschwerden zu Geruchs- und Rauchemissionen hin.

Das Emissionsverhalten und die tatsächlichen Wirkungsgrade dieser Feuerstätten unter Praxisbedingungen bei unterschiedlichen Betreibern wurden über einen aussagekräftigen und längeren Betriebszeitraum bisher noch nicht systematisch untersucht. Somit können die im Heizbetrieb in einer Heizperiode auftretenden Emissionen unterschiedlicher Gerätetechniken oder von einzelnen Maßnahmen zur Emissionsminderung nicht angegeben und damit auch nicht detailliert bewertet werden.

Langzeituntersuchungen an installierten Einzelraumfeuerstätten sind allerdings nur mit wartungsarmen, geräuschlosen und kompakten Sensortechniken möglich, da die Feuerstätten im Wohnbereich der Betreiber stehen. Zusätzlich können diese Dauermessungen durch regelmäßige Messungen mit Schornsteinfegermesstechnik ergänzt werden.

In der Phase I des Gesamtprojektes wurden Sensormesstechniken und eine Schornsteinfegermesstechnik vergleichend zu Referenzmessverfahren untersucht und bewertet. Hierzu wurden Prüfstandsmessungen an einem Kaminofen durchgeführt, die auch die Basis für das Emissionsmodell zur Berechnung von Jahresemissionen an NO<sub>x</sub>, CO und Staub sowie des Wirkungsgrades darstellen. Neben einem Sensor zur Bestimmung der O<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Konzentrationen eignet sich für Langzeitmessungen auch ein Sensor zur Bestimmung gasförmiger brennbarer Anteile im Abgas, aus dessen Signal sich mit guter Näherung eine CO-Konzentration berechnen lässt. Die untersuchte Schornsteinfegermesstechnik ist zum Einsatz von Kurzzeitmessungen an Einzelraumfeuerstätten gut geeignet.

Mit dem ebenfalls skizzierten Emissionsmodell ist somit die Grundlage geschaffen, um in der geplanten Projektphase II die Langzeit-Emissionsmessungen an installierten Kaminöfen zur Ermittlung der Jahresemissionen und der Wirkungsgrade durchzuführen.

## 7 Literaturverzeichnis

### 1. BImSchV, 2010:

Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen, Bonn: Bundesgesetzblatt Jahrgang 2010 Teil I Nr. 4, 1. Februar 2010.

### BMWi, 2017:

Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland im Jahr 2016. Grafiken und Diagramme unter Verwendung aktueller Daten der Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik (AGEE-Stat), Stand Februar 2017. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (Hrsg.).

### Ester, Stephan; Stizenberg, Alexander; Struschka, Michael; Schäfer, Christian, 2015:

Weiterentwicklung des Online-Staubmessgerätes SM 500 für Langzeitmessungen und zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilung. Abschlussbericht, April 2015. <https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-30739.pdf>, Zugriff am 2 Mai 2016.

### Hase, 2012:

Bedienungsanleitung Kaminofen Lagos. Hase Kaminofenbau GmbH, Trier.

### Lamtec, 2019:

Sensor CarboSen1.000HT mit Elektronik im Gehäuse. Firma Lamtec Meß- und Regeltechnik für Feuerungen GmbH & Co. KG, Walldorf. <https://www.lamtec.de/produkte/sensorik/carbosen-coe.html>. Zugriff am 11.4.2019.

### Menesklou, Wolfgang, 2007:

Einsatz von Sensortechnik zur Überwachung von Holzfeuerungen. Bericht im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Karlsruhe. Institut für Werkstoffe der Elektrotechnik (IWE) der Universität Karlsruhe (TH).

### oControl, 2019:

Abbrand-Regelung. Innovatives mikrocontroller basierendes High-End System mit Analyse der Abgaswerte über CO-Sonde im Abgasstrom. Flyer und Handbuch. oControl UG (haftungsbeschränkt), Heusweiler.

### Schäfer, Christian, 2016:

Messgenauigkeit bei der Ermittlung der Staubkonzentration im Abgas von Kleinf Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe. Fortschritt-Berichte VDI, Reihe 15 Umwelttechnik, Nr. 258. VDI-Verlag Düsseldorf.

### Schön, Claudia; Hartmann, Hans; von Sonntag, Justus, 2015:

Entwicklung einer abgestimmten Methode zur Bestimmung der Partikelemissionen von mit fester Biomasse betriebenen Feuerstätten (EN-PME-Test). Endbericht FNR-Projekt FKZ 22032411. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), Straubing.

### Struschka, Michael; Carrasco Martin, Maria Dolores; Baumbach, Günter, 2009:

Durchführung von Feldmessungen an Feuerungsanlagen mit Sensoren. Messbericht im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) in Karlsruhe. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD) der Universität Stuttgart.

### Struschka, Michael; Winter, Patricia; Brodbeck, Johannes, 2011:

Untersuchung des neuen Gassensors CarboSen der Firma Escube mit erhöhter Selektivität bezüglich Kohlenmonoxid. Messbericht im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) in Karlsruhe. Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik (IFK) der Universität Stuttgart.

Struschka, Michael; Schäfer, Christian und Ester, Stephan, 2012:

Entwicklung eines Feinstaubmessgerätes für Überwachungsmessungen an Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe im Geltungsbereich der 1. BImSchV. Endbericht DBU-Projekt Az 27741. Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik der Universität Stuttgart und Wöhler Messgeräte Kehrgeräte GmbH, Stuttgart und Bad Wünnenberg.

Struschka, Michael; Schweizer, Elena; Juschka, Winfried, 2016:

Durchführung von Feldmessungen an Biomassekesseln zur Bewertung der Grenzwertüberwachung nach 1. BImSchV. Endbericht FNR-Projekt FKZ 22032714. Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik der Universität Stuttgart.

Tebert, Christian; Volz, Susanne; Töfge, Kevin, 2016:

Ermittlung und Aktualisierung von Emissionsfaktoren für das nationale Emissionsinventar bezüglich kleiner und mittlerer Feuerungsanlagen der Haushalte und Kleinverbraucher. Endbericht UFOPLAN FKZ 3712 42 313-2 im Auftrag des Umweltbundesamtes Dessau. Ökopool GmbH, Hamburg.

Teichler, Jens, 2008:

Einsatz von Sensoren zur Bestimmung von brennbaren Gasen in Holzfeuerungsanlagen. Studienarbeit an der Universität Karlsruhe (TH), Institut für Werkstoffe der Elektrotechnik (IWE), Karlsruhe.

UBA (2010):

Modellrechnungen zu den Immissionsbelastungen bei einer verstärkten Verfeuerung von Biomasse in Feuerungsanlagen der 1. BImSchV. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Förderkennzeichen: 205 43 263 (UBA-FB 001355). Bearb.: Universität Stuttgart (IVD) und Ingenieur-büro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Karlsruhe, UBA-Texte 37-2010, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau (Hrsg.).

VDI 2066, 2006:

Messen von Partikeln - Staubmessung in strömenden Gasen. Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung, VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 - Ausgabe November 2006, Beuth Verlag, Berlin.

VDI 3781, 2017:

Ableitbedingungen für Abgase. Kleine und mittlere Feuerungsanlagen sowie andere als Feuerungsanlagen. VDI-Richtlinie 3781 Blatt 4 - Ausgabe Juli 2017. Beuth Verlag, Berlin.

VDI 4206, 2015:

Mindestanforderungen und Prüfpläne für Messgeräte zur Überwachung der Emissionen an Kleinfeuerungsanlagen. Messgeräte zur Ermittlung von partikelförmigen Emissionen. VDI-Richtlinie 4206 Blatt 2 - Ausgabe Februar 2015. Beuth Verlag, Berlin.

VDI 4206, 2018:

Mindestanforderungen und Prüfpläne für Messgeräte zur Überwachung der Emissionen an Kleinfeuerungsanlagen - Messgeräte zur Messung von gasförmigen Emissionen und Abgasparametern. VDI-Richtlinie 4206 Blatt 1 - Ausgabe August 2018. Beuth Verlag, Berlin.

Wöhler, 2012:

Bedienungsanleitung Feinstaubmessgerät Wöhler SM 500. Wöhler Messgeräte Kehrgeräte GmbH, Bad Wünnenberg. Ausgabe 24.01.2012.

Wöhler, 2015:

Technische Daten Wöhler SM 500 Staubmessgerät. Wöhler Messgeräte Kehrgeräte GmbH. [http://www.woehler.de/uploads/tx\\_leonexdownloads/Woehler\\_SM500\\_TechnischeDaten.pdf](http://www.woehler.de/uploads/tx_leonexdownloads/Woehler_SM500_TechnischeDaten.pdf), Zugriff am 23 November 2015.