



Berichte aus dem TFZ

Staubemissionen aus Holzfeuerungen

Einflussfaktoren und
Bestimmungsmethoden



Staubemissionen aus Holzfeuerungen – Einflussfaktoren und Bestimmungsmethoden



Staubemissionen aus Holz- feuerungen – Einflussfaktoren und Bestimmungsmethoden

Hans Hartmann
Paul Roßmann
Peter Turowski
Heiner Link
Alexander Marks

Berichte aus dem TFZ 10

Straubing, Juli 2006

Titel: Staubemissionen aus Holzfeuerungen
– Einflussfaktoren und Bestimmungsmethoden

Autoren: Dr. Hans Hartmann
Dipl.-Phys. Paul Roßmann
Dipl.-Ing.agr. Peter Turowski
Dipl.-Ing. (FH) Heiner Link
Dipl.-Ing. (FH) Alexander Marks

in Kooperation mit: Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD) der Universität
Stuttgart

Auftraggeber: Umweltbundesamt Berlin (UBA), im Unterauftrag durch das Institut für
Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD) der Universität
Stuttgart

Der vorliegende Bericht stellt einen thematisch abgegrenzten und eigenständigen Auszug aus einem Gesamtbericht dar, der mit dem oben genannten Projektpartner (Koordinator) für das Umweltbundesamt erarbeitet wurde (Forschungsbericht Ufoplan Nr. 201 44 315). Der bislang unveröffentlichte Gesamtbericht trägt den Titel „Vergleichende Untersuchungen zur Aussagefähigkeit der Überwachungsmessung nach 1. BImSchV bei Kleinfeuerungen für feste Brennstoffe“.
Die Verantwortung für den Inhalt der vorliegenden Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

© 2006
Technologie- und Förderzentrum (TFZ)
im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, Straubing

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

ISSN: 1614-1008

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

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

Redaktion: Dr. H. Hartmann
Verlag: Eigenverlag TFZ
Erscheinungsort: Straubing
Erscheinungsjahr: 2006
Gestaltung: Dr. H. Hartmann, H. Sporrer

Fotonachweis: Fotos: Link (12), Turowski (26, 36) Roßmann (Titel)
Titelbild: Beginnender Hohlbrand im Glutstock eines Scheitholz-Unterbrandkessels

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis		5
Abbildungsverzeichnis.....		7
Tabellenverzeichnis		11
1 Einleitung und Zielsetzung		13
2 Unterschiedliche Prinzipien der Staubemissionsmessung		15
2.1 Staubmessung nach VDI 2066		15
2.2 Staubmessung nach 1. BImSchV (Kaminkehrermethode)		16
2.3 Delta-p-Messverfahren (Schnellbestimmung).....		18
3 Methodisches Vorgehen.....		19
3.1 Beschreibung der ausgewählten Feuerungsanlagen.....		19
3.1.1 Hackschnitzelfeuerung HDG Compact 100		19
3.1.2 Hackschnitzelfeuerung Hargassner WTH 25/35		21
3.1.3 Stückholzfuehrung Fischer TX 30 F.....		22
3.1.4 Pelletfeuerung Windhager PMX 210 K.....		24
3.2 Versuchsprogramm		25
3.3 Versuchsbrennstoffe		27
3.4 Versuchsaufbau und Messanordnung		28
3.4.1 Abgasmessstrecke.....		29
3.4.2 Wärmeleistungsmessstrecke		36
3.5 Mess- und Analyseverfahren		36
3.6 Versuchsdurchführung und Auswertung.....		39
4 Ergebnisse		45
4.1 Vergleich der untersuchten Messverfahren für Staub.....		45
4.1.1 Vergleich der Filtermaterialien.....		45
4.1.2 Vergleich der Staubmessvarianten nach VDI 2066 (gekühlt/ungekühlt)		47
4.1.3 Vergleich Kaminkehrermessung mit Verfahren nach VDI 2066		48
4.1.4 Vergleich der Auswertung der Kaminkehrermessung.....		49
4.1.5 Differenzdruckverfahren (Delta-p-Verfahren)		51
4.2 Vergleich der untersuchten Messverfahren für O₂ und CO.....		53
4.3 Verletzung der Kernstromregel		55
4.4 Einfluss des Messzeitpunkts bei einer Scheitholzfuehrung		56
4.5 Einflüsse auf den Schadstoffausstoß verschiedener Feuerungen		57
4.5.1 Einfluss der Heizlast		57
4.5.2 Brennstoffeinflüsse		59
4.5.2.1 Einfluss des Brennstoffwassergehalts (Hackschnitzel)		59

4.5.2.2	Einfluss der Pelletqualität (Abrieb) in einer Holzpelletfeuerung	60
4.5.3	Einfluss des Anlagenzustands	62
4.5.3.1	Einfluss der Feuerraum- oder Wärmetauschermechanik (Rostvorschub, Zügereinigung)	62
4.5.3.2	Einfluss des Wartungszustandes (Zeitpunkt vor/nach Reinigung)	64
4.5.4	Einfluss von Bedienungsfehlern und erkennbaren Funktionsstörungen	68
4.5.4.1	Hohlbrand	68
4.5.4.2	Falschlufzuführen und fehlerhafte O ₂ -Regelung	70
4.5.4.3	Fehlerhafte Anlagenausrüstung	73
5	Schlussfolgerungen	77
	Zusammenfassung	79
	Quellenverzeichnis	83

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Funktionsdarstellung der Hackschnitzelfeuerung 1: Compact 100 von HDG Bavaria (Werkbild HDG).....	20
Abbildung 2:	Funktionsdarstellung der Hackschnitzelfeuerung 2: WTH 25/35 der Firma Hargassner (Werkbild Hargassner).....	21
Abbildung 3:	Funktionsdarstellung der Stückholzfeuerung TX 30 F der Firma Fischer (Werkbild Fischer).....	23
Abbildung 4:	Funktionsdarstellung der Pelletfeuerung PMX 210 K der Firma Windhager (Werkbild Windhager).....	24
Abbildung 5:	Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus und der Messstellenanordnung	29
Abbildung 6:	Anordnung und Lage der Staub- und Temperaturmessebenen der Messstrecke 1 für die Hackschnitzelfeuerung HDG Compact 100	31
Abbildung 7:	Anordnung und Lage der Staub- und Temperaturmessebenen der Messstrecke 2 für die Feuerungsanlagen Hargassner WTH 25/35, Fischer TX 30 F und Windhager PMX 210K.....	32
Abbildung 8:	Profile vom dynamischen Druck als Maß für die Rauchgasgeschwindigkeit und Abgastemperatur bei verschiedenen Betriebsbedingungen einer Hackschnitzelfeuerung.....	33
Abbildung 9:	Profil des dynamischen Druckes zur Bestimmung der Abgasgeschwindigkeit über den Rauchrohrquerschnitt von a nach b entsprechend Abbildung 7 (Kernstrombestimmung).....	34
Abbildung 10:	Anordnung der Kugel als Diffusor im Rauchrohrbogen	35
Abbildung 11:	Schematische Darstellung des Messgeräteaufbaus auf dem Prüfstand des Technologie- und Förderzentrums.....	37
Abbildung 12:	Abgelöste Partikel aus den Quarzfaserhülsen, auf einem Planfilter abgeschieden	45
Abbildung 13:	Vergleich der Filtermedien für die Staubbestimmung: vorgefertigte Quarzfaserhülsen mit und ohne nachgeschaltetem Planfilter	46
Abbildung 14:	Vergleich der Filtermedien für die Staubbestimmung: gestopfte Quarzwattehülsen mit und ohne nachgeschaltetem Planfilter	47
Abbildung 15:	Korrelation zwischen den Staubmesswerten nach VDI 2066 einer ungekühlten ("heißes Abgas") Variante und einer Variante mit Probengaskühlung auf 70 °C (66 Wertepaare)	48
Abbildung 16:	Korrelation zwischen Kaminkehrermethode und der Staubmessung nach VDI 2066 mit heißem und gekühltem Probegas.....	49
Abbildung 17:	Korrelation zwischen der Auswertung durch den ZIV und der Auswertung durch das TFZ bei der Staubmessung nach der Kaminkehrermethode (28 Wertepaare).....	50

Abbildung 18:	Korrelation zwischen der gravimetrisch bestimmten Staubemission und dem gemessenen Delta-p-Wert (Datenbasis: Praxismessungen des IVD Stuttgart und Prüfstandsmessungen des TFZ). Bei der Suche nach dem geeigneten Schwellenwert gilt es die Anzahl Werte in den beiden markierten Quadranten I und III möglichst zu minimieren	51
Abbildung 19:	Bedingte Wahrscheinlichkeiten $P\{A B\}$ und $P\{C D\}$ in Abhängigkeit vom Differenzdruck-Schwellenwert S_p , berechnet für die vereinigte Datenbasis aus den Praxismessungen des IVD und den Prüfstandsmessungen des TFZ	53
Abbildung 20:	Korrelation zwischen den Sauerstoff- bzw. Kohlenmonoxidmessungen mit der Prüfstands-ausrüstung bzw. nach der Kaminkehrermethode (107 Wertepaare).....	54
Abbildung 21:	Vergleich von Parallelmessungen für Staub bei Probenahme aus dem Kernstrom bzw. nicht aus dem Kernstrom (Verletzung der Kernstromregel) und bei Verwendung unterschiedlicher Staubbestimmungsmethoden (MG1 und MG2: Messung nach VDI 2066; WG: Wöhlergerät = Kaminkehrermethode)	55
Abbildung 22:	Einfluss des Messzeitpunkts im Abbrandverlauf eines Scheitholzkessels (Fischer) auf die Staub- und CO-Emissionen. Brennstoff: Fichtenscheitholz ($w=11\%$), Wärmeleistung zwischen 23 und 30 kW, Staubbestimmung nach VDI-Methode	57
Abbildung 23:	Staub- und CO-Emissionen der Hackschnitzelfeuerung "Hargassner" bei verschiedenen Laststufen. Brennstoff: Fichtenhackgut ($w=17\%$), Mittelwerte und Bandbreite von je 2 Wiederholungsmessungen	58
Abbildung 24:	Staub- und CO-Emissionen der Pelletfeuerung "Windhager" bei verschiedenen Laststufen. Brennstoff: Holzpellets ($w=5\%$), Mittelwerte und Bandbreite von je 2 bzw. bei Teillast 3 Messungen	58
Abbildung 25:	Staub- und CO-Emissionen einer Hackschnitzelfeuerung (HDG) bei verschiedenen Brennstoffwassergehalten. Brennstoff: Fichtenhackschnitzel, Wärmeleistung: 70 kW, Mittelwerte und Bandbreite von je 2 Messungen außer bei 15 und 30 %: je 3 Wiederholungen.....	59
Abbildung 26:	Definierte Pellet-Feinanteilmischungen (Auswahl).....	60
Abbildung 27:	Staub- und CO-Emissionen eines Pelletkessels (Windhager) bei verschiedenen definierten Gehalten an Feinmaterial im Brennstoff. Brennstoffwassergehalt: 5-7 %, Leistung: 24 kW. Mittelwerte und Bandbreite von zwei Messungen je Brennstoffvariante	61
Abbildung 28:	Staub- und CO-Emissionen einer Hackschnitzelfeuerung (HDG) mit und ohne Rostvorschub (mit gleichzeitiger Entaschungsschneckenarbeit) während der Messung, gemessen bei verschiedenen Brennstoffwassergehalten. Brennstoff: Fichtenhackschnitzel, Leistung: 70 kW, Mittelwerte und Bandbreite von je 2 Messungen außer bei 15 und 30 %: je 3 Wiederholungen)	62
Abbildung 29:	Staub- und CO-Emissionen eines Pelletkessels (Windhager) mit und ohne Wärmetauscherabreinigung, gemessen bei verschiedenen Gehalten an Feinmaterial im Brennstoff. Brennstoffwassergehalt: 5-7 %, Leistung: 24 kW. Mittelwerte und Bandbreite von 2 Messungen je Brennstoffvariante	63

Abbildung 30:	Staub- und CO-Emissionen einer Hackschnitzelfeuerung (Hargassner) mit und ohne automatische Zügereinigung während der Messung. Brennstoff: Fichtenhackschnitzel (w=17 %), Leistung: 28 bzw. 17 kW, Mittelwerte und Bandbreite von je zwei Messungen	64
Abbildung 31:	Staub- und CO-Emissionen einer Hackschnitzelfeuerung (Hargassner) vor und nach der Reinigung (Feuerraum, Wärmetauscher, Ascheabsetzbereiche). Brennstoff: Fichtenhackschnitzel (w=14-19 %), Leistung: 23 kW, Mittelwerte und Bandbreite von je zwei Messungen.....	65
Abbildung 32:	Staub- und CO-Emissionen einer Hackschnitzelfeuerung (Hargassner) mit und ohne Extremverunreinigung der Ascheabsetzbereiche (manueller Ascheeintrag!). Brennstoff: Fichtenhackschnitzel (w=14-19 %), Leistung: 18 kW, Mittelwerte und Bandbreite von je zwei Messungen	66
Abbildung 33:	Staub- und CO-Emissionen einer Hackgutfeuerung (HDG) vor und nach der Reinigung (Feuerraum, Wärmetauscher, Ascheabsetzbereiche). Brennstoff: Fichtenholz hackschnitzel (w=25 %), Leistung: 70 kW, Mittelwerte und Bandbreite von je 2 Messungen	67
Abbildung 34:	Staub- und CO-Emissionen eines Pelletkessels (Windhager) vor und nach Reinigung (Feuerraum, Wärmetauscher, Ascheabsetzbereiche). Brennstoff: Holzpellets (w=5 %), Leistung: 25 kW, Mittelwerte und Bandbreite von je zwei Messungen.....	67
Abbildung 35:	Staub- und CO-Emissionen eines Scheitholzessels (Fischer) vor und nach der Reinigung (Feuerraum, Wärmetauscher, Ascheabsetzbereiche). Brennstoff: Fichtenscheitholz (w=11 %), Leistung: 28 kW, Mittelwerte und Bandbreite von je zwei Messungen	68
Abbildung 36:	Hohlbrand bei einer Scheitholzfeuerung (Fischer). Der Brennstoff bildet eine Brücke über dem Rost. Im Hintergrund die Öffnung für den Heißgasabzug in die Nachbrennkammer	69
Abbildung 37:	Staub- und CO-Emissionen eines Scheitholzessels (Fischer) mit und ohne Hohlbrand. Brennstoff: Fichtenscheitholz (w=11 %), Leistung: 27 kW. Normalfall: Mittelwert und Bandbreite von zwei Messungen, sonst nur eine Messung	70
Abbildung 38:	Staub- und CO-Emissionen eines Scheitholzessels (Fischer) mit und ohne Falschlufzuführen über die Fülltür. Brennstoff: Fichtenscheitholz (w=11 %), Leistung: 26 kW. Mittelwerte und Bandbreite von je zwei Messungen	71
Abbildung 39:	Staub- und CO-Emissionen eines Pelletkessels (Windhager) mit geöffnetem Aschekasten (Falschlufzutritt). Brennstoff: Holzpellets (w=5 %), Leistung: 24 kW, Mittelwerte und Bandbreite von zwei Messungen	71
Abbildung 40:	Staub- und CO-Emissionen eines Scheitholzessels (Fischer) ohne und mit fehlerhafter Sekundärluftregelung. Brennstoff: Fichtenscheitholz (w=11 %), Leistung: 25 kW. Mittelwert und Bandbreite von zwei Messungen außer Zustand "offen" (ein Wert)	72
Abbildung 41:	Staub- und CO-Emissionen einer Hackschnitzelfeuerung (Hargassner) mit normaler (8 %) und falscher (5 %) Sauerstoff-Sollwert Einstellung.	

	Brennstoff: Fichtenhackschnitzel (w=17 %), Leistung: 30 kW, Mittelwerte und Bandbreite von je zwei Messungen	73
Abbildung 42:	Staub- und CO-Emissionen eines Scheitholzessels (Fischer) ohne und mit Turbulatoren im Wärmetauscher. Brennstoff: Fichtenscheitholz (w=11 %), Leistung: 26 kW. Mittelwerte und Bandbreite von zwei Messungen.....	74
Abbildung 43:	Staub- und CO-Emissionen eines Scheitholzessels (Fischer) ohne und mit Schamotteumlenkplatte im Übergang Feuerraum/Wärmetauscher. Brennstoff: Fichtenscheitholz (w=11 %), Leistung: 26 kW. Mittelwerte und Bandbreite von zwei Messungen	75

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Für die Prüfstandsmessungen ausgewählte Feuerungsanlagen.....	19
Tabelle 2:	Anlagentechnische Merkmale HDG Compact 100	20
Tabelle 3:	Anlagentechnische Merkmale Hargassner WTH 25/35	22
Tabelle 4:	Anlagentechnische Merkmale Fischer TX 30 F	23
Tabelle 5:	Anlagentechnische Merkmale Windhager PMX 210 K	25
Tabelle 6:	Versuchsplan (Versuchsvarianten ohne Wiederholung).....	26
Tabelle 7:	Verwendete Versuchsbrennstoffe und deren Wassergehalt.....	27
Tabelle 8:	Heizwert und Elementgehalte der Brennstoffe (Datenbankangaben [6])	28
Tabelle 9:	Position der Kugel im Rauchrohr und Messrichtung zur Bestimmung der optimalen Geschwindigkeitsverteilung.....	36
Tabelle 10:	Kontinuierlich erfasste Messgrößen – Technische Daten der Messgeräte	38

1 Einleitung und Zielsetzung

Für Feuerungsanlagen zur Nutzung fester Brennstoffe mit einer Nennwärmeleistung über 15 kW sind in der 1. BImSchV die Anforderungen und Emissionsbegrenzungen sowie deren Überwachungsregelungen festgelegt [5]. Die Einhaltung dieser Anforderungen wird vom Schornsteinfegerhandwerk bei handbeschickten Anlagen durch eine einmalige Messung nach Inbetriebnahme und bei mechanisch beschickten Anlagen durch jährlich wiederkehrende Messungen überprüft. Aus statistischen Auswertungen des Schornsteinfegerhandwerks über Ergebnisse dieser Überwachungsmessungen geht hervor, dass rund ein Drittel aller Anlagen für feste Brennstoffe (32 % der handbeschickten und 36 % der mechanisch beschickten Feuerungsanlagen) die Anforderungen der 1. BImSchV nicht einhalten [1]. Die Gründe für diese Beobachtungen sind noch weitgehend unaufgeklärt, lediglich aus zusätzlichen Datenerhebungen während einer Feldversuchsserie mit Kaminkehrern an nahezu 400 Feuerungen lassen sich bestimmte Häufungen von Fällen erkennen, bei denen das Risiko überhöhter Staub- oder CO-Emissionen sichtbar angestiegen war [9].

Neben den hohen Beanstandungsquoten besteht eine deutliche Diskrepanz zwischen den Messungen auf einem Feuerungsprüfstand und den von Kaminkehrern durchgeführten Messungen in der Praxis. Das wurde durch eine Untersuchung an 21 Hackschnitzelfeuerungen in Bayern bereits im Jahr 1999 deutlich. Hier zeigte sich außerdem, dass Messungen der Kaminkehrer verglichen mit den von der Landtechnik Weihestephan (heute TFZ) an der gleichen Anlage zeitversetzt durchgeführten Messungen erhebliche Abweichungen aufwiesen; die Ergebnisse der Kaminkehrermessungen lagen beispielsweise beim Staubausstoß um bis zu 100 % über den Messergebnissen der Landtechnik Weihestephan [10].

Aufgrund dieser Unsicherheiten bei den Überwachungsmessungen sollten systematische Untersuchungen an häuslichen Holz-Zentralheizungsanlagen mögliche Maßnahmen zur Erhöhung der Aussagefähigkeit und Genauigkeit der Messergebnisse aufzeigen. Die Arbeiten am Feuerungsprüfstand sollten zugleich möglichen Ursachen für überhöhte Staubemissionen aufdecken indem ungünstige Betriebszustände, Anlagenstörungen, Fehlbedienungen, brennstoffbedingte Einflüsse oder Vorgehensfehler bei der Messung gezielt nachgestellt wurden. Die Aufgaben und Ziele für die Arbeiten am Feuerungsprüfstand des TFZ waren im Einzelnen

- vergleichende Praxis- und Prüfstandsmessungen an typischen für den Anlagenbestand repräsentativen Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe zur Überprüfung der Aussagefähigkeit der Überwachungsmessungen durchzuführen; hierbei waren kontinuierlich erfassende Messgeräte zur Bestimmung gasförmiger Emissionen sowie gravimetrische Verfahren (z. B. nach der Planfiltermethode entsprechend VDI 2066, Blatt 1 und 7) zur Bestimmung der Partikelkonzentration zeitgleich zu den Messverfahren nach 1. BImSchV einzusetzen,
- eine Bewertung derzeitiger Messverfahren für die Überwachungsmessungen und Erarbeitung von Vorschlägen für die Anpassung dieser Verfahren an zukünftige Emissionsanforderungen bzw. für mögliche Alternativen zu erarbeiten und
- die Ursachen für überhöhte Staubemissionen durch gezielte Variation sinnvoller Einflussgrößen an ausgewählten Anlagen und durch nachgestellte Fehlbedienungen bzw. Fehlmessungen zu identifizieren.

2 Unterschiedliche Prinzipien der Staubemissionsmessung

2.1 Staubmessung nach VDI 2066

Messprinzip. Der Massenstrom des Staubes in einem Gas kann nicht unmittelbar gemessen werden. Zu seiner Bestimmung ist eine Teilstromentnahme erforderlich. Die Teilstromentnahme soll geschwindigkeitsgleich (isokinetisch) erfolgen, da sonst eine Entmischung des Gas/Staub-Stromes möglich wäre. Aufgrund der Massenträgheit der Staubpartikel würden bei nicht isokinetischen Absaugbedingungen entweder höhere Fein- oder Grobanteile der Staubfraktion bestimmt, was zu einer Verfälschung der Messergebnisse führt. Die gemessene Staubbelastung ergibt sich als Quotient aus der abgeschiedenen Staubmasse und dem abgesaugten Teilvolumen, wobei über die Messzeit gemittelt wird, die mit Rücksicht auf eine zuverlässige Massenbestimmung nicht beliebig klein sein kann.

Die kürzest mögliche Probenahmedauer richtet sich nach dem vorgesehenen Teilvolumenstrom, der zu bestimmenden Staubbelastung und der Nachweisgrenze der Massenbestimmung. Ferner ist die Beprobungsdauer von weiteren Randbedingungen der Aufgabenstellung abhängig und entsprechend anzupassen.

Darüber hinaus weist die Staubverteilung fast immer örtliche Unterschiede in der Strömungsquerschnittfläche (Messebene) auf. Eine lückenlose Erfassung des Staubmassenstromes im Messquerschnitt ist bei Teilstromentnahme unter vertretbarem Aufwand nicht möglich. Die durch die stichprobenartige Erfassung des Teilmassenstromes bedingten Messunsicherheiten lassen sich unter praktischen Bedingungen in den meisten Fällen nicht exakt angeben.

Gasabsaugung und -aufbereitung. Ausgehend von der Forderung einer geschwindigkeitsgleichen (isokinetischen) Absaugung ergibt sich der erforderliche Sondendurchmesser aus der höchsten Gasgeschwindigkeit im Messquerschnitt und dem vorgesehenen Teilvolumenstrom in der Entnahmesonde. Der abgesaugte Teilgasstrom gelangt durch eine Schlauchleitung in einen Kondensatabscheider, in dem der größte Teil der im Gas enthaltenen Feuchtigkeit kondensiert. Zur vollständigen Trocknung des Gases durchströmt es einen mit Silicagel gefüllten Trockenturm. Zur Volumenstrommessung durchströmt das trockene Gas einen Gaszähler, an welchem Volumen, Druck und Temperatur abgelesen werden. Mit einer Absaugpumpe, die über einen Bypass geregelt ist, wird der erforderliche Teilgasstrom eingestellt. Die Kontrolle des Teilgasvolumenstromes erfolgt mit einer Schwebekörperdurchflussmessung.

Entnahmeort. Der Entnahmeort ist gemäß den Regeln der Technik für Staubmessungen (VDI 2066) für die jeweilige Aufgabenstellung auszuwählen. Die nach VDI 2066 verwendeten Geräte werden in der Regel bei Messungen an Anlagen im Leistungsbereich über 1 MW mit entsprechend großen Schornsteinquerschnitten eingesetzt. Daher sollten dort die Entnahmestellen idealerweise nach strömungstechnischen Gesichtspunkten angeordnet und ausgeführt sein (Messung im Kernstrom, ausreichender Abstand zu den nächsten Umlenkungen, laminare Strömung). Wo diese Anforderungen nicht erfüllt werden können, sind für die Zeit der Messung auch Einbauten in die Rohrleitungen empfehlenswert, um in der entsprechenden Messebene die Strömungsbedingungen zu optimieren.

Heizbare Sonde. Um eine Kondensation der Abgasfeuchtigkeit zu vermeiden, muss die Einheit der Filterhalterung mit der Sonde auf eine Temperatur vorgewärmt werden, die eine Kondensatbildung in Sonde oder Filter zuverlässig ausschließt; in jedem Fall darf die Temperatur nicht unter die Abgastaupunkttemperatur sinken.

2.2 Staubmessung nach 1. BImSchV (Kaminkehrermethode)

Messprinzip. Auch bei der Kaminkehrermessung wird – wie bei der VDI-Methode – ein Teilstrom des Abgases entnommen und die Staubbelastung gravimetrisch bestimmt. Die Probenahmeparameter können mit diesem Gerät aber nicht – wie bei der Messung mit einem Gerät nach VDI 2066 – variiert werden. Es stellt vielmehr ein für den Praxiseinsatz optimiertes Gerät dar und deckt somit die Bandbreite der für die Überwachungsaufgabe üblichen Messfälle ab. Im Idealfall wird, wie oben beschrieben, bei Staubmessungen isokinetisch abgesaugt. Da eine genaue Geschwindigkeitsmessung im Abgas jedoch einen hohen messtechnischen Aufwand erfordert, wird die Messung nach BImSchV unter vereinfachenden Bedingungen unter Annahme eines "konstanten üblichen Wertes" durchgeführt. In einer vom Gesetzgeber vorgeschriebenen Eignungsprüfung für die Messgeräte werden Abweichungen von weniger als 5 % nachgewiesen.

Bei einem Kaminkehrergerät werden 135 Normliter (NL) Abgas in 15 Minuten durch eine Glasfaserhülse gesaugt. Die mikroprozessorgesteuerte Abgasentnahme basiert auf einer Massenstrommessung, die unabhängig vom Strömungswiderstand (z. B. zunehmende Filterbelastung) von der Messgastemperatur und vom Luftdruck einen Volumenstrom von 9 NL/min gewährleistet. Die Absauggeschwindigkeit an der Sondenöffnung beträgt hierbei 4 m/s bezogen auf eine Abgastemperatur von 325 °C und einem Druck von 1 013 hPa. Bei hiervon abweichenden Temperaturen und Drücken ändert sich daher zwar die Absauggeschwindigkeit, das Volumen von 135 NL bleibt jedoch konstant.

Parallel zur Staubmessung wird innerhalb von 15 Minuten ein Abgassammelbeutel gefüllt. Anschließend erfolgt die O₂- und CO-Analyse der im gefüllten Abgassammelbeutel gewonnenen Gasprobe. Hierzu wird eine zugelassene integrierte Abgasanalyseeinheit mit elektrochemischen Messzellen verwendet.

Die Konditionierung, Wägung und Kennzeichnung der unbeladenen Filterhülsen erfolgt normalerweise durch ein zentrales Labor (hier: ZIV, Zentralinnungsverband des Deutschen Schornsteinfegerhandwerks in St. Augustin). Dieses Labor übernimmt auch die Rückwage der beladenen Staubhülse und teilt dem Einsender das Messergebnis mit. Für Forschungszwecke kann – wie im vorliegenden Vorhaben – diese Prozedur auch im Labor der jeweiligen Prüfstelle (d. h. hier: am Technologie- und Förderzentrum) erfolgen.

Entnahmeort. Der Entnahmeort für das Abgas ist in einer Entfernung von mindestens 2D ("2 × D", wobei D = Abgasrohrdurchmesser) hinter dem Austritt aus dem letzten Wärmetauscher festgelegt. Die Entnahmesondenmündung muss an dieser Stelle im Kernstrom (d. h. im Temperaturmaximum) positioniert werden. Die Kernstromsuche und Messung der Kernstromtemperatur erfolgt mit einer Temperatursonde, die im Rohrinternen verschoben wird, bis die Position mit der

höchsten Temperatur gefunden wurde. Sollte der nach dieser Forderung ermittelte geometrische Entnahmestelle aufgrund ungeeigneter Strömungsführung nicht geeignet sein (z. B. Krümmungen, Ablagerungen, Wirbel), so sollen die nachfolgend erläuterten, allgemein für "Staubmessungen gültigen Regeln der Technik" beachtet werden.

Regeln der Technik für Staubmessungen (VDI 2066, kommentierte 1. BImSchV). Die Entnahmestelle sollte vorzugsweise in einer vertikalen Rohrstrecke mit ungestörten Strömungsverhältnissen liegen. Unter praktischen Bedingungen soll der Abstand der Entnahmestelle von der nächsten "Störstelle" (Umleitung, Einschnürung) stromaufwärts mindestens 5D, und stromabwärts mindestens 2D, besser 5D betragen. Die Entnahmesonde soll im Kern des Abgasstromes angeordnet werden, wobei davon ausgegangen wird, dass die räumliche Lage des Kernstromes durch eine Temperaturmessung bestimmt werden kann. Sofern über die Temperaturmessung kein eindeutiger Kernstrom identifiziert werden kann, wird in der geometrischen Mitte des Abgaskanals gemessen, um Wandeinflüsse auszuschalten.

Ist es nicht möglich, im Vertikalen zu messen, so muss in jedem Fall grundsätzlich im Kernstrom gemessen werden. Allerdings führen nicht-vertikale Entnahmestellen zu weiteren Störeinflüssen auf die Staubverteilung über den Querschnitt, die sich immer ungünstig auf die Staubprobenahme auswirken. Diese sind unter Praxisbedingungen in der Regel nicht quantifizierbar.

Gasabsaugung und -aufbereitung. Aufgrund der oben erläuterten Auslegungsbedingungen des Messverfahrens wird mit einem für alle Betriebsbedingungen gleichbleibenden Sondenquerschnitt (Innendurchmesser $d = 9,74$ mm) abgesaugt. Die Kondensation des Abgases erfolgt in einem aktiv gekühlten Kondensatabscheider, einer Nachtrocknungskammer und einer weiteren Kammer mit Filterwatte. Danach folgt der Massenströmsensor, ein Pulsationsdämpfer und eine geregelte Drehschiebersaugpumpe. Der Massenströmsensor liefert die Ist-Größe zur automatischen Regelung der Drehschiebersaugpumpe.

Heizbare Sonde. Um eine Vergleichbarkeit der Messungen mit verschiedenen Messgeräten zu ermöglichen, wird der abzuschneidende Staub auf eine einheitliche Abscheidetemperatur am Filter bezogen. Durch eine geregelte Heizung wird die Filtertemperatur in der Filterhalterung auf 70 °C eingestellt. Zu hohe Eintrittstemperaturen infolge hoher Abgastemperaturen müssen für die Dauer der Messung mit den Sondenrohrkühlern, die auf das Gerät abgestimmt wurden, abgesenkt werden. Abgasbestandteile, die oberhalb dieser Filtertemperatur von 70 °C kondensieren, werden im Filter abgeschieden. Die übrigen (niedrig-siedenden) Kondensate schlagen sich in der nachfolgenden Einheit zur Kondensatabscheidung nieder.

2.3 Delta-p-Messverfahren (Schnellbestimmung)

Bei den beiden vorstehend vorgestellten Messverfahren kann eine Diagnose über die Einhaltung der Abgas- und Staubbegrenzungen nicht schon unmittelbar vor Ort sondern erst mit zum Teil erheblicher zeitlicher Verzögerung an den Betreiber mitgeteilt werden. Verzögerte Abhilfe – z. B. durch Reinigung oder Kundendiensteingriff – ist die Folge, wobei auch der Kundendienst keine Sicherheit über den Erfolg seiner Maßnahmen hat. Eine sofortige Feststellung der "Staubsicherheit" vor Ort wäre also sowohl für den Betreiber als auch für den Kundendienst und den Kaminkehrer wünschenswert.

Eine neuartige Messmethode könnte hier Abhilfe schaffen. Der technische Lösungsansatz wurde hierzu von der Firma Wöhler Messgeräte Kehrgeräte GmbH realisiert ("Delta-p-Methode"), die Idee hierzu entstand im "Arbeitskreis Holzfeuerung" des TFZ und wurde im Rahmen zweier Forschungsvorhaben mittels einer Versuchsserie am TFZ und eines Feldversuchs umfangreich erprobt (vgl. [9]).

Beim Delta-p-Verfahren wird der mit zunehmender Filterverschmutzung beobachtete Anstieg des Differenzdrucks über dem Filter einer konventionellen Staubmesssonde während des üblichen Abgas-Probenahmezeitraumes von 15 Minuten bestimmt. Anhand der gemessenen Druckdifferenz soll bereits vor der Rückwaage der beladenen Filterhülse auf eine mögliche Überschreitung der Emissionsbegrenzung für Staub geschlossen werden. Als Beurteilungsmaßstab dient dabei ein noch festzulegender Schwellenwert für den Differenzdruck, bei dessen Unterschreitung der Staubgrenzwert der 1. BImSchV (150 mg/Nm^3) mit ausreichender Wahrscheinlichkeit unterschritten wird.

Für die Bestimmung des Differenzdrucks ist ein konventionelles Kaminkehrer-Messgerät für Staub erforderlich, welches lediglich mit einer Zusatzfunktion ausgestattet werden muss. Dazu wird eine herkömmliche Aufnahmehalterung einer Glasfaser-Filterhülse zusätzlich mit einer Druckmesseinrichtung ausgerüstet, die den Differenzdruck an der Filterhülse gegen Umgebungsdruck während der konventionellen Probenahme erfasst. Der konstante Abgasteilmassenstrom von 9 Normliter pro Minute wird dabei vom Staubmessgerät überwacht und geregelt. Das Differenzdruckmessgerät stellt somit eine funktionale Erweiterung der beheizten Sonde für konventionelle Staubmessgeräte dar. Weitere Einzelheiten zum Delta-p-Messverfahren sind bei HARTMANN ET AL. [9] dargestellt.

Das Delta-p-Verfahren wurde im vorliegenden Forschungsprojekt parallel mit den Messungen nach der 1. BImSchV (Kaminkehrerverfahren) eingesetzt, um aufbauend auf den bisherigen Prüfstands- und Praxisversuchen (vgl. [9]) zusätzliches Datenmaterial für die Verifikation dieser neuen Methode zu gewinnen.

3 Methodisches Vorgehen

3.1 Beschreibung der ausgewählten Feuerungsanlagen

Die Auswahl der Feuerungsanlagen für die Prüfstandsmessungen folgte – soweit möglich – den Vorgaben der Auswahl der Feuerungsanlagen für die vom Projektpartner IVD durchgeführten Praxismessungen, um eine gute Vergleichbarkeit der Messergebnisse zu gewährleisten. Eine Übersicht der gewählten Anlagen gibt Tabelle 1, während eine ausführliche Beschreibung der einzelnen Anlagen in den nächsten Kapiteln folgt.

Tabelle 1: Für die Prüfstandsmessungen ausgewählte Feuerungsanlagen

Bezeichnung	Hersteller	Typ	Nennwärmeleistung, NWL in kW ¹⁾	Rauchrohrdurchmesser [mm]
Hackschnitzelfeuerung 1	HDG Bavaria	Compact 100	100	250
Hackschnitzelfeuerung 2	Hargassner	WTH 25/35	25	160
Stückholzfeuerung	Fischer	TX 30 F	30	180
Pelletfeuerung	Windhager	PMX 210 K	20	130

¹⁾ Herstellerangabe

3.1.1 Hackschnitzelfeuerung HDG Compact 100

Von der Firma HDG Bavaria wurde eine Hackschnitzelfeuerung vom Typ Compact 100 zur Verfügung gestellt. Eine schematische Darstellung der Anlage zeigt Abbildung 1.

Die Feuerung weist ein Leistungsspektrum von 30 bis 100 kW auf und ist für den Einsatz von Grobhackgut (auch feucht und aschereich) sowie Brennstoffen der Ziffern 6 und 7 gemäß §3 der 1. BImSchV zugelassen. Sie verfügt über eine elektronische Regelung mit Lambdasonde und Heißgasfühler, einen luftgekühlten, bewegten Stufenrost, ein Heißluftgebläse zur automatischen Zündung und ein automatisches Entaschungssystem. Die Reinigung der Wärmetauscher muss manuell durchgeführt werden. Die wichtigsten technischen Merkmale der Anlage sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

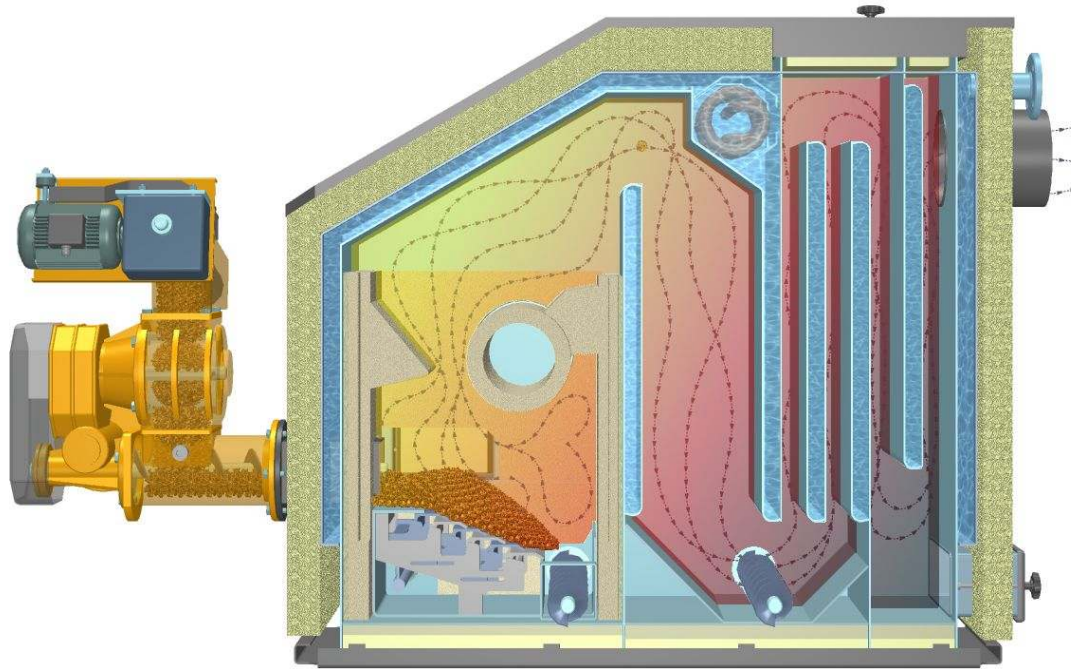


Abbildung 1: Funktionsdarstellung der Hackschnitzelfeuerung 1: Compact 100 von HDG Bavaria (Werkbild HDG)

Tabelle 2: Anlagentechnische Merkmale HDG Compact 100

Anlagenkomponente	Ausführung
<i>Feuerung</i>	
Anlagenart	Hackschnitzelfeuerung
Bauart	Feuerung in Kessel integriert
Feuerungsprinzip	Einschub mit bewegtem, luftgekühltem Rost
Brennstoffzufuhr	automatisch
Entaschung	automatischer Austrag mit Schnecken
Zündung	automatisch mit Heißluftgebläse
<i>Wärmetauscher</i>	
Form	Plattenwärmetauscher stehend
Reinigung	manuell
<i>Verbrennungsluft</i>	
Primärluftzufuhr	durch den Rost
Sekundärluftzufuhr	beidseitig über der Flamme in die Brennkammer
Gebälse	Druckgebläse
Luftmengenregelung	elektrisch gesteuerte Luftklappen
<i>Leistungsregelung</i>	
Regelgrößen	Kesselwasser- und Abgastemperatur
Stellgrößen	Brennstoff- und Primärluftmenge
<i>Verbrennungsregelung</i>	
Regelgrößen	Brennkammer- und Abgastemperatur, Lambda
Stellgrößen	Sekundärluftmenge

3.1.2 Hackschnitzelfeuerung Hargassner WTH 25/35

Die zweite Hackschnitzelfeuerung stammte von der Firma Hargassner. Es handelte sich um den Typ WTH 25/35, der als gebrauchtes Vorführmodell inklusive Regelung und Brennstoffdosierbehälter eingesetzt wurde. Bei einer Nennwärmeleistung von 25 kW weist die Anlage ein Leistungsspektrum von 8 bis 25 kW auf. Sie lässt sich wahlweise mit Waldhackgut, Industriehackgut, Pellets, Sägespänen oder – nach Einsetzen eines optionalen Rostes – mit Scheitholz betreiben. Die Regelung erfolgt dabei elektronisch über Lambdasonde und Abgastemperatur. Sie verfügt ferner über eine automatische Zündung mit einem Heißluftgebläse sowie eine automatische Entaschung und Wärmetauscherreinigung. Eine schematische Darstellung der Feuerung zeigt Abbildung 2 und eine Auflistung der wichtigsten technischen Merkmale ist in Tabelle 3 gegeben.

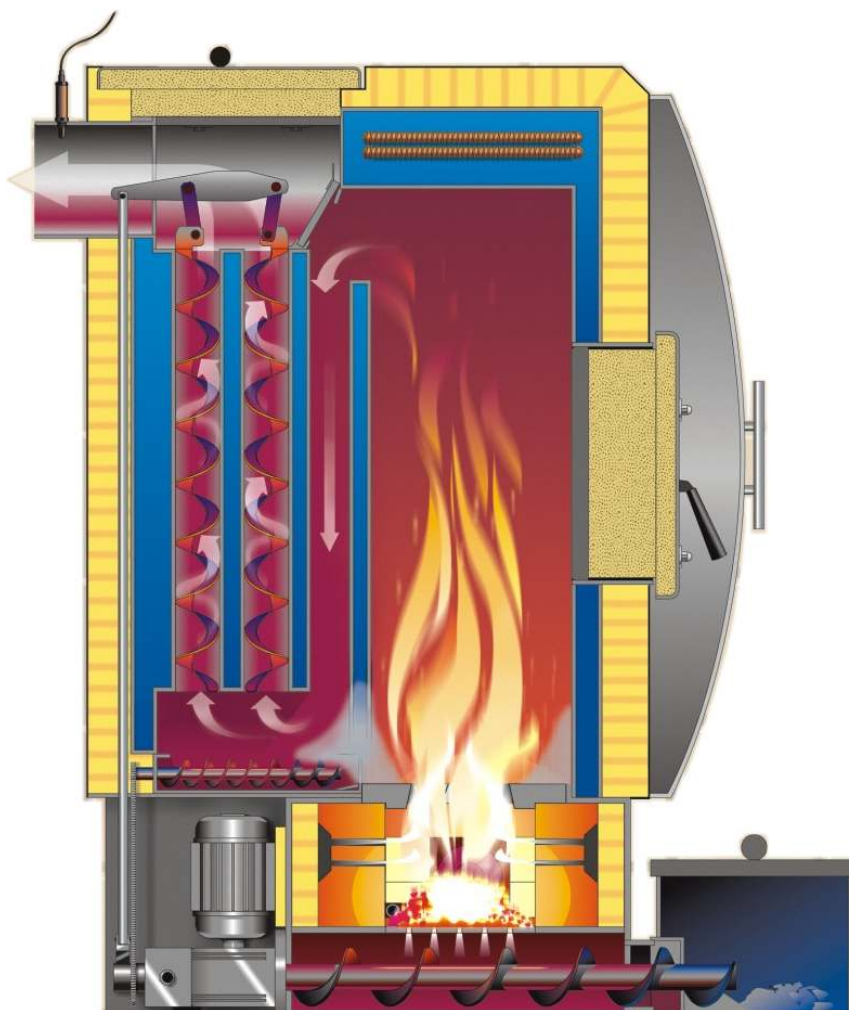


Abbildung 2: Funktionsdarstellung der Hackschnitzelfeuerung 2: WTH 25/35 der Firma Hargassner (Werkbild Hargassner)

Tabelle 3: Anlagentechnische Merkmale Hargassner WTH 25/35

Anlagenkomponente	Ausführung
<i>Feuerung</i>	
Anlagenart	Hackschnitzelfeuerung
Bauart	Feuerung in Kessel integriert
Feuerungsprinzip	vollschamottierte Unterschubfeuerung
Brennstoffzufuhr	automatisch
Entaschung	automatischer Austrag mit Schnecke
Zündung	automatisch mit Heißluftgebläse
<i>Wärmetauscher</i>	
Form	Rohrwärmetauscher stehend
Reinigung	automatisch über bewegte Turbulatoren
<i>Verbrennungsluft</i>	
Primärluftzufuhr	durch den Rost
Sekundärluftzufuhr	beidseitig über der Flamme in die Brennkammer
Gebläse	drehzahlgeregeltes Druckgebläse
Luftmengenregelung	Gebläsedrehzahl
<i>Leistungsregelung</i>	
Regelgrößen	Kesselwassertemperatur
Stellgrößen	Primär- und Sekundärluftmenge, Gebläsedrehzahl
<i>Verbrennungsregelung</i>	
Regelgrößen	Lambda
Stellgrößen	Brennstoffmenge

3.1.3 Stückholzfeuerung Fischer TX 30 F

Die verwendete Stückholzfeuerung wurde von der Firma Fischer bereitgestellt. Es handelte sich um den Typ TX 30 F (Abbildung 3), der den Kriterien der Förderrichtlinien des Bundesamtes für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle entspricht. Dieser Typ ist in der Kesselgeometrie baugleich zum Typ GA-TX 25 bzw. Buderus Logano 232 S, der auch in den Praxisuntersuchungen des Projektpartners IVD gemessen wurde. Der Kessel ist für naturbelassenes Stückholz mit einer Länge von 33 cm geeignet und kann nur in Verbindung mit einem Pufferspeicher betrieben werden, da er nicht teillastfähig ist. Die Kesselleistung kann je nach Einstellung der Zuluftklappen auf der Frontseite auf 28, 30 oder 32 kW eingestellt werden. Die Regelung erfolgt elektronisch über Lambdasonde, Abgastemperatur und Kesseltemperatur. Zugleich übernimmt die Steuerung das Puffermanagement. Eine automatische Entaschung, Wärmetauscherreinigung oder Zündeinrichtung sind nicht vorhanden. Die wichtigsten technischen Merkmale sind in Tabelle 4 dargestellt.

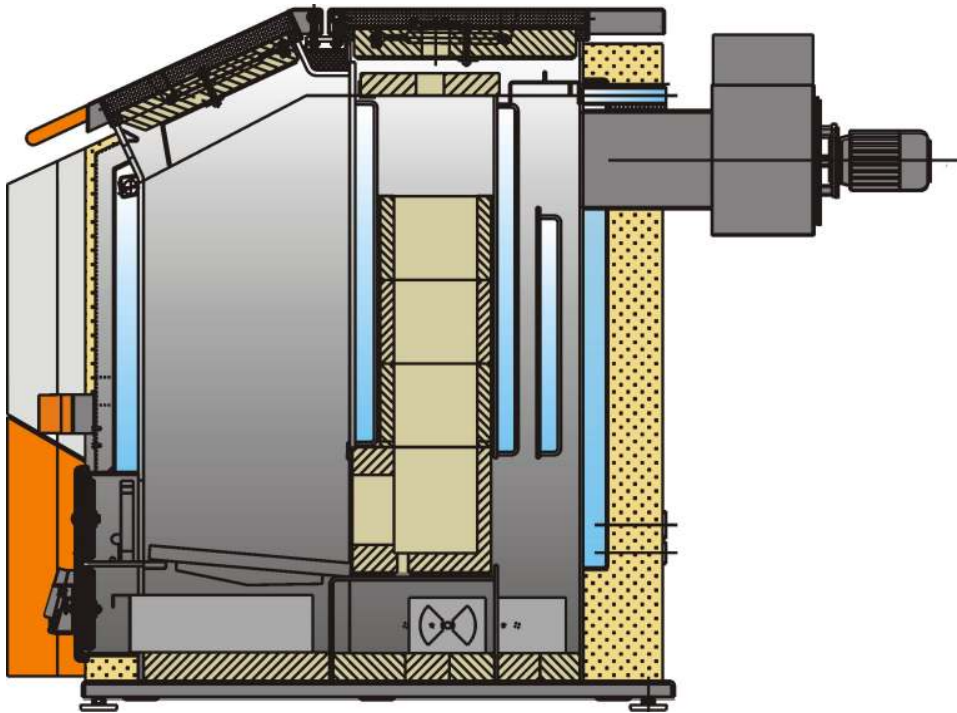


Abbildung 3: Funktionsdarstellung der Stückholzfeuerung TX 30 F der Firma Fischer (Werkbild Fischer)

Tabelle 4: Anlagentechnische Merkmale Fischer TX 30 F

Anlagenkomponente	Ausführung
<i>Feuerung</i>	
Anlagenart	Stückholzfeuerung
Bauart	Feuerung in Kessel integriert
Feuerungsprinzip	Seitlicher unterer Abbrand
Brennstoffzufuhr	manuell
Entaschung	manuell
Zündung	manuell
<i>Wärmetauscher</i>	
Form	Plattenwärmetauscher stehend
Reinigung	manuell mit Reinigungsbürste
<i>Verbrennungsluft</i>	
Primärluftzufuhr	von oben in den Füllschacht
Sekundärluftzufuhr	von unten in die Nachbrennkammer
Gebälse	Saugzuggebläse
Luftmengenregelung	Primär- und Sekundärluftklappe
<i>Leistungsregelung</i>	
Regelgrößen	Kesselwasser- und Abgastemperatur
Stellgrößen	Primärluftmenge
<i>Verbrennungsregelung</i>	
Regelgrößen	Lambda
Stellgrößen	Sekundärluftmenge

3.1.4 Pelletfeuerung Windhager PMX 210 K

Unter den Pelletfeuerungen wurde die Anlage PMX 210 K der Firma Windhager gewählt, da diese auch vom Projektpartner IVD in der Praxis gemessen wurde. Diese Feuerung ist ausschließlich für Pellets geeignet und der Hersteller empfiehlt Pellets, die der Önorm M 7135 entsprechen. Bei einer Nennwärmeleistung von 21 kW weist die Anlage ein Leistungsspektrum von 6,8 bis 21 kW auf. Die Regelung erfolgt dabei elektronisch über Kesseltemperatur und Abgastemperatur. Zudem verfügt die Anlage über eine automatische Zündung mit einem Heißluftgebläse, eine automatische Entaschung und eine automatische Wärmetauscherreinigung. Die Abreinigung der Wärmetauscher erfolgt ausschließlich beim Abschalten der Feuerung. Da diese Lösung nicht von allen Herstellern gewählt wird und somit bei anderen Fabrikaten eine Wärmetauscherreinigung auch während des Dauerbetriebs möglich ist, wurde für die Durchführung der Versuche eine Einrichtung zur manuellen Auslösung der Wärmetauscherreinigung während des Dauerbetriebes angebracht. Eine schematische Darstellung der Feuerung zeigt Abbildung 4 und eine Auflistung der wichtigsten technischen Merkmale gibt Tabelle 5.

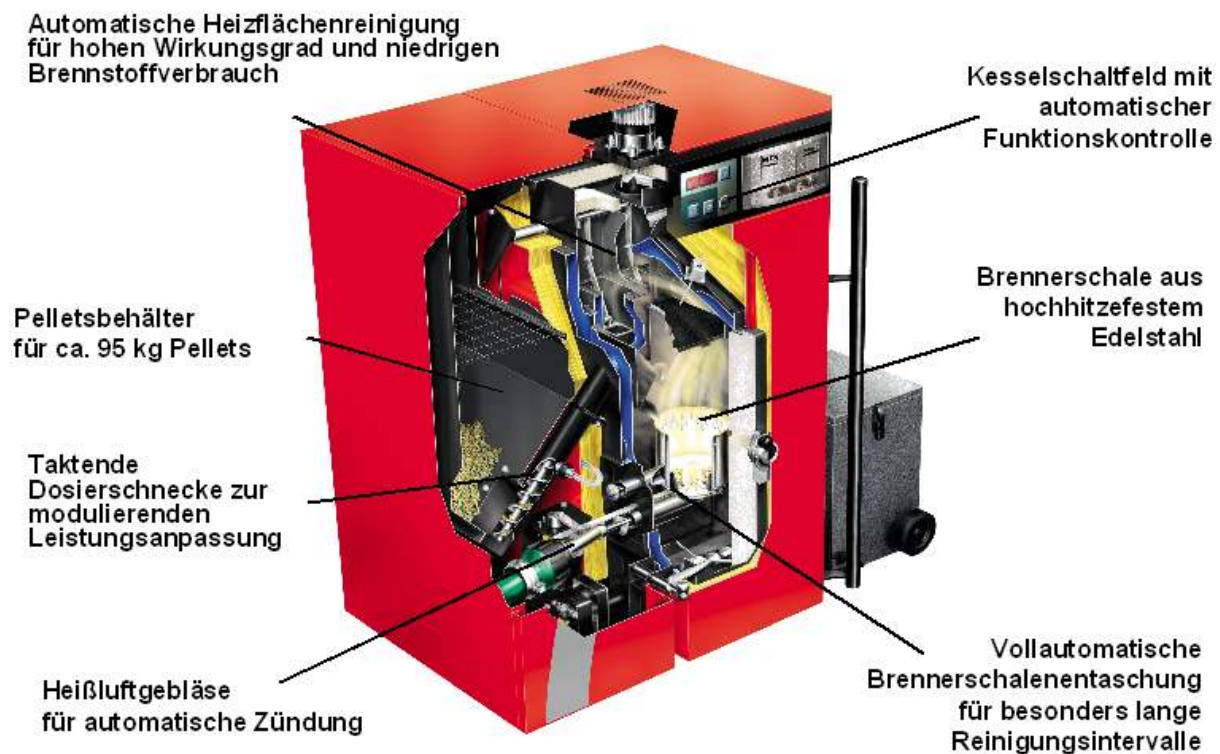


Abbildung 4: Funktionsdarstellung der Pelletfeuerung PMX 210 K der Firma Windhager (Werkbild Windhager)

Tabelle 5: Anlagentechnische Merkmale Windhager PMX 210 K

Anlagenkomponente	Ausführung
<i>Feuerung</i>	
Anlagenart	Pelletfeuerung
Bauart	Feuerung in Kessel integriert
Feuerungsprinzip	Abwurfffeuerung
Brennstoffzufuhr	automatisch
Entaschung	automatischer Austrag mit Schnecke
Zündung	automatisch mit Heißluftgebläse
<i>Wärmetauscher</i>	
Form	Rohrwärmetauscher stehend
Reinigung	automatisch über bewegte Turbulatoren
<i>Verbrennungsluft</i>	
Primärluftzufuhr	von unten in die Brennerschale
Sekundärluftzufuhr	seitlich über den Brennstoff in die Brennerschale
Gebläse	Saugzuggebläse
Luftmengenregelung	Gebälasedrehzahl
<i>Leistungsregelung</i>	
Regelgrößen	Kesselwassertemperatur
Stellgrößen	Brennstoffmenge
<i>Verbrennungsregelung</i>	
Regelgrößen	keine
Stellgrößen	keine

3.2 Versuchsprogramm

Um die im Kapitel 1 dargestellten Ziele zu erreichen, wurde ein Versuchsprogramm erarbeitet, welches die Wirkung möglicher Einflussgrößen auf die Staubemissionsmessung (Anlagentechnik, verwendete Brennstoffe, Betriebsbedingungen, Messtechnik) möglichst umfassend berücksichtigt. Der dazu erarbeitete Versuchsplan ist in Tabelle 6 dargestellt. Insgesamt wurden an 4 verschiedenen Feuerungsanlagen 28 Versuchsvarianten untersucht, einige davon an mehreren Anlagen. Somit ergaben sich mit den Vorversuchen 56 Versuche mit je mindestens zwei Staubmessungen à 15 Minuten.

In den Vorversuchen wurden die unterschiedlichen Prinzipien der Staubemissionsmessung (VDI 2066 und 1. BImSchV) sowie zwei verschiedene Staubmesseinrichtungen nach VDI 2066 untersucht und auf ihre Vergleichbarkeit geprüft. Dabei wurde die ursprünglich geplante Anzahl von 3 Versuchen (siehe Tabelle 6) deutlich überschritten, da sich bei den Messungen herausstellte, dass zur Absicherung der Datenbasis weitere Wiederholungen erforderlich waren oder zusätzliche Einstellungen und Teilaspekte betrachtet werden mussten.

Tabelle 6: Versuchsplan (Versuchsvarianten ohne Wiederholung)

Versuchsfrage/EinflussgröÙe	Anlage1	Anlage2	Anlage3	Anlage4	Gesamt
	Hackschnitzfeuerung HDG Compact 100 100 kW	Hackschnitzfeuerung Hargassner WTH 25/35 25 kW	Pelletfeuerung Windhager PMX 210 K 20 kW	Stückholzfeuerung Fischer TX 30 F 30 kW	
<i>Generelle Tests (Vorversuche)</i>					5
Parallelmessung (zwei Staubprobenahmen)	1		1		
Filterdurchgang nach Staubhülse (Planfilter)	1				
Kernstromverletzung		1		1	
<i>Einfluss Feinanteil (Abrieb) im Brennstoff, ca.</i>					6
1%			1		
2%			1		
5%			1		
10%			1		
20%			1		
50%			1		
<i>Wassergehaltseinfluss (W im Brennstoff), ca.</i>					4
10%	1				
20%	1				
30%	1				
40%	1				
<i>Leistungsausschöpfung, % der NWL, ca.</i>					7
100%		1	1	1	
80%		1			
60%		1			
40%		1	1		
<i>Messzeitpunkt (im Laufe eines Abbrands)</i>					12
Abbrand				9	
Abbrand				3	
<i>Bedienfehler/Störungen</i>					8
Hohlbrand				1	
falsche O ₂ -Regelung		1		1	
Fülltüre für Brennstoffe geöffnet				2	
Aschekasten leer und geöffnet			1		
Schamotteplatte auf Nachbrennkammer fehlt				1	
Turbulatoren fehlen				1	
<i>Wartungszustand (ca. 30 h Dauerbetrieb)</i>					8
Messung vor Kesselreinigung	1	1		1	
Messung nach Kesselreinigung	1	1	1	1	
Aschekasten voll und geschlossen			1		
<i>Feuerraum- und Wärmetauchermechanik</i>					6
Rostbewegung ein	1				
Rostbewegung aus	1				
Wärmetauscherabreinigung ein		1	1		
Wärmetauscherabreinigung aus		1	1		
Summe Versuche (mit je zwei Messungen à 15 Minuten)	10	10	14	22	56

Bei jedem Verbrennungsversuch fanden parallel Staubemissionsmessungen nach VDI 2066 und nach 1. BImSchV über einen Zeitraum von 15 Minuten statt. Mit Ausnahme der HDG-Anlage wurde bei allen Versuchen zusätzlich noch zeitgleich eine dritte Staubemissionsmessung nach VDI 2066 im gekühlten Abgas durchgeführt. Hier wurde die Abgastemperatur im Filterbereich mit Hilfe eines temperaturgeregelten Durchflusskühlers auf konstant 70 °C gehalten. Als Brenn-

stoff kamen je nach Feuerungstyp Fichtenhackgut mit unterschiedlichen Wassergehalten, Fichtenscheitholz sowie Holzpellets zum Einsatz (vgl. Tabelle 7). Zudem wurden zeitgleich die Emissionen an CO, CO₂, C_nH_m und NO_x sowie der Wasserdampfgehalt im Abgas über die jeweilige Staub-Probenahmedauer ermittelt. Auch die Betriebsparameter der jeweiligen Feuerungsanlage, der feuerungstechnische Wirkungsgrad und der Kesselwirkungsgrad wurden registriert bzw. ausgewertet.

3.3 Versuchsbrennstoffe

Um den Einfluss unterschiedlicher Brennstoffeigenschaften auf die Staubemissionen der Anlagen zu untersuchen, wurde für die Versuche möglichst unterschiedliches Ausgangsmaterial verwendet. Einen Überblick über die verwendeten Brennstoffe gibt Tabelle 7.

Die Bestimmung des Brennstoffwassergehalts erfolgte im Trockenschrank bei 105 °C nach DIN 51718 [2]. Jede Brennstoffprobe stellt eine im Versuchsablauf aus repräsentativen Teilproben vereinigte Mischprobe dar. Aus dieser Mischprobe wurde jeweils eine Dreifachbestimmung für den Wassergehalt durchgeführt.

Tabelle 7: Verwendete Versuchsbrennstoffe und deren Wassergehalt

Brennstoff	Aufbereitungsform	Wassergehalt (%)
Fichte	Hackgut ^a	7 bis 39
Fichte	Hackgut ^a	14 bis 20
Fichte	Stückholz	11
Holz	Pellet	5 bis 7

^a Fichtenhackgut G30 mit Rinde (gemäß Önorm M 7133[11])

Analysen zur Bestimmung des Heizwertes erfolgten nur für das Fichtenhackgut. Die Elementgehalte C, O, H, N, S der einzelnen Brennstoffe wurden hier nicht untersucht. Die für die Auswertungen und Emissionsberechnungen erforderlichen Brennstoffdaten wurden aus der NAWARO-Datenbank des Technologie- und Förderzentrums [6] entnommen (Tabelle 8). Die Heizwerte von Scheitholz und Pellets wurden ebenfalls aus der NAWARO-Datenbank übernommen. In Tabelle 8 sind die Daten der Brennstoffe dargestellt.

Tabelle 8: Heizwert und Elementgehalte der Brennstoffe (Datenbankangaben [6])

Brennstoffart	Heizwert H_u [kJ/kg TM]	Elementgehalte, bezogen auf Trockenmasse (TM) [kg/kg TM]				
		C	O	H	S	N
Fichtenhackgut mit Rinde	17 400 ¹⁾	0,4974	0,4325	0,0627	0,0002	0,0013
Fichtenscheitholz	18 820	0,4974	0,4325	0,0627	0,0002	0,0013
Holzpellets	18 940	0,4633	0,4645	0,0644	0,0015	0,0030

¹⁾ Heizwertbestimmung durch das TFZ

Die verwendeten Pellets waren als konform mit den Vorgaben von DIN Plus bzw. ÖNorm M 7135 deklariert, eine separate Überprüfung erfolgte hier nicht. Der Heizwert des Fichtenhackgutes war vergleichsweise niedrig, was auf einen Trockenmasse-Verlust während der Lagerung schließen lässt. Aufgrund der Ernte mit hohen Wassergehalten von über 50 % und der Lagerung des Hackgutes in unbelüfteten Halden lassen sich Verluste während der Lagerung nicht ausschließen, so dass der niedrige Heizwert unter diesen Bedingungen durchaus plausibel ist.

3.4 Versuchsaufbau und Messanordnung

Die Messungen wurden auf dem Feuerungsprüfstand des Technologie- und Förderzentrums (TFZ) an der Dienststelle Freising durchgeführt. Die messtechnische Ausstattung wurde für dieses Vorhaben mit den Projektpartnern abgestimmt. Abbildung 5 gibt einen Überblick über den Prüfstands-aufbau und die Messstellenanordnung.

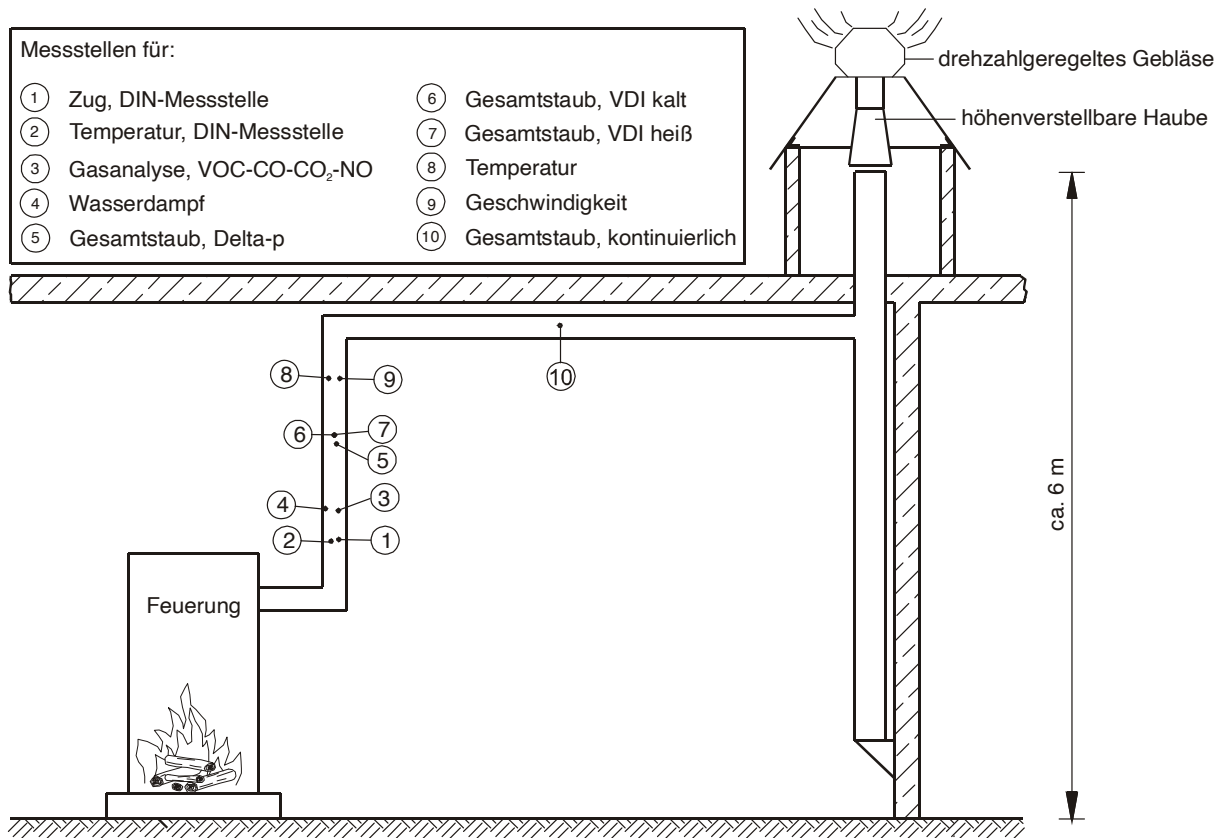


Abbildung 5: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus und der Messstellenanordnung

3.4.1 Abgasmessstrecke

Der Gesamtstaubgehalt wurde mit zwei (bei HDG Compact 100) bzw. allen drei Probenahmege-
 räten zeitgleich erfasst; hierzu bestand der Versuchsaufbau abgasseitig aus einer senkrechten
 Messstrecke mit einem Krümmer und zum Teil einer oder mehrerer Reduzierungen zum An-
 schluss an den Abgasstutzen der Feuerungsanlage (siehe Abbildung 6 und Abbildung 7). Bei der
 Messstrecke 1 wurden die Messstellen für das Filterkopfgerät und für das Kaminkehrermessgerät
 in derselben Ebene in einem Abstand von ca. $2,75 \times D$ (D = Rauchrohrdurchmesser an der Mess-
 stelle) nach der Reduzierung des Rauchrohrdurchmessers von 250 mm auf 200 mm angeordnet (in
 Anlehnung an VDI 2066, Blatt 1 [14], bzw. nach praxisüblichen Vorgaben für das Kaminkehrer-
 messgerät). In einem Abstand von $3 \times D$ folgte die "DIN-Messstelle" für die Abgastemperatur. Sie
 war in ihrer Lage und Position nach DIN 4702 Teil 2 [4] angeordnet; eine entsprechende Darstel-
 lung gibt Abbildung 6. In Messstrecke 2 wurden die Messstellen für die Filterkopfgeräte und für
 das Kaminkehrermessgerät ebenfalls in derselben Ebene, allerdings in einem Abstand von ca.
 $6,5 \times D$ nach dem Rohrbogen angeordnet (VDI 2066, Blatt 1 [14], bzw. nach praxisüblichen Vor-
 gaben für das Kaminkehrermessgerät). Die "DIN-Messstelle" für die Abgastemperatur – sie war
 in Lage und Position nach DIN 4702 Teil 2 [4] angeordnet – lag bei einem Abstand von $2 \times D$
 nach dem Rohrbogen. Eine entsprechende Darstellung gibt Abbildung 7.

Für die Probenahme im Abgas, insbesondere für die Staubprobenahme, ist die Kenntnis des tat-
 sächlichen Strömungsprofils erforderlich, um bei etwaigen Profilstörungen zusätzliche Fehler
 durch eine ungeeignete Positionierung der Probenahmesonde vermeiden zu können. Da eine kon-

tinuierliche messtechnische Erfassung des Strömungsprofils im Abgas jedoch sehr arbeits- und zeitaufwändig ist, wird bei der Probenahme vor Ort das sogenannte Kernstromverfahren angewendet. Bei diesem Verfahren wird angenommen, dass sich im Abgasrohr entsprechend der vorgefundenen Abgasführung eine Strömung ausbildet, in deren Zentrum der Abgasstrom gleichmäßiger ist als in den Randbereichen. Da dieser Kernbereich nicht immer in der geometrischen Mitte der Messebene liegt, muss der Kernstrom vor jeder Messung bestimmt werden. Der Kernstrom kann über eine Messung der Abgasgeschwindigkeit über den Querschnitt des Abgasrohres bestimmt werden, wobei davon ausgegangen wird, dass der Ort der höchsten Strömungsgeschwindigkeit dem Kernstrom entspricht. Da verlässliche Messungen der Abgasgeschwindigkeit insbesondere bei geringen Strömungsgeschwindigkeiten in der Größenordnung von 1 m/s nur mit hohem Aufwand oder mit großen Fehlergrenzen durchführbar sind, wird häufig auf die Messung der Abgastemperatur zur Identifikation des Kernstromes ausgewichen. Dabei wird auch davon ausgegangen, dass der Ort der höchsten Temperatur dem Kernstrom entspricht. In der Praxis ist jedoch das Temperaturmaximum oft sehr schwach ausgebildet und nicht eindeutig lokalisierbar.

Daher wurden Vergleichsmessungen durchgeführt, bei denen Abgasgeschwindigkeit und -temperatur parallel über den Querschnitt des Rauchrohres bestimmt wurden. Die Abgasgeschwindigkeit wurde bei diesen Versuchen mit einem Prandtl-Staurohr in Verbindung mit einer hochauflösenden Differenzdruckmessung (siehe auch Tabelle 10) ermittelt. Unmittelbar neben dem Staurohr war ein Thermoelement befestigt, mit dem zeit- und ortsgleich die Temperatur der Abgase erfasst wurde.

Mess-
ebene M_1 : Abgastemperatur DIN

Mess-
ebene M_2 : Gasanalyse
 $H_2O, VOC-CO-CO_2-NO_x$

Mess-
ebene M_3 : Gesamtstaub
VDI heiß, VDI gekühlt,
1. BlmschV, Delta-p

Mess-
ebene M_4 : Abgastemperatur
Druck dynamisch und
statisch

● x : Position der Sonden

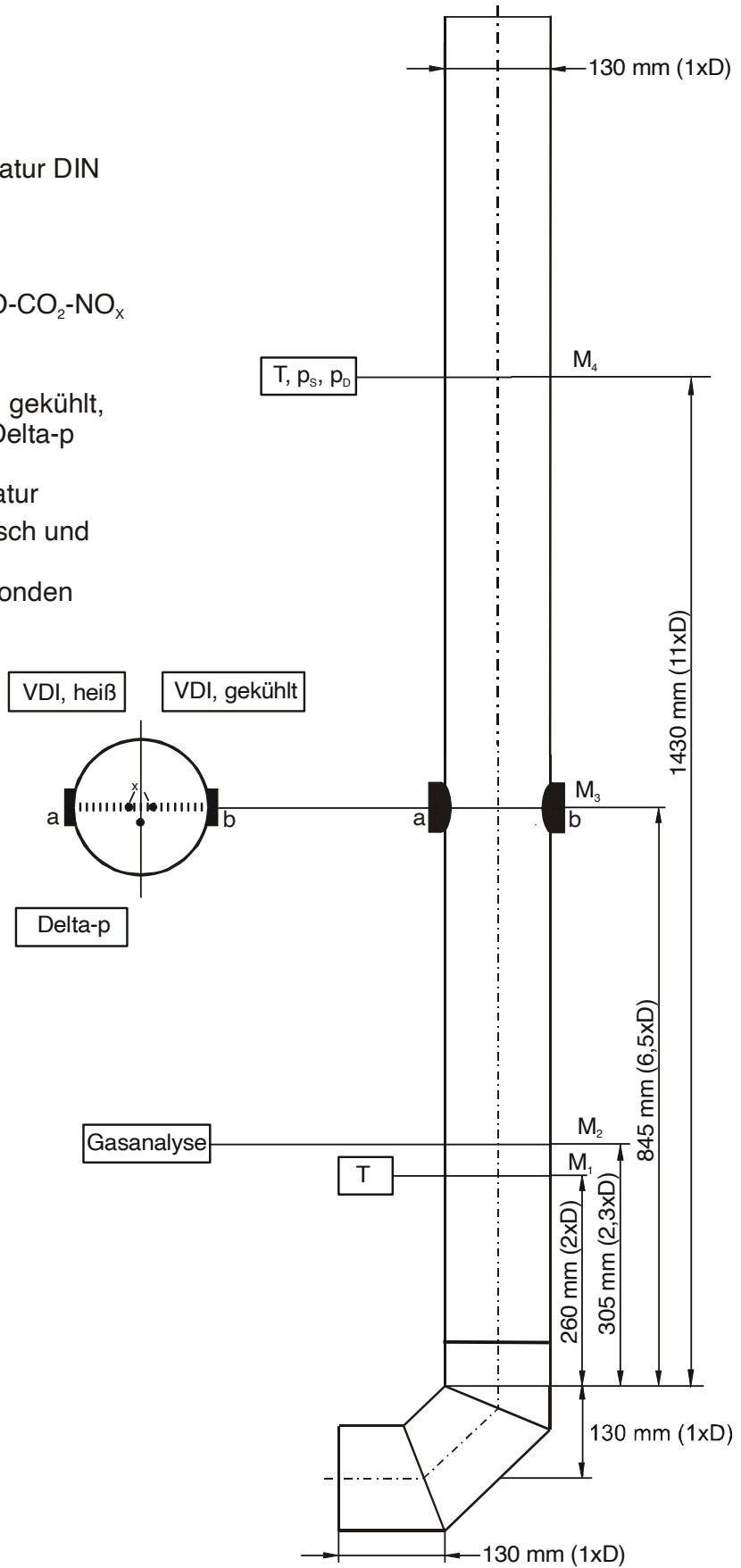


Abbildung 6: Anordnung und Lage der Staub- und Temperaturmesebenen der Messstrecke 1 für die Hackschnitzelfeuerung HDG Compact 100

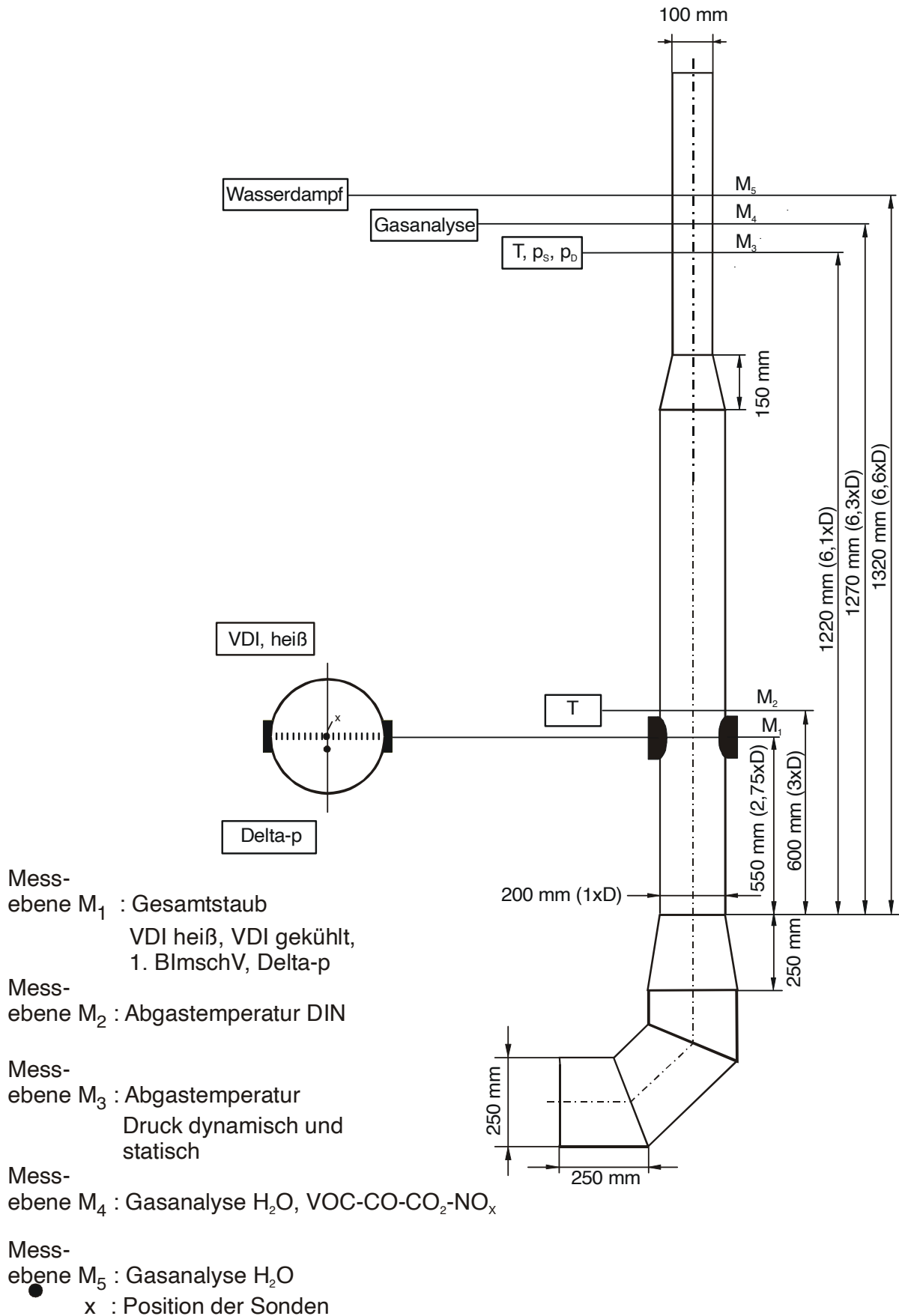


Abbildung 7: Anordnung und Lage der Staub- und Temperaturmessebenen der Messstrecke 2 für die Feuerungsanlagen Hargassner WTH 25/35, Fischer TX 30 F und Windhaager PMX 210K

Diese Anordnung aus Staurohr und Thermoelement wurde durch den Rauchrohrquerschnitt bewegt, so dass zeitgleich ein Temperatur- und Geschwindigkeitsprofil aufgenommen wurde. Zusätzlich wurde die Abgastemperatur an einem weiteren Thermoelement aufgezeichnet, das in der Mitte des Rauchrohres etwas oberhalb der Messebene angeordnet war, gemessen. Mit dieser Messung wurden die Änderungen der Abgastemperatur erfasst, die durch die unregelmäßige Betriebsbedingungen der Feuerung hervorgerufen wurden. Diese Temperaturmessung diente dazu, die betrieblich bedingten Temperaturschwankungen der Feuerungsanlage zu erfassen. Damit konnte festgestellt werden, ob Änderungen an der Temperaturmessung am Prandtl-Staurohr, das durch den Rauchrohrquerschnitt bewegt wird, durch eine Änderung der Betriebsbedingungen oder durch die Ortsänderung hervorgerufen werden. In Abbildung 8 sind die Ergebnisse dieser Messungen dargestellt.

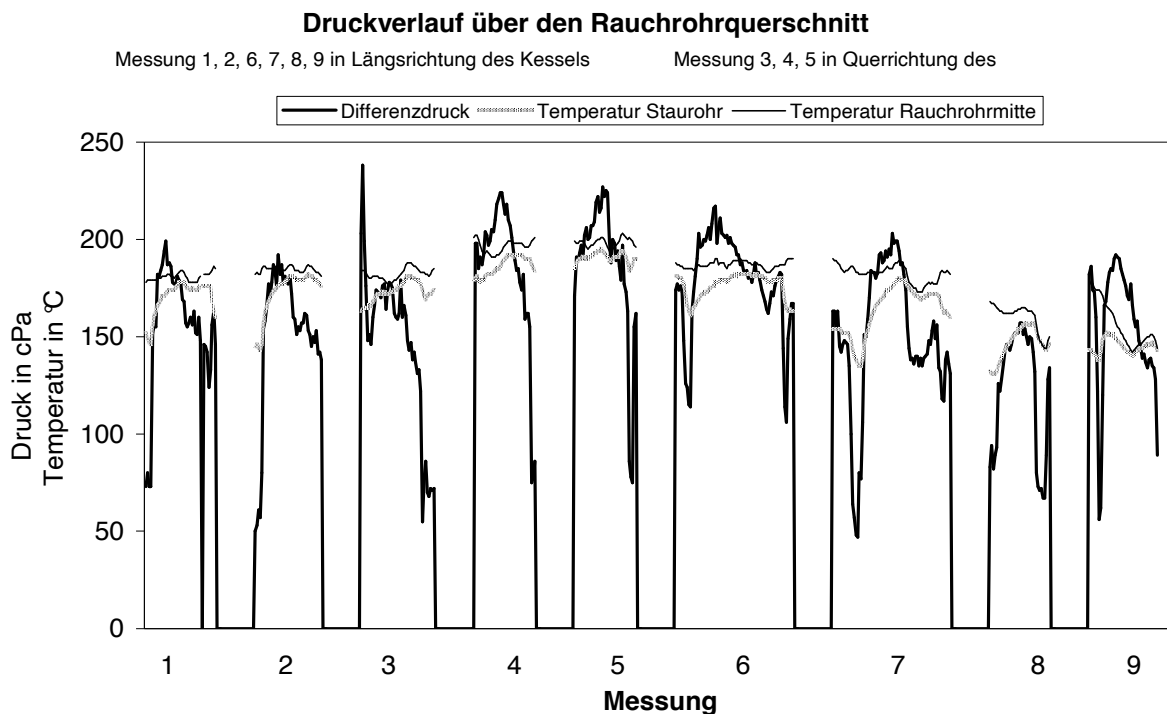


Abbildung 8: Profile vom dynamischen Druck als Maß für die Rauchgasgeschwindigkeit und Abgastemperatur bei verschiedenen Betriebsbedingungen einer Hackschnitzelfeuerung

Aus Abbildung 8 ist zu erkennen, dass die Maxima des dynamischen Drucks bzw. der Abgastemperatur, die üblicherweise beide als Maß für die Abgasgeschwindigkeit verwendet werden, nur sehr selten gemeinsam am gleichen Ort des Rauchrohrquerschnittes zu finden sind. Eine gute Übereinstimmung wurde bei den Messungen 7 und 8 gefunden. Die weiteren Messungen führten zu räumlich deutlich unterschiedlichen Maxima (z. B. Messungen 1 bis 4). Bei einigen Messungen (z. B. Messungen 5, 6 und 9) war mit der Temperaturmessung kein eindeutiges Maximum zu erkennen. Diese Ergebnisse werfen die Frage auf, ob eine einfache Temperaturmessung für die Bestimmung der Lage des Kernstromes im Abgasweg geeignet ist.

Aufgrund dieser Ergebnisse wurde im Rahmen dieses Projektes der Kernstrom nicht – wie sonst üblich – mit einer Temperatursonde, sondern durch eine Druckmessung mit einem Prandtl-Staurohr ermittelt. Dabei stellte sich bei den Anlagen Windhager PMX 210 K und Hargassner WTH 25/35 heraus, dass sich der Kernstrom entlang der Rauchrohrwandung an der kesselabgewandten Seite ausbildete (Rauchrohrinnenwand rechts in Abbildung 7). Ein typisches Profil ist als Variante A in Abbildung 9 dargestellt.

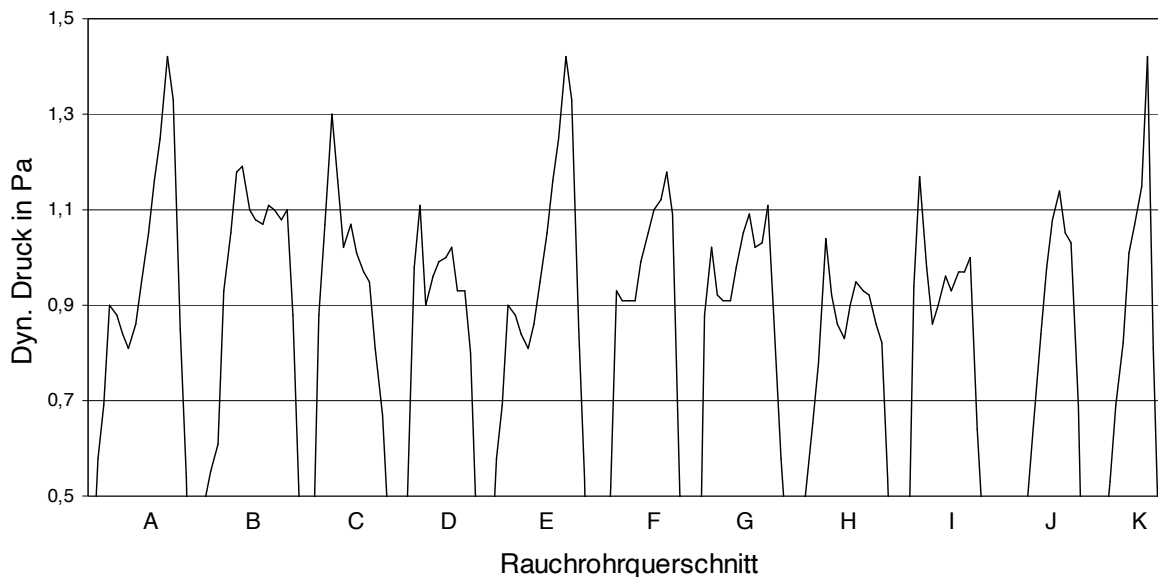


Abbildung 9: Profil des dynamischen Druckes zur Bestimmung der Abgasgeschwindigkeit über den Rauchrohrquerschnitt von a nach b entsprechend Abbildung 7 (Kernstrombestimmung).

Abbildung 9 zeigt das Profil einiger Druckmessungen über den Rauchrohrquerschnitt der Pelletfeuerung PMX 210 K von Windhager in Messtrecke 2. Kurve A in Abbildung 9 zeigt dabei den Druckverlauf entlang der Messachse a – b (Abbildung 7). Das Druckmaximum befindet sich an der Rohrwand nahe Position b und an dieser Stelle ist eine Staubmessung mit zwei Filterkopfgeräten und einem Kaminkehrermessgerät nicht möglich, wenn alle 3 Messgeräte in einem Bereich mit annähernd gleichen Strömungsverhältnissen angeordnet werden sollen. Deshalb wurden Überlegungen angestellt, wie die Strömung im Rauchrohr durch Einbauten gleichförmiger gestaltet werden kann. Hierzu wurde eine Stahlkugel mit glatter Oberfläche und 7 cm Durchmesser auf eine Gewindestange geschweißt und so im Rauchrohrbogen angebracht, dass sie durch Drehen der Gewindestange über den gesamten Rauchrohrquerschnitt bewegt werden konnte (siehe Abbildung 10). Abhängig von Abstand d der Kugel von der Rohrwand wurde dann der Druckverlauf über den Rauchrohrquerschnitt an 10 Messpunkten entsprechend Tabelle 9 gemessen. Die Verweildauer an den Messpunkten orientierte sich an den Ansprechzeiten (t_{90}) der Drucksensoren, sie lag unter den vorliegenden Bedingungen bei etwa 15 s. Die Aufnahme einer Achse mit 10 Messpunkten dauerte daher ca. 2,5 Minuten. Durch die lange Messdauer pro Position und Achse ergibt sich

verfahrensbedingt jedoch keine wirklich scharfe örtliche Auflösung des Profils, da der Förderdruck stets anlagenbedingten Schwankungen unterworfen ist.

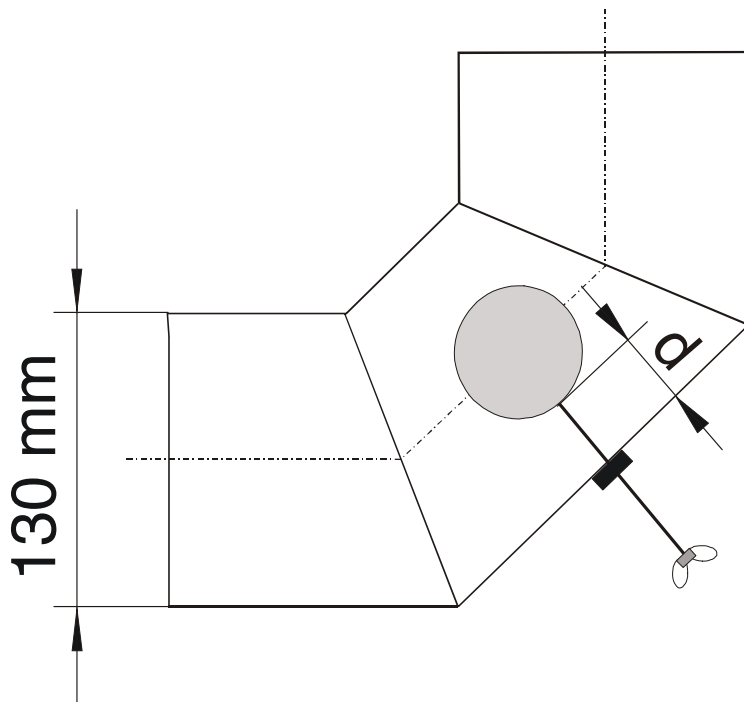


Abbildung 10: Anordnung der Kugel als Diffusor im Rauchrohrbogen

Eine gleichzeitige Druckmessung und Erfassung an sämtlichen Messpunkten einer Achse hätte einen zu hohen apparativen Aufwand bedeutet. Von den in den Vorversuchen mehrfach wiederholten Druckprofilmessungen wurden zwei Profile ("B" und "G", vgl. Abbildung 9) ausgewählt und Messungen senkrecht zur Achse $a - b$ durchgeführt. Es erfolgte Messung "J" senkrecht zur Messachse aus Messung "B" und Messung "K" senkrecht zur Messachse aus Messung "G". Nach diesen Messungen wurde die Kugelposition "B" gewählt und die Sondenposition in der Rauchrohrmitte festgelegt. Dadurch konnte zwischen den Sonden noch ein Abstand von einem vollen Sondendurchmesser eingehalten werden, um eine Beeinflussung der beiden Teilgasströme zu minimieren. Abbildung 7 zeigt hierzu die Lage und Anordnung der Messebenen.

Tabelle 9: *Position der Kugel im Rauchrohr und Messrichtung zur Bestimmung der optimalen Geschwindigkeitsverteilung*

Versuchsvariante	Abstand Kugel – Rohrwand (d) in cm	Messrichtung
A	ohne Kugel	a - b
B	0,0	a - b
C	1,0	a - b
D	3,0	a - b
E	6,0	a - b
F	5,0	a - b
G	4,5	a - b
H	4,0	a - b
I	3,5	a - b
J	wie B	senkrecht zu a - b
K	wie G	senkrecht zu a - b

3.4.2 Wärmeleistungsmessstrecke

Die Feuerungsanlage wurde wasserseitig an einen speziellen Kühlkreislauf angeschlossen. Dieser ermöglichte die direkte Erfassung der vom Kessel abgegebenen Nutzwärme. Die hydraulische Messstrecke entspricht den Anforderungen der DIN 4702 Teil 2 [4] (vgl. "Kreislauf mit Kurzschlussstrecke"). Dabei werden im wesentlichen Kesselvorlauf und Kesselrücklauf kurzgeschlossen und in den Kesselrücklauf wird geregelt Kaltwasser eingespeist, das dann im Kesselvorlauf über einen Ausgleichsbehälter als Heißwasser wieder austritt und abgeführt wird.

3.5 Mess- und Analyseverfahren

Im Rahmen des Messprogramms wurden folgende Anlagenparameter und Emissionsmessgrößen erfasst:

Luftverunreinigende Stoffe im Abgas:

- Kohlenstoffmonoxid (CO)
- flüchtige organische Stoffe (C_nH_m)
- Stickstoffoxide (NO_x)
- Gesamtstaub

Betriebsparameter der Feuerungsanlage:

- Kohlenstoffdioxid (CO₂)
- Abgasfeuchte (H₂O)
- Wärmeleistung, Kesselwirkungsgrad und feuerungstechnischer Wirkungsgrad
- Abgastemperaturen, Vor- und Rücklauftemperaturen
- Förderdruck
- dynamischer Druck am Prandtl-Staurohr

Zusätzlich wurde der Wasserdampfgehalt im Abgas erfasst. Die Anordnung der jeweiligen Messgeräte im Abgasstrom zeigt Abbildung 11. Einige Messgrößen wurden kontinuierlich erfasst, andere nur diskontinuierlich.

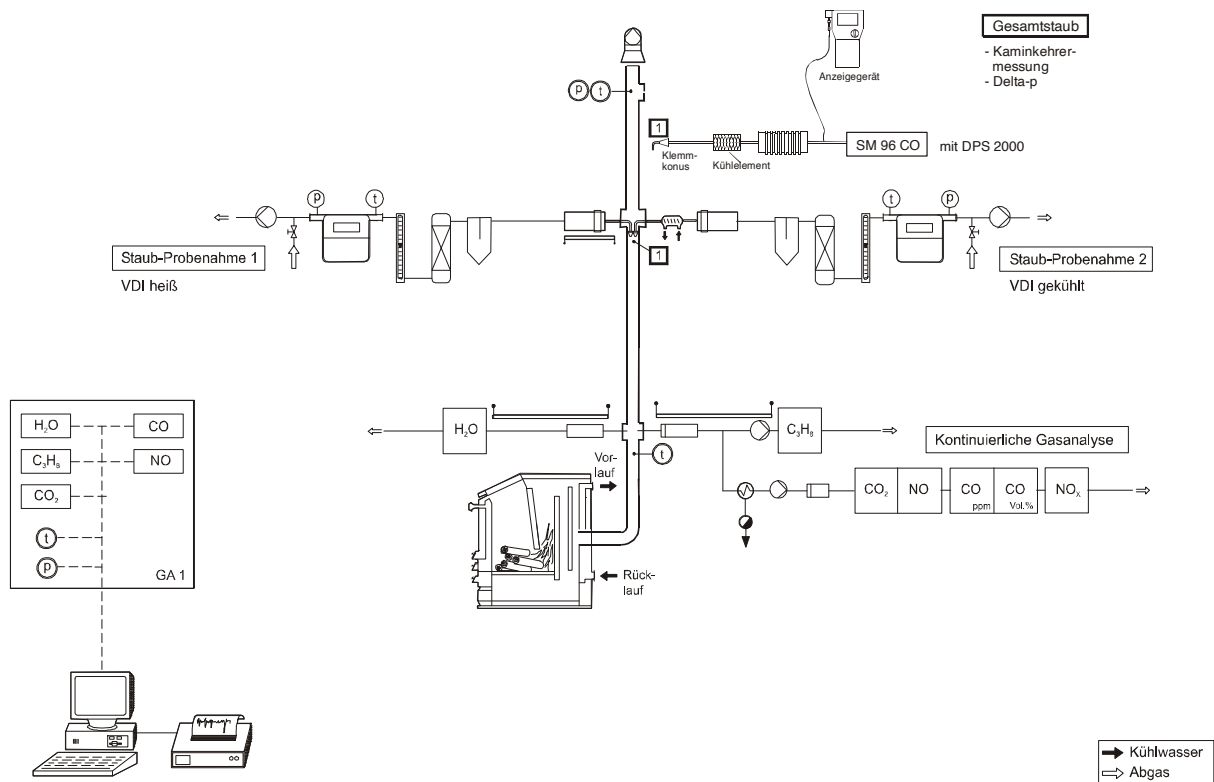


Abbildung 11: Schematische Darstellung des Messgerätaufbaus auf dem Prüfstand des Technologie- und Förderzentrums

Kontinuierlich erfasste Messgrößen. Die im Versuchsstand kontinuierlich gemessenen Parameter und die hierfür eingesetzte Messgerätetechnik werden in Tabelle 10 zusammengestellt. Die angewandten Messmethoden entsprechen standardisierten Verfahren und sind in den zugehörigen DIN-Normen und VDI-Richtlinien dokumentiert. Alle Messdaten wurden als Analog- bzw. Digitalsignale über das modulare I/O-System FieldPoint von National Instruments erfasst und von einem Personal Computer zur weiteren Verrechnung und Datenspeicherung aufgenommen. Als Messdatenerfassungssoftware wurde das am Technologie- und Förderzentrum entwickelte Programm „Messdatenerfassung V1.02“, programmiert in LabView 6.1, verwendet. Als Zeitintervall zur Mittelwertbildung wurden 60 s gewählt. Die Gasgeschwindigkeit wurde für jedes Intervall aus den Minutenmittelwerten der Messgrößen dynamischer Druck, Abgaszusammensetzung und Abgastemperatur berechnet.

Diskontinuierlich erfasste Messgrößen. Die Bestimmung der Staubemissionen als Gesamtstaub erfolgte diskontinuierlich mittels anreichernder Abgasprobenahme gemäß VDI 2066 [14]. Die hierfür eingesetzten Messmethoden entsprechen standardisierten Verfahren, die in DIN-Normen und VDI-Richtlinien dokumentiert sind. Als Brennstoffparameter wurden der Wassergehalt der jeweiligen Brennstoffe und der Heizwert der verwendeten Holzhackschnitzel bestimmt. Ergebnisse hierzu sind im Kapitel 3.3 aufgeführt.

Tabelle 10: Kontinuierlich erfasste Messgrößen – Technische Daten der Messgeräte

Messgröße	Messgerät/Hersteller	Messprinzip/ -verfahren	aktiver Messbereich	Prüfgaskon- zentration ¹⁾			
Temperatur	Thermoelement (Typ K), Fa. Philips-Thermocoax	Thermoelektrizität	0-1000 °C	---			
statischer Druck	Differenzdrucktransmitter, Fa. Natec Sensors GmbH	Differenzdruck	-200Pa-200 Pa	---			
dynamischer Druck	Differenzdrucktransmitter, Fa. Natec Sensors GmbH	Differenzdruck	0-50 Pa	---			
Luftdruck ²⁾	Barograph, Fa. Lambrecht	Anaeroiddose	900-1000 hPa	---			
<i>Abgasbestandteile</i>							
CO ₂	BINOS 1004, Fa. Fisher-Rosemount	Infrarotabsorption	0-20 %	15,0 % in N ₂			
	BINOS 1, Fa. Fisher-Rosemount	Infrarotabsorption	0-20 %	15,0 % in N ₂			
H ₂ O	Hygrophil 4220 B, Fa. Ultrakust	Psychrometrie	10-500 g/kg	---			
CO	BINOS 1001, Fa. Fisher-Rosemount	Infrarotabsorption	0-100 0-500 0-2500 0-5000 ppm ³⁾	446/454 ppm in N ₂ ⁹⁾			
			BINOS 1001, Fa. Fisher-Rosemount	Infrarotabsorption	0-3 %	2,53 % in N ₂	
	BINOS 100, Fa. Fisher-Rosemount	Infrarotabsorption	0-500 ppm	446/454 ppm in N ₂ ⁹⁾			
	BINOS 1, Fa. Fisher-Rosemount	Infrarotabsorption	0-2,5 %	2,53 % in N ₂			
C _n H _m ⁵⁾	FID 3-100, Fa. J.U.M.	Flammenionisation	0-10 0-100 0-1000 0-10000 0-100000ppm ⁴⁾	90,9/90,3 ppm C ₃ H ₈ in N ₂ ⁹⁾			
			NO/NO _x ⁶⁾	Modell 951 A, Fa. Beckmann Industrial	Chemolumineszenz	0-250 ppm	238/243 ppm NO in N ₂ ⁹⁾
			<i>Wärmeleistung und Wirkungsgrad</i>				
			Temperatur ⁷⁾	Widerstandsthermometer (PT100), Fa. Heraeus	temperaturabhängige Widerstandsänderung	(-)50-150 °C	---
Kühlwasser- strom	Promag 53 H, Promag 53 P, Fa. Endress+Hauser	Magnetisch-induktives Durchfluss-Messsystem	400-6300 l/h ⁸⁾	---			

Hinweise: Bestimmung von C_nH_m und H₂O im feuchten Abgas bei vorgeschaltetem beheiztem Keramikfilter (Betriebstemperatur: 180 °C, Porengröße: ca. 0,9 μm) und beheizter Messgasleitung (Betriebstemperatur: 180 °C, Länge 5 m); Bestimmung von CO₂, CO, NO, NO_x im trockenen Abgas nach Messgaskühler (Gasausgangstaupunkt: 5 °C) und PartikelfeinfILTER (Porengröße: 0,9 μm und 0,2 μm)

¹⁾ relative Genauigkeit des Prüfgases: ± 2 % (lt. Herstellerangabe)

²⁾ Ablesung einmal am Tag

³⁾ automatische Messbereichsumschaltung

⁴⁾ manuelle Messbereichsumschaltung

⁵⁾ Summe der flüchtigen organischen Verbindungen; Messung im heißen Abgas (Θ = 180 °C) gemäß VDI-Richtlinie 3481 Blatt 1 [15], Ergebnisse bezogen auf trockenes Abgas

⁶⁾ NO_x = NO + NO₂

⁷⁾ Vor- und Rücklaufwassertemperatur (eine Messstelle), Kühlwassertemperatur, Raum- und Außentemperatur (je eine Messstelle)

⁸⁾ relative Genauigkeit: ± 0,2 % (lt. Herstellerangabe)

⁹⁾ erster Wert für die Versuche vor dem 15.08.2003; zweiter Wert für die Versuche nach dem 15.08.2003

Die Bestimmung der Gesamtstaubemissionen erfolgte nach dem in den VDI-Richtlinien 2066 Blatt 1 [14], Blatt 2 [16], Blatt 3 [13] und Blatt 7 [17] beschriebenen Messverfahren (Methode mit "Filterkopfgerät" und Methode mit „Planfilterkopfgerät“). Bei dieser Probenahme wird ein staubbeladener Teilgasstrom unter isokinetischen Bedingungen entnommen und einem Rückhaltesystem zur Staubabscheidung zugeführt. Als Abscheidemedium wurde eine mit Quarzwatte gestopfte Filterhülse mit einem Glasfaserplanfilter (Retention 99,998 % gemäß DOP (0,3 μ m), Durchmesser 45 mm) kombiniert und im Filterkopfgerät eingesetzt, das außerhalb des Abgaskanals angeordnet war. Je nach Erfordernis wurde das Absaugrohr und das Rückhaltesystem beheizt um eine Unterschreitung des Abgastempunktes zu vermeiden bzw. auf 70 °C gekühlt, um äquivalente Bedingungen zum Kaminkehrermessgerät herzustellen. Nach dem Filterkopfgerät gelangt das Messgas in die Absaugapparatur. Diese besteht aus einer Einheit zur Gastrocknung, den Geräten zur Ermittlung des Volumenstromes sowie des Gaszustandes und einer Saugpumpe. Mit Hilfe eines Schwabekörper-Durchflussmessgerätes wird der für die isokinetische Probenahme erforderliche Volumenstrom am Bypass der Pumpe eingestellt.

Die Gesamtstaubprobenahme erfolgte stets über einen Zeitraum von 15 Minuten. Es wurden in der Regel eine bzw. zwei VDI-Messungen und eine Messung nach 1. BImSchV parallel durchgeführt. Die Bestimmung der Staubmasse erfolgte gravimetrisch mit einer elektronischer Präzisionswaage (Fa. Mettler, Auflösung: 0,1 mg) durch Einwiegen der unbeladenen und Rückwiegen der beladenen Messfilter gemäß VDI-Richtlinie 2066 Teil 1 [14]. Die Wägung sowie die Konditionierung der Filter wurden im Labor des Technologie- und Förderzentrums durchgeführt.

Delta-p-Methode. Parallel mit den Messungen nach der 1.BImSchV (Kaminkehrerverfahren) wurde der Differenzdruck nach dem Delta-p-Verfahren bestimmt (vgl. Kapitel 2.3). Hierbei handelt es sich um eine Schnellbestimmungsmethode zur sofortigen Feststellung der Staubsicherheit von Holzfeuerungsanlagen in der Praxis. Diese Parallelmessungen waren möglich, weil es sich beim Delta-p-Verfahren um eine funktionale Erweiterung der Kaminkehrermessgeräte handelte, die beiden Projektpartnern (IVD und TFZ) von der Fa. Wöhler für die Versuche bereitgestellt worden war. Die Messungen sollten die vorhandene Datenbasis für das Delta-p-Verfahren verstärken, um dadurch eine sicherere Beurteilung der Schnellbestimmung und eine Verifikation des in einem früheren Feldversuch (vgl. [9]) gefundenen Schwellenwertes für den Differenzdruck zu ermöglichen.

3.6 Versuchsdurchführung und Auswertung

Die Feuerungsanlagen wurden auf dem Prüfstand des Technologie- und Förderzentrums aufgebaut und zum Teil im Beisein eines Monteurs des Feuerungsherstellers in Betrieb genommen. Anschließend wurden Vorversuche mit den Prüfbrennstoffen durchgeführt, um mit der Bedienung der Anlagen vertraut zu werden. Während der Vorversuche wurden außerdem der zu erwartende Gesamtstaubgehalt und die Messposition für die Staubprobenahme (Kernstrom) bestimmt sowie ein Messgeräteabgleich durchgeführt. Die Anlagen wurden vor jedem Versuch auf den Versuchsbrennstoff und die gewählte Laststufe eingestellt. Dabei wurde als Optimierungsgröße im Rahmen der technischen Möglichkeiten ein minimaler CO-Gehalt bei größtmöglichem CO₂-Gehalt im

Abgas angestrebt. Die Einstellungen waren dabei je nach Feuerungstyp mehr oder weniger stark von Hand variierbar. Die Hackgut-Feuerungsanlagen konnten dabei im wesentlichen durch Anpassung der Takt- und Pausenzeit der Zufuhrschnecke, der Luftmenge sowie der Abgastemperatur am weitesten beeinflusst werden, während bei der Scheitholzfeuerung und der Pelletfeuerung nur Abgas- und Kesselwasser-Solltemperatur verändert werden konnten.

Die Verbrennungsversuche wurden nach Abschluss der Vorbereitungen über den Zeitraum von März 2004 bis August 2004 durchgeführt. Die Durchführung wird nachfolgend beschrieben.

Anheizen und Beharrungszustand. Bei den Hackgutfeuerungen und bei der Pelletfeuerung wurde nach dem Befüllen des Tagesvorratsbehälters mit dem Versuchsbrennstoff die Feuerungsanlage eingeschaltet und damit das Zündprogramm der elektronischen Verbrennungsregelung gestartet. Der Stückholzkessel wurde zunächst entsprechend den Vorgaben der Bedienungsanleitung zu einem Drittel mit Brennstoff gefüllt, die Verbrennungsregelung wurde gestartet und der Brennstoff per Hand gezündet. Nachdem die voreingestellte Kesselwassertemperatur erreicht war, wurde der Füllschacht vollständig mit Brennstoff gefüllt.

In der Phase des Anheizens erfolgte lediglich eine Zirkulation des Heizwassers im Kühlkreislauf. Die Kaltwassereinspeisung setzte erst ab einer Kesselwassertemperatur von ca. 60 °C ein. Dabei wurde der Kaltwasserdurchfluss auf die im Beharrungszustand erforderliche Wärmeleistung eingeregelt. Die Vorlauftemperatur lag gemäß DIN EN 303-5 [3] im Mittelwert zwischen 70 und 90 °C, und die Temperaturdifferenz zwischen Vorlauf und Rücklauf betrug meistens 10 bis 25 K. Lediglich bei Versuchen mit sehr geringen Wärmeleistungen wurden Temperaturdifferenzen unter 10 K erreicht.

Der Beharrungszustand war erreicht, nachdem die Betriebs- und Abgasparameter einen annähernd gleichmäßigen Verlauf zeigten. Bei den durchgeführten Verbrennungsversuchen lag diese Dauer je nach Versuchsbrennstoff und Feuerungsanlage bei bis zu vier Stunden. Über die Dauer der Probenahme wurden je nach Versuchsvariante alle automatischen Reinigungsmechanismen der Feuerungsanlage (Rostbewegung, Ascheustragung) abgeschaltet oder gezielt manuell in Betrieb gesetzt.

Durchführung der Messungen. Die Messwertaufzeichnung wurde zu Beginn jedes Versuchstages gestartet und es erfolgte das Kalibrieren der Gasanalytoren. Nach dem Einstellen des Beharrungszustandes wurden die Absaugraten für die beiden VDI-Staubprobenahmen bestimmt und die Gesamtstaubmessungen über eine Dauer von 15 Minuten gestartet. Zu jeder Versuchsvariante erfolgte eine weitere Messungen, insgesamt also zwei Wiederholungsmessungen, über die gleiche Dauer und unter weitgehend gleichen Betriebsbedingungen.

Beim Stückholzkessel kam es aufgrund von Brückenbildung des Prüfbrennstoffs zeitweise zu Störungen im Verbrennungsprozess. Dies äußerte sich durch erhöhte Emissionen an Bestandteilen der unvollständigen Verbrennung und durch einen deutlichen Leistungsabfall.

Feinanteil im Brennstoff. An der Pelletfeuerungsanlage sollte unter anderem der mögliche Einfluss des Feingehalts im Brennstoff auf den Staubausstoß beurteilt werden. Beim Feingehalt handelt es sich um Abriebteilchen aus dem Brennstoff, die durch verminderte Herstellungsqualität oder durch unsachgemäße Handhabung der Pellets (Transport, Lagerung, Umschlag, fehlende

Abreinigung vor der Auslieferung etc.) mehr oder weniger stark im Brennstoff vorliegen. Im durchgeführten Versuch wurde eine Qualitätsabstufung durch Beimischung unterschiedlicher Gewichtsanteile von Abriebmaterial erreicht, wobei der benötigte Abrieb für die Versuche vom Pellethersteller aus entsprechenden Siebrückständen aus der Pelletproduktion zur Verfügung gestellt wurde. Der Beimischungsanteil von Abrieb in den Brennstoff betrug dabei 1 %, 2 %, 5 %, 10 %, 20 % und 50 % (bezogen auf die Masse).

Wassergehalt im Brennstoff. Bei den Versuchen zur Untersuchung des Wassergehaltseinflusses auf die Hackschnitzelfeuerung war eine Anpassung der Betriebsparameter der Feuerungsanlage an die unterschiedlichen Wassergehalte erforderlich. Die für trockenes Fichtenhackgut ($w = 7\%$) gefundene Einstellung des Brennstoffmassenstromes musste auf Grund des geringeren Heizwertes bei feuchtem Hackgut ($w = 39\%$) erhöht werden. Zudem musste eine entsprechende Veränderung der Primär- und Sekundärluftmenge sowie der Feuerraumsolltemperatur vorgenommen werden. Im Vordergrund stand dabei eine möglichst konstante Betriebsweise im Beharrungszustand und weniger eine Optimierung der CO-Emissionen, obwohl diese auch bei hohen Wassergehalten im Brennstoff nur selten über den geltenden Emissionsgrenzwert anstiegen.

Laststufenabsenkung. Als Heizlaststufen für die Hackgutfeuerung WTH 25/35 der Firma Hargassner wurden 100 % (25 kW), 80 %, 60 % und 40 % der Nennwärmeleistung gewählt. Die tatsächlich erreichten Laststufen lagen versuchsbedingt leicht über oder unter den Zielwerten; entsprechend sind die Mittelwerte der tatsächlich erreichten Heizlaststufen im Anhang zusammengestellt. Die jeweilige Leistungsstufe wurde zu Beginn eines Versuches dem Versuchsplan entsprechend fest eingestellt.

Bedienfehler/Störungen/Falschluff. Um den Einfluss von Bedienfehlern oder Störungen im Anlagenbetrieb zu untersuchen, wurden beim Stückholzkessel Messungen während einer Hohlbrandphase durchgeführt. Außerdem wurden beim Stückholzkessel Versuche ohne Schamotte-Abdeckplatte auf der Brennkammer (Position 22 in Abbildung 3) und ohne serienmäßig vorhandene Turbulatoren durchgeführt. Eine falsche O₂-Regelung wurde beim Stückholzkessel durch Umkehren der Drehrichtung der Sekundärluftklappe bzw. durch einen leicht geöffneten Füllschachtdeckel und bei der Hargassner Hackgutfeuerung durch Einstellen eines falschen O₂-Sollwertes simuliert. Bei der Pelletfeuerung wurden außerdem noch Untersuchungen bei leerem Aschekasten mit leicht geöffnetem Deckel durchgeführt. Hierdurch sollte ebenfalls ein unplanmäßiger Verbrennungsluftzutritt (Falschluff) nachgestellt werden.

Wartungszustand. Bei jeder Feuerungsanlage wurde eine Messserie unmittelbar vor und unmittelbar nach der Kesselreinigung durchgeführt. Die Betriebszeit der Anlagen vor der Reinigung betrug dabei mindestens 50 Stunden. Zusätzlich wurde bei der Hargassner Hackgutfeuerung noch Flugasche in den Bereich der stehenden Wärmetauscher (Umlenkbereich am Boden) eingefüllt (Variante "extrem verschmutzt"), um einen extrem hohen Verunreinigungsgrad zu erreichen. Bei der Pelletfeuerung wurden außerdem noch Untersuchungen bei vollem Aschekasten durchgeführt.

Feuerraum- und Wärmetauschermechanik. Bei den beiden Hackgutfeuerungen und bei der Pelletfeuerung wurden während der Staubmessung eine Rostbewegung und/oder eine Wärmetauscherreinigung ausgelöst. Dabei besaß die HDG Hackgutfeuerung eine automatische Rostbewegung mit gleichzeitiger Ascheastragung, die Pelletfeuerung verfügte über eine automatische

Wärmetauscherreinigung in Kombination mit einer Ascheaustragung und die Hargassner Hackgutfeuerung über eine gekoppelte Rost- und Wärmetauscherreinigung mit Ascheaustragung.

Abschalten und Beenden. Nach Abschluss der letzten Probenahme wurde die Messwertaufzeichnung beendet und die jeweilige Feuerungsanlage ausgeschaltet. Die Feuerungsanlage wurde über das Kühlsystem nachgekühlt, um ein nachträgliches Überhitzen zu verhindern. Insgesamt betrug die Betriebszeit je nach Feuerungsanlage während eines Verbrennungsversuches bzw. Versuchstages zwischen 6 und 11 Stunden.

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

Schadstoffemissionen. In einem ersten Auswertungsschritt wurden die Abgaskenngrößen Luftverhältniszahl, Normdichte, Normvolumenstrom und Massenstrom als Minutenmittelwerte aus den Messwerten berechnet. Anschließend wurden Mittelwerte der berechneten und gemessenen Werte über die Dauer der Staubprobenahme gebildet. Sämtliche erfassten Schadstoffemissionen wurden sowohl als Massenkonzentrationen (mg/Nm^3 bei Bezugszustand 13 % O_2), als auch als energiemengenbezogene Emissionen ($\text{mg}/\text{MJ } H_{u(\text{roh})}$) ausgewiesen.

Die C_nH_m -Emissionen wurden als organisch gebundener Kohlenstoff (Gesamt-C bzw. VOC) bezogen auf trockenes Abgas und die NO_x -Emissionen als NO_2 angegeben. Neben der tabellarischen Ausgabe in formatierten Datenblättern erfolgte eine grafische Darstellung ausgewählter Messgrößen als Zeitverlauf.

Wärmeleistung und Wirkungsgrad. Mit den Daten zur Brennstoffzusammensetzung und den Momentanwerten der Abgaskenngrößen, Temperaturen und Kühlwasserdurchsatz erfolgte die Berechnung der Kessel- und Feuerungswärmeleistung, des feuerungstechnischen Wirkungsgrads und des Kesselwirkungsgrads (nach der direkten Methode) gemäß den Berechnungsvorgaben der DIN EN 303-5 [3]. Dazu wurden der Kühlwasservolumenstrom, dessen Temperatur im Kessel- und Vorlaufeingang und die Vorlauftemperatur kontinuierlich erfasst sowie die verbrauchte Brennstoffmasse bestimmt.

Die Mittelwertbildung der Momentanwerte wurde wie bei den Schadstoffemissionen über die Dauer der Probenahme (15 Minuten) durchgeführt. Die Ergebnisausgabe erfolgte tabellarisch in formatierten Datenblättern.

Gesamtstaubgehalt. Die Auswertung der Staubprobenahme erfolgte in eigenen Berechnungsblättern. Dabei wurden zuerst die abgesaugten Normvolumina aus den gemessenen Gasmengen und Gaszuständen bestimmt. Mit diesen Zwischenergebnissen wurden dann die ermittelten Staubmengen der Hülsen auf Massenkonzentrationen umgerechnet. Aus mehreren Gesamtstaubprobenahmen (mindestens zwei) wurde über die Dauer einer Probenahme ein zeitlich gewichteter Mittelwert des Staubausstößes gebildet.

Die Filtermedien wurden im Trockenschrank bei 160 °C eine Stunde lang ausgeheizt. Anschließend wurden sie im Exsikkator über eine weitere Stunde abgekühlt und konditioniert. Danach wurden sie einzeln entnommen und mit einer Präzisionswaage gewogen und bis zur weiteren

Verwendung staubfrei gelagert. Die belegten Filter wurden wiederum im Trockenschrank bei 110 °C eine Stunde lang getrocknet, eine weitere Stunde im Exsikkator konditioniert und abschließend auf der Waage zurückgewogen.

Delta-p-Methode. Die aus den Parallelmessungen mit dem Kaminkehrerverfahren (Glasfaserhülse) und dem Delta-p-Verfahren ausgewerteten Wertepaare stammten von den Projektpartnern (IVD und TFZ). Um die Aussagefähigkeit zu erhöhen, wurden sie zu einer gemeinsamen Datenbasis zusammengefügt und am TFZ ausgewertet. Es handelt sich somit um insgesamt 135 Messungen, von denen 41 aus den Praxismessungen des IVD und 94 aus den Prüfstandsmessungen des TFZ stammten. Insgesamt wurden hierbei 18 verschiedene Anlagen eingesetzt: 14 Praxisanlagen vom IVD und 4 Anlagen auf dem TFZ-Prüfstand. In allen Fällen wurden die gemessenen Delta-p-Werte auf einen einheitlichen Sauerstoffgehalt im Abgas von 13 Vol.-% bezogen, um zu den parallel gravimetrisch bestimmten Staubkonzentrationen kompatibel zu sein.

Brennstoffe. In den Auswertungen wurde der nach DIN 51 718 [2] bestimmte Wassergehalt berücksichtigt (Tabelle 7). Bei den Auswertungen wurden außerdem die Elementgehalte für C, O, H, S und N als Tabellenwerte hinterlegt. Diese in der Verbrennungsrechnung verwendeten Werte sind in Tabelle 8 dargestellt.

4 Ergebnisse

4.1 Vergleich der untersuchten Messverfahren für Staub

Wie in Kapitel 2 dargestellt, bestehen grundsätzliche und materielle Unterschiede bei den Staubmessverfahren. Das betrifft unter anderem die eingesetzten Filtermaterialien, die Temperaturen bei der Staubabscheidung und die eingesetzten Messgeräte selbst. Nachfolgend werden die Ergebnisse aus einer Vielzahl der hier durchgeführten Parallel- und Vergleichsmessungen vorgestellt sowie die entsprechenden Korrelationen bzw. Abweichungen aufgezeigt.

4.1.1 Vergleich der Filtermaterialien

Beim Vergleich der Filtermaterialien mit und ohne nachgeschaltetem Planfilter fällt auf, dass sich von den vorgefertigten Quarzfaserhülsen häufig Partikel ablösten, die erst im nachgeschalteten Planfilter aufgefangen werden konnten. Dies ließ sich durch visuelle Kontrolle des Planfilter feststellen. Die aufgefangenen Partikel waren zum Teil mit bloßem Auge erkennbar, aufgrund ihrer Größe konnten sie somit nicht aus dem Abgas stammen, da ein Durchtritt durch die Quarzfaserhülle unmöglich gewesen wäre. Hinzu kommt, dass sich diese großen Partikel durch ihre weiße Farbe von den übrigen grauen, feineren Stäuben auf dem Planfilter sichtbar unterschieden.



Abbildung 12: Abgelöste Partikel aus den Quarzfaserhülsen, auf einem Planfilter abgeschieden

Diese feineren Stäube stammten allerdings aus dem Abgas; sie waren offenbar von der Quarzfaserhülle nicht abgeschieden worden, sondern konnten erst im nachgeschalteten Planfilter aufgefangen werden. In mehreren Fällen betrug dieser "Partikelverlust" zwischen 15 und 30 % der Massenbeladung der Quarzfaserfilterhülle. Im Mittel der 26 Wertepaare lag die Abweichung bei 5,8 mg/Nm³ Staub, das entspricht einer um 6,2 % höheren gemessenen Staubemission bei Verwendung eines nachgeschalteten Planfilters (Abbildung 13). Aus diesen Ergebnissen kann gefol-

gert werden, dass die Verwendung von vorgefertigten Quarzfaserhülsen beim Messverfahren nach VDI 2066 nicht – wie allgemein üblich – ohne einen nachgeschalteten Planfilter erfolgen sollte.

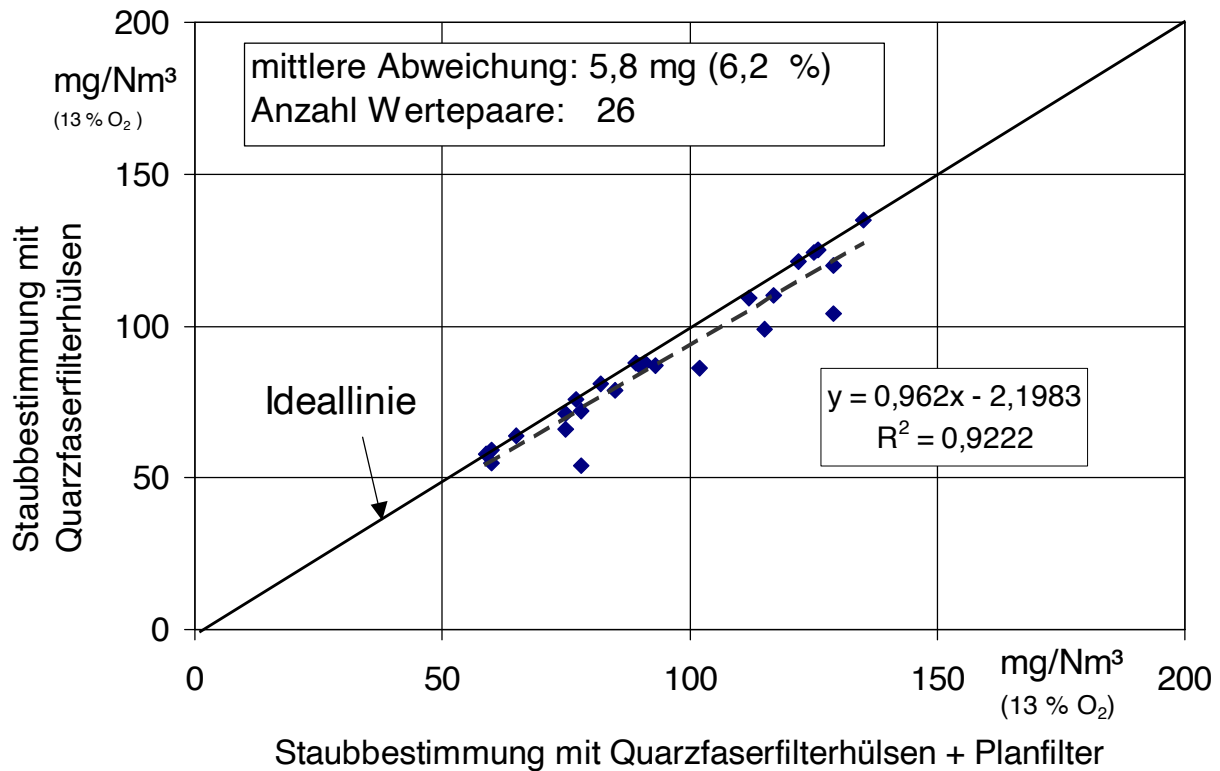


Abbildung 13: Vergleich der Filtermedien für die Staubbestimmung: vorgefertigte Quarzfaserhülsen mit und ohne nachgeschaltetem Planfilter

Auch bei den selbst gestopften Quarzwattfilterhülsen mit und ohne nachgeschaltetem Planfilter kommt es zu Messwertdifferenzen. Hier liegt die mittlere Abweichung der insgesamt 72 Wertepaare sogar bei 9,2 % (Abbildung 14). Das heißt, dass im nachgeschalteten Planfilter noch 9,2 % zusätzlicher Staub aufgefangen wird (bezogen auf Normkubikmeter). Absolut gesehen ist die Differenz mit 2,9 mg aber nur halb so hoch, wie bei der Quarzfaserhülse: Das liegt vor allem am insgesamt niedrigeren Staubausstoß bei den durchgeführten Versuchen. Auch die Verwendung von gestopften Quarzwattgehülsen ist somit problematisch, wenn dieses Filtermedium in den Messungen nicht in Kombination mit einem nachgeschalteten Planfilter verwendet wird.

Auf Basis der Ergebnisse dieser Vorversuche wurden sämtliche Messungen nach der VDI-Methode im weiteren Verlauf des Messvorhaben mit einem nachgeschalteten Planfilter durchgeführt, wobei als Vorabscheidemedium die (kostengünstigere) gestopfte Quarzwattgehülse eingesetzt wurde.

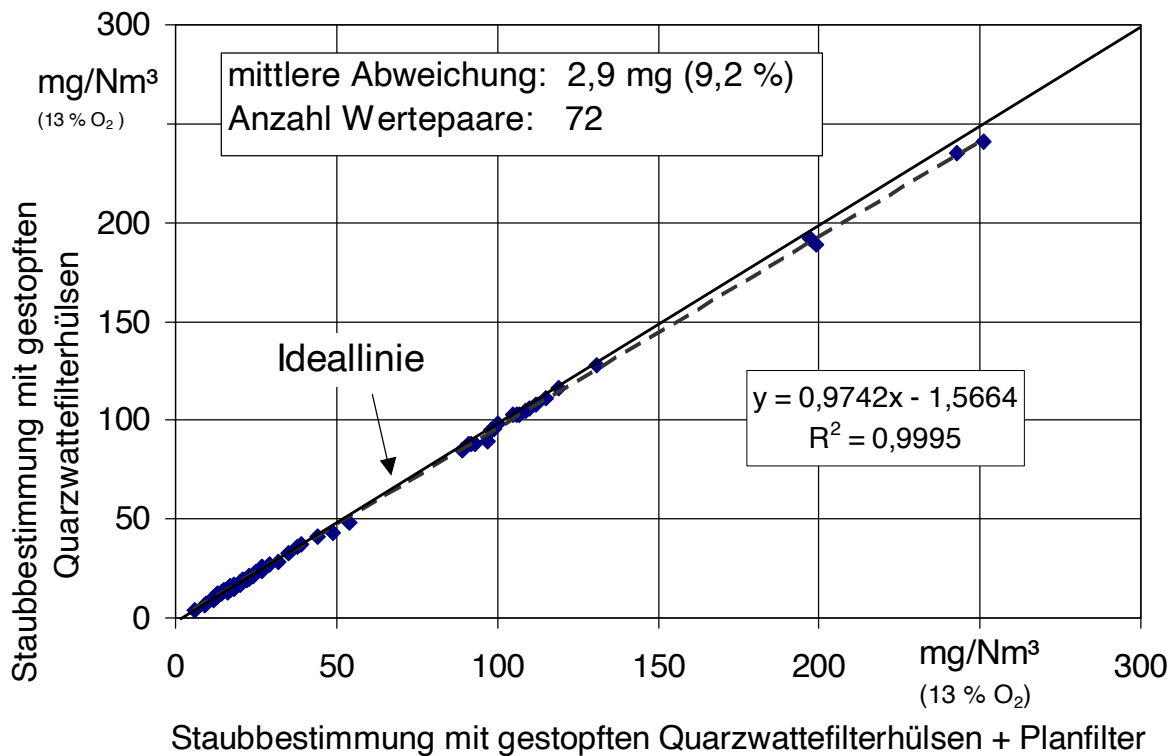


Abbildung 14: Vergleich der Filtermedien für die Staubbestimmung: gestopfte Quarzwattemhülsen mit und ohne nachgeschaltetem Planfilter

4.1.2 Vergleich der Staubmessvarianten nach VDI 2066 (gekühlt/ungekühlt)

Ein großer Teil aller Messungen erfolgte mit zwei parallel betriebenen Staubmesseinrichtungen, die beide den Anforderungen der VDI 2066 entsprechen und hinsichtlich ihres mechanischen Aufbaus baugleich sind. Der wesentliche Unterschied der beiden Messeinrichtungen bestand darin, dass in einem Fall eine Kühlung der Abgase auf 70 °C erfolgte, bevor diese die Filterhülle erreichten und im anderen Fall im heißen Abgas gemessen wurde.

Die Messwerte aus der gekühlten Variante weichen in der Regel von den Messwerten der zweiten (ungekühlten) Messeinrichtung ab. In Abbildung 15 ist diese Abweichung in Form einer Korrelationskurve dargestellt.

Mit einem Bestimmtheitsmaß R^2 von 0,985 wurde die Gleichung $E_{B(VDI2066-gekühlt)} = 1,28 + 0,95 E_{B(VDI2066-ungekühlt)}$ zur Beschreibung der Korrelation gefunden. Damit wird im gekühlten Abgas bei einer Staubkonzentration in einer Größenordnung von 150 mg/Nm³ eine um ca. 4 % niedrigere Staubkonzentration gemessen als im heißen Abgas. Die Ursachen für diese Abweichungen sind primär in der Messmethode zu suchen. Unterschiede durch die Anordnung der Messsonden sind dagegen aufgrund der räumlichen Nähe der beiden Sonden zueinander (siehe Abbildung 6 und Abbildung 7) und der einheitlichen Tendenz in verschiedenen Versuchsaufbauten auszuschließen.

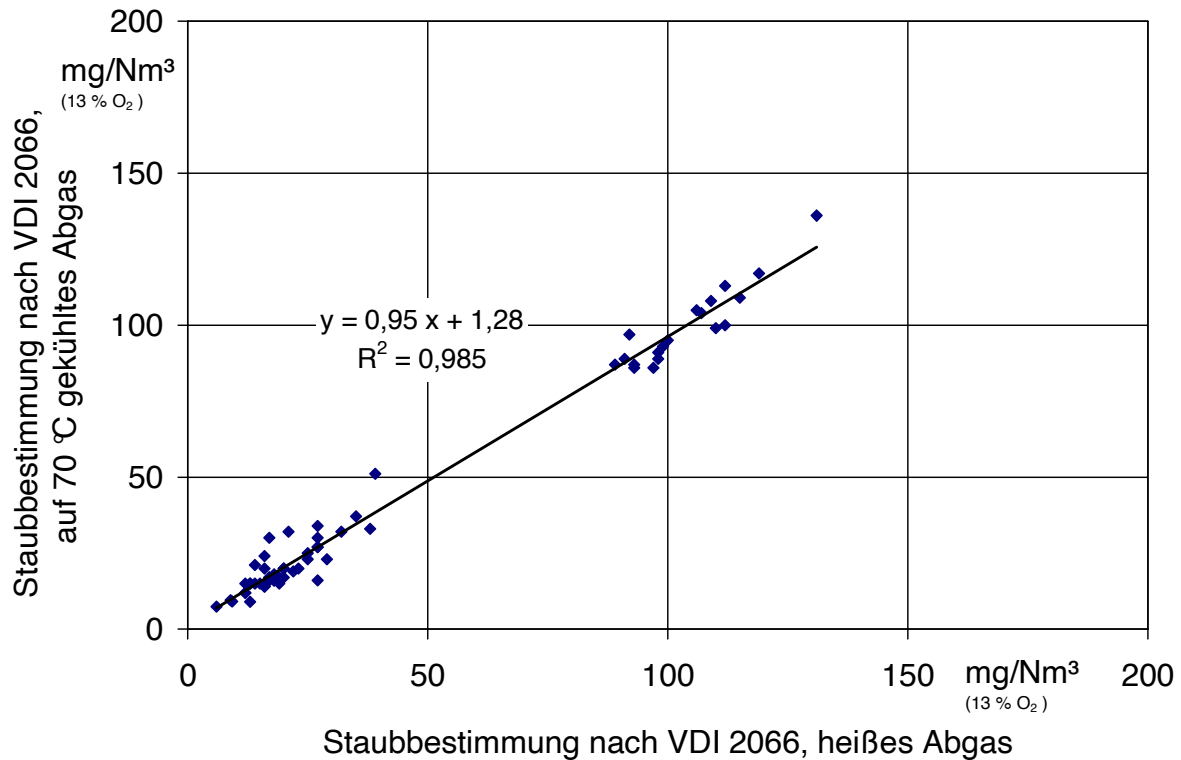


Abbildung 15: Korrelation zwischen den Staubmesswerten nach VDI 2066 einer ungekühlten ("heißes Abgas") Variante und einer Variante mit Probengaskühlung auf 70 °C (66 Wertepaare)

Sie sind somit vorrangig der Abgaskühlung vor Eintritt in den Filterkopf sowie der aufgrund des Kühlers größeren Sondenlänge zwischen Entnahmestelle und Filterkopf zuzuschreiben. Der Mehrbefund bei einer Staubabscheidung im heißen Abgas wird auch durch frühere Forschungsarbeiten am TFZ in noch wesentlich größerer Deutlichkeit betätigt (vgl. hierzu HARTMANN ET AL. [9]).

4.1.3 Vergleich Kaminkehrermessung mit Verfahren nach VDI 2066

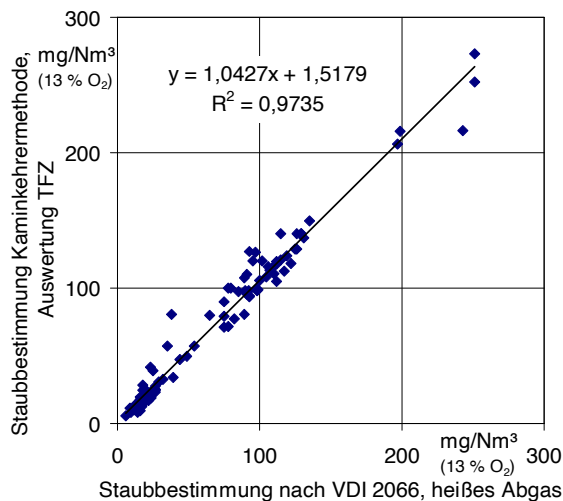
Die durchgeführten Parallelmessungen ermöglichen einen Vergleich der Messergebnisse des Kaminkehrerverfahrens mit den Messergebnissen der beiden Messgeräte, die den Vorgaben der VDI 2066 entsprechen (gekühltes und ungekühltes Abgas). Die entsprechenden Korrelationen sind in Abbildung 16 dargestellt. Bei der Auswertung der Staubhülsen des Kaminkehrermessgerätes war bevorzugt die Auswertung durch das TFZ berücksichtigt worden, da die überwiegende Zahl der Auswertungen durch das TFZ erfolgte. Lediglich in den Fällen, in denen ein Messwert des TFZ nicht verfügbar war, wurden die Auswertungen des ZIV herangezogen. Für die Berechnungen des Sauerstoffbezugs wurden die O₂ bzw. CO₂-Messungen der jeweiligen Messausrüstungen herangezogen.

Die Gleichung $E_B(\text{Kaminkehrer}) = 1,52 + 1,04 E_B(\text{VDI2066-ungekühlt})$ beschreibt die Korrelation zwischen der Kaminkehrermethode und der VDI Variante "heißes Abgas" (Abbildung 16, links). Damit wird mit der Kaminkehrermessung bei einem Staubemissionsniveau von 150 mg/Nm³ eine um ca.

5 % höhere Staubkonzentration gemessen als bei der VDI-Variante. In insgesamt 66 von 107 Fällen lag der Messwert nach der Kaminkehrermethode höher als nach der VDI-Methode (heißes Abgas).

Die Variante mit gekühltem Probegas führt dagegen nicht zu einer verbesserten Korrelation der Messwerte, obwohl hierbei die Staubabscheidebedingungen der VDI-Variante an die des Kaminkehrermessgerätes angepasst worden waren (etwa gleiche Abscheidetemperaturen). Die Korrelation zwischen diesen Messungen wird durch die Gleichung $E_{B(Kaminkehrer)} = 0,08 + 1,10 E_{B(VDI2066-gekühlt)}$ beschrieben (Abbildung 16, rechts), das heißt, dass mit der Kaminkehrermessung bei einem Staubemissionsniveau von ca. 150 mg/Nm³ eine um ca. 10 % höhere Staubkonzentration gemessen wird, als bei der gekühlten VDI-Variante. In insgesamt 44 von 65 Fällen lag der Messwert nach der Kaminkehrermethode höher als nach der VDI-Methode (gekühlt).

heißes Probegas (107 Wertepaare)



gekühltes Probegas, 70 °C (65 Wertepaare)

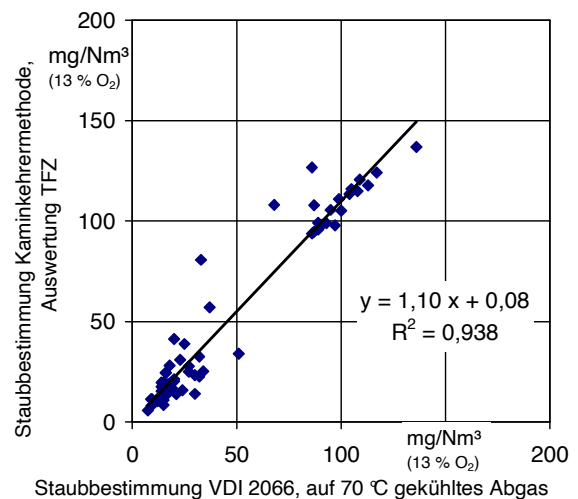


Abbildung 16: Korrelation zwischen Kaminkehrermethode und der Staubmessung nach VDI 2066 mit heißem und gekühltem Probegas

Der Mehrbefund der Kaminkehrermessung wird offenbar kompensiert, wenn mit den VDI-Messungen im heißen Abgas verglichen wird. Erst bei gleichen Abscheidetemperaturen zeigt sich die eigentliche Größenordnung der Abweichung. Dieser Ergebnistrend ist aufgrund der Tatsache, dass im heißen Abgas tendenziell höhere Staubkonzentrationen gemessen werden, plausibel. Diese Beobachtung ergibt sich aus dem Vergleich der beiden unterschiedlichen VDI-Messvarianten (gekühlt/ungekühlt, vgl. Abbildung 15).

4.1.4 Vergleich der Auswertung der Kaminkehrermessung

Von den Filterhülsen, die in dem Kaminkehrermessgerät eingesetzt wurden, war eine Teilmenge sowohl im Labor des ZIV als auch im Labor des TFZ konditioniert und ausgewertet worden. Diese zweimalige Bestimmung der Staubbelastung erfolgte an insgesamt 28 Filterhülsen. Aufgrund

der unterschiedlichen apparativen Ausstattung der beiden Labore wurde die Gewichts­differenz jeweils mit unterschiedlicher Genauigkeit bestimmt. Das Labor des ZIV ermittelte die Gewichts­differenz mit einer Genauigkeit von 10^{-3} g, während das Labor des TFZ die Wie­gung mit einer Genauigkeit von 10^{-4} g durchführte. Damit ergeben sich allein aufgrund der Rundungsabweichungen bereits Unterschiede im Ergebnis zwischen den beiden Auswertungsverfahren. In Abbildung 17 ist die ermittelte Korrelation dargestellt. Darüber hinaus bestehen weitere Unterschiede in der Filtervorbereitung und in der unterschiedlichen Möglichkeit der Wasseraufnahme aus der Atmosphäre infolge der stark hygroskopischen Eigenschaften der Filterhülsen nach der Entnahme aus dem Exsikkator. Hierüber wird im Endbericht des Projektpartners IVD ausführlich berichtet.

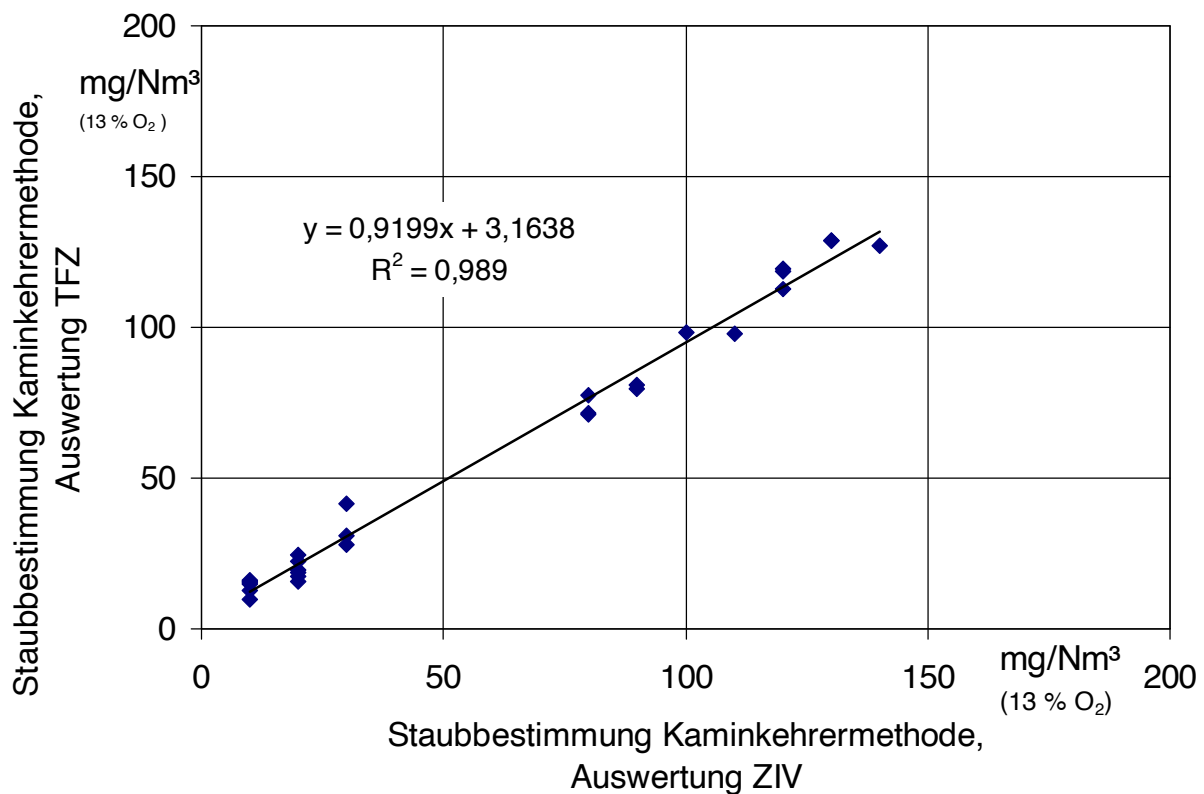


Abbildung 17: Korrelation zwischen der Auswertung durch den ZIV und der Auswertung durch das TFZ bei der Staubmessung nach der Kaminkehrermethode (28 Wertepaare)

Die Korrelation zwischen den Daten aus der Auswertung durch den ZIV und der Auswertung durch das TFZ bei der Kaminkehrermessung kann mit einem Bestimmtheitsmaß R^2 von 0,989 durch folgende Gleichung beschrieben werden: $E_B(\text{Kaminkehrer-AuswertungTFZ}) = 3,16 + 0,92 E_B(\text{Kaminkehrer-AuswertungZIV})$. Im vorliegenden Fall bedeutet dies beispielsweise, dass beide Auswertungen zum gleichen Ergebnis kommen, wenn die Staubemission bei ca. 40 mg/Nm³ liegt. Bei höheren Massenkonzentrationen kommt die Auswertung des TFZ zu geringeren Ergebnissen, während sie bei Massenkonzentrationen unter 40 mg/Nm³ zu höheren Werten führt (Abbildung 17). Bei einer Staubemission in der Größenordnung von 150 mg/Nm³ führt die Auswertung des ZIV zu einer um ca. 10 % höheren Staubkonzentration als die Auswertung des TFZ.

4.1.5 Differenzdruckverfahren (Delta-p-Verfahren)

Zwischen dem gemessenen Delta-p-Wert und der gleichzeitig gravimetrisch bestimmten Staubkonzentration zeigt sich ein klarer statistischer Zusammenhang. Das ist aus der Korrelation in Abbildung 18 abzulesen. Dieser Zusammenhang ist hier wesentlich deutlicher, als bei früheren Messungen mit der Delta-p-Methode (vgl. [9]). Das liegt zum einen daran, dass hier ein ausgereifteres Messverfahren mit einer verbesserten Auswertelogik eingesetzt und eine Normierung auf einen einheitlichen Bezugssauerstoff durchgeführt wurde. Zum anderen wurden – anders als dies in der Praxis, d.h. im Feldversuch, möglich ist – die Streuungsursachen stark minimiert, indem die Messungen unter reproduzierbaren prüfstands- oder prüfstandsähnlichen Bedingungen stattfanden, wodurch eine große Zahl von Störeinflüssen reduziert werden konnte (z. B. wechselnde Bedienpersonen, unterschiedliche Filtermaterialien oder Filterkonditionierungsmethoden, einheitliche Filternachbehandlung, definierte Verbrennungszustände während der Messungen etc.).

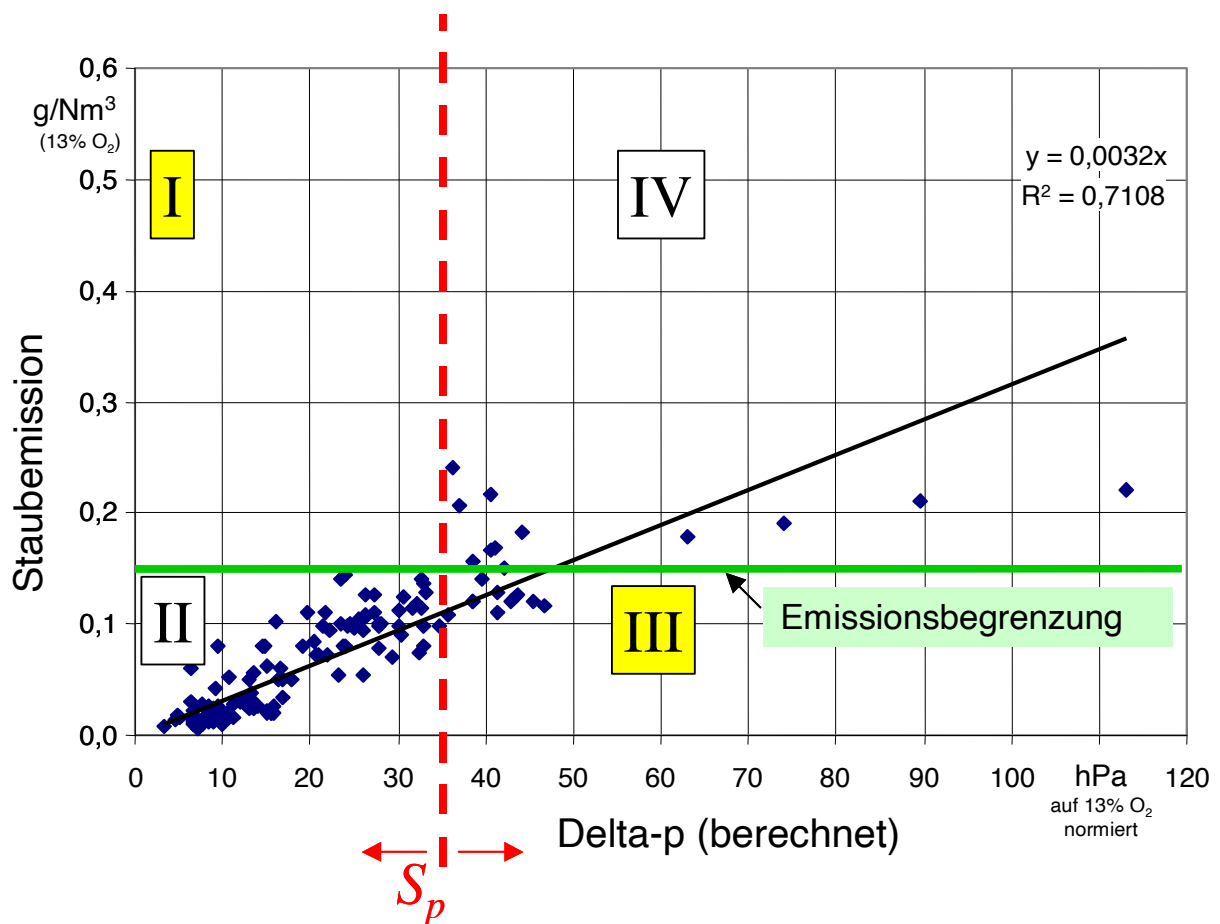


Abbildung 18: Korrelation zwischen der gravimetrisch bestimmten Staubemission und dem gemessenen Delta-p-Wert (Datenbasis: Praxismessungen des IVD Stuttgart und Prüfstandsmessungen des TFZ). Bei der Suche nach dem geeigneten Schwellenwert gilt es die Anzahl Werte in den beiden markierten Quadranten I und III möglichst zu minimieren

Bei der Bewertung der Delta-p-Ergebnisse kommt es allerdings nicht allein auf die Korrelation der Messwerte an, da mit der Entwicklung des Verfahrens nicht das Ziel verfolgt worden war, eine Methode einzusetzen, mit der der gemessene Differenzdruck in einen realen Staubemissionswert umgerechnet werden kann. Die Delta-p-Methode kann vielmehr eine Ergänzung zur parallel stattfindenden gravimetrischen Staubbestimmung darstellen, wobei eine Einsendung der Filterhülse für die spätere Rückwaage im Zentrallabor des ZIV (Bundesverband des Schornsteinfegerhandwerks – Zentralinnungsverband) nur dann erforderlich wäre, wenn dies durch einen kritischen Differenzdruck angezeigt würde.

Aus diesem Grund ist es erforderlich, aus den vorliegenden Daten einen geeigneten Schwellenwert (Grenzwert) zu finden, bei dem einerseits eine möglichst geringe Fehlerquote vorliegt, andererseits aber auch eine möglichst geringe Anzahl von Filterhülsen unnötigerweise zur gravimetrischen Staubauswertung eingeschickt werden muss. Hierzu wurde – wie bereits in den beiden früheren Forschungsprojekten (vgl. [9]) eine Analyse der Wahrscheinlichkeit für eine Falschbeurteilung bei veränderlichen Schwellenwerten durchgeführt.

Um einen beliebigen Schwellenwert (S_p) beurteilen zu können, müssen zunächst die Messungen, die jeweils als "Falschbeurteilung" zu werten sind, identifiziert werden. Zu dieser Vorgehensweise bietet Abbildung 18 eine Erläuterung. In den darin dargestellten vier Quadranten (I bis IV) werden die vier möglichen Kombinationen für eine Zuordnung der Staubemissions- (E_B) und Differenzdruck(Delta-p)-Messwerte aufgeführt. Dabei stellt S_p den zu findenden Schwellenwert für die Überwachung und S_E den Emissionsgrenzwert von 150 mg/Nm^3 bei $13 \% \text{ O}_2$ dar. Liegt ein Wertepaar im *Bereich I* (das wäre in Abbildung 18 beispielsweise erst dann der Fall, wenn der Schwellenwert größer als 36 hPa ist), so ist die Staubgrenzwertüberschreitung für dieses Wertepaar nicht durch den Delta-p-Messwert zu erkennen. Für diesen Bereich muss folglich die bedingte Wahrscheinlichkeit $P\{E_B > 150 \text{ mg/Nm}^3 \mid \text{delta-p} \leq S_p\}$ durch geeignete Wahl von S_p minimiert werden. Die Schreibweise $P\{E_B > 150 \text{ mg/Nm}^3 \mid \text{delta-p} \leq S_p\}$ bezeichnet die Wahrscheinlichkeit für das Ereignis $E_B > 150 \text{ mg/Nm}^3$, wenn das Ereignis $\text{delta-p} \leq S_p$ eingetreten ist.

Eine solche Minimierung hat aber zwangsläufig zur Folge, dass die Wertepaare im dritten Quadranten (III) in Abbildung 18 zunehmen. Sie stellen die Messungen dar, von denen die Filterhülsen beim jeweiligen Schwellenwert unnötigerweise zur gravimetrischen Staubbestimmung eingeschickt würden.

Abbildung 19 zeigt den Verlauf dieser beiden bedingten Wahrscheinlichkeiten $P\{A/B\}$ und $P\{C/D\}$ für ansteigende Schwellenwerte S_p im Bereich von 10 bis 55 hPa . Daraus wird ersichtlich, dass das Optimum für den gesuchten Schwellenwert bei einem Delta-p-Wert von 36 hPa zu suchen ist; hier liegt die "Fehlerwahrscheinlichkeit" für eine Anlagenbeurteilung nach der Differenzdruckmessung ($P\{A/B\}$) noch bei Null, während die Wahrscheinlichkeit für eine unberechtigte gravimetrische Auswertung der Staubhülse ebenfalls schon relativ niedrig ist. Für das hier dargestellte Datenmaterial bedeutet dies konkret, dass bei einem Schwellenwert von 36 hPa 114 von 135 Anlagen unmittelbar vor Ort als "staubsicher" erkannt worden wären, wobei es in keinem Fall zu einer Fehldiagnose gekommen wäre. Von den über dem Schwellenwert liegenden Messwerten hätten 10 von 21 Anlagen unnötigerweise durch Filterwiegung ausgewertet werden müssen. In Abbildung 19 entspricht das einer Wahrscheinlichkeit von $0,48$ für das Ereignis

$P\{E_B \leq 150 \text{ mg/Nm}^3 \mid \Delta p > S_p\}$. Weitere Erläuterungen zu der Vorgehensweise bei der Wahrscheinlichkeitsanalyse für das Delta-p-Verfahren geben HARTMANN ET AL. [9].

Als Schlussfolgerung aus den Delta-p-Messungen kann festgehalten werden, dass der für eine Messpraxis zu findende optimale Schwellenwert im Bereich von weniger als 36 hPa zu suchen ist. In den vorangegangenen Feldversuchen hatte der optimale Schwellenwert wegen der hohen Messwertstreuung in der Praxis der Kaminkehrermessungen noch bei 24 hPa gelegen. Demzufolge liegt das zu suchende Optimum für den derzeitigen Staubgrenzwert von 150 mg/Nm³ bei 24 bis 36 hPa. Für den Fall, dass der Staubgrenzwert der 1. BImSchV in der Zukunft einmal verändert wird, kann der Schwellenwert auf Basis des vorhandenen Datenmaterials problemlos angepasst werden.

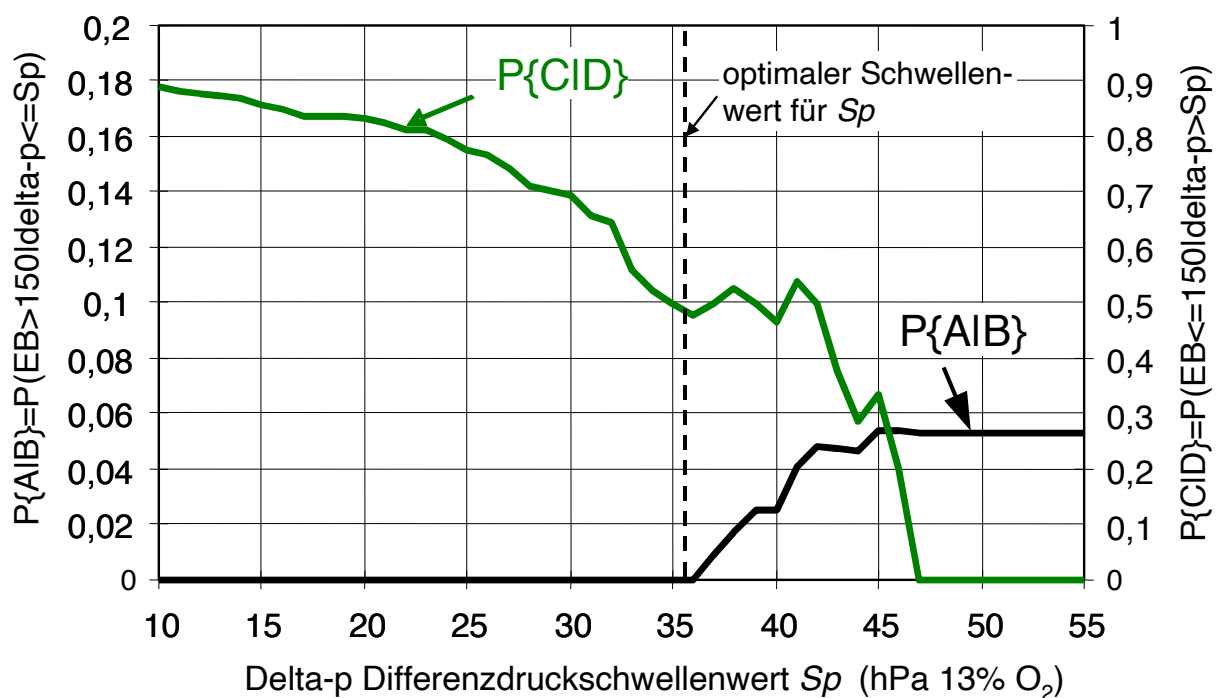


Abbildung 19: Bedingte Wahrscheinlichkeiten $P\{AIB\}$ und $P\{CID\}$ in Abhängigkeit vom Differenzdruck-Schwellenwert S_p , berechnet für die vereinigte Datenbasis aus den Praxismessungen des IVD und den Prüfstandsmessungen des TFZ

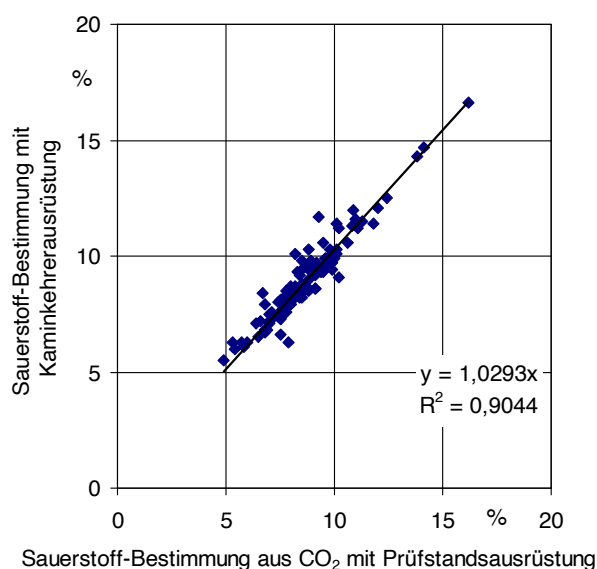
4.2 Vergleich der untersuchten Messverfahren für O₂ und CO

Mit dem Staubmessgerät entsprechend der 1. BImSchV („Kaminkehrerausrüstung“) werden während der Staubprobennahme die mittleren Gehalte an Sauerstoff und Kohlenmonoxid bestimmt. Diese Werte werden im Folgenden den Werten gegenübergestellt, die mit den Messgeräten des Feuerungsprüfstandes ermittelt wurden. Dabei ist zu beachten, dass gewisse Unterschiede in den Messwerten aufgrund der unterschiedlichen Anordnung der Probenahmestellen (siehe Abbildung 6 und Abbildung 7) sowie der unterschiedlichen Länge der Leitungen zwischen Probenahmestelle und Messgerät begründet sind. Weiterhin können Abweichungen in den Messergebnissen durch die unterschiedlichen Mittelungsverfahren auftreten: Bei der Prüfstandsmessung werden in einem

Messzeitraum von 15 Minuten 15 Einzelwerte gemittelt, während bei der Kaminkehrermessung ein Teilstrom des abgesaugten Gases in einem Beutel gesammelt wird und anschließend die Sauerstoffkonzentration in dieser Mischprobe bestimmt wird. Für die Normierung der Staubmesswerte nach VDI 2066 wurde ein O_2 -Wert zugrunde gelegt, der aus den CO_2 -Messwerten am Prüfstand berechnet wurde. Dieses Vorgehen ist mit den Anforderungen der DIN EN 303-5, Teil 5 vereinbar, die als Grundlage der Umrechnung auf den Bezugssauerstoffgehalt sowohl eine O_2 - als auch eine CO_2 -Messung zulässt.

Abbildung 20 (links) zeigt die Korrelation zwischen den berechneten Sauerstoffwerten, die aus der CO_2 -Messung mit der Prüfstands-ausrüstung des TFZ bestimmt wurden (Infrarotabsorption), und den Messwerten, die mit dem Kaminkehrer-Messgerät ermittelt wurden (elektrochemischer Sensor). Bei einem Bestimmtheitsmaß R^2 von 0,90 wird die Korrelation durch folgende Gleichung beschrieben: $O_{2(Kaminkehrer)} = 1,0293O_{2(Prüfstand)}$.

Vergleich O_2 -Bestimmung (107 Wertepaare)



Vergleich CO -Bestimmung (107 Wertepaare)

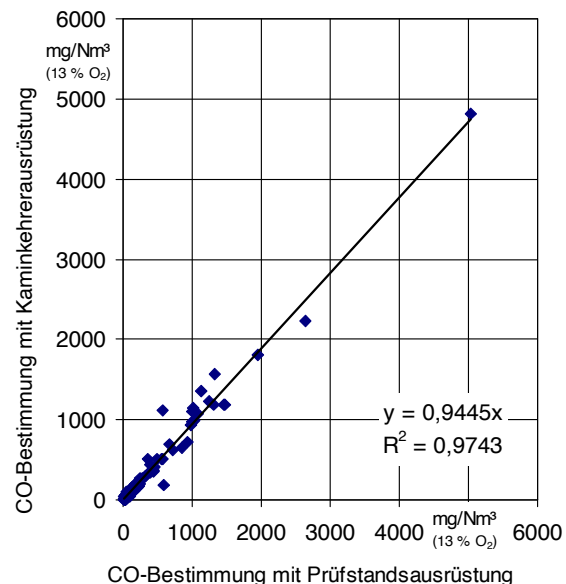


Abbildung 20: Korrelation zwischen den Sauerstoff- bzw. Kohlenmonoxidmessungen mit der Prüfstands-ausrüstung bzw. nach der Kaminkehrermethode (107 Wertepaare)

Damit wird durch das Kaminkehrer-Messgerät gegenüber der Prüfstandsmessung eine um ca. 3 % (vom Messwert) höhere Sauerstoffkonzentration gemessen. Eine höhere Sauerstoffkonzentration führt bei der Umrechnung der Staubemission auf den Bezugssauerstoffgehalt zu höheren Werten.

Abbildung 20 (rechts) zeigt die Korrelation zwischen den CO -Messwerten der Kaminkehrer-Messung und den Werten der Prüfstands-ausrüstung. Die Korrelation zwischen beiden Messungen wird bei einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,974$ durch die Formel $CO_{(Kaminkehrer)} = 0,945 CO_{(Prüfstand)}$ beschrieben. Die durch die Kaminkehrermethode gemessene CO -Konzentration weicht also im Mittel um ca. 5,5 % nach unten von der Prüfstandsmessung ab. Diese Abweichung liegt durchaus im Rahmen der Messgenauigkeit der Kaminkehrerausrüstung.

4.3 Verletzung der Kernstromregel

Bei der Staubmessung nach 1. BImSchV wird gefordert, dass die Probegasentnahme im Kernstrom erfolgt (vgl. Kapitel 2.2), dort liegen die höchste Strömungsgeschwindigkeit und damit die verlässlichsten Messbedingungen vor. In Vorversuchen war festgestellt worden, dass die Lage des Kernstroms im Abgasquerschnitt mit der gemeinhin üblichen Temperaturmessung weniger zuverlässig bestimmt werden kann, als durch Messung des dynamischen Drucks mit Hilfe eines Prandtl-Staurohrs (vgl. z. B. Strömungsprofile in Abbildung 8, Kapitel 3.4.1). Für die zur Untersuchung des Einflusses der Lage der Entnahmesonde durchgeführten Versuche wurde daher als "optimale" Messvariante die Probenahme mit Hilfe des Prandtl-Staurohres festgelegt. Zugleich wurde aber auch eine von der Kernströmung abweichende "ungünstige" Probenahme-position im Abgasquerschnitt gesucht, so dass die beiden Varianten in Parallelmessungen miteinander verglichen werden konnten. Die durchgeführten Messungen zeigen, dass eine Verletzung der Kernstromregel nicht notwendigerweise zu abweichenden Messergebnissen führen muss. In Abbildung 21 (links) ist dargestellt, dass sich die leicht erhöhten Messwerte bei der Kaminkehrermethode auch dann in etwa gleicher Größenordnung fortsetzen, wenn die Probenahmesonde des Kaminkehrergerätes (Wöhler) in den Bereich außerhalb des Kernstroms versetzt wird.

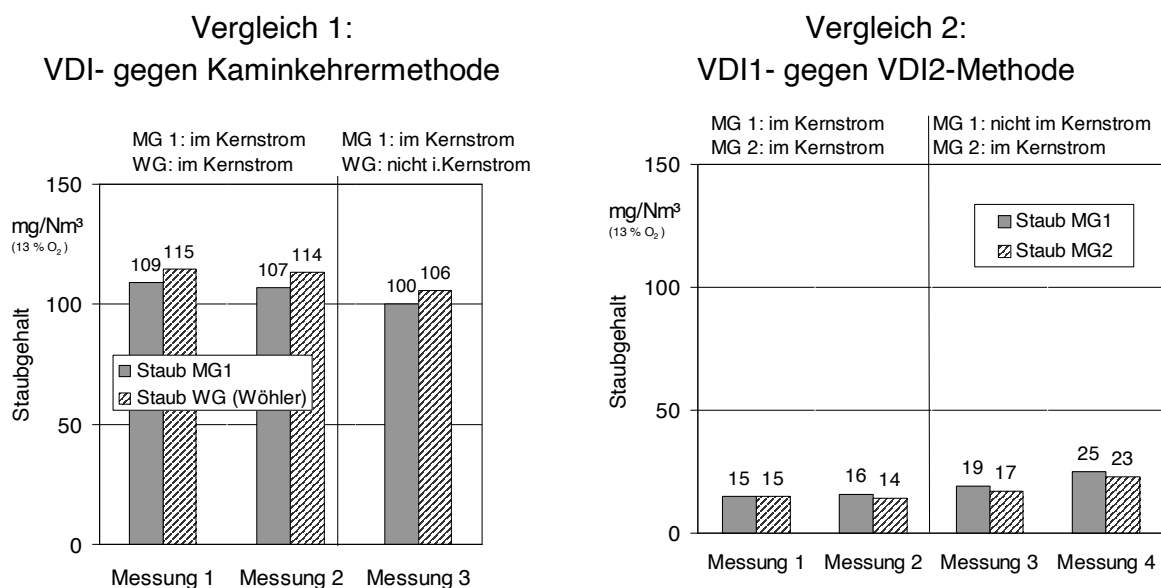


Abbildung 21: Vergleich von Parallelmessungen für Staub bei Probenahme aus dem Kernstrom bzw. nicht aus dem Kernstrom (Verletzung der Kernstromregel) und bei Verwendung unterschiedlicher Staubbestimmungsmethoden (MG1 und MG2: Messung nach VDI 2066; WG: Wöhlergerät = Kaminkehrermethode)

Bei einer starken Abweichung vom Kernstrom wird normalerweise eher von geringeren Staubkonzentrationen ausgegangen. Ein derartiger Trend ist aber auch dann nicht zu beobachten, wenn ein einheitliches Staubmessverfahren (hier nach VDI 2066) für den Vergleich verwendet wird. Das zeigt Abbildung 21 (rechts). Die darin dargestellten Staubkonzentrationen liegen jedoch auf einem sehr niedrigen Niveau, so dass die geringen Abweichungen kaum als relevant gelten können.

4.4 Einfluss des Messzeitpunkts bei einer Scheitholzfeuerung

Bei Messungen an Scheitholzkesseln "mit oberem Abbrand" wird gemäß 1. BImSchV [5] verlangt, dass der 15-minütige Probenahmezeitraum frühestens 5 Minuten nach einer Brennstoffauflage einsetzen sollte. Moderne Scheitholzkessel arbeiten aber heute durchweg nach dem Prinzip des unteren Abbrandes; hierfür gelten keine ausdrücklichen Anforderungen an den Messzeitpunkt. Da es sich aber gerade bei Scheitholzfeuerungen generell um Anlagen mit relativ instationären Betriebsbedingungen handelt, ist zu vermuten, dass der Zeitpunkt einer Messung im Verlauf einer Abbrandperiode einen entscheidenden Einfluss auf das momentane Emissionsniveau und damit auf den Messwert haben kann. Dieser Frage wurde hier durch eine separate Versuchsanstellung mit mehreren unmittelbar aufeinanderfolgenden Messungen à 15 Minuten über etwa 1,5 Abbrandperioden nachgegangen. Die für die Staub- und CO-Emission erzielten Messergebnisse sind in Abbildung 22 dargestellt.

Die Ergebnisse zeigen für die Staubemission eine relativ harmonische Schwingung des Emissionsniveaus mit einem Maximum unmittelbar vor einer Brennstoffauflage sowie einem Minimum etwa zwischen den Auflagen während der höchsten momentanen Leistung. Dieser Verlauf wurde auch nicht durch zwei zufällig in der Abbrandperiode eingetretene Hohlbrandzustände gestört (zum Hohlbrandeinfluss vgl. auch Kapitel 4.5.4.1). Daraus ist zu folgern, dass die Staubmessergebnisse am günstigsten ausfallen, wenn sich die Verbrennung 20 bis 30 Minuten nach einer Brennstoffauflage in einem quasi-stationären Zustand befindet.

Für Kohlenmonoxid sind die gleichen Schlussfolgerungen zu ziehen. Auch hier erweist sich der Zeitpunkt vor einer Brennstoffauflage als besonders kritisch mit Messwerten um ca. 1700 mg/Nm³, während in der Phase eines quasi-stationären Zustands (ca. 20 bis 30 Minuten später) auch sehr niedrige CO-Messwerte um 100 mg/Nm³ auftreten. Allerdings werden die Kohlenmonoxidemissionen deutlich sensibler als der Staubausstöß durch Betriebsstörungen wie den hier beobachteten Hohlbrand beeinflusst. Der Vermeidung solcher Betriebszustände kommt somit eine wichtige Rolle bei der Emissionsminderung zu. In der Praxis bestehen hierzu mehr oder weniger wirksame Möglichkeiten durch Brennstoffwahl, Anpassung der Brennstoffabmessungen an den Feuerraum und durch die Art des Einschichtens. Außerdem ist die Gefahr eines Hohlbrandes je nach Füllraumgeometrie und -größe bei den Feuerungen unterschiedlich ausgeprägt.

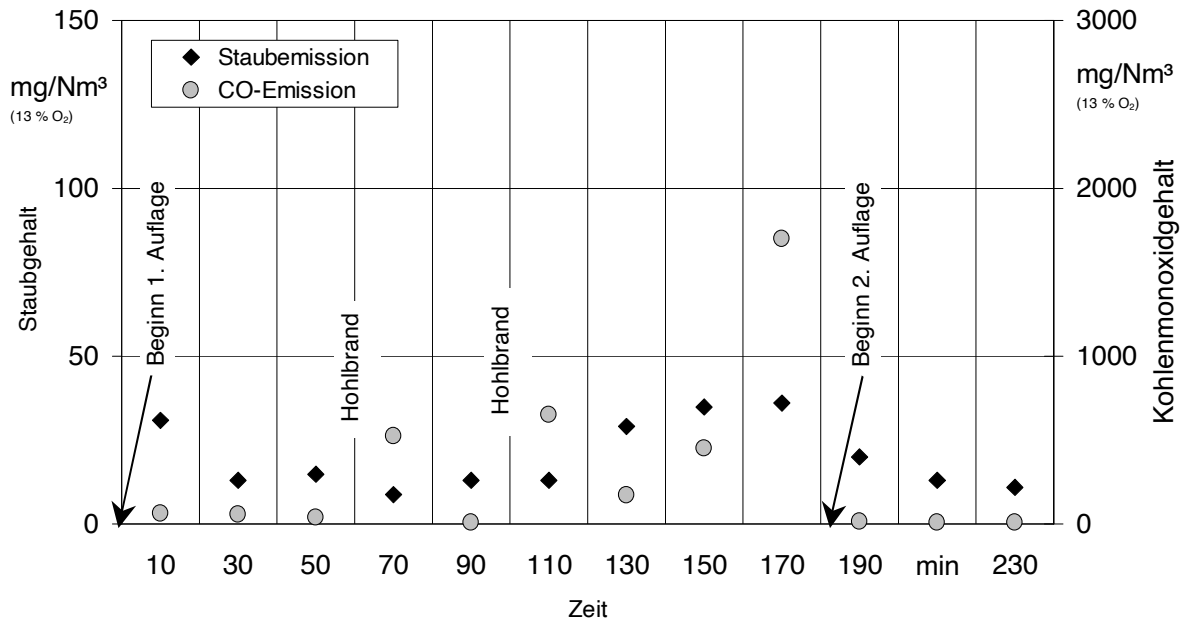


Abbildung 22: Einfluss des Messzeitpunkts im Abbrandverlauf eines Scheitholzkessels (Fischer) auf die Staub- und CO-Emissionen. Brennstoff: Fichtenscheitholz ($w=11\%$), Wärmeleistung zwischen 23 und 30 kW, Staubbestimmung nach VDI-Methode

4.5 Einflüsse auf den Schadstoffausstoß verschiedener Feuerungen

Im Rahmen der Prüfstandsversuche wurde der Einfluss verschiedener Betriebsbedingungen auf die Höhe der Staubemissionen von 4 Feuerungsanlagen bestimmt. Dabei wurden folgende Faktoren untersucht:

- Heizlast,
- Brennstoffeigenschaften (Feuchte, Feinanteil),
- Anlagenzustand sowie
- Bedienungsfehler.

In den folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse für die Staubemission ausschließlich anhand der gemäß VDI 2066 im ungekühlten Abgas bestimmten Messwerte dargestellt. Durch diese Beschränkung wird eine wesentlich übersichtlichere Darstellung erreicht. Der Vergleich der einzelnen Verfahren für die Staubmessung ist bereits in Kapitel 4.1 eingehend erläutert. Für die nachfolgend diskutierten Staubmessungen wurde als Staubabscheidemedium ausschließlich eine gestopfte Quarzwattfilterhülse in Kombination mit einem nachgeschalteten Planfilter verwendet.

4.5.1 Einfluss der Heizlast

Als eine mögliche Fehlerquelle bei Messungen der Staubemissionen wird häufig auch die Durchführung der Messung bei Teillast der Feuerung genannt. Zwei der vier Prüflinge wurden daher während der Messungen gezielt in Teillast betrieben. In Abbildung 23 und Abbildung 24 sind die

Staub- und CO-Emissionen bei verschiedenen Laststufen an je einem Hackgut- und einem Pelletkessel dargestellt.

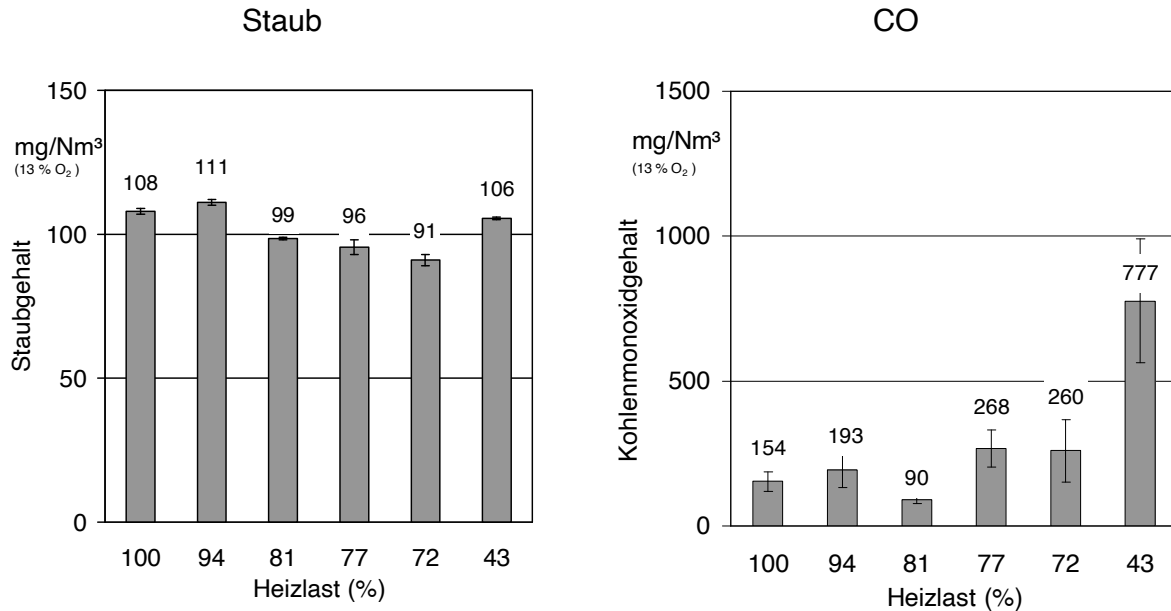


Abbildung 23: Staub- und CO-Emissionen der Hackschnitzelfeuerung "Hargassner" bei verschiedenen Laststufen. Brennstoff: Fichtenhackgut ($w=17\%$), Mittelwerte und Bandbreite von je 2 Wiederholungsmessungen

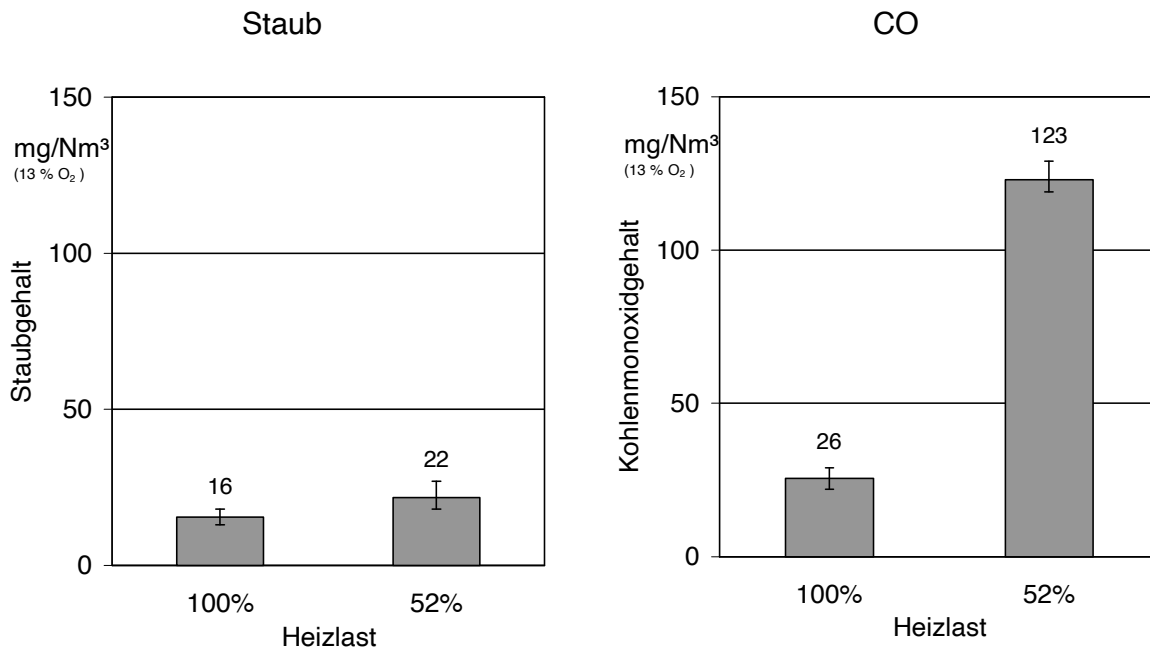


Abbildung 24: Staub- und CO-Emissionen der Pelletfeuerung "Windhager" bei verschiedenen Laststufen. Brennstoff: Holzpellets ($w=5\%$), Mittelwerte und Bandbreite von je 2 bzw. bei Teillast 3 Messungen

Aus beiden Abbildungen lässt sich kein signifikanter Einfluss der Heizlast auf die Staubemissionen ableiten. Die in Abbildung 23 dargestellten Ergebnisse für die Hackschnitzelfeuerung deuten lediglich in der Tendenz ein Sinken der Staubemissionen bei geringerer Heizlast an, wobei die Unterschiede zu den Staubemissionen bei Nennwärmeleistung nur sehr gering sind. Der für den Pelletkessel gezeigte leichte Anstieg der Staubemission liegt auf einem so geringen Niveau, dass er als nicht relevant angesehen werden kann.

Dagegen kommt es aber zu einem sichtbaren Anstieg der CO-Emissionen bei verminderter Heizlast, vor allem bei Laststufen von ca. 50 %. Das gilt in der Tendenz für beide Kesseltypen (Abbildung 23 und Abbildung 24).

4.5.2 Brennstoffeinflüsse

4.5.2.1 Einfluss des Brennstoffwassergehalts (Hackschnitzel)

An einer automatisch beschickten Anlage für Hackschnitzel (Anlage HDG) wurde der Einfluss der Brennstofffeuchte auf die Staubemissionen untersucht. Die während aller Versuche mit Hackschnitzeln verwendeten Fichtenhackschnitzel wurden in fünf verschiedenen Feuchtstufen mit Wassergehalten zwischen 7 und 39 % eingesetzt. Die Ergebnisse dieser Versuche sind in Abbildung 25 (links) dargestellt.

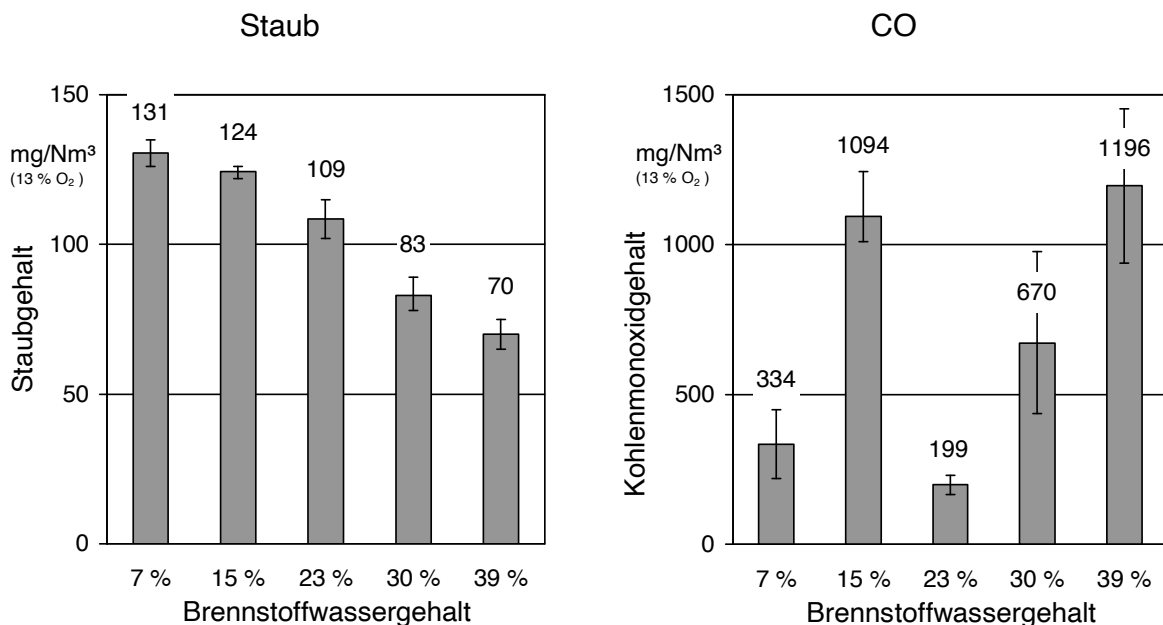


Abbildung 25: Staub- und CO-Emissionen einer Hackschnitzelfeuerung (HDG) bei verschiedenen Brennstoffwassergehalten. Brennstoff: Fichtenhackschnitzel, Wärmeleistung: 70 kW, Mittelwerte und Bandbreite von je 2 Messungen außer bei 15 und 30 %: je 3 Wiederholungen

Dabei ist ein deutlicher Zusammenhang zwischen dem Wassergehalt und der Staubemission erkennbar. Höhere Wassergehalte im Brennstoff senken die Staubemission, sofern sie nicht so hoch

sind, dass die Verbrennungsqualität insgesamt beeinträchtigt wird. Diese Beobachtung wird durch Arbeiten von OSER ET AL [12] und HARTMANN ET AL. [8] bestätigt; die genannten Quellen beschreiben Versuche mit Hackschnitzeln, bei denen ebenfalls sinkende Staubemissionen mit steigenden Brennstoffwassergehalten beobachtet wurden.

Beim Kohlenmonoxidausstoß ist der gemessene Zusammenhang weniger eindeutig. Zwar ist aus der Literatur bekannt, dass höhere Wassergehalte häufig höhere CO-Emissionen nach sich ziehen (vgl. [7]), allerdings ist diese Tendenz hier lediglich zwischen 23 und 39 % Wassergehalt erkennbar (Abbildung 25, rechts).

4.5.2.2 Einfluss der Pelletqualität (Abrieb) in einer Holzpelletfeuerung

An der Pelletfeuerung wurde der Einfluss des Gehaltes an Feinmaterial (Abrieb) im Brennstoff auf die Staubemission untersucht. Hierfür wurden aus Pellets und Abriebmaterial (Unterkorn der Siebung vor der Verpackung), die vom Hersteller der Pellets (Fa. Firestix) für die Versuche zur Verfügung gestellt wurden, Mischungen mit einem definierten Feinanteil hergestellt. Für den Gehalt an Feinmaterial wurden <1 %, 1 %, 2 %, 5 %, 10 %, 20 % und 50 %, jeweils bezogen auf die Masse, gewählt. Die Fotos in Abbildung 26 zeigen ausgewählte Brennstoffmischungen.

< 1% Pelletabrieb (Originalzustand)



20 % Pelletabrieb (Feinmaterial)



50 % Pelletabrieb (Feinmaterial)



100 % Pelletabrieb (Feinmaterial)



Abbildung 26: Definierte Pellet-Feinanteilmischungen (Auswahl)

Bei der Mischung mit 50 % Feinmaterial scheint der Anteil an Feinmaterial im visuellen Eindruck zu überwiegen, was durch die geringere Dichte des Feinanteils begründet ist.

In Abbildung 27 sind die gemessenen Staubemissionen des Pelletkessels bei Betrieb mit verschiedene Feinmaterialgehalten im Pelletbrennstoff dargestellt. Bis zu einem Anteil von 20 % Feinmaterial ist kein eindeutiger Einfluss auf die Staubemissionen zu erkennen. Mit Werten 16 und 21 mg/Nm³ wurden bei der geprüften Anlage insgesamt sehr geringe Staubemissionen gemessen. Lediglich ein Anteil von 50 % Feinmaterial führte zu höheren Messwerten, die jedoch noch deutlich unterhalb des Staubgrenzwertes liegen. Feinmaterialanteile in der Größenordnung von 50 % sind jedoch in der Praxis kaum zu erwarten, so dass aufgrund dieser Ergebnisse ein wesentlicher Einfluss des Anteils an Feinmaterial im Brennstoff auf die Staubemissionen von Pelletkesseln ausgeschlossen werden kann.

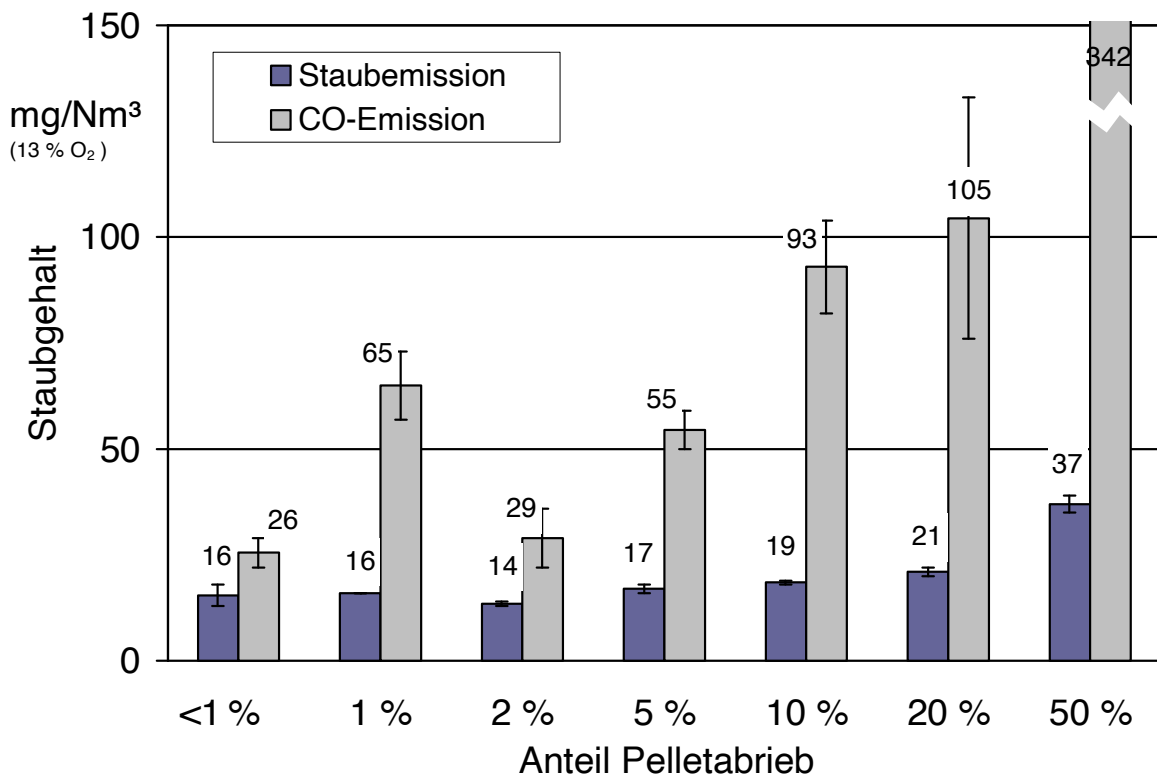


Abbildung 27: Staub- und CO-Emissionen eines Pelletkessels (Windhager) bei verschiedenen definierten Gehalten an Feinmaterial im Brennstoff. Brennstoffwassergehalt: 5-7 %, Leistung: 24 kW. Mittelwerte und Bandbreite von zwei Messungen je Brennstoffvariante

4.5.3 Einfluss des Anlagenzustands

Zur Variation des Anlagezustandes wurden diverse mechanische Vorgänge während der Messungen aber auch der Reinigungszustand der Anlage gezielt abgestuft, um deren Wirkung auf das Emissionsverhalten zu bestimmen. Die Ergebnisse werden nachfolgend vorgestellt.

4.5.3.1 Einfluss der Feuerraum- oder Wärmetauschermechanik (Rostvorschub, Zügereinigung)

Bei vielen Holzfeuerungen finden von Zeit zu Zeit mechanische Vorgänge wie automatische Wärmetauscherreinigung, Rostvorschubbewegungen, Entaschungsmaßnahmen etc. statt, die den Betriebsablauf kurzzeitig stören und dadurch möglicherweise einen Einfluss auf das Emissionsverhalten ausüben können. Dieser Frage wurde durch ein bewusstes Nachstellen solcher Betriebsweisen während der Messungen nachgegangen.

Im Falle der eingesetzten Rostfeuerung (HDG) ließen sich keine Nachteile durch einen während der Messung ausgelösten Rostvorschub mit gleichzeitigem Entaschungsschneckenbetrieb feststellen. Das zeigt Abbildung 28, darin sind die Wertepaare mit und ohne Rostvorschub/Entaschung für den ebenfalls abgestuften Parameter Brennstoffwassergehalt dargestellt. Lediglich beim Kohlenmonoxid zeigt sich ein gelegentlicher Anstieg der Messwerte bei Einsatz der Feuerraummechanik (Abbildung 28, rechts), für den Staubausstoß ist in der Mehrzahl der Messungen sogar eine Emissionsminderung erkennbar (Abbildung 28, links).

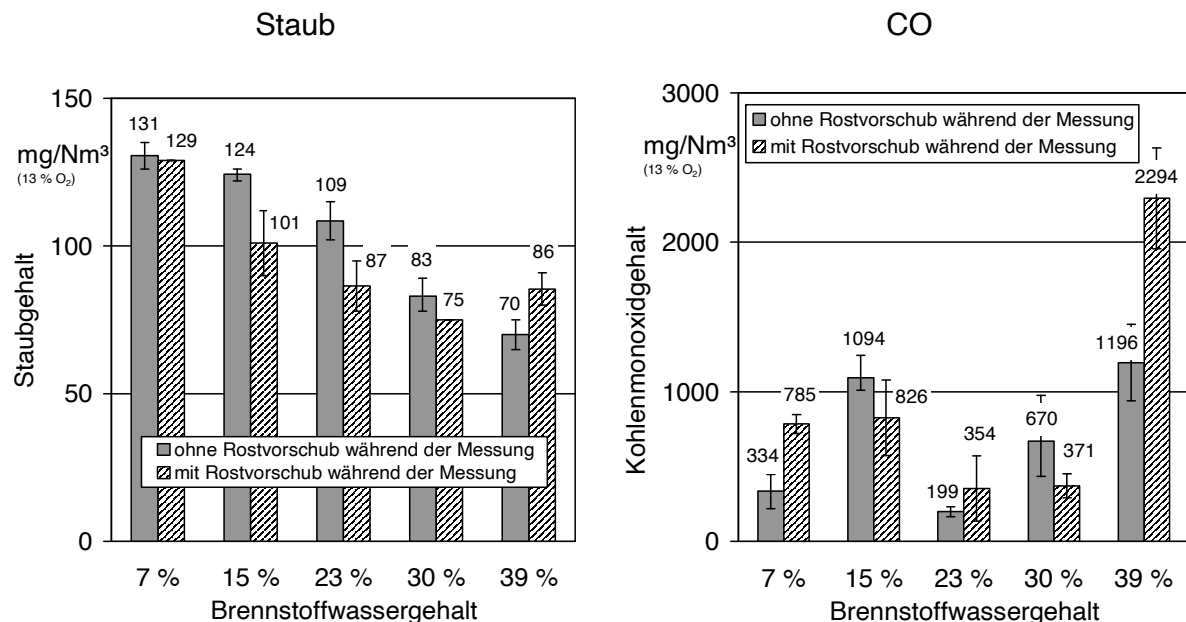


Abbildung 28: Staub- und CO-Emissionen einer Hackschnitzelfeuerung (HDG) mit und ohne Rostvorschub (mit gleichzeitiger Entaschungsschneckenarbeit) während der Messung, gemessen bei verschiedenen Brennstoffwassergehalten. Brennstoff: Fichtenhackschnitzel, Leistung: 70 kW, Mittelwerte und Bandbreite von je 2 Messungen außer bei 15 und 30 %: je 3 Wiederholungen)

In wie weit eine während der Messung betriebene Wärmetauscher-Reinigungsmechanik einen Einfluss auf das Emissionsverhalten haben kann, zeigen Abbildung 29 und Abbildung 30. Bei einem Pelletkessel konnte in den meisten Fällen eine nachteilige Auswirkung auf den Staubausstöß durch die Reinigungsautomatik festgestellt werden (Abbildung 29, links), allerdings auf einem sehr geringen Staubemissionsniveau. Ohnehin ist bei der hier untersuchten Anlage ein solcher Fehlbetrieb relativ unwahrscheinlich, da das Reinigungsprogramm von der Anlagensteuerung nur in definierten Abständen der Brennerlaufzeit (3 bis 6 h, je nach Softwareversion) bzw. im Abschaltmodus der Anlage in Betrieb gesetzt wird. Beim CO-Ausstoß ist die Wirkung der Wärmetauschermechanik im Messbetrieb uneinheitlich (Abbildung 29, rechts).

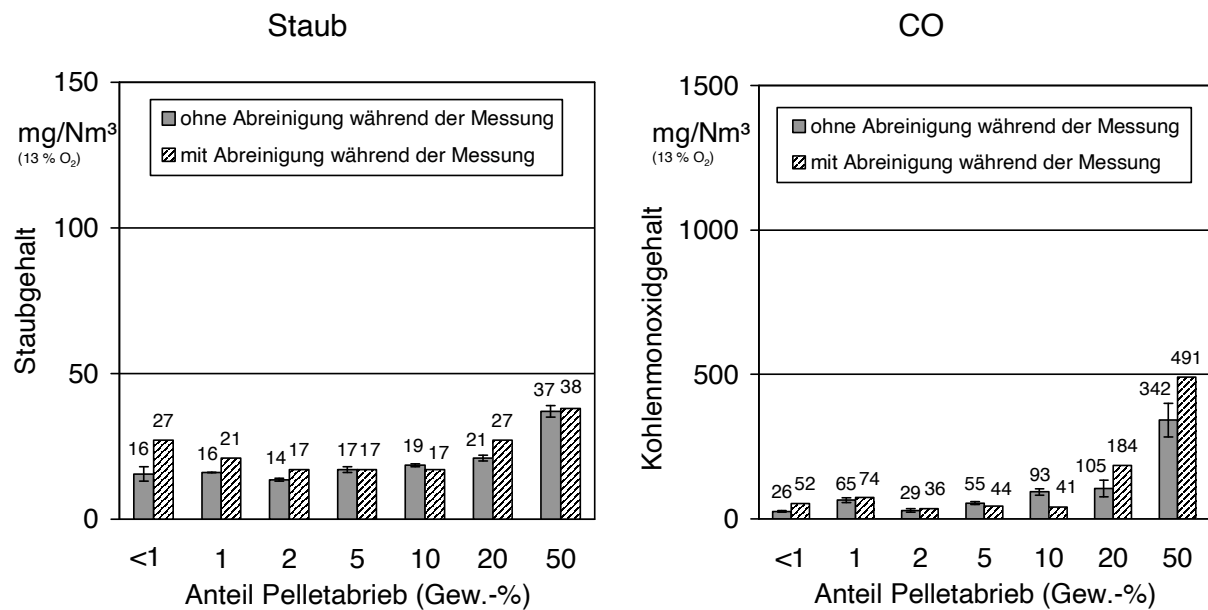


Abbildung 29: Staub- und CO-Emissionen eines Pelletkessels (Windhager) mit und ohne Wärmetauscherabreinigung, gemessen bei verschiedenen Gehalten an Feinmaterial im Brennstoff. Brennstoffwassergehalt: 5-7 %, Leistung: 24 kW. Mittelwerte und Bandbreite von 2 Messungen je Brennstoffvariante

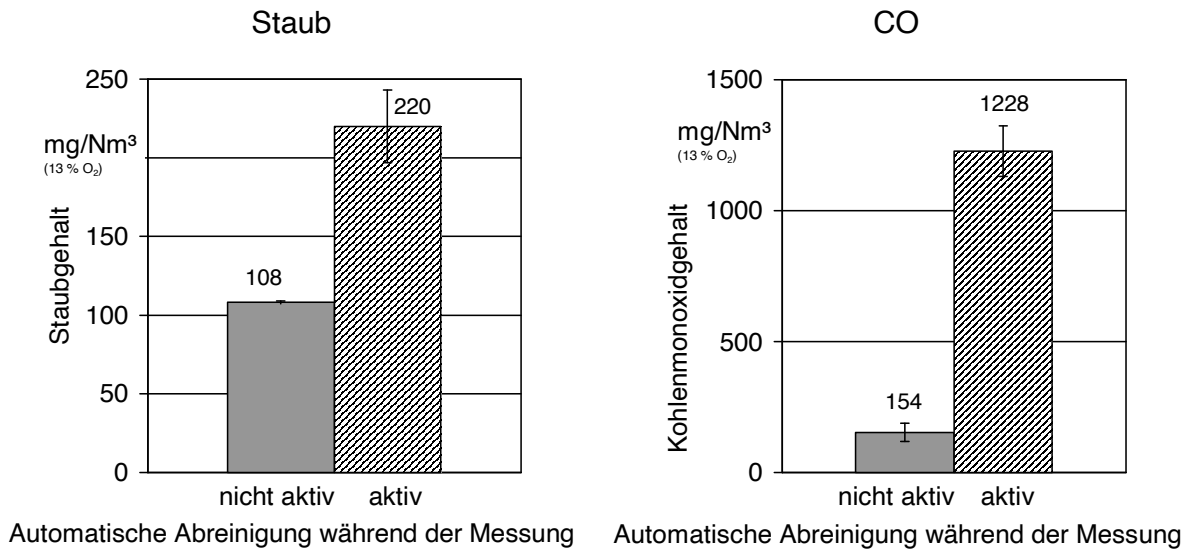


Abbildung 30: Staub- und CO-Emissionen einer Hackschnitzelfeuerung (Hargassner) mit und ohne automatische Zügereinigung während der Messung. Brennstoff: Fichtenhackschnitzel ($w=17\%$), Leistung: 28 bzw. 17 kW, Mittelwerte und Bandbreite von je zwei Messungen

Einen deutlicherer Zusammenhang zwischen Wärmetauscher-Reinigungsmechanik und Emissionsverhalten zeigt sich bei der hierzu untersuchten Hackschnitzelfeuerung. Dieser Betriebszustand führte beim Staub in etwa zu einer Verdoppelung des Messwertes, was in diesem Fall sogar eine Überschreitung des Grenzwertes der 1. BImSchV (150 mg/Nm^3) bedeutet; beim Kohlenmonoxid kam es sogar zu einem um das 8-fache gestiegenen Emissionsniveau (Abbildung 30). Maßnahmen, durch die ein automatisch ausgelöster Wärmetauscher-Reinigungsbetrieb während der Messung vermieden werden kann, sind demnach bei Hackschnitzelfeuerungen besonders sinnvoll. Im vorliegenden Fall wurde diese Forderung vom Hersteller unmittelbar nach Abschluss der Messungen bereits umgesetzt, indem der Anlagentyp nun serienmäßig mit einer Kaminkehrertaste ausgestattet wird, die eine Wärmetauscherreinigung in diesem Betriebsmodus verhindert.

4.5.3.2 Einfluss des Wartungszustandes (Zeitpunkt vor/nach Reinigung)

Die Wirkung einer Anlagenreinigung wurde an allen vier untersuchten Kesseltypen betrachtet. Im Versuchsablauf waren zunächst alle übrigen Fragestellungen abgearbeitet worden, bevor eine vorletzte Messung vor der Anlagenreinigung sowie eine letzte Messung unmittelbar nach der daran anschließenden Kesselreinigung durchgeführt wurde. Bei der Reinigung wurde die Anlage komplett von allen Aschebelägen oder Depots gereinigt, das heißt, es wurden alle Wärmetauscherzüge, die Umlenkammern, andere Ascheauffangstellen sowie der gesamte Feuerraum gereinigt. Lediglich ein gegebenenfalls vorhandener Ascheaustragsbehälter blieb gefüllt, um eine Falschlufzuführen über die Ascheaustragsschnecke zu vermeiden. Dadurch entsprach die Feuerung in etwa wieder dem Auslieferungszustand.

Die Ergebnisse hierzu sind relativ uneinheitlich. An der 25 kW Hackschnitzelfeuerung (Hargassner) führte die Reinigung weder beim Staub- noch beim CO-Ausstoß zu einer Verbesserung. Das zeigt Abbildung 31. Hier kommt es im Gegenteil zu einem Emissionsanstieg.

Auch eine bewusste nachträgliche Verunreinigung durch Einfüllen von Asche in den stehenden Wärmetauscher (Umlenkbereich am Boden) führte nicht zu einer erhöhten Staubemission. Bei dieser Variante, die in Abbildung 32 als "extreme Verschmutzung" gekennzeichnet ist, war der durchströmte Querschnitt im Wärmetauscher-Umlenkbereich durch Aschezugabe stark verengt worden, um einen Zustand mit starker Strömung über der Ascheschicht herbeizuführen. Dies hatte zur Folge, dass der Rauchgasdurchsatz in diesem Bereich nach oben begrenzt war und damit die Kesselleistung nicht über 18 kW gesteigert werden konnte. Für den Vergleich wurde daher für den Betriebsfall "vor Reinigung" eine Messung mit annähernd gleicher Kesselleistung ausgewählt. Inwieweit allerdings die künstlich eingetragene Asche nach der Anheizphase d. h. vor dem Messzeitpunkt bereits als Staubemission ausgetragen worden war, ließ sich hier nicht feststellen. Auch bei den CO-Emissionen kam es durch den künstlichen Eintrag von Staubablagerungen im Kessel nicht zu einem Anstieg, sondern im Gegenteil zu einer Verminderung (Abbildung 32).

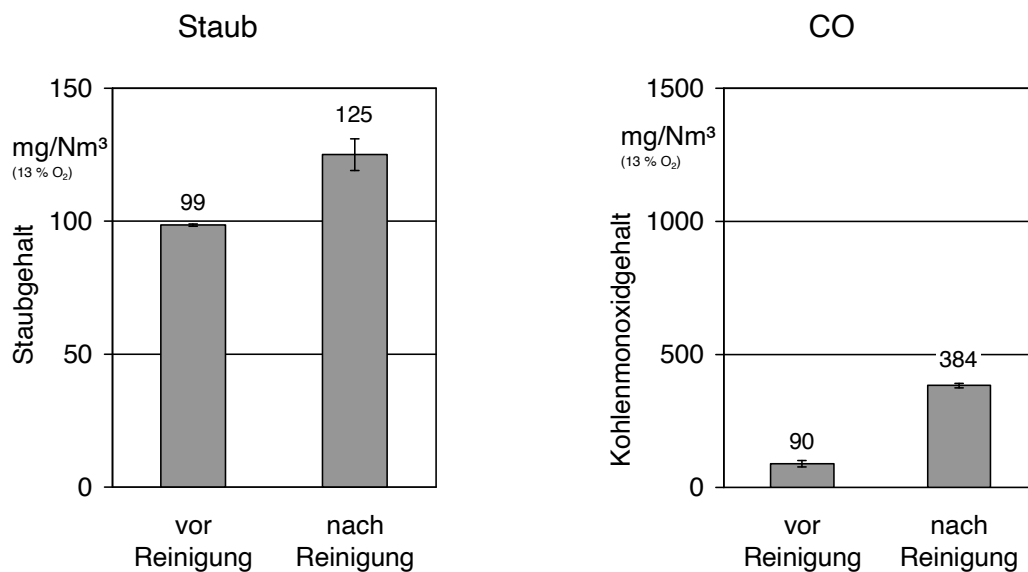


Abbildung 31: Staub- und CO-Emissionen einer Hackschnitzelfeuerung (Hargassner) vor und nach der Reinigung (Feuerraum, Wärmetauscher, Ascheabsetzbereiche). Brennstoff: Fichtenhackschnitzel ($w=14-19\%$), Leistung: 23 kW, Mittelwerte und Bandbreite von je zwei Messungen

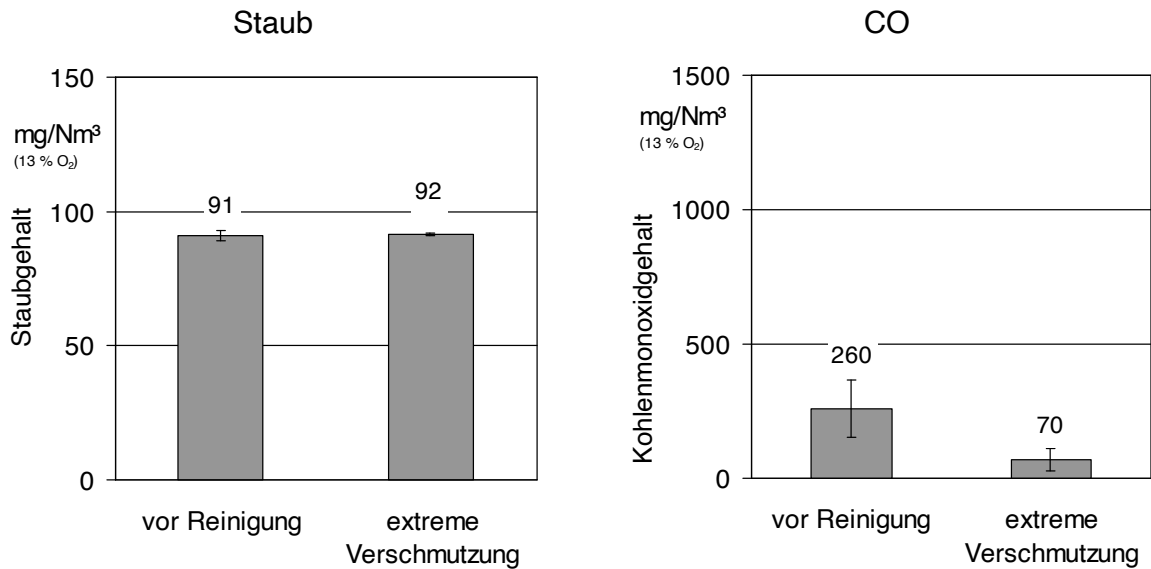


Abbildung 32: Staub- und CO-Emissionen einer Hackschnitzelfeuerung (Hargassner) mit und ohne Extremverunreinigung der Ascheabsetzbereiche (manueller Ascheeintrag!). Brennstoff: Fichtenhackschnitzel ($w=14-19\%$), Leistung: 18 kW, Mittelwerte und Bandbreite von je zwei Messungen

Eine Staubminderung durch die Reinigungsmaßnahme wurde lediglich an der zweiten Hackschnitzelfeuerung (HDG) (Abbildung 33) sowie am Pelletkessel (Abbildung 34) festgestellt, bei letzterem liegt die Abweichung allerdings innerhalb der üblichen Messwertschwankungen, sie ist daher für eine Ergebnisinterpretation nicht relevant. Bei der Scheitholzfeuerung kommt es infolge der Reinigung – wie bei der Hargassner-Hackschnitzelfeuerung – zu einem Staubemissionsanstieg (Abbildung 35). Möglicherweise bietet eine vollständig gereinigte Anlage unmittelbar nach der Wiederinbetriebnahme keine sofortigen Abscheidemöglichkeiten für Flugstäube. Hierzu kann vermutet werden, dass es dabei auf abscheidewirksame "aktive" Oberflächen ankommt, die sich im Verlauf des weiteren Betriebes erst noch ausbilden müssen. In diesem Fall könnte es zum Erreichen günstiger Messwerte sinnvoll sein, erst eine mehrstündige Betriebsdauer nach der Reinigung abzuwarten.

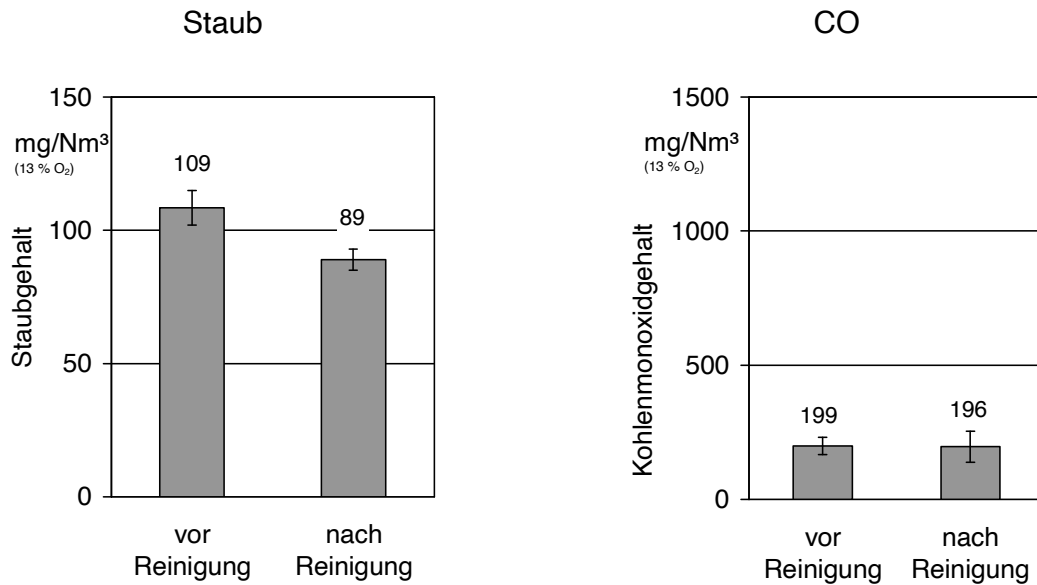


Abbildung 33: Staub- und CO-Emissionen einer Hackgutfeuerung (HDG) vor und nach der Reinigung (Feuerraum, Wärmetauscher, Ascheabsetzbereiche). Brennstoff: Fichtenholz hackschnitzel ($w=25\%$), Leistung: 70 kW, Mittelwerte und Bandbreite von je 2 Messungen

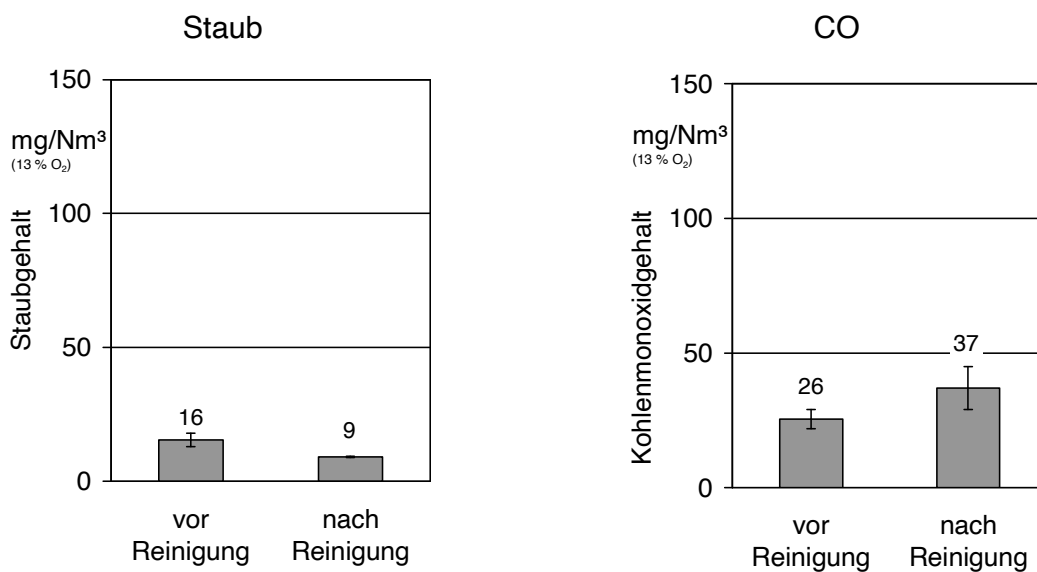


Abbildung 34: Staub- und CO-Emissionen eines Pelletkessels (Windhager) vor und nach Reinigung (Feuerraum, Wärmetauscher, Ascheabsetzbereiche). Brennstoff: Holzpellets ($w=5\%$), Leistung: 25 kW, Mittelwerte und Bandbreite von je zwei Messungen

Bei den CO-Emissionen zeigt sich keine einheitliche Wirkung der Reinigungsmaßnahme. In der Mehrzahl der Messungen wurde ein entweder gleichbleibender CO-Ausstoß (Abbildung 33 und Abbildung 35) oder sogar ein CO-Anstieg (Abbildung 31 und Abbildung 34) beobachtet; dieser Anstieg erfolgt bei dem Pelletkessel jedoch auf einem sehr geringen Niveau.

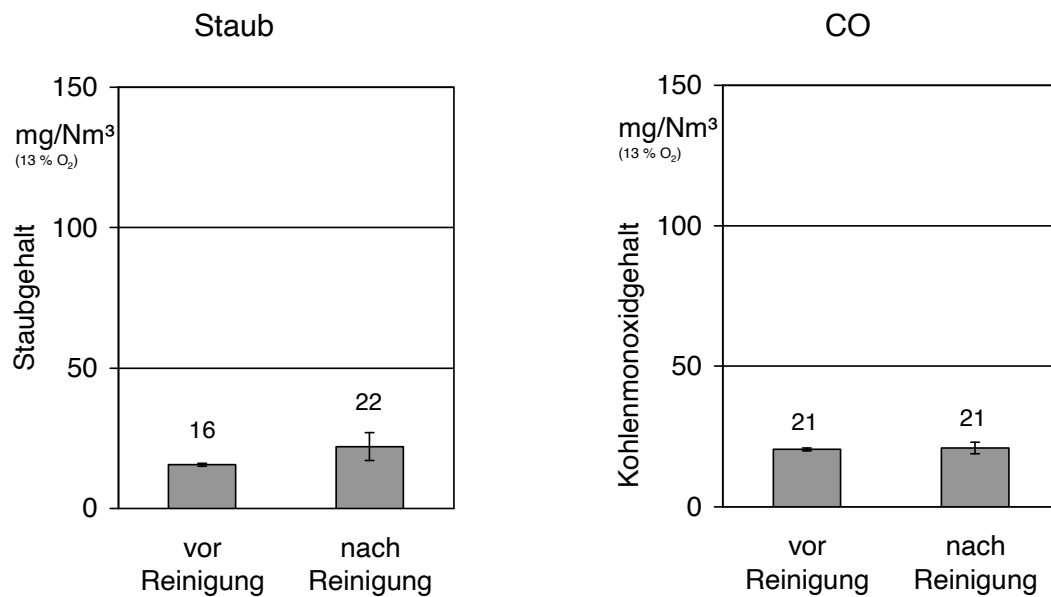


Abbildung 35: Staub- und CO-Emissionen eines Scheitholzkessels (Fischer) vor und nach der Reinigung (Feuerraum, Wärmetauscher, Ascheabsetzbereiche). Brennstoff: Fichtenscheitholz ($w=11\%$), Leistung: 28 kW, Mittelwerte und Bandbreite von je zwei Messungen

4.5.4 Einfluss von Bedienungsfehlern und erkennbaren Funktionsstörungen

Zu den Funktionsstörungen und Bedienungsfehlern werden hier alle Maßnahmen oder Ereignisse gezählt, durch die ein ordnungsgemäßer Abbrand in der Feuerung behindert wird. Neben den nachgestellten Funktionsstörungen wie Hohlbrand, Falschlufzuführen, fehlerhafte O₂-Regelung bzw. -voreinstellung oder unvollständige Anlagenausstattung sind eine Vielzahl weiterer Mängel denkbar. Die hier nachgestellten Störungen wurden ausgewählt, weil sie in der Praxis mehr oder weniger häufig beobachtet werden.

4.5.4.1 Hohlbrand

Bei Scheitholzfeuerungen mit unterem Abbrand oder seitlichem Unterbrand kommt es gelegentlich zu einem Hohlbrand. Das ist der Fall, wenn das Scheitholz während des Abbrandes im Füllschacht nicht ausreichend nachrutscht, so dass ein Teil des Brennstoffs über dem Glutbett eine Brücke bildet und somit nicht in direktem Kontakt mit der heißen Feuerraumbasis steht. Die Folge ist ein schlechtes Zünden des Brennstoffs und ein einsetzender Schwelbrand bei verminderter Anlagenleistung. Der Hohlbrand kann durch Verwendung kleinerer Scheite oder durch Einschichten der (gespaltenen) Scheite mit der runden Seite nach unten vermieden werden. Enge Füllschächte erhöhen die Hohlbrandgefahr. Das Gleiche gilt für die Verwendung von langfaserigem weichem Holz (z. B. Fichte) mit Verzweigungen (z. B. Aststümpfe) verglichen mit kurzfasrigen, harten und geraden Holzscheiten (z. B. Buche).



Abbildung 36: Hohlbrand bei einer Scheitholzfeuerung (Fischer). Der Brennstoff bildet eine Brücke über dem Rost. Im Hintergrund die Öffnung für den Heißgasabzug in die Nachbrennkammer

Zur Erzeugung des Hohlbrandes wurden beim Einschichten der Holzscheite Hohlräume geschaffen, indem unter eine Schicht von Holzscheiten kurze Holzstücke als Abstandhalter gestellt wurden. Bei den am Scheitholzessel durchgeführten Messungen zeigte sich für die Staubemission keine nachteilige Wirkung durch den herbeigeführten Hohlbrand. Das gilt auch, wenn die Verbrennung zusätzlich durch Falschlufzutritt über eine undichte Fülltür gestört wird (Abbildung 37, links). Offenbar kommt es hierdurch noch nicht zu einer verstärkten Rußbildung.

Die Tatsache, dass die Verbrennung durch den Hohlbrand generell stark gestört verläuft, spiegeln die deutlich gestiegenen Kohlenmonoxidemissionen in Abbildung 37 (rechts) wieder. Mit ca. 1000 mg pro Normkubikmeter liegt in einer solchen Betriebsphase eine relativ unvollständige Verbrennung vor. Der zusätzliche Effekt der Falschlufzuführung (Variante mit "undichter Fülltür") ist aber auf diesem erhöhten Emissionsniveau relativ gering (Abbildung 37).

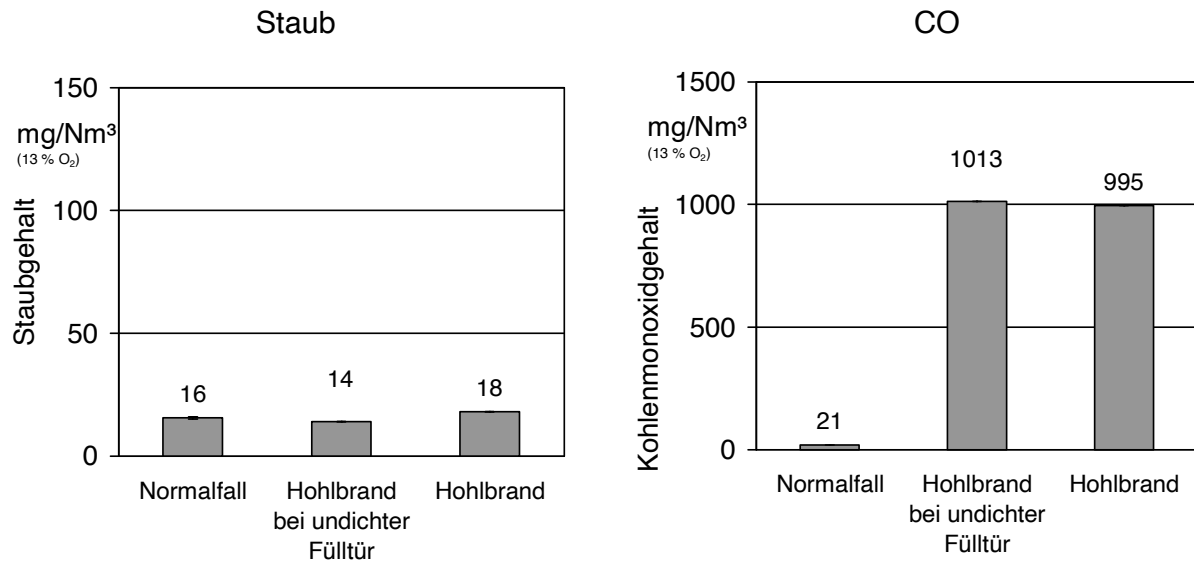


Abbildung 37: Staub- und CO-Emissionen eines Scheitholzkessels (Fischer) mit und ohne Hohlbrand. Brennstoff: Fichtenscheitholz ($w=11\%$), Leistung: 27 kW. Normalfall: Mittelwert und Bandbreite von zwei Messungen, sonst nur eine Messung

4.5.4.2 Falschlufzuführen und fehlerhafte O_2 -Regelung

Neben den in den vorgenannten Versuchen mit einem Hohlbrand durchgeführten Messungen wurde die Falschlufzuführen auch als alleinige Einflussgröße untersucht. Dies erfolgte an einem Scheitholz- und einem Pelletkessel. Der Falschlufzutritt wurde über eine geöffnete Fülltür (Scheitholzkessel) bzw. über einen geöffneten und geleerten Aschekasten (Pelletkessel), d. h. über die Entaschungsschnecke, herbeigeführt.

Beim Staub führte eine solche Fehlbedienung nicht zu einem Anstieg der Emissionen. Eine solche Wirkung wurde lediglich bei den Kohlenmonoxidemissionen beobachtet; diese stiegen von einem relativ niedrigen Ausgangsniveau mehr oder weniger stark an (Abbildung 38 und Abbildung 39).

Eine defekte Verbrennungsluftregelung kann im Prinzip ähnlich wie bei den vorgenannten Versuchen mit Falschlufzutritt ebenfalls zu einer fehlerhaften Sauerstoffzuführung und zu ungünstigen Strömungsbedingungen führen. Hierfür ist dann allerdings eine fehlerhafte Regelungstechnik verantwortlich, die vom Betreiber kaum zu erkennen ist. In den hierzu durchgeführten Messungen wurde an einem Scheitholzkessel die Sekundärluftklappe blockiert, so dass diese ständig offen stand. Derartige Störungen lassen sich in der Praxis gelegentlich beobachten. Über das Saugzuggebläse wurde hierdurch eine erheblich größere Luftmenge angesaugt, als in der Nachbrennkammer benötigt wurde. Dadurch stieg der Luftüberschuss von $\lambda = 1,7$ auf $\lambda = 4,1$. Diese Störung zeigt sowohl beim Staub- als auch beim Kohlenmonoxidausstoß eine deutliche Wirkung.

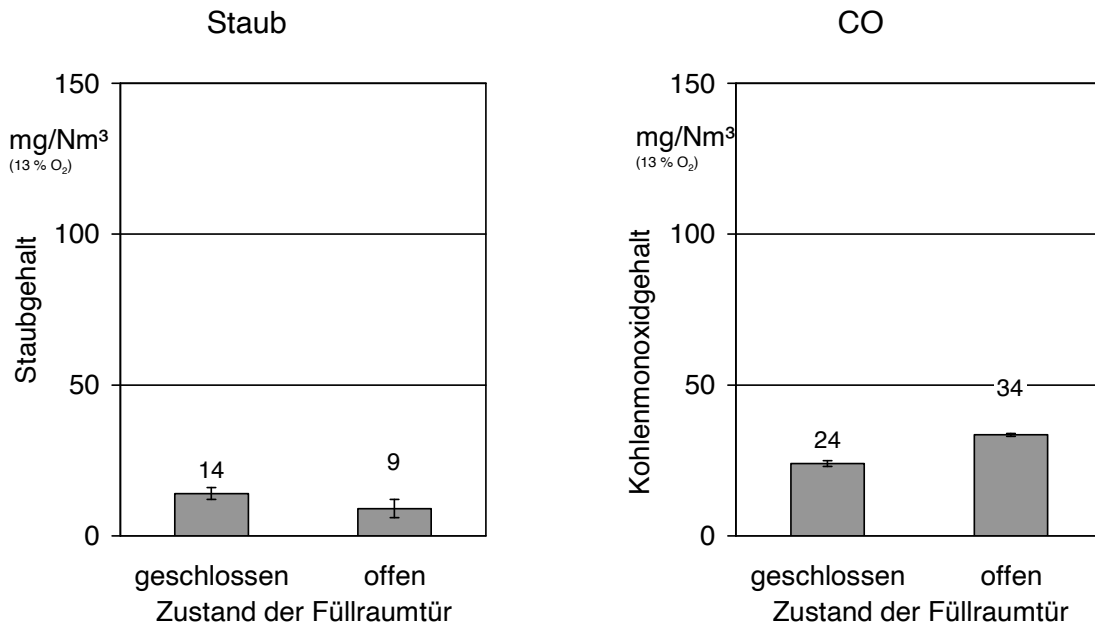


Abbildung 38: Staub- und CO-Emissionen eines Scheitholzkessels (Fischer) mit und ohne Falschlufzuführen über die Fülltür. Brennstoff: Fichtenscheitholz ($w=11\%$), Leistung: 26 kW. Mittelwerte und Bandbreite von je zwei Messungen

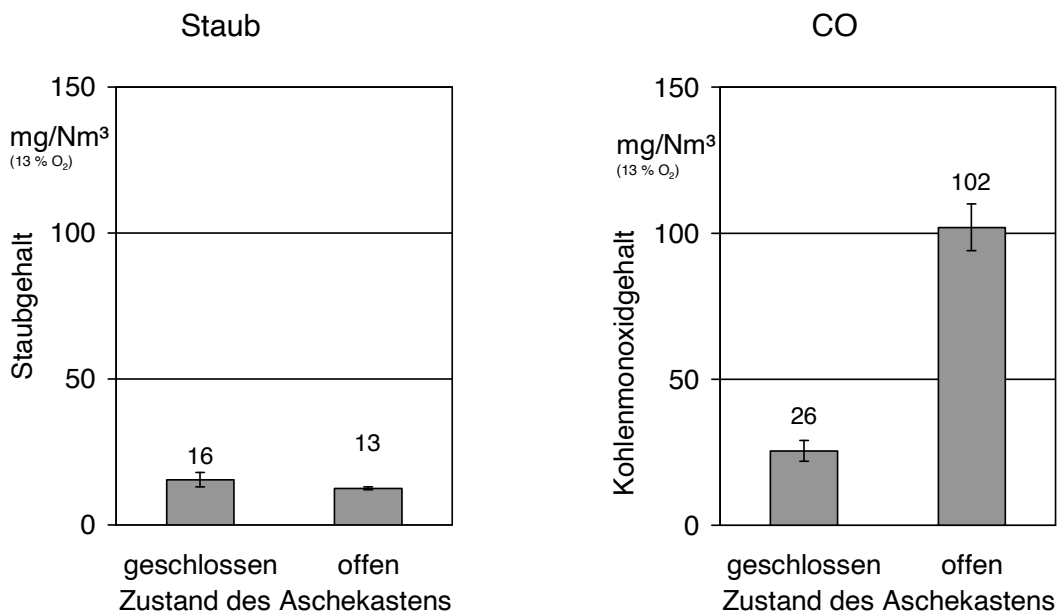


Abbildung 39: Staub- und CO-Emissionen eines Pelletkessels (Windhager) mit geöffnetem Aschekasten (Falschlufzutritt). Brennstoff: Holzpellets ($w=5\%$), Leistung: 24 kW, Mittelwerte und Bandbreite von zwei Messungen

Beim Staub erhöhte sich die Konzentration im Abgas um das 6-fache, während beim CO sogar eine deutliche Überschreitung des derzeitigen Emissionsgrenzwertes von 4000 mg/Nm³ nach 1. BImSchV eintrat (Abbildung 40). Eine mögliche Erklärung für den Staubanstieg bietet die erhöhte Abgasgeschwindigkeit im Wärmetauscher infolge der gestiegenen Luftmenge. Die mit der höheren Abgasgeschwindigkeit eintretende stärkere Verwirbelung könnte für eine zunehmende Ablösung von angelagerten Partikeln führen.

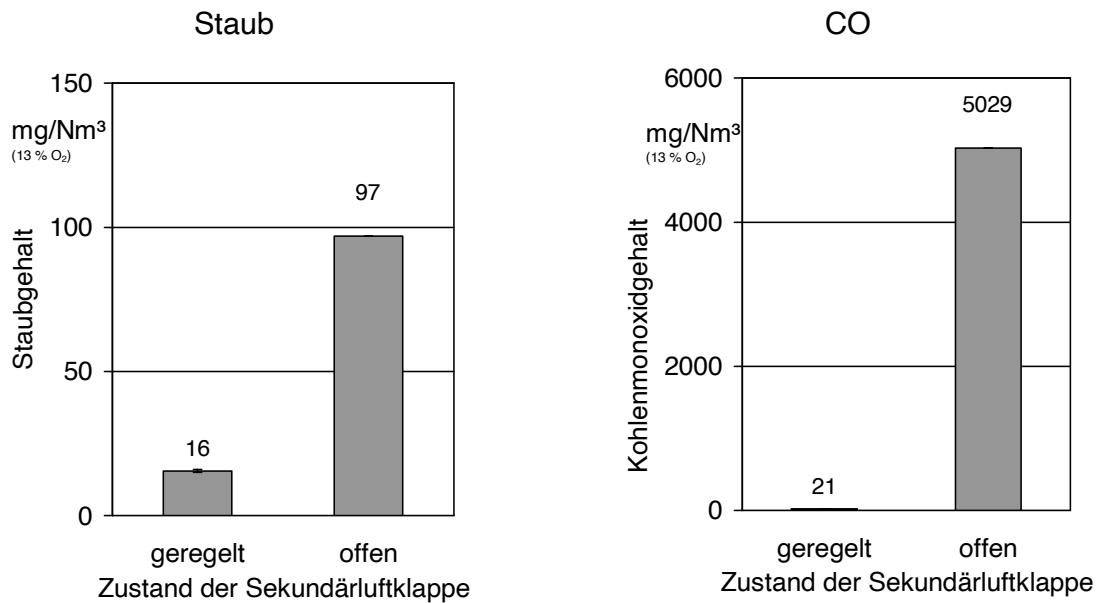


Abbildung 40: Staub- und CO-Emissionen eines Scheitholzessels (Fischer) ohne und mit fehlerhafter Sekundärluftregelung. Brennstoff: Fichtenscheitholz ($w=11\%$), Leistung: 25 kW. Mittelwert und Bandbreite von zwei Messungen außer Zustand "offen" (ein Wert)

Ein ähnliche Wirkung wird auch bei einer verstellten Sollwertvorgabe für den Sauerstoffgehalt im Abgas erzielt. Derartige Fehleinstellungen sind in der Praxis wiederholt beobachtet worden. Wenn die Sollwertvorgabe bei der untersuchten Hackschnitzelfeuerung von den hier üblichen 8 % O₂ fälschlicherweise auf 5 % O₂ vermindert wird, so ergibt sich ein deutlicher Emissionsanstieg für Kohlenmonoxid, während sich der Staubausstöß nur geringfügig erhöht (Abbildung 41).

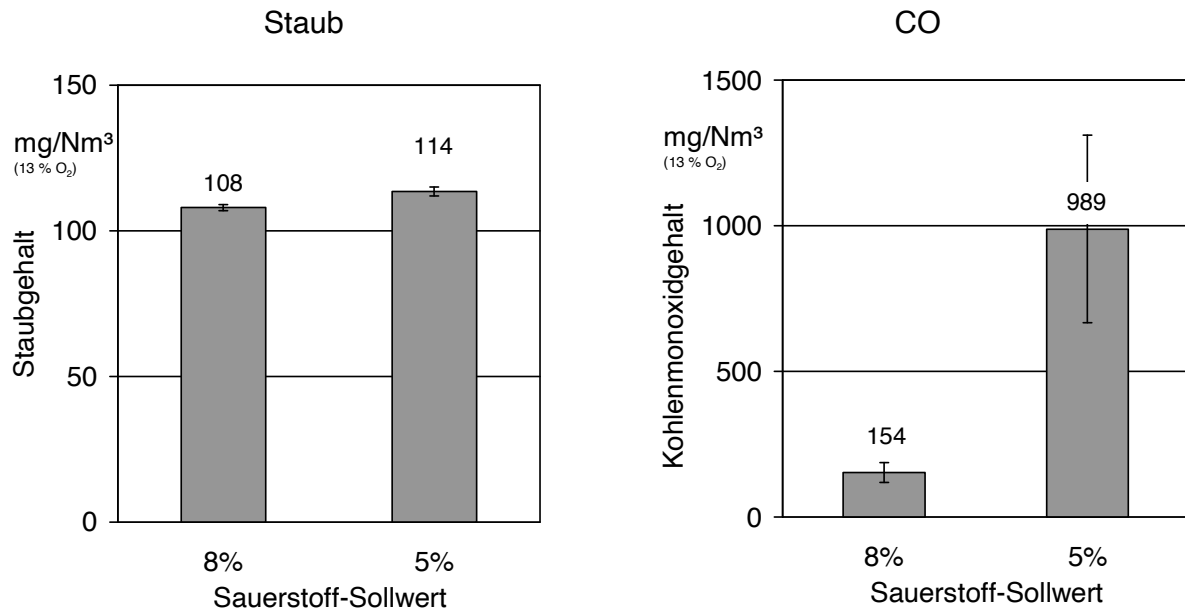


Abbildung 41: Staub- und CO-Emissionen einer Hackschnitzelfeuerung (Hargassner) mit normaler (8 %) und falscher (5 %) Sauerstoff-Sollwert Einstellung. Brennstoff: Fichtenhackschnitzel ($w=17\%$), Leistung: 30 kW, Mittelwerte und Bandbreite von je zwei Messungen

4.5.4.3 Fehlerhafte Anlagenausrüstung

Holzfeuerungsanlagen werden in der Praxis gelegentlich unvollständig oder fehlerhaft ausgeliefert. Weiterhin kann eine fehlerhafte Anlagenausrüstung auch durch den Betreiber verursacht werden, indem dieser die Anlage beispielsweise nach Reinigungsarbeiten nicht wieder vollständig zusammensetzt. Derartige Fälle wurden im hier durchgeführten Projekt nachgestellt, indem unter anderem die Turbulatoren der Anlage entfernt wurden. Dadurch wurden die Flächen des Plattenwärmetauschers mit einer weniger turbulenten Abgasströmung durchströmt. Außerdem kann sich dadurch ein gleichmäßiges Temperaturprofil im Strömungsquerschnitt ausprägen, was die Wärmeabgabe an das Kesselwasser behindert.

Die Ergebnisse hierzu zeigt Abbildung 42. Demnach ergeben sich keine Auswirkungen auf den Staubausstoß und auch kein relevanter Anstieg beim Kohlenmonoxidgehalt im Abgas, wenn die Turbulatoren fehlen. Allerdings kommt es beim feuerungstechnischen Wirkungsgrad ohne Turbulatoren zu einer Verminderung um 3 Prozentpunkte (von 91 auf 88 %). Entsprechend sinkt auch die erzielbare Anlagenleistung.

Als weiteren Modellfall einer fehlerhaften Anlagenausstattung wurde eine Schamottumlenkplatte im Wärmetauscherbereich entfernt. Es handelte sich hierbei um eine Platte, durch die die zunächst aufwärts gerichteten Brenngase nach ihrem Ausbrand wieder umgelenkt werden, um erst in einem unteren Wendepunkt in den Plattenwärmetauscher einzutreten (vgl. hierzu Abbildung 3, Ziffer 22).

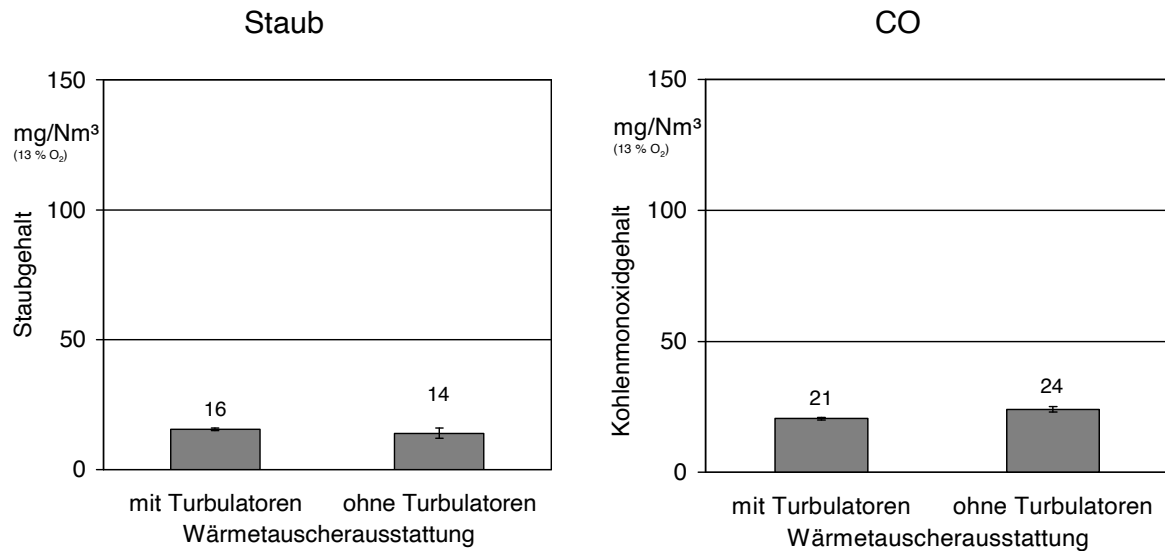


Abbildung 42: Staub- und CO-Emissionen eines Scheitholzessels (Fischer) ohne und mit Turbulatoren im Wärmetauscher. Brennstoff: Fichtenscheitholz ($w=11\%$), Leistung: 26 kW. Mittelwerte und Bandbreite von zwei Messungen

Ohne diese Platte wird das Strömungsverhalten der Rauchgase empfindlich gestört und zumindest ein Teilstrom der Rauchgase kann zu einer Kurzschluss-Verbindung zwischen der Nachbrennkammer und dem Saugzuggebläse führen (ohne Durchströmung der Wärmetauscherzüge). Diese Situation, die ebenfalls bereits in der Praxis zu beobachten war, führt zu einer sichtbaren Staubemissionserhöhung und zu einer deutlichen Steigerung der Kohlenmonoxidemission. Ohne die Schamotteumlenkplatte ist ein dauerhafter Betrieb mit niedrigen CO-Emissionen nicht möglich. Das zeigt Abbildung 43. Außerdem ist der feuerungstechnische Wirkungsgrad um 3 Prozentpunkte gemindert (von 91 auf 88 %).

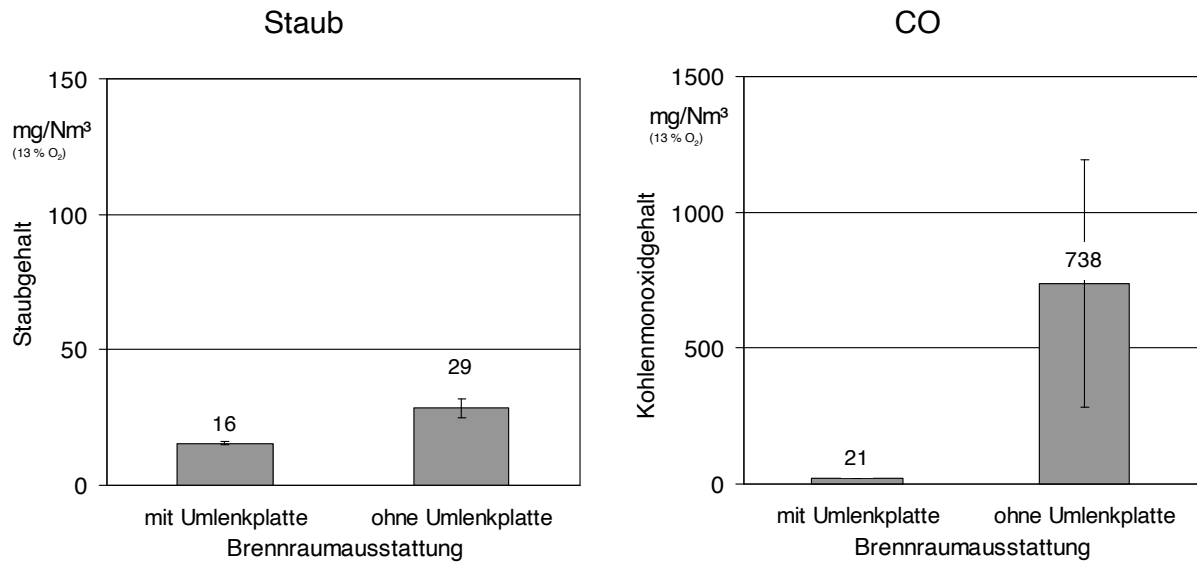


Abbildung 43: Staub- und CO-Emissionen eines Scheitholzessels (Fischer) ohne und mit Schamotteumlenkplatte im Übergang Feuerraum/Wärmetauscher. Brennstoff: Fichtenscheitholz ($w=11\%$), Leistung: 26 kW. Mittelwerte und Bandbreite von zwei Messungen

5 Schlussfolgerungen

Die dargestellten Ergebnisse lassen eine Vielzahl von Schlussfolgerungen zu, von denen einige nachfolgend zusammengestellt sind. Sie betreffen sowohl messtechnische als auch betriebs- und anlagenbedingte Fragen.

Anhand der Ergebnisse zu den messtechnischen Fragestellungen lässt sich feststellen, dass Staubmessungen nach VDI 2066 stets mit (ggf. nachgeschaltetem) Planfilter erfolgen sollten. Eine alleinige Verwendung von Quarzwattfiltern oder vorgefertigten Quarzfaserhülsen sollte unterbleiben. Die Temperaturen bei denen die Staubabtrennung aus dem Teil-Abgasstrom stattfindet, spielen offenbar ebenfalls eine gewisse Rolle. Eine einheitliche Vorgehensweise zwischen Kaminkehrer- und VDI-Messverfahren scheint hier sinnvoll. Da aber auch bei einheitlichen Abscheidetemperaturen größere Messabweichungen zwischen den beiden Verfahren zu beobachten sind, sollte eine systematische Ursachenanalyse erfolgen, die zum Ziel hat, eine stärkere Vereinheitlichung beider Messverfahren herbeizuführen. Hierbei sollte vor allem eine Präzisierung der Verfahrensabläufe und Messbedingungen bei der Vor- und Nachbehandlung des Filtermediums angestrebt werden. Weitere Hinweise zu dieser Problematik ergeben sich aus dem Teilbericht des Projektpartners IVD.

Die Ergebnisse mit dem neuartigen Verfahren zur Sofortfeststellung von Staubgrenzwertüberschreitungen (Delta-p-Methode) zeigen, dass ein relativ hoher Nutzen für die Praxis der Überwachungsmessungen gegeben wäre. Der klare statistische Zusammenhang zwischen dem Delta-p-Wert und der gravimetrisch bestimmten Staubkonzentration zeigt den inzwischen erreichten hohen Entwicklungsstand des Verfahrens. Die geringe Wahrscheinlichkeit einer Fehldiagnose bei einem Delta-p-Schwellenwert bis 36 hPa legt eine Praxiseinführung für die Überwachungsmessungen nach 1. BImSchV und/oder für den Einsatz durch einen Wartungskundendienst nahe.

Weitere Schlussfolgerungen ergeben sich zu den untersuchten betriebs- und anlagenbedingten Einflussgrößen. Hierzu zählt der Wassergehalt im Brennstoff. Wenn dieser bei Holzhackschnitzeln zu niedrig ist, steigt das Risiko eines überhöhten Staubausstoßes. Bei Pelletfeuerungen ist der Wassergehalt dagegen kaum variabel, hier wird jedoch dem Feingehalt im Brennstoff gemeinhin eine höhere Bedeutung als Qualitätsparameter für die Verbrennung zugeschrieben. Allerdings ist dessen Auswirkung offenbar stark anlagenabhängig, denn in der vorliegenden Untersuchung zeigten Abrieb- und Bruchkörner erst bei sehr hohen Feingehalten im Brennstoff eine nachteilige Wirkung auf das Emissionsverhalten der Anlage.

Bei Scheitholzesseln sollte der Messzeitpunkt stärker eingegrenzt werden, auch wenn es sich um die inzwischen ausschließlich eingesetzten Anlagen nach dem unteren Abbrandprinzip handelt. Für die Staub- und CO-Emissionen ist zu folgern, dass die Messergebnisse am günstigsten ausfallen, wenn sich die Verbrennung ca. 20 bis 30 Minuten nach einer Brennstoffauflage in einem quasi-stationären Zustand eingeregelt hat.

Eine automatische Wärmetauscherabreinigung sollte während der Messung nicht betrieben werden, da hierbei überwiegend negative Effekte auf den Staubausstoß festgestellt wurden. Ein guter Reinigungszustand der Anlage (Wärmetauscherzüge, Umlenkammern, Ascheentnahmestellen, Feuerraum) erhöht dagegen generell die Wahrscheinlichkeit günstiger Staubmesswerte.

Als häufige Ursache für überhöhte Schadstoffemissionen ist außerdem der weitere Anlagen- und Betriebszustand anzusehen. Hierzu zählt vor allem der Hohlbrand, der wegen überhöhter CO-Emissionen vermieden werden sollte. Aber auch eine fehlerhafte Anlagenausstattung oder -einstellung kann für überhöhte Messwerte verantwortlich sein. Hierbei lohnt sich unter anderem eine Überprüfung der Sollwerteneinstellung für den Sauerstoffgehalt im Abgas (Regelungsvorgabe) oder der baulichen Vollständigkeit, z. B. der Schamottebauteile oder Turbulatoren, wobei sich letztere eher auf die Leistung und den Wirkungsgrad als auf die Schadstoffemissionen auswirken. Außerdem sind Undichtigkeiten und Falschlufzutritt über evtl. undichte Aschekästen zu vermeiden. Besonders wichtig ist auch die Funktionstauglichkeit von Stellklappen für die Luftzuführung. Die weitaus deutlicher von derartigen Mängeln betroffene Messgröße stellt allerdings nicht der Staubausstoß, sondern die Kohlenmonoxidemission dar.

Allgemeine Schlussfolgerung. Wechselnde Betriebsbedingungen sind bei Holzfeuerungen im Praxisbetrieb unvermeidlich, da ein "stationärer Betriebszustand" kaum wirklich erreichbar ist. Vor allem gilt dies für Scheitholz- und Hackschnitzelfeuerungen. Das liegt an der Tatsache, dass auch unter standardisierten Prüfbedingungen eine relativ große Varianz der Messwerte unvermeidlich ist, vor allem wenn die Mess- und Probenahmezeit nur die gemäß 1.BImSchV üblichen 15 Minuten beträgt. Die Gründe hierzu sind zu suchen in

- den Brennstoffeigenschaften, die beim Naturprodukt Holz natürlichen Schwankungen unterliegen (z. B. lokale Wassergehaltsschwankungen, ungleichmäßige Brennstoffkorngrößen, Entmischung von Feinbestandteilen, etc.),
- der Inhomogenität der Brennstoffbeschickung (z. B. praxisübliche Schneckenbeschickungstakte, ungleichmäßiges Nachrutschen von Scheiten aus einem Vorratsschacht),
- momentanen (kurzfristigen) Leistungsschwankungen,
- verzögerten regelungstechnischen Eingriffen,
- einem ggf. gestuften Gebläsebetrieb (z. B. getakteter Leistungswechsel zwischen zwei Laststufen) und
- einer Zunahme von Verunreinigungen während des Messablaufes oder Messzyklusses (z. B. zunehmende Ascheablagerungen im Feuerraum zwischen zwei Ascheräumphasen).

Infolge dieser Streuungsursachen ist die Wiederholbarkeit bzw. Reproduzierbarkeit der Messwerte im Vergleich zu anderen Feuerungen relativ gering, wodurch eine hohe Messunsicherheit akzeptiert werden muss. Vor diesem Hintergrund sind die hier vorgestellten Ergebnisse vorsichtig zu interpretieren. Als generelle Folgerung gilt daher aber auch, dass die genannten Messunsicherheiten bei einer künftigen Verschärfung der Anforderungen an die Abgasqualität von Holzfeuerungen durch Berücksichtigung einer angemessenen Messwerttoleranz mit einfließen sollten.

Zusammenfassung

Bei Holzfeuerungen unterscheiden sich die Messergebnisse an Feuerungsprüfständen wesentlich von den Ergebnissen der Überwachungsmessung durch die Kaminkehrer in der Praxis. Bei diesen Überwachungsmessungen werden Holzfeuerungen hauptsächlich wegen überhöhter Staubemissionen beanstandet. Inwieweit hierfür der Anlagenzustand, die Betriebsart oder möglicherweise auch verfahrenstechnische Unterschiede in der Messtechnik verantwortlich gemacht werden können, ist bislang nicht systematisch untersucht worden. In der vorliegenden Arbeit wurden hierzu geeignete Versuchsanstellungen durchgeführt. Außerdem wurden zusätzliche Daten zur Verifikation eines neuartigen Messverfahrens zur Sofortfeststellung von Staubgrenzwertüberschreitungen (Delta-p-Methode) erhoben.

Messverfahrenstechnische Unterschiede. Der Vergleich des Messverfahrens nach 1. BImSchV (Kaminkehrermethode) mit der Messvorschrift der VDI-Richtlinie 2066 (Messung im heißen Abgas) zeigt bei insgesamt 107 Parallelmessungen einen Mehrbefund der Kaminkehrermessungen von ca. 5 %. Dieser Mehrbefund erhöht sich auf ca. 10 %, wenn das Abgas beim VDI-Verfahren auf die bei der Kaminkehrermethode übliche Abscheidetemperatur von 70 °C gekühlt wird (65 Parallelmessungen). Im direkten Vergleich zwischen einer ungekühlten mit einer gekühlten VDI-Messvariante hatte sich in 66 Parallelmessungen lediglich eine 4 %-ige Differenz (Erhöhung) eingestellt.

Beim Kaminkehrerverfahren kommt es offenbar auch auf die Methode der Filterbehandlung vor und nach der Rückwaage an. Ein Vergleich der Wiegung/Auswertung zwischen dem TFZ und dem ZIV ergab Abweichungen vor allem bei höheren Konzentrationen. Hier kommt die Auswertung des ZIV zu einer höheren Staubemission. Beispielsweise liegt das Messergebnis bei einem Emissionsniveau von 150 mg/Nm³ beim ZIV um ca. 10 % höher, als bei einer Wiegung und Auswertung des TFZ.

Eine Beurteilung der Filtermaterialien für die Messung nach der VDI-Methode wurde mit vorgefertigten Quarzfaserhülsen sowie mit gestopften Quarzwatthülsen durchgeführt. Bei beiden Hülsen zeigte sich, dass in den nachgeschalteten Planfiltern noch eine signifikante zusätzliche Partikelmasse abgeschieden wird. Bei erhöhten Anforderungen an die Messgenauigkeit sollte demnach eine alleinige Verwendung solcher Hülsen ohne nachgeschalteten Planfilter unterbleiben.

Neben den Staubmessverfahren wurde auch der mögliche Fehler bei einer starken Abweichung vom Kernstrom während der Probennahme im Abgasquerschnitt untersucht, da hierdurch normalerweise eine Auswirkung auf die gemessene Staubkonzentration vermutet wird. Ein derartiger Effekt war aber nicht zu beobachten.

Eine sichtbare Auswirkung wurde dagegen für die Wahl des Messzeitpunkts im Ablauf der Verbrennung eines Scheitholzkessels festgestellt. In Versuchen mit insgesamt 12 aufeinander folgenden Staub und CO-Messungen wurde ein kompletter Abbrandzyklus abgebildet. Für beide Messgrößen ist zu folgern, dass die Messergebnisse am günstigsten ausfallen, wenn sich die Verbrennung ca. 20 bis 30 Minuten nach einer Brennstoffauflage in einem quasi-stationären Zustand befindet.

Sofortfeststellung von Staubgrenzwertüberschreitungen (Delta-p-Methode). Hierbei handelt es sich um eine neu entwickelte Schnellbestimmungsmethode zur sofortigen Feststellung der Staubsicherheit von Holzfeuerungsanlagen in der Praxis wobei der mit zunehmender Filterverschmutzung beobachtete Anstieg des Differenzdrucks ("Delta-p") über dem Filter einer konventionellen Staubbmesssonde bestimmt wird, um eine mögliche Grenzwertüberschreitung anzuzeigen. Hierzu wurden insgesamt 135 Parallelmessungen ausgewertet, hierunter waren auch 41 Praxismessungen des Projektpartners IVD, die an 18 verschiedenen Anlagen zustande gekommen waren.

Zwischen dem Delta-p-Wert und der gravimetrisch bestimmten Staubkonzentration zeigt sich ein klarer statistischer Zusammenhang. Eine Analyse der Wahrscheinlichkeit für eine Falschbeurteilung der Staubemission bei veränderlichen Schwellenwerten für Delta-p ergibt für das hier vorliegende Datenmaterial, dass bei einem Schwellenwert von 36 hPa 114 von 135 Anlagen unmittelbar vor Ort als "staubsicher" erkannt worden wären, wobei es in keinem Fall zu einer Fehldiagnose gekommen wäre. Von den über dem Schwellenwert liegenden Messwerten hätten 10 von 21 Anlagen unnötigerweise durch Filterwiegung ausgewertet werden müssen. Der Schwellenwert von 36 hPa beschreibt den oberen möglichen Bereich eines geeigneten Kriteriums. Er ergibt sich aufgrund des klaren statistischen Zusammenhangs und der prüfstandähnlichen Bedingungen. In einem früheren praxisähnlicheren Feldversuch [9] mit größerer Streuung hatte sich ein Schwellenwert von 24 hPa ergeben, so dass ein geeignetes Kriterium in diesem Bereich zu suchen ist.

Einflüsse des Anlagenbetriebs und des Brennstoffs. Der Einfluss der Heizlast wurde in 5 verschiedenen Stufen an einem Hackschnitzelkessel mit 25 kW und in zwei Stufen an einer Hackschnitzelfeuerung mit 100 kW untersucht. Nennenswerte Auswirkungen wurden jedoch nicht beim Staub sondern nur für die Kohlenmonoxidemissionen festgestellt, die im Teillastbereich deutlich ansteigen können.

Deutlicher war die Wirkung auf den Staubaussstoß beim Wassergehalt von Hackschnitzeln, der in einer 100 kW Hackschnitzelfeuerung von 7 bis 39 % in fünf Stufen variiert worden war. Bei den hohen Wassergehaltsstufen zeigt sich eine deutliche Staubemissionsminderung, allerdings erfolgt dies normalerweise eher auf Kosten erhöhter CO-Emissionen, wengleich dieser aus der Literatur bekannte Zusammenhang hier weniger eindeutig war.

Auch an einer Pelletfeuerung konnte ein Einfluss der Brennstoffqualität festgestellt werden. Hier erwiesen sich überhöhte Feianteile im Brennstoff, die durch definierte Pellet-Feinmaterial-Gemische in 7 Stufen von <1, 1, 2, 5, 10, 20 und 50 % (der Masse) hergestellt worden waren, als eher nachteilig, vor allem für den CO-Ausstoß. Beim Staubaussstoß wurde ein erkennbarer Anstieg der Messwerte allerdings erst bei einem extrem hohen Feinanteil von 50 % festgestellt, wobei dieser jedoch aufgrund der insgesamt sehr geringen Staubemissionen nicht relevant war.

Einflüsse des Anlagenzustands und von Funktionsstörungen. Als Anlagezustand wurden diverse mechanische Vorgänge während der Messungen aber auch der Reinigungszustand der Anlage gezielt abgestuft, um deren Wirkung auf das Emissionsverhalten festzustellen. Außerdem wurden mögliche Funktionsstörungen wie Hohlbrand, Falschlufzuführen, fehlerhafte O₂-Regelung bzw. -voreinstellung und eine unvollständige Anlagenausstattung gezielt nachgestellt.

Im Falle der verwendeten Rostfeuerung (Hackschnitzkessel HDG, 100 kW) ließen sich keine Nachteile durch einen während der Messung ausgelösten Rostvorschub mit gleichzeitigem Entschneckenbetrieb feststellen. Lediglich bei Messungen, die während einer automatischen Reinigung der Wärmetauscherzüge durchgeführt wurden, zeigten sich geringe (Pelletkessel Windhager, 21 kW) bis größere (Hackschnitzkessel Hargassner, 25 kW) Auswirkungen sowohl beim Staub- als auch beim CO-Ausstoß.

Bei den Messungen mit unterschiedlichem Wartungszustand ergab sich ein uneinheitliches Bild. Messungen die unmittelbar vor bzw. nach einer kompletten Anlagenreinigung durchgeführt wurden, zeigten nur in 2 von 3 Fällen eine zum Teil auch nur geringe Staubminderung bei gleichzeitig wenig veränderten CO-Emissionen. Im dritten gemessenen Fall (Hackschnitzelfeuerung Hargassner, 25 kW) kam es nach der Reinigung der Wärmetauscherzüge, Umlenkammern, Ascheentnahmestellen und des Feuerraums sogar zu einem nennenswerten Emissionsanstieg. Auch eine bewusst herbeigeführte extreme Verunreinigung durch ein manuelles Auffüllen der Aschesammelstellen im Wärmetauscher brachte keinen Emissionsanstieg an der hierzu untersuchten 25 kW-Hackschnitzelfeuerung.

Die gezielt herbeigeführten Funktionsstörungen waren dagegen in ihrer Wirkung meist eindeutiger, vor allem für den Kohlenmonoxidausstoß. Beispielsweise wurden während eines Hohlbrandes in einem 30 kW Scheitholzessel zwar keine überhöhten Staubemissionen, jedoch ein deutlicher CO-Anstieg von 21 auf ca. 1000 mg/Nm³ (bei 13 % O₂) registriert. Auch ein Falschlufzutritt über einen geöffneten Aschekasten zeigte Wirkung bei einem 21 kW-Pelletkessel; das Gleiche gilt für eine defekte Sekundärluftklappe oder eine bewusst falsche Sollwerteneinstellung an der O₂-geführten Verbrennungsregelung bei einer 25 kW-Hackschnitzelfeuerung. Weitgehend unempfindlich reagierte dagegen der Staubausstöß bei Falschlufzutritt über eine undichte Fülltür. Das Gleiche gilt auch beim Fehlen der Turbulatoren im Wärmetauscher bzw. einer Schamotteumlenkplatte im Nachbrennbereich eines 30 kW Scheitholzessels.

Quellenverzeichnis

- [1] Bundesverband des Schornsteinfegerhandwerks - Zentralinnungsverband (ZIV) (Hrsg.) (1999): Auswertungen der Emissionsmessungen nach der 1. BImSchV an Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe, Basis: 1999. Sankt Augustin: ZIV
- [2] Deutsches Institut für Normung (1978): DIN 51 718 (01/1978): Feste Brennstoffe - Bestimmung des Wassergehalts
- [3] Deutsches Institut für Normung (1999): DIN EN 303-5, Teil 5: Heizkessel für feste Brennstoffe, hand- und automatisch beschickte Feuerungen, Nenn-Wärmeleistungen bis 300 kW, Begriffe, Anforderungen, Prüfungen und Kennzeichnung
- [4] Deutsches Institut für Normung (1990): DIN 4702, Teil 2 (03/1990): Heizkessel - Regeln für die heiztechnische Prüfung
- [5] Bundesrepublik Deutschland (1988): Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Artikel 1 der Verordnung zur Neufassung der Ersten und Änderung der Vierten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes), Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen, 1. BImSchV, vom 15. Juli 1988 (BGBl I, S. 1059), neugefasst durch Bekanntmachung vom 14.3. 1997 (BGBl I, S. 490), zuletzt geändert durch Art. 4 der Verordnung vom 14. 8. 2003 (BGBl I, S. 1614)
- [6] Hartmann, H.; Böhm, T.; Maier, L. (2000): Naturbelassene biogene Festbrennstoffe - Umweltrelevante Eigenschaften und Einflussmöglichkeiten. Reihe "Materialien, Nr. 154. München: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, 155 Seiten
- [7] Hartmann, H.; Schmid, V.; Link, H.; Puttkamer, T. von; Unterberger, S.; Hering, T.; Pilz, M.; Thrän, D.; Härtlein, M. (2004): Einflussmöglichkeiten: Verbrennung. In: Härtlein, M.; Eltrop, L.; Thrän, D. (Hrsg.): Voraussetzung zur Standardisierung biogener Festbrennstoffe, Teil 1: Brennstoffeigenschaften, Auswirkungen und Einflussmöglichkeiten. Schriftenreihe "Nachwachsende Rohstoffe" der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR), Nr. 23. Münster: Landwirtschaftsverlag, S. 196-285
- [8] Hartmann, H.; Roßmann, P.; Link, H.; Marks, A. (2004): Erprobung der Brennwerttechnik bei häuslichen Hackschnitzelfeuerungen mit Sekundärwärmetauscher. Berichte aus dem TFZ, Nr. 2. Straubing: Technologie- und Förderzentrum (TFZ), 49 Seiten
- [9] Hartmann, H.; Schmid, V.; Link, H.; Roßmann, P.; Decker, T.; Ester, S.; Wazula, H.; Schmoeckel, G. (2005): Vereinfachte Überwachung der Staubemissionen bei Holz-Kleinfeuerungsanlagen (Delta-p-Methode). Reihe "Materialien", Nr. 183. München: Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, 90 Seiten
- [10] Launhardt, T.; Hartmann, H.; Link, H. (1999): Emissionsmessungen an 21 bayerischen Zentralheizungsanlagen für Holzhackgut. Reihe "Gelbes Heft", Nr. 65, 39 Seiten
- [11] Österreichisches Normungsinstitut (1998): ÖNORM M 7133: Holzhackgut für energetische Zwecke - Anforderungen und Prüfbestimmungen
- [12] Oser, M.; Nussbaumer, Th.; Müller, P.; Mohr, M.; Figi, R. (2003): Grundlagen der Aerosolbildung in Holzfeuerungen: Beeinflussung der Partikelemissionen durch Primärmaßnahmen und Konzept für eine partikelarme automatische Holzfeuerung (Low-Particle-Feuerung), Schlussbericht Projekt 26688, Bundesamt für Energie, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Zürich und Bern, ISBN 3-908705-02-9, 95 Seiten

- [13] Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN - Normenausschuss (1986): VDI 2066, Blatt 3 (04/1986): Messen von Partikeln; Manuelle Staubmessung in strömenden Gasen; Gravimetrische Bestimmung der Staubbiladung; Filterkopfgerät (40 m³/h)
- [14] Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN - Normenausschuss (1975): VDI 2066, Blatt 1 (10/1975): Messen von Partikeln; Staubmessungen in strömenden Gasen; Gravimetrische Bestimmung der Staubbiladung; Übersicht
- [15] Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN - Normenausschuss (1975): VDI 3481, Blatt 1 (08/1975): Messung gasförmiger Emissionen; Messen der Kohlenwasserstoff-Konzentration; Flammen-Ionisations-Detektor (FID)
- [16] Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN - Normenausschuss (1993): VDI 2066, Blatt 2 (08/1993): Messen von Partikeln; Manuelle Staubmessung in strömenden Gasen; Gravimetrische Bestimmung der Staubbiladung; Filterkopfgeräte (4 m³/h, 12 m³/h)
- [17] Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN - Normenausschuss (1993): VDI 2066, Blatt 7 (08/1993): Messen von Partikeln; Manuelle Staubmessung in strömenden Gasen; Gravimetrische Bestimmung geringer Staubgehalte; Planfilterkopfgeräte

Berichte im Rahmen dieser Schriftenreihe

Berichte aus dem TFZ:

1	Qualitätssicherung bei der dezentralen Pflanzenölerzeugung für den Nicht-Nahrungsbereich Projektphase 1: Erhebung der Ölqualität und Umfrage in der Praxis
2	Erprobung der Brennwerttechnik bei häuslichen Holzhackschnitzelheizungen mit Sekundärwärmetauscher
3	Daten und Fakten zur dezentralen Ölgewinnung in Deutschland
4	Untersuchungen zum Feinstaubausstoß von Holzzentralheizungsanlagen kleiner Leistung
5	Qualität von kaltgepresstem Rapsöl als Speiseöl und Festlegung eines Qualitätsstandards
6	Entwicklung einer Prüfmethode zur Bestimmung der Cetanzahl von Rapsölkraftstoff
7	Untersuchung der Wechselwirkungen zwischen Rapsöl als Kraftstoff und dem Motorenöl in pflanzenöлтаuglichen Motoren
8	Wärmegewinnung aus Biomasse – Begleitmaterialien zur Informationsveranstaltung
9	Maize as Energy Crop for Combustion - Agricultural Optimisation of Fuel Supply
10	Staubemissionen aus Holzfeuerungen – Einflussfaktoren und Bestimmungsmethoden

