

**Abteilung
Reinhaltung der Luft**

**Untersuchungen zur Feinstaubentstehung und CO-
Bildung beim Verbrennungsprozess in chargenweise
betriebeenen Hausbrandfeuerstätten und Entwicklung
emissions- und partikelarmer Feuerungsanlagen**



**Institut für Feuerungs- und
Kraftwerkstechnik (IFK)**

Endbericht

zum

AiF / FDBI Vorhaben Nr. 16207 N

Untersuchungen zur Feinstaubentstehung und CO-Bildung beim Verbrennungsprozess in chargenweise betriebenen Hausbrandfeuerstätten und Entwicklung emissions- und partikelarmer Feuerungsanlagen

M.Sc. Winfried Juschka

Dr.-Ing. Michael Struschka

Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik (IFK)

Universität Stuttgart

Pfaffenwaldring 23, 70569 Stuttgart

Tel.: +49 711 685 63487

Fax: +49 711 685 63491

ifk@ifk.uni-stuttgart.de

30. April 2012

Inhalt

1	Wissenschaftlich-technische und wirtschaftliche Problemstellung.....	1
2	Grundlagen der Emissionsbildung bei der Holzverbrennung	2
2.1	Kohlenwasserstoffe.....	3
2.2	Partikel	5
3	Bestandsaufnahme zur Partikelmesstechnik.....	7
3.1	Gravimetrische Messverfahren	7
3.2	Optische Partikelmessung	9
3.3	Elektrische Partikelmessung.....	9
3.4	Weitere Partikelmessverfahren	10
4	Abbrandverhalten von chargenweise beschickten Feuerungen	12
5	Stand der Gerätetechnik für Feuerstätten	16
5.1	Feuerungsanlagen	16
5.2	Verbrennungsregelung	19
5.3	Abgasnachbehandlung	20
6	Entwicklung von Konzeptvarianten	22
6.1	Konstruktionsmethodik.....	22
6.2	Morphologischer Kasten	26
6.3	Bewertung der Konzeptvarianten.....	29
7	Optimierung der Strömungsführung.....	34
8	Konstruktion einer Musterfeuerung.....	37
9	Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung.....	41
9.1	Versuchsaufbau und Messtechnik	41
9.2	Versuchsdurchführung.....	42
9.3	Versuchsauswertung	43

10	Ergebnisse der Emissionsmessungen	48
10.1	Ergebnisse der Partikelmessungen	49
10.2	Einfluss des Anbrennvorganges und der Mittelungszeit	55
10.3	Einfluss der Sekundärluft	56
10.4	Einfluss der Luftregelung	57
10.5	Schlussfolgerungen	60
11	Zusammenfassung und Ausblick.....	61
12	Ergebnistransfer in die Wirtschaft	64
13	Literatur	66

1 Wissenschaftlich-technische und wirtschaftliche Problemstellung

In den Luftqualitätsrichtlinien des Rates der Europäischen Union sind Grenzwerte für Feinstäube mit Partikelgrößen bis 10 µm (PM10) in der Außenluft enthalten. Längerfristig ist damit zu rechnen, dass auch Partikel bis 2,5 µm (PM2,5) limitiert werden. Bei der Festlegung der Grenzwerte für PM10 stützt sich die EU-Kommission auf Empfehlungen der Weltgesundheitsorganisation (WHO). Diese hat, aufgrund von zahlreichen epidemiologischen Studien, einen Zusammenhang zwischen der Feinstaubkonzentration in der Außenluft und dem Risiko von Atemwegserkrankungen und daraus resultierender Todesfälle erkannt. Um sich organischer und anorganischer Partikel zu erwehren, besitzt der menschliche Organismus mechanische, zelluläre und biochemische Abwehrmechanismen. Eine Überlastung dieser Mechanismen durch z.B. hohe Partikelkonzentrationen, langfristige Exposition, Partikel mit toxischen oder krebserregenden Eigenschaften sowie durch sehr feine Partikel, die tief in die Lunge eindringen, kann zu entzündlichen oder allergischen Reaktionen des Körpers führen, die letztendlich in Krankheitsbildern münden können.

Die europäischen Luftqualitätsrichtlinien wurden in nationales Recht umgesetzt, seit 2005 sind entsprechende Immissionsgrenzwerte in Deutschland gültig. Seither hat sich gezeigt, dass die geforderten Grenzwerte sowohl räumlich als auch zeitlich häufig und z. T. deutlich überschritten werden. Deshalb müssen der Gesetzgeber (Bund) und die kommunalen Behörden weitergehende Maßnahmen zur Minderung der Staubemissionen umsetzen. Neben lokalen Luftreinhalte- und Aktionsplänen ist in diesem Zusammenhang vor allem die Novellierung der 1. BImSchV zu nennen, deren novellierte Fassung mit deutlich reduzierten Staubgrenzwerten für Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe am 22. März 2010 in Kraft trat.

Zur Erzeugung von Raum- und Prozesswärme sowie zur Warmwassererwärmung bei Haushalten und Kleinverbrauchern (neue Bezeichnung in Energiebilanzen: Gewerbe, Handel, Dienstleistungen) werden derzeit vor allem gasförmige, flüssige und feste Brennstoffe eingesetzt. Hierbei wird neben Erdgas vor allem leichtes Heizöl (Heizöl EL) in Feuerungsanlagen im Geltungsbereich der 1. BImSchV verbrannt. Feste Brennstoffe tragen nur zu einem vergleichsweise geringen Anteil zur Energieversorgung in diesen Bereichen bei (2005 knapp 10 %). Aufgrund der aktuellen Preissteigerungen bei Erdgas und Heizöl EL nimmt der Anteil von Biomassen und Kohlenbrennstoffen allerdings in der letzten Zeit merklich zu.

Wichtige Vertreter dieser Bauarten (z.B. Kaminöfen, Heizeinsätze für Kachelöfen) sollen in diesem Projekt feuerungstechnisch optimiert werden. In diesem Vorhaben sollen deshalb die Ursachen der Partikel- und CO-Bildung in chargenweise beschickten Hausbrandfeuerstätten für Braunkohlenbriketts und im Vergleich hierzu auch für Scheitholz untersucht werden. Ausgehend von diesen Untersuchungen sollen Minderungsmaßnahmen entwickelt und in Versuchs- und marktfähige Feuerungen umgesetzt werden.

2 Grundlagen der Emissionsbildung bei der Holzverbrennung

Der Verbrennungsprozess von holzartiger Biomasse kann grundsätzlich in drei Teilprozesse unterteilt werden (siehe Abbildung 1). Die Verbrennung von Holz beginnt mit der Erwärmungsphase. In der anschließenden Trocknungsphase, die hauptsächlich über 100 °C stattfindet, wird das am Holz anhaftende oder eingeschlossene Wasser verdampft. Dabei, wie auch bei den anderen Verbrennungsstufen, schreitet der Prozess von außen nach innen fort. Während der Brennstoff innen noch trocknet, beginnt außen bereits die pyrolytische Zersetzung der Holzbestandteile.

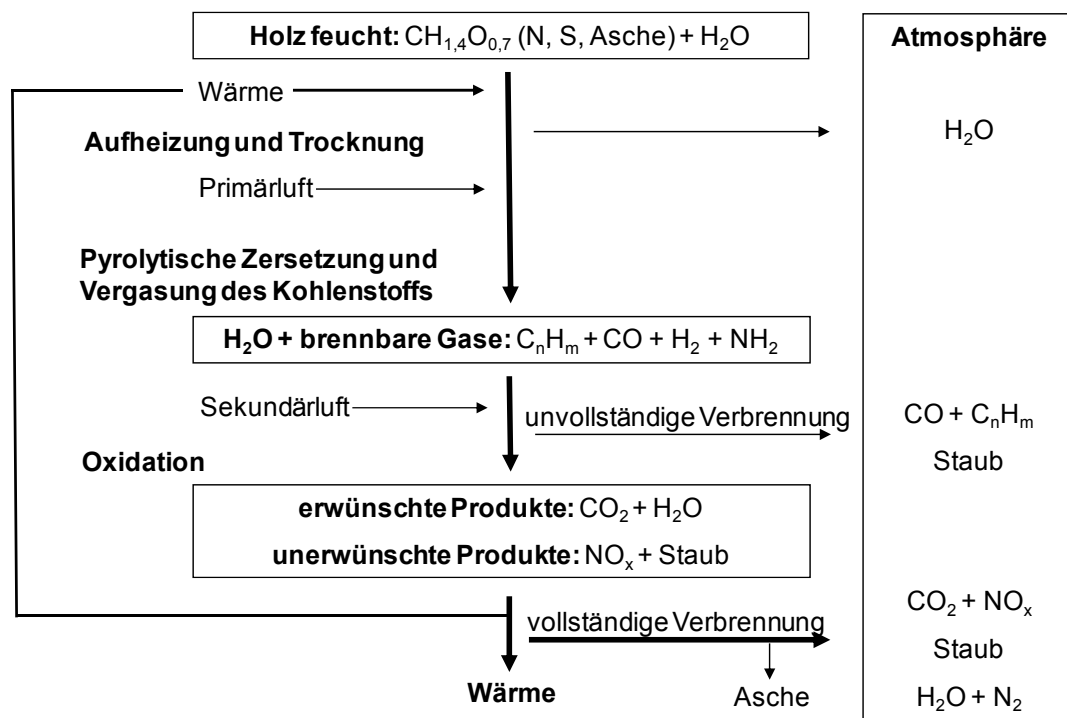


Abbildung 1 Abbrandverhalten von Holz [Kaltschmitt et al., 2001]

Unter Pyrolyse versteht man den chemischen Prozess, bei dem ausschließlich Wärme bei Sauerstoffausschluss zugeführt wird. Dabei kommt es zu einer Aufspaltung der langkettigen organischen Verbindungen in kürzerkettige Verbindungen. Es werden brennbare Gase in Form von Kohlenstoffmonoxid (CO) und gasförmigen Kohlenwasserstoffen sowie Pyrolyse-Öle (Teere) gebildet. Dieser Vorgang benötigt keinen Sauerstoff. Da Sauerstoff aber in chemisch gespeicherter Form (bei Holz ca. 44 % der Trockenmasse) oder durch Luftzuführung stets vorhanden ist, kommt es unter Wärmerfreisetzung unmittelbar nach der Aufspaltung zu mehr oder weniger vollständigen Oxidationsreaktionen.

Um den Prozess der Entgasung durch die Wärmerfreisetzung in Gang zu halten und in der Leistung zu steuern, wird in Feuerungsanlagen gezielt an den Ort der pyrolytischen Zersetzung (z. B. Glutbett) Luftsauerstoff als Primärluft zugeführt. Dieser Teilprozess wird auch als Vergasung bezeichnet. Dabei wird die benötigte Wärme aus unvollständigen Reaktionen der gasförmigen Pyrolyseprodukte mit Sauerstoff bereitgestellt. Zur Reaktion

der festen und flüssigen Pyrolyseprodukte (Kohle, Teere) sind im Vergleich zur pyrolytischen Zersetzung mit zum Teil über 500 °C, merklich höhere Temperaturen notwendig.

Im Teilprozess der Oxidation haben sich die Brenngase schon teilweise im Feuerraum ausgebreitet. Durch die gezielte Zuführung von Luftsauerstoff in dieser Phase (Sekundärluft) kann hier eine mehr oder weniger vollständige Oxidation der freigesetzten gasförmigen Produkte stattfinden. Dabei entsteht Kohlenstoffdioxid (CO_2) und Wasser. Der Abbau der Kohlenwasserstoffe erfolgt hierbei über die Bildung von CO als Zwischenprodukt, das in einer weitergehenden Oxidation zu CO_2 reagiert.

Außer der von Flammenbildung gekennzeichneten Oxidation ist bei biogenen Festbrennstoffen ebenso die flammenlose Verbrennung bedeutsam, die im Endstadium des Verbrennungsvorganges auftritt. Der als Endprodukt der pyrolytischen Zersetzung gebildete feste Kohlenstoff (Holzkohle) wird dabei im Glutbett zuerst vergast (Feststoffvergasung) und anschließend in der Gasphase oxidiert. Als Verbrennungsrückstand verbleibt die Asche [Kaltschmitt et al., 2001].

Bei der Verbrennung von naturbelassenem Holz werden mit dem Abgas Verbrennungsprodukte emittiert, die je nach Verbrennungszustand, in Produkte aus vollständiger bzw. unvollständiger Verbrennung unterteilt werden können. Stoffe aus der vollständigen Verbrennung der biogenen Hauptbrennstoffbestandteile (C, H, O) sind Kohlenstoffdioxid (CO_2), Wasserdampf (H_2O), Stickstoffoxide (NO_x) und anorganische Staub- und Aschepartikel. Stoffe aus der unvollständigen Verbrennung der Hauptbrennstoffbestandteile (C, H, O) sind im Wesentlichen Kohlenstoffmonoxid (CO), Kohlenwasserstoffe (C_nH_m), sowie Partikel (Ruß, Teere und kondensierbare organische Verbindungen).

Als Ursachen für eine unvollständige Verbrennung kann ein lokaler oder auch grundsätzlicher Luftmangel in Frage kommen. Oft ist die Verbrennungstemperatur in der Ausbrandzone (Oxidationszone) zu gering. Dadurch laufen die Reaktionen zu langsam ab, besonders dann, wenn zu feuchte Brennstoffe verwendet werden. Weiterhin kommt es zu einer unvollständigen Verbrennung, wenn die Verweilzeit der Reaktionspartner in der heißen Zone zu gering ist (z. B. auf Grund zu klein dimensionierter Feuerräume).

Zu hohe Wassergehalte im Brennstoff vermindern die Verbrennungstemperatur und führen zu einer Erhöhung des Abgasvolumens. Dadurch ist die Aufenthaltszeit der Brenngase im Brennraum herabgesetzt. Eine zu geringe Durchmischung der Brenngase mit der Verbrennungsluft kann außerdem zu einer Unterversorgung von Sauerstoff führen. Die Folge ist auch hier eine unvollständige Verbrennung.

2.1 Kohlenwasserstoffe

Bei der unvollständigen Verbrennung von Kohlenwasserstoffen kann im Abgas eine Vielzahl von Substanzen auftreten, welche einen ketten- oder ringförmigen Grundkörper aus Kohlenstoff und Wasserstoff aufweisen. Zusätzlich können neben diesen Elementen auch sog. Heteroatome wie z.B. Sauerstoff vorhanden sein. Zu solchen organischen Verbindungen gehören Alkohole, Aldehyde und organische Säuren wie z. B. Methan, Propan, Methanol, Formaldehyd, und Ameisensäure [Baumbach, 1994]. Viele dieser organischen Substanzen sind flüchtige Verbindungen und befinden sich im Abgas in gas- oder dampfförmigen Zustand. Andere dagegen kondensieren und können an Asche-

bzw. Rußpartikeln adsorbiert werden, wie z.B. die nachfolgend beschriebenen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK), oder liegen als teeartige Aerosole vor.

Läuft die Verbrennung bei höheren Temperaturen mit unzureichender Sauerstoffzufuhr oder schlechter Vermischung der Verbrennungsluft mit den Pyrolysegasen ab, können auch höhermolekulare Stoffe wie polyzyklisch aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) im Abgas von Holzfeuerungsanlagen auftreten. Dabei sind zwei oder mehr Benzolringe miteinander verknüpft (in Abbildung 2 ist beispielhaft Benzo[a]pyren dargestellt). Sowohl die Toxizität als auch der Siedepunkt der PAK nimmt mit der Anzahl der Benzolringe zu.

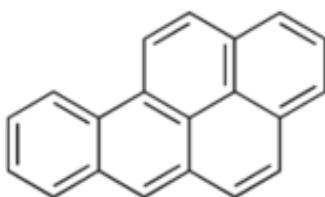


Abbildung 2 Strukturformel von Benzo[a]pyren

Die Polyzyklenbildung läuft in folgenden Teilschritten ab [Baumbach, 1994]:

- (1) Addition von kleineren aliphatischen Verbindungen und Zyklisierung zu hydroaromatischen Kohlenwasserstoffen mittlerer Molekülgröße
- (2) Überführung der hydroaromatischen Kohlenwasserstoffe in vollaromatische
- (3) Bildung größerer aus kleineren polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen.

Die wichtigsten polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe wurden von der amerikanischen Umweltbehörde EPA (Environmental Protection Agency) in der EPA-Liste zusammengefasst (siehe Tabelle 1). Darin werden insgesamt 16 Einzelverbindungen benannt, die nach Vorkommen, Bedeutung, Umweltrelevanz und toxikologischen Gesichtspunkten als Leitsubstanzen unter den PAK anzusehen sind.

Tabelle 1 PAK-Liste der US-amerikanischen Umweltbehörde Environmental Protection Agency (EPA)

Einzelverbindung	Anzahl Benzolringe	Einzelverbindung	Anzahl Benzolringe
Naphthalin	2	Benzo[a]anthracen	4
Acenaphthylen	3	Chrysen	4
Acenaphthen	3	Benzo[b]fluoranthen	5
Fluoren	3	Benzo[k]fluoranthen	5
Phenanthren	3	Benzo[a]pyren	5
Anthracen	3	Dibenz[ah]anthracen	5
Fluoranthen	4	Benzo[ghi]perylene	6
Pyren	4	Indeno[1,2,3-cd]pyren	6

2.2 Partikel

Das entstehende Abgas aus der Holzverbrennung besteht nicht nur aus gasförmigen Komponenten sondern enthält auch Partikel in fester und flüssiger Form. Die physikalischen und chemischen Eigenschaften dieser Partikel werden hauptsächlich durch die vorherrschende Verbrennungsqualität beeinflusst. Außerdem können Partikel durch das Mitreisen von Brennstoff- oder Ascheteilchen ins Abgas gelangen (Tabelle 2).

Tabelle 2 Partikelarten aus der Holzverbrennung, eingeteilt nach Verbrennungsqualität [Nussbaumer, 2003]

Partikel aus vollständiger Verbrennung	Partikel aus unvollständiger Verbrennung
mineralische Bestandteile des Holzes (z.B. CaO)	elementarer Kohlenstoff (Holzkohle)
Fremdteile, die am Holz anhaften (Sand, Erde)	organischer Kohlenstoff in Form von nicht verbrannten Holzbestandteilen
Salze (Sulfate, Chloride, Karbonate, Hydroxi- de, Oxide, Nitrate, ionische Verbindungen)	organischer Kohlenstoff in Form von Teer
Metalloxide (z.B. Al ₂ O ₃)	organischer Kohlenstoff in Form von Ruß

Bei der Verbrennung von Holz kommt es zu verschiedenen Partikelbildungsmechanismen, welche in Abhängigkeit von den Verbrennungsbedingungen unterschiedlich stark zu den Gesamtstaubemissionen beitragen (vgl. Abbildung 3).

Unter nahezu **vollständigen Verbrennungsbedingungen** gehören folgende Partikelbildungspfade zu den wichtigsten:

- **Fest-Dampf-Partikel-Pfad anorganischer Bestandteile:** Hierbei verdampfen die Komponenten im Glutbett ($> 600\text{ °C}$) und bilden, bei der Temperaturabnahme im Abgas, über Nukleation, Koagulation und heterogene Kondensation Partikel. Bei den so entstandenen Partikeln handelt es sich um anorganische Salze, im Größenbereich von $0,1\text{ }\mu\text{m}$ ($=100\text{ nm}$), hauptsächlich um Kaliumverbindungen wie z.B. Kaliumsulfat (K_2SO_4) und Kaliumchlorid (KCl).
- **Fest-Partikel-Pfad anorganischer Bestandteile:** Diese schwerflüchtigen anorganischen Komponenten des Holzes gelangen als feste Komponenten ins Abgas und können dort durch Kondensation und Koagulation wachsen. Diese Salze, meist Calciumverbindungen wie CaO, haben einen aerodynamischen Durchmesser im Bereich von $1\text{ }\mu\text{m}$. Dieser Partikelbildungsmechanismus spielt jedoch lediglich bei der Rindenverbrennung eine Rolle.

Läuft die **Verbrennung unvollständig** ab, werden Kohlenstoff-Partikel mit dem Abgas emittiert, die bei der pyrolytischen Zersetzung freigesetzt wurden und anschließend nicht vollständig oxidiert sind. Dabei kann zwischen Kohlenstoff(C)-haltigen festen oder flüssigen Zersetzungsprodukten sowie C-haltigen Syntheseprodukten unterschieden werden:

- C-haltige (kondensierte) Zersetzungsprodukte sind organische Verbindungen (z.B. Teere), welche aus Fragmenten der Holzbestandteile Cellulose, Hemicellulose und Lignin bestehen.
- Zu den kohlenstoffhaltigen Syntheseprodukten gehört z.B. Ruß. Die Rußbildung wird durch Sauerstoffmangel in der Flammenwurzel, z.B. durch ungenügende Vermischung von Brennstoff und Luft, und durch hohe Temperaturen in dieser Phase begünstigt [Baumbach, 1994].

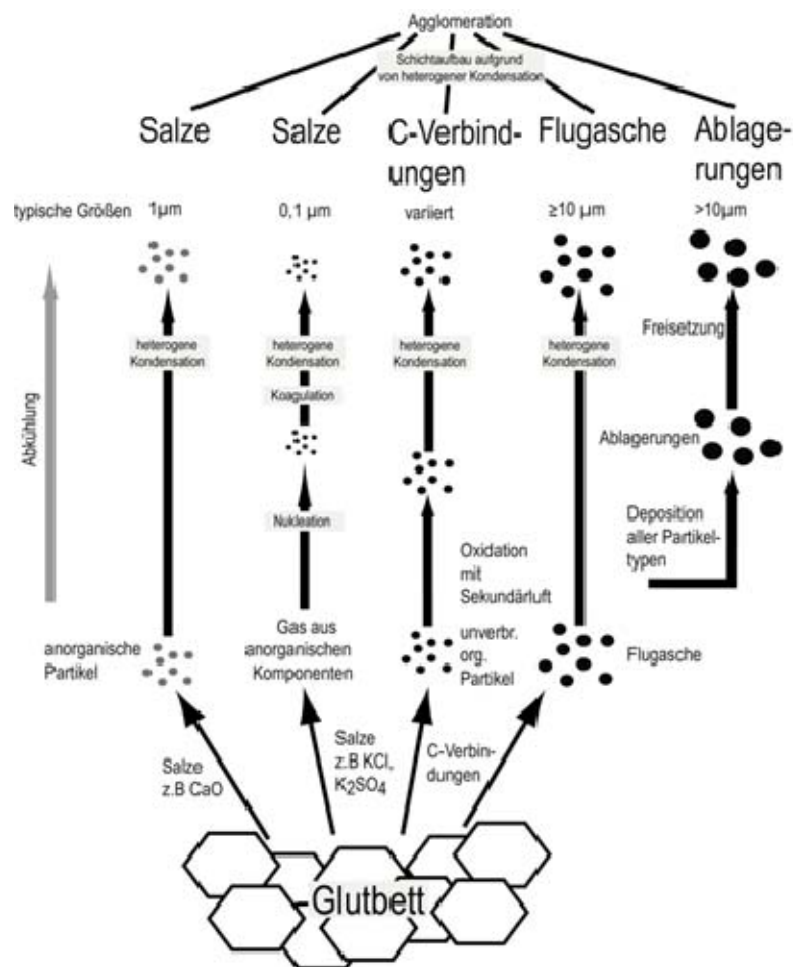


Abbildung 3 Schematische Darstellung der Partikelbildung in Holzfeuerungen [Oser et.al, 2003]

Durch höhere Gasgeschwindigkeiten können sowohl Aschepartikel mitgerissen (Flugasche) als auch Ablagerungen abgelöst und freigesetzt werden. Diese Partikel liegen meist im Größenbereich $\geq 10\text{ }\mu\text{m}$ und sind für die Gesamtstaubemissionen von eher untergeordneter Bedeutung, da sie meist schon durch entsprechende Abgasführung in der Feuerungsanlage abgeschieden werden können.

3 Bestandsaufnahme zur Partikelmess technik

In diesem Abschnitt soll eine Darstellung und Bewertung des Standes der Partikelmess-technik durchgeführt werden. Dabei wird auch auf das Messverfahren für Überwa-chungsmessungen im Rahmen der 1. BImSchV eingegangen, welches auch für Norm-prüfungen der Heizgeräte verwendet wird. Für Messungen an Prüfständen für wissen-schaftliche Untersuchungen kommen meist aufwendigere und damit kostspieligere Mess-techniken zum Einsatz.

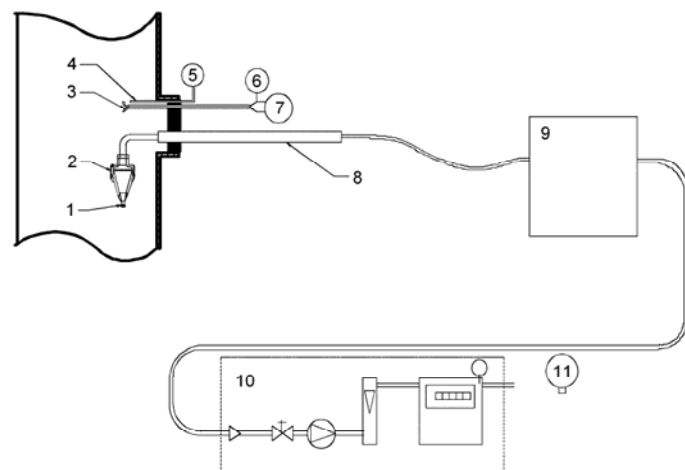
Generell kann zwischen mehreren Prinzipien zur Partikelbestimmung in einem Gasvolu-menstrom unterschieden werden:

- (1) gravimetrische Bestimmung der Partikelmasse
- (2) optische Verfahren zur Bestimmung von Anzahl und Größe der Partikel
- (3) elektrische Verfahren zur Bestimmung von Anzahl und Größe der Partikel.

3.1 Gravimetrische Messverfahren

Messung des Gesamtstaubs

Als Standardmessverfahren zur Bestimmung des Staubgehaltes in Abgasen von Feuer-ungs- oder Produktionsanlagen wird das in der VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 „Gravimetri-sche Bestimmung der Staubbeladung“ beschriebene Verfahren angesehen. Abbildung 4 zeigt den prinzipiellen Aufbau einer gravimetrischen Staubgehaltsbestimmung für Abgase nach VDI-Richtlinie 2066.



- | | |
|-----------------------------------|--|
| 1 Entnahmesonde | 7 Messung des dynamischen Drucks |
| 2 Filtergehäuse | 8 Absaugrohr |
| 3 Staudrucksonde (für Gasgeschw.) | 9 Abkühl- und Trocknungseinrichtung |
| 4 Temperatursensor | 10 Absaugaggregat und Gasmesseinrichtung |
| 5 Temperaturanzeige | 11 Druckmessgerät |
| 6 Messung des statischen Drucks | |

Abbildung 4 Prinzip der gravimetrischen Staubgehaltsbestimmung in Abgasen nach VDI-Richtlinie 2066

Bei der Messung nach der VDI-Richtlinie 2066 wird isokinetisch über eine Sonde ein Teilvolumenstrom abgesaugt und über einen Quarzfilter geleitet. Nach der Messung wird die Sonde bis zum Quarzfilter mit einem Isopropanol / Aceton-Gemisch gespült, um Ablagerungen in der Sonde mit zu erfassen. Diese Spülung wird anschließend eingedampft und Ausgewogen. Aus der Gewichtszunahme des Filters, dem Gewicht der Spülung und dem abgesaugten Volumenstrom bei der Messung wird der Staubgehalt im Abgas bestimmt. Um beim Wiegen einheitliche Bedingungen zu schaffen, müssen die Filter vor- und nachbehandelt werden. Hierzu werden die Filter vor und nach der Wägung getrocknet und für 24 h unter konstanten Bedingungen in einem Exsikkator konditioniert.

Für Überwachungsmessungen an Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe im Geltungsbereich der 1. BImSchV wird bisher ein vereinfachtes Messverfahren auf Basis der VDI-Richtlinie 2066 eingesetzt. Die verwendeten Messgeräte wurden einer Eignungsprüfung unterzogen.

Abbildung 5 zeigt beispielhaft ein derartiges Messgerät zur Bestimmung des Staubgehaltes im Abgas. Bei der Überwachungsmessung werden in 15 min bei konstantem Volumenstrom 135 Normliter Abgas durch eine Glasfaserfilterhülse gesaugt. In dieser Glasfaserfilterhülse wird der im Abgas vorhandene Staub abgeschieden. Durch Wiegen vor und nach dem durchströmen des Filters mit Abgas wird die Gesamtmasse des abgeschiedenen Staubes bestimmt. Um beim Wiegen einheitliche Bedingungen zu schaffen, müssen die Filter vor und nachbehandelt werden [Struschka et al., 2005].



Abbildung 5 Messgerät der Fa. Wöhler für Überwachungsmessungen im Rahmen der 1. BImSchV

Für Messungen zur Normprüfungen bei Prüfstellen werden ebenfalls die oben beschriebenen eignungsgeprüften Messgeräte eingesetzt. Der Unterschied gegenüber den Überwachungsmessungen ist die längere Probenahmedauer. Diese beträgt bei der Normprüfung 30 Minuten. Abgesaugt werden 270 Normliter Abgas. Aufgrund des doppelten Volumens der abgesaugten Abgasprobe wird die Messunsicherheit des Verfahrens entsprechend verringert.

Messung der Partikelgrößenverteilung

Mit Strömungstrennverfahren kann eine Korngrößen selektive Probenahme im Abgas erfolgen. Dabei wird die Massenträgheit ausgenutzt, die Partikel bei großen Ablenkungswinkeln bei entsprechend hohen Strömungsgeschwindigkeiten aus den Gasstromlinien herausragen. Eine Partikelklassierung mit Hilfe eines Kaskadenimpaktors erfolgt auf Grund der unterschiedlichen Trägheitskräfte der Partikel. Das Gas aus der Teilstromentnahme wird durch eine Düsenplatte geleitet. In einem bestimmten Abstand zur Düsenplatte befindet sich eine Prallplatte, die ein Umlenken des Gasstromes bewirkt. Die Partikel besitzen eine größere Trägheit als das Gas und können auf Grund der umgelenkten Gasstromlinie nicht folgen. Bei zu hoher Trägheit der Partikel werden diese aus dem Gasstrom ausgetragen und lagern sich auf dem Sammelträger, die sich auf der Prallplatte befindet, ab. Durch eine Verringerung der Düsenweite je Impaktorstufe erhöht sich die Geschwindigkeit des durchgeführten partikelbeladenen Gasstroms. Die Düsenweiten der Düsenplatten verringern sich von Stufe zu Stufe, während die Geschwindigkeit des Gasstroms stufenweise ansteigt. Zunächst erfolgt die Abscheidung der größeren Partikel mit entsprechend höheren Trägheitskräften. Feinere Partikel werden in den nachfolgenden Stufen des Kaskadenimpaktors abgeschieden. Die derart in Reihe geschalteten Impaktorstufen bewirken eine Partikelklassierung. Die nicht in den Impaktorstufen abgeschiedenen Partikel werden, je nach Ausführung des Impaktors, ggf. auf einem nachgeschalteten Endfilter gesammelt. Durch Wägung der Sammelträger und des Endfilters lässt sich schließlich die prozentuale Partikelgrößenverteilung ermitteln.

3.2 Optische Partikelmessung

Die Messung von Partikelgrößen mittels optischer Verfahren beruht auf einer Veränderung des von einer Lichtquelle ausgesandten Lichtstrahls, die von einem Empfänger aufgenommen und reflektiert wird. Auf Grund der optischen Gesetze sind dann Rückschlüsse auf die Größe des Partikels möglich. Die Vorteile eines optischen Messverfahrens liegen in der kontinuierlichen Messung. Dadurch kann das Ergebnis unmittelbar dargestellt werden, ohne langwierige Konditionierung von Filtern, wie dies bei diskontinuierlichen gravimetrischen Messverfahren der Fall ist. Allerdings ist mit optischen Verfahren keine direkte Bestimmung der Partikelmassenkonzentration z.B. in mg/m^3 möglich, da keine Massenverteilung der Partikel sondern eine größenklassierte Anzahlverteilung der Partikel ermittelt wird.

3.3 Elektrische Partikelmessung

Bei diesem Messverfahren kommt das physikalische Prinzip zwischen Partikelgröße und elektrischer Mobilität eines Partikels zu Anwendung. Geladene Partikel werden durch ein elektrisches Feld geleitet und erfahren durch das elektrische Feld quer zu ihrer Bewegungsrichtung eine Ablenkung. Bei der Annahme einer gleichen elektrischen Ladung der Partikel besitzt ein Partikel mit größerem Durchmesser auf Grund deren Trägheit, eine geringere elektrische Beweglichkeit und wird daher später abgeschieden als ein Partikel mit kleinerem Durchmesser. Das Messsignal gibt die elektrische Mobilität der Partikel wieder, die bei bekannter Ladung dem Beweglichkeitsdurchmesser des jeweils detektierten Partikels entspricht.

ren Partikel entsprechen. Auch mit diesem Messverfahren ist keine direkte Bestimmung der Partikelmassenkonzentration möglich, sondern es wird eine größenklassierte Anzahlverteilung der Partikel ermittelt.

Beispiele für optische Partikelmessverfahren [VDI 3489 Blatt 1, 1990] sind:

- (1) elektrischer Aerosolanalysator (EAA)
- (2) differentieller elektrischer Beweglichkeitsanalysator (DMA).

3.4 Weitere Partikelmessverfahren

Kondensationskernzähler

Partikel, die für eine optische Messung zu klein sind, können durch Kondensationswachstum vergrößert und somit anschließend optisch detektiert werden. Dieses Prinzip wird mit Hilfe eines Kondensationskernzählers umgesetzt. Das Aerosol wird in einer Befeuchungskammer mit Dampf gesättigt. Anschließend kondensiert der Dampf auf den Partikeln in einer Kühlstrecke oder in einer Expansion. Der Kondensationsvorgang läuft so ab, dass die entstehenden Partikel alle nahezu gleich groß werden, unabhängig von der Größe der Primärpartikel. Diese vergrößerten Partikel werden bestrahlt und erzeugen Streulichtintensitäten, die mit optischen Detektoren messbar sind. Es kann jedoch keine Aussage mehr über die Größe der Primärpartikel gemacht werden.

Meist wird der Kondensationskernzähler in Kombination mit einem anderen Partikelmessverfahren angewandt:

- (1) Diffusionsbatterie mit Kondensationskernzähler
Das Messprinzip der Diffusionsbatterie beruht auf der Diffusionsabscheidung von Partikeln an Oberflächen in laminarer Strömung. Zur Ermittlung einer Partikelgrößenverteilung wird eine mehrstufige Diffusionsbatterie benutzt. Die Diffusionsbatterie besteht aus hintereinandergeschalteten Diffusionsabscheidern, zwischen denen die jeweilige Restkonzentration gemessen wird.
- (2) Differential Mobility Particle Sizer (DMPS)
Ähnliche Formen sind z.B. SMPS - Scanning Particle Sizer oder DSMPS - Differential Scanning Mobility Particle Sizer. Eine Weiterentwicklung des differentiellen elektrischen Beweglichkeitsanalysators (DMA) stellt das DMPS-System dar. Mit dem DMPS-System lassen sich kleine Partikeldurchmesser durch Ausnutzung ihrer elektrischen Mobilität detektieren und deren jeweilige Größe bestimmen. Es besteht aus den Komponenten Neutralisator, DMA, CNC und PC. Im Neutralisator erhalten die Partikel eine bipolare Ladungsverteilung. Im differentiellen Mobilitätsanalysator (DMA) werden die Partikel entsprechend ihrer elektrischen Beweglichkeit abgelenkt und klassiert. Mit Hilfe des nachgeschalteten Kondensationskernzählers (CNC) können die Partikel anschließend optisch gezählt werden.

Schwingquarzipaktor

Ein weiteres Verfahren zur Messung von Partikeln in Abgasströmen stellt der Schwingquarz-Kaskadenimpaktor dar. Das Prinzip ist hier die Quarzmikrowägung, die sich zur Detektion bereits geringer Massenänderungen an den Schwingquarzoberflächen eignet. Wird ein Partikel auf einem Schwingquarz abgeschieden, so verändert er die Eigenfrequenz des Schwingquarzes, die dabei mit einem Referenzkristall verglichen wird. Die Änderung der Frequenz des Schwingquarzes durch das darauf abgeschiedene Aerosol ist direkt masseabhängig, so dass man eine zeitaufgelöste massebezogene als auch anzahlbezogene Partikelgrößenverteilung erhält.

Electrical Low Pressure Impactor (ELPI)

Der ELPI setzt sich aus einem Niederdruckimpaktor und einem Elektrometer zusammen. Nach einer elektrischen Aufladung erfolgt die Partikelklassierung in einem Impaktor (Strömungstrennverfahren entsprechend dem aerodynamischen Partikeldurchmesser). Bei der Abscheidung auf den einzelnen Stufen geben die Partikel ihre Ladung ab, die von einem Multikanal-Elektrometer elektrisch detektiert (gezählt) wird. Durch anschließendes Wiegen der Impaktorstufen kann zusätzlich zur Partikelanzahlverteilung eine Partikelmassenverteilung bestimmt werden.

4 Abbrandverhalten von chargenweise beschickten Feuerungen

Die Verbrennung von festen Brennstoffen stellt eine Kombination verschiedener physikalischer und chemischer Prozesse (Trocknung - thermische Zersetzung - homogene Oxidations- und Reduktionsreaktionen - heterogene Verbrennung des festen Kohlenstoffes) dar. Diese Prozesse laufen nach der Brennstoffaufgabe gleichzeitig, aber mit unterschiedlicher Intensität ab. In Abbildung 6 sind typische Verläufe der CO_2 -, CO- und OGC-Konzentrationen (OGC: organisch gebundene Kohlenwasserstoffe) bei der Verbrennung von Braunkohlenbriketts in einem Heizeinsatz und als Vergleich hierzu in Abbildung 7 von Buchenholzscheiten in einem Kaminofen dargestellt. Kachelöfen, Kamine und Dauerbrandöfen haben i.d.R. Abbrandverläufe mit vergleichbarer Charakteristik. Diese Feuerstätten besitzen in der Regel kein Gebläse zur Abgas- oder Verbrennungsluftförderung, d.h. der Verbrennungsverlauf hängt unter anderem vom Verlauf des Schornsteinzuges ab.

Bei chargenweise beschickten Feuerungen ist zuerst eine Anbrennphase (1) mit niedriger Feuerraumtemperatur und niedriger CO_2 -Konzentration und meist hohen Kohlenmonoxid- und Kohlenwasserstoffkonzentrationen im Abgas erkennbar. Der Anteil dieser Verbrennungsphase am Gesamtabbrand kann sich, in Abhängigkeit des verwendeten Brennstoffes und der konstruktiven Ausführung der Feuerstätte, im Bereich von 4 % bis über 10 % bewegen. Lang andauernde Anbrennphasen mit hohen Kohlenwasserstoff- und Partikelkonzentrationen bestimmen maßgeblich das Emissionsverhalten der Geräte bezüglich dieser Schadstoffe.

In der anschließenden Hauptverbrennungsphase (2) werden meist hohe CO_2 -Konzentrationen im Abgas erreicht. In dieser Phase des Abbrandes können zeitweise örtliche Luftmangelsituationen unterschiedlicher Ausprägung auftreten, die erhöhte Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung zur Folge haben. Die Hauptverbrennungsphase hat im Allgemeinen einen Anteil von etwas weniger als 30 bis 40 % am Gesamtabbrand.

In der Ausbrandphase (3) nimmt der CO_2 -Gehalt im Abgas, der ein Maß für den Brennstoffumsatz darstellt, und damit die Verbrennungstemperatur deutlich ab. Deshalb treten in dieser Verbrennungsphase wieder höhere CO-Emissionen auf. Befindet sich neben Holzkohle auch noch nicht vollständig entgaster Brennstoff im Feuerraum, dies kann z.B. bei einer zu geringen Feuerraumbelastung in der Hauptverbrennungsphase oder bei der Verwendung von zu großen Holzstücken der Fall sein, treten auch noch hohe Kohlenwasserstoffemissionen auf. Durch die im allgemeinen lange Dauer der Ausbrandphase, der Anteil dieser Verbrennungsphase bewegt sich zwischen 50 bis 70 % des Gesamtabbrandes, trägt diese in nicht unerheblichem Umfang zur CO-Gesamtemission (und ggf. auch zur OGC-Gesamtemission) der Heizgeräte bei.

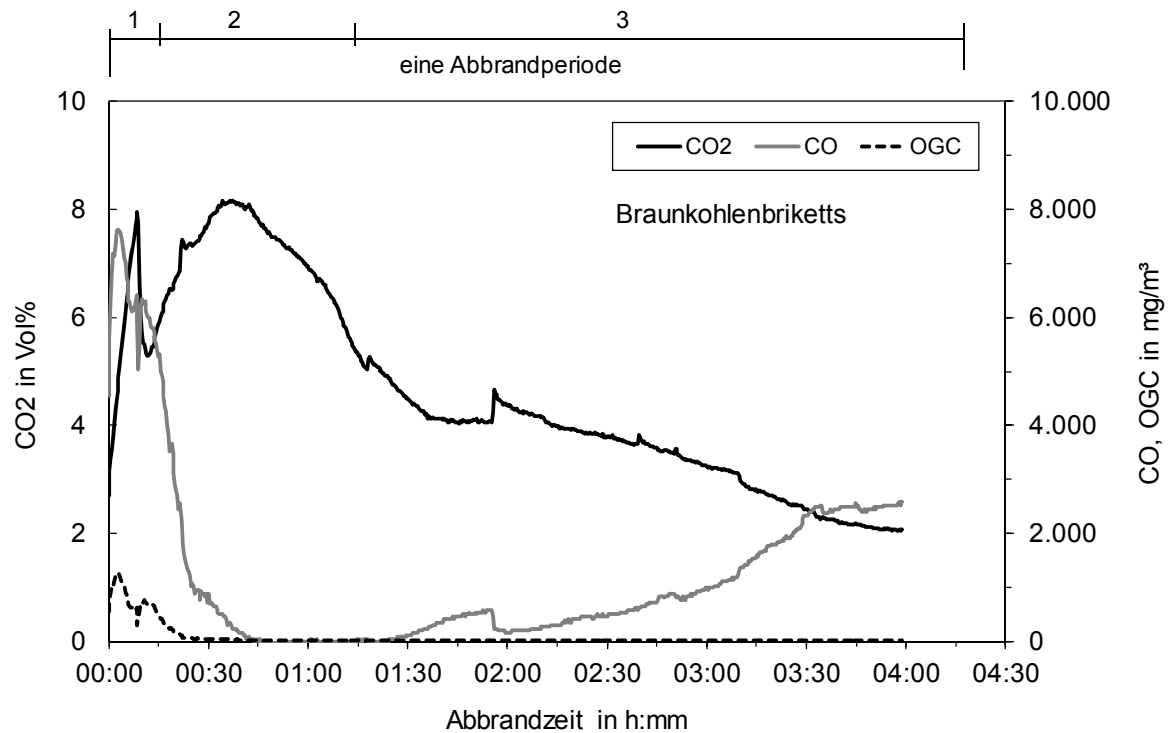


Abbildung 6 Zeitlicher Verlauf der CO_2 -, CO - und OGC -Konzentrationen beim Abbrand von Braunkohlenbriketts in einem Heizeinsatz

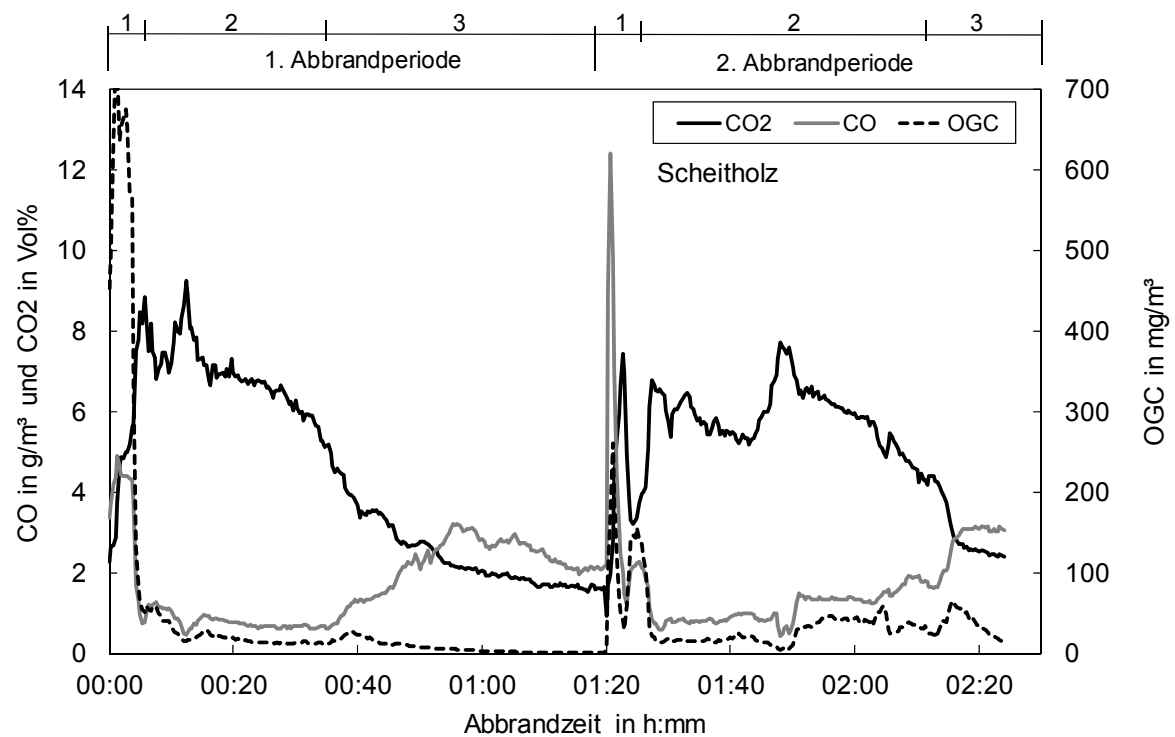


Abbildung 7 Zeitlicher Verlauf der CO_2 -, CO - und OGC -Konzentrationen beim Abbrand von Buchenscheitholz in einem Kaminoofen

Schlechte Mischungsbedingungen und geringe Strömungsgeschwindigkeiten treten oft in der Anbrennphase, bei noch geringem Schornsteinzug auf. In der Anbrennphase sind die Feuerraumtemperaturen außerdem noch niedrig und der Luftüberschuss hoch. Die Folge sind erhöhte Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung. Auch die erhöhten Partikelemissionen in dieser Verbrennungsphase werden durch die ungünstigen Verbrennungsbedingungen verursacht.

In Abbildung 8 sind beispielhaft die CO- und Partikelkonzentrationen in Abhängigkeit der Abbrandphase bei einem Durchbrand-Raumheizer (Brennstoff Braunkohlenbriketts – BKB) und einem Kachelofen-Heizeinsatz (Brennstoff: Buchenstückholz) dargestellt [Hartig et al., 1999 und Struschka et al., 1989].

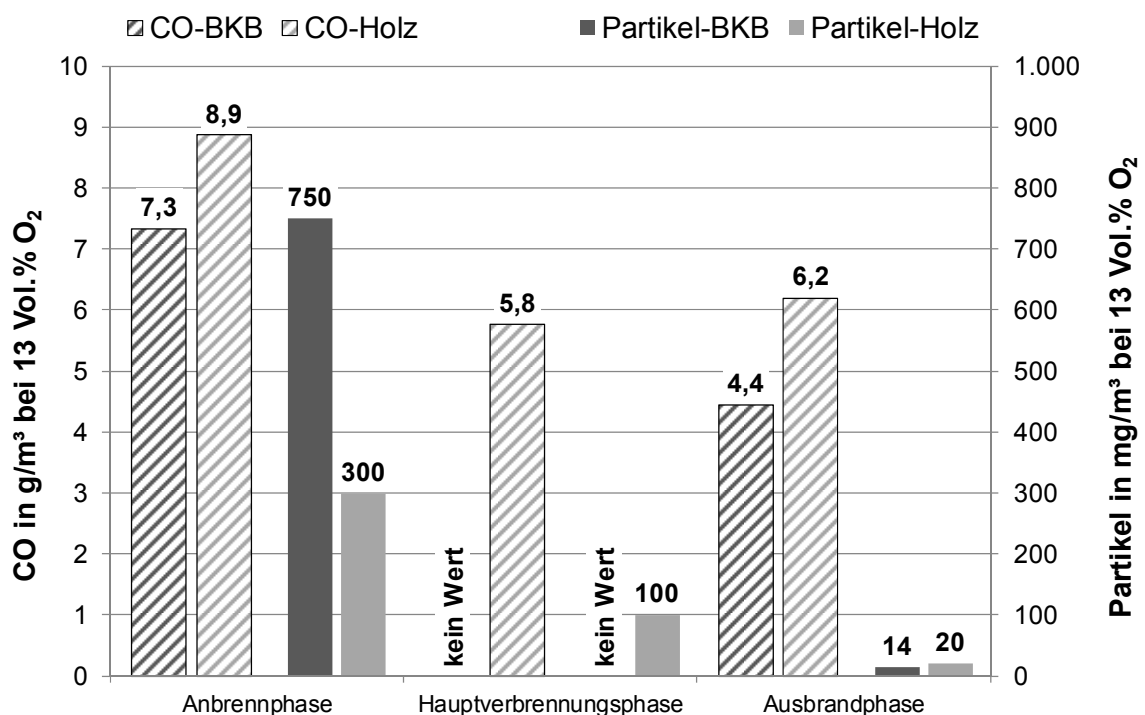


Abbildung 8 CO- und Partikelkonzentrationen in Abhängigkeit der Abbrandphase

In der Hauptverbrennungsphase liegen aufgrund des höheren Schornsteinzuges meist bessere Mischungsbedingungen vor. Auch ist die Feuerraumtemperatur höher und der Luftüberschuss meist geringer, so dass höhere Verbrennungstemperaturen auftreten. Die insgesamt günstigeren Verbrennungsbedingungen führen zu niedrigeren Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung. Liegen in der Hauptverbrennungsphase allerdings örtliche oder grundsätzliche Luftmangelsituationen vor, so treten auch in dieser Verbrennungsphase höhere CO-, OGC- und Partikelemissionen auf.

In der Ausbrandphase ist bei einem ordnungsgemäßen Betrieb der Feuerungen nur noch weitgehend entgaster Brennstoff im Feuerraum vorhanden, der zu ~ 90 % aus Kohlenstoff besteht. Dieser Kohlenstoff wird in einer Gas-Feststoff-Reaktion oxidiert, wodurch die CO-Emissionen nahezu unvermeidlich wieder ansteigen. Da kaum noch organische Verbindungen im entgasten Brennstoff vorhanden sind, bleiben die OGC- und Partikele-

missionen in dieser Verbrennungsphase gering. Ein Austrag von Aschepartikeln aus dem Glutbett erfolgt aufgrund der vergleichsweise geringen Strömungsgeschwindigkeiten in diesen kleinen Feuerungen nur in sehr geringem Ausmaß. Auch sind die Temperaturen im Glutbett in der Regel zu niedrig, damit leichtflüchtigere Aschebestandteile in größerem Umfang verdampfen könnten, die bei niedrigeren Gastemperaturen dann wieder als Partikelemission auftreten.

Die Verwendung von zu feuchtem Brennstoff und viel zu großen Holzstücken kann zu lang andauernden Schwelbrandsituationen führen. Hierbei treten hohe bis extrem hohe Konzentrationen von CO-, OGC- und Partikelkonzentrationen auf. Diese gehen auch mit intensiven Geruchsemissionen einher, die dann oft Anlass zu Nachbarschaftsbeschwerden geben. In diesen Fällen bestehen die Partikelemissionen zum großen Teil aus kondensierten organischen Verbindungen (wie z.B. Teere).

5 Stand der Gerätetechnik für Feuerstätten

In den nachfolgenden Abschnitten soll der Stand der Gerätetechnik für Feuerstätten aufgezeigt werden, die für den Wohnraum als Einzelraumfeuerstätten bestimmt sind.

5.1 Feuerungsanlagen

Bei Kaminöfen, Kamineinsätzen und Heizeinsätzen wird üblicherweise als Feuerraumkonzepte das Durchbrandprinzip verwendet. Vereinzelt werden auch Heizgeräte mit unterem Abbrand angeboten. Bei Heizeinsätzen sind auch Konstruktionen mit seitlichem Unterbrand vorhanden.

Abbildung 9 zeigt den prinzipiellen Aufbau einer Einzelfeuerstätte mit Durchbrandprinzip für den Wohnraum. Dabei wird in einem Brennraum Brennstoff durch Zugabe von Primärluft umgesetzt. Die Befüllung findet überwiegend über eine Tür mit Sichtscheibe statt. Um die Sichtscheibe vor Verunreinigungen zu schützen, wird meist die Sekundärluft – in der Abbildung als frühere Sekundärluft bezeichnet – über die Sichtscheibe geleitet. Einige Feuerungen weisen auch eine „spätere Sekundärluft“ an der Rückwand oder der Seitenwand des Brennraumes auf. Teilweise wird diese von den Herstellern als Tertiärluft bezeichnet. Die Abgase gelangen schließlich über eine Umlenkplatte (Zugplatte) in die Nachverbrennungszone. Bei Kaminöfen ist dieser Bereich nicht Wärme gedämmt und dient gleichzeitig als Wärmeübertrager, bevor das Abgas über das Abgasrohr in den Schornstein geleitet wird. In Heizeinsätzen ist der Nachverbrennungsbereich meist mit Schamotte wärme gedämmt. Zur weiteren Wärmeabgabe werden die heißen Abgase in eine Nachheizfläche geführt, um dann über das Abgasrohr in den Schornstein zu gelangen. Teilweise werden bei Kaminöfen und Heizeinsätzen für die Bereitstellung von Warmwasser im Wärmeübertragerbereich wasserführende Bauteile eingebracht.

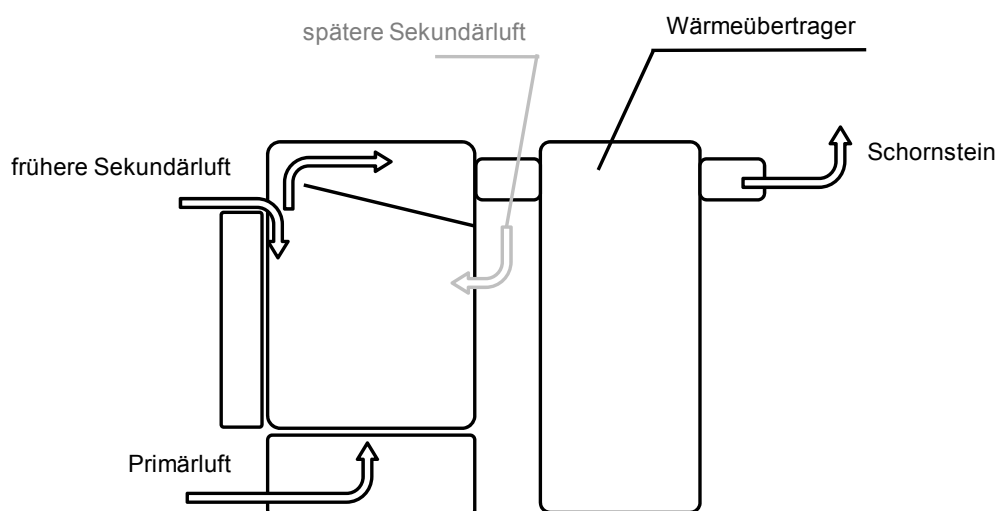


Abbildung 9 Prinzipbild für Kamin- bzw. Heizeinsatz mit Durchbrandprinzip und Nachheizfläche.

Der in Abbildung 9 skizzierte Konstruktionstyp soll in der vorliegenden Arbeit als klassischer Kaminofen bzw. Heizeinsatz verwendet werden. Diese Konstruktion zeichnet sich dadurch aus, dass die Flammenbildung von der Glut senkrecht nach oben stattfindet. Die Flammen können durch eine Sichtscheibe betrachtet werden. Des Weiteren findet die Brennstoffbeschickung über die Fronttür statt.

Abbildung 10 zeigt den prinzipiellen Aufbau einer Einzelraumfeuerstätte mit seitlichem Unterbrand für den Wohnraum. Gegenüber dem Feuerungsprinzip wie in Abbildung 9 dargestellt, findet beim seitlichen Unterbrand kein Durchbrand statt. Die Abgase gelangen durch einen Durchlass in die auf der Rückseite liegende Nachverbrennungskammer, die vornämlich mit Schamotte wärmeisoliert ausgeführt ist. Dort findet auch die Zuführung der Sekundärluft statt. Die Befüllung der Feuerung findet ebenfalls durch die Fronttür statt, wobei diese meist wärmeisoliert und ohne oder nur mit kleiner Sichtscheibe ausgeführt ist.

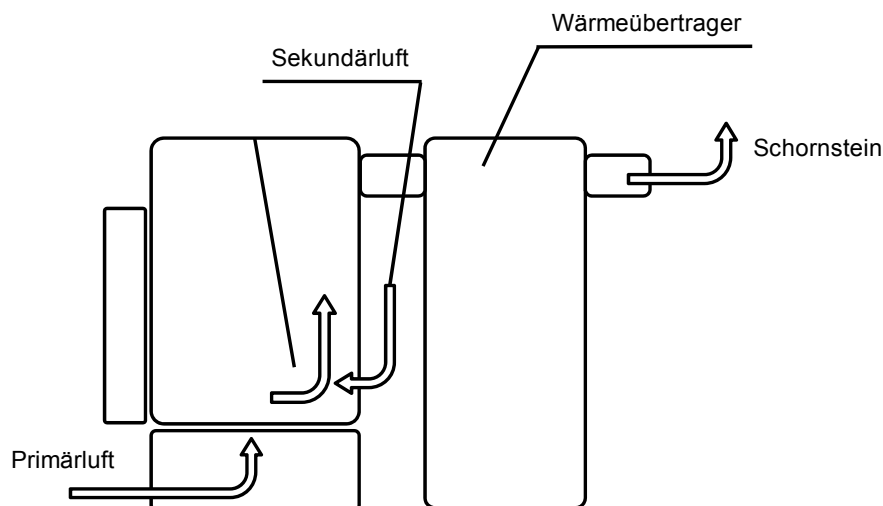
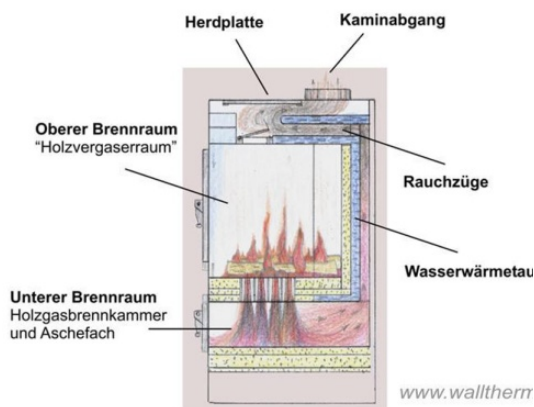


Abbildung 10 Prinzipbild Heizeinsatz mit seitlicher Unterbrand und Nachheizfläche

Einige Hersteller bieten Feuerungsanlagen mit neuen Konstruktionsansätzen an. Abbildung 11 zeigt Beispiele für neue Konstruktionsansätze. Dabei werden alle Feuerungen ohne mechanische Abgasförderung und ohne Verbrennungsregelung betrieben. Bis auf den Kaminofen der Fa. Tiba [Klippel et al., 2007] gibt es keine Daten zum Emissionsverhalten der Feuerungsanlagen. Mit dem Kaminofen „Sirius“ der Fa. Tiba konnte durch die gestufte Verbrennung relativ geringe Staubemissionen im Bereich von $< 20 \text{ mg/m}^3$ gemessen werden. Trotz guter Verbrennungsbedingungen und sachgerechter Betriebsweise traten mittlere CO-Emissionen von $> 1.000 \text{ mg/m}^3$ auf. Diese kamen teilweise durch Hohlbrandsituationen zu Stande, die durch ein ungenügendes Nachrutschen von Brennstoff im Füllschacht verursacht wurden.

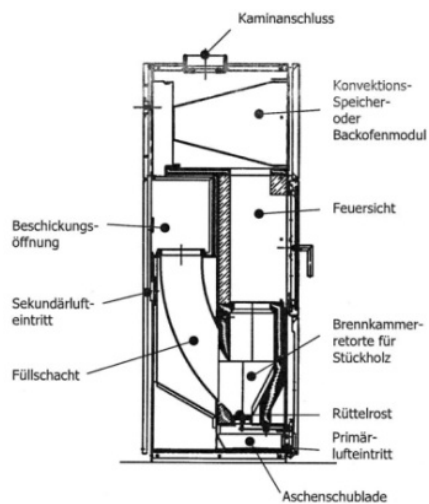
Kaminofen mit unterem Abbrand
Fa. Wallnöfer



Kaminofen mit oberem Abbrand
Fa. Tonwerk



Kaminofen mit seitlichen Unterbrand
Fa. Tiba



Kaminofen mit Brennzylinder
Fa. Leda



Kaminofen mit unterem Abbrand
Fa. Specht



Heizeinsatz mit unterem Abbrand
Fa. Gast Metallbau

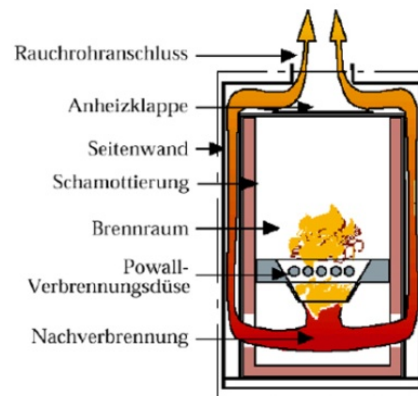


Abbildung 11 Beispiele für neue Konstruktionsansätze bei Kaminöfen und Heizeinsätzen

5.2 Verbrennungsregelung

Der überwiegende Teil der Einzelraumfeuerstätten weist eine manuelle Luftregelung auf. Einige Hersteller bieten auch elektronische Luftregelungen an. Diese Luftregelungen verhindern vor allem Fehlbedienungen des Betreibers, vermindern aber nur bedingt Emissionen, da das Regelkonzept bisher meist noch einfach gehalten ist. Folgende Regelkonzepte sind bekannt:

- Die manuelle Regelung findet durch Änderung des Sekundär- und Primärluftstromes durch den Betreiber statt. Durch Änderung des Querschnittes mit Handschieber können die Luftströme überwiegend unabhängig voneinander geändert werden.
- Thermostatregelung: Regelung der Primärluft über Kapillarrohrthermostate. Dabei dient die Gehäusetemperatur als Regelgröße. Überwiegend wird die Primärluft geregelt, zum Teil aber auch die Sekundär- bzw. Tertiärluft.
- Die Fa. Rika bietet für seine Kaminöfen eine Verbrennungsregelung mit dem Produktnamen „Rikatronik“ an. Über einen elektrischen Motor wird der Sekundär- und Primärluftstrom in Abhängigkeit zu einander verändert. Die Flammtemperatur dient dabei als Regelgröße.
- Die Fa. Kutzner + Weber bietet als zusätzliche Einheit eine Verbrennungsregelung mit dem Produktnamen „Kompakt“ an. Diese Einheit kann nach Herstellerangaben an jede beliebige Einzelfeuerstätte, die über einen zentralen Verbrennungsluftanschluss verfügt, betrieben werden. Dabei wird der gesamte Verbrennungsluftstrom durch eine Drossel in Abhängigkeit der Abgastemperatur verändert.
- Die Fa. Kaschütz bietet als zusätzliche Einheit eine Verbrennungsregelung mit dem Produktnamen „euromatic“ an. Diese Einheit kann nach Herstellerangaben an jede beliebige Einzelfeuerstätte, die über einen zentralen Verbrennungsluftanschluss verfügt, betrieben werden. Dabei wird der gesamte Verbrennungsluftstrom durch eine Drossel in Abhängigkeit der Abgastemperatur verändert.
- Die Fa. Brunner bietet für seine Heizeinsätze eine Verbrennungsregelung mit dem Produktnamen „EAS“ bzw. „EOS“ oder „EOR“ an. Die Regelung der Primär- und Sekundärluft wird bei der „EAS“ bzw. „EOS“ in einem festen Verhältnis vorgenommen. Bei der EOR (inzwischen am Markt nicht mehr erhältlich) werden die Luftströme unabhängig voneinander eingestellt. Die Abgastemperatur und Gastemperatur zwischen Brennkammer und Wärmetauscher dienen als Regelgrößen. Das Vorgängermodell der „EOR“ nutzte zusätzlich zur Abgastemperatur einen Abgassensor ($\text{CO}/\text{C}_m\text{H}_n$ - Summensignal) als Regelgröße.
- Die Fa. Leda bietet für seine Heizeinsätze eine Verbrennungsregelung mit dem Produktnamen „Ledatronik“ an. Über eine Drossel wird der Sekundär- und Primärluftstrom in Abhängigkeit zu einander verändert. Die Gastemperatur

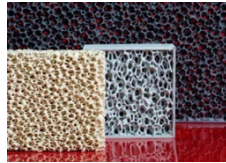
zwischen Brennkammer und Wärmetauscher dient dabei als Regelgröße. Das Vorgängermodell nutzte zusätzlich die Abgastemperatur und einen Abgas-sensor ($\text{CO}/\text{C}_m\text{H}_n$ - Summensignal) als Regelgröße.

- Die Fa. Spartherm bietet für seine Heizeinsätze eine Verbrennungsregelung mit dem Produktnamen „S-Thermatik“ an. Über einen elektrischen Motor wird der Sekundär- und Primärluftstrom in Abhängigkeit zu einander verändert. Die Gastemperatur zwischen Brennkammer und Wärmetauscher dient dabei als Regelgröße.
- Die Fa. Olsberg bietet für einige Kaminöfen eine Verbrennungsregelung mit dem Produktnamen „OEC“ an. Über einen elektrischen Motor wird der Sekundär- und Primärluftstrom in Abhängigkeit der Abgastemperatur verändert.

5.3 Abgasnachbehandlung

Bisher gibt es am Markt nur wenige bauartzugelassene bzw. keine weit verbreiteten Systeme zur Abgasnachbehandlung für Einzelraumfeuerstätten. Einige Hersteller bieten kleine Elektrofilter, Katalysatoren oder Linsenfilter als Nachrüstätze an. Abbildung 12 zeigt einen Überblick von möglichen Abgasnachbehandlungssystemen.

Schaumkeramik Hark



Linsenfilter MoreCat



Katalysator Firecat



Gewebefilter KÖB



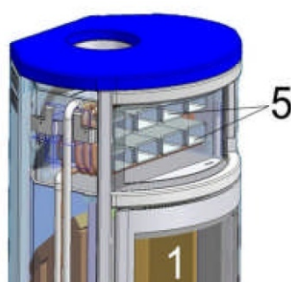
E-Filter Zumikron



E-Filter Spanner E²



E-Filter Spartherm



Hydrocube Schröder

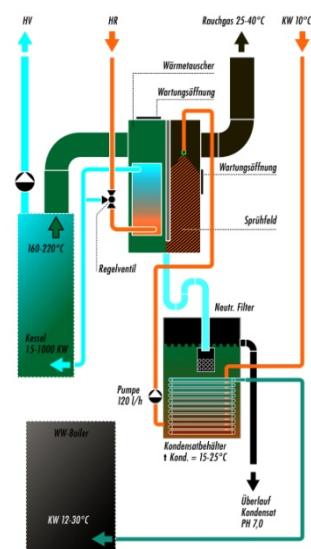


Abbildung 12 Beispiele für Systeme zur Abgasnachbehandlung für Einzelraumfeuerstätten

6 Entwicklung von Konzeptvarianten

Für die Entwicklung eines neuen Feuerungskonzeptes soll, in Anlehnung an VDI 2222 Blatt 1 (1997), unterstützt durch methodisches Vorgehen eine annähernd optimale Lösung erreicht werden. Dabei soll die Gesamtfunktion „Feuerung“ abstrahiert und in Teilfunktionen geringerer Komplexität zerlegt werden. Für jede dieser Teilfunktionen werden dann entsprechende Lösungsprinzipien entwickelt. Anschließend werden die Lösungsprinzipien in einem morphologischen Kasten mit einander verbunden um Lösungskombinationen zu finden, die zur Erfüllung der geforderten Gesamtfunktion führen. Durch eine bewertende Gegenüberstellung mehrerer Lösungskombinationen soll dann eine optimale Konzeptvariante gefunden werden.

6.1 Konstruktionsmethodik

Die Gesamtfunktion „Feuerung“ wird abstrahiert und in einzelne Teilfunktionen untergliedert. Abbildung 13 zeigt die einzelnen Teilfunktionen, wobei die Anordnung hier noch nicht festgelegt ist. So könnte die Teilfunktion Oxidationsraum auch innerhalb des Feuerraumes liegen und die Abgasnachbehandlung nach dem Wärmeübertrager angeordnet sein. Die Festlegung der Reihenfolge soll dann mit Hilfe des morphologischen Kasten geschehen.

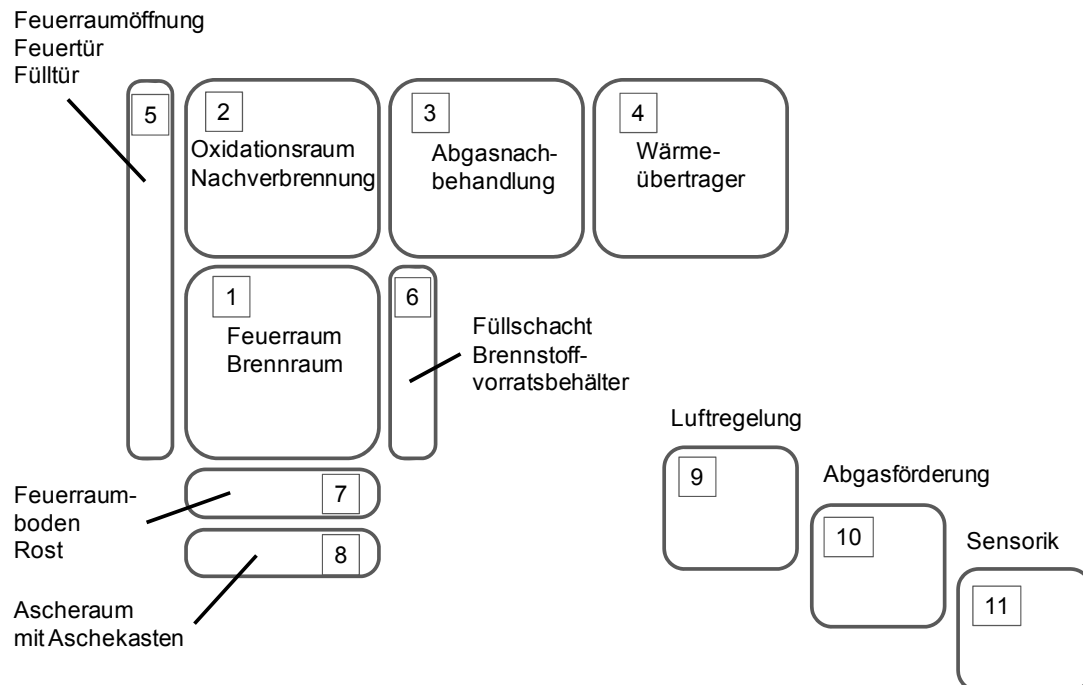


Abbildung 13 Aufteilung der abstrahierten Gesamtfunktion „Feuerung“ in mehrere Teilfunktionen

Nachfolgend sollen die einzelnen Teilfunktionen beschrieben werden.

(1) Feuer- oder Brennraum

Beschreibung:

- Füllraum für den Brennstoff
- Oxidation des Brennstoffes unter Zugabe von Primärluft
- Zuleitung der Primärluft
- Ableitung der Abgase in die Nachverbrennungszone
- Ableitung der Aschepartikel in den Ascheraum

Verbrennungsschritte:

- Trocknung
- Pyrolytische Zersetzung und Vergasung des Brennstoffes
- Teiloxidation

Bedingungen:

- gleichmäßige Dosierbarkeit der Primärluft
- gleichmäßige Temperaturen im Glutbett > 600 °C
- hohe Temperaturen
- Aufbau eines Glutbettes
- gute Zugänglichkeit für Reinigung und Service.

(2) Oxidations- oder Nachverbrennungsraum

Beschreibung:

- vollständige Oxidation der Brenngase unter Zugabe von Sekundärluft
- Zuführung der Sekundärluft
- Ableitung der Abgase an die Abgasnachbehandlung oder den Wärmeübertrager

Verbrennungsschritte:

- vollständige Oxidation der Brenngase

Bedingungen:

- gleichmäßige und angepasste Dosierung der Sekundärluft
- Durchmischung der Sekundärluft und der Brenngase
- gleichmäßige Temperaturen > 650 °C
- ausreichende Verweilzeiten für vollständige Oxidation
- gute Zugänglichkeit für Reinigung und Service.

(3) Abgasnachbehandlung

Beschreibung:

Nachbehandlung des Abgases, z.B. durch einen Katalysator oder Staubabscheider
Zu- und Ableitung der Abgase

Bedingungen:

Hitzebeständig
Reduktion von Emissionen in allen Abbrandphasen
Langzeitstabil
gute Zugänglichkeit für Reinigung und Service.

(4) Wärmeübertragung

Beschreibung:

Wärmeabgabe vom Heizgas an ein anderes Medium wie z.B. Raumluf (Konvektion), Wasser oder an einen Festkörper
Trennung der beiden Medien
Zu- und Ableitung der Heizgase

Bedingungen:

hohe Wärmeübergangszahlen für effiziente Wärmeübertragung und geringes Bauvolumen
Hitzebeständig
Abgastemperaturen am Ausgang $\leq 200\text{ °C}$
gute Zugänglichkeit für Reinigung und Service.

(5) Feuerraumöffnung oder Feuerraumtür

Beschreibung:

gute Zugänglichkeit zum Brennraum zum Anzünden und Nachlegen von Brennstoff
Zugänglichkeit zur Reinigung
Sichtbarkeit der Flammen

Bedingungen:

Hitzebeständig
wärmeisolierend
gasdicht
gute Zugänglichkeit für Beschickung, Anzünden, Reinigung und Service.

(6) Füllschacht und Brennstoffvorratsbehälter

Beschreibung:

separate Brennstoffbeschickung, wenn dies nicht über die
Feuerraumtür (Teilfunktion 5) geschieht
Bevorratung von Brennstoff

Bedingungen:

Bevorratung für mindestens einen Abbrand
gleichmäßige Dosierung des Brennstoffes
gute Zugänglichkeit für Reinigung und Service.

(7) Feuerraumboden oder Rost

Beschreibung:

Aufnahme des Brennstoffes
bei Durchbrand oder seitlichem Abbrand auch Zuführung
der Primärluft
bei unterem Abbrand auch Ableitung der Brenngase
Ableitung der Asche

Bedingungen:

Hitzebeständig.
durchlässig für Primärluft beim Durchbrandprinzip oder bei
seitlichem Abbrand
durchlässig für Brenngase (unterer Abbrand)
durchlässig für Asche
gute Zugänglichkeit für Reinigung und Service.

(8) Ascheraum mit Aschekasten

Beschreibung:

Auffangen und Bunkern der Asche

Bedingungen:

hitzebeständig
gute Zugänglichkeit für Reinigung und Service
Rückhalt der Asche während des Abbrandes und beim
Transport.

(9) Luftregelung

Beschreibung:

- Regelung der Heizleistung
- Regelung der Verbrennungsgüte
- Dosierung von Primär- und Sekundärluft
- Sicherheitsüberwachung

Bedingungen:

- vollautomatischer Betrieb
- automatische Brennstofferkennung
- einfache und sichere Bedienung
- Reduzierung von Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung
- gute Zugänglichkeit für Reinigung und Service.

(10) Abgasförderung

Beschreibung:

- Abtransport der Abgase
- Förderung der Verbrennungsluft

Bedingungen:

- Temperaturbeständig bei $T_{\text{Betrieb}} \leq 250 \text{ °C}$
- Druckerhöhung für sicheren Abgastransport in den Schornstein
- geräuscharm bzw. geräuschlos
- gute Zugänglichkeit für Reinigung und Service.

(11) Sensorik

Beschreibung:

- Messung der Regelgrößen

Bedingungen:

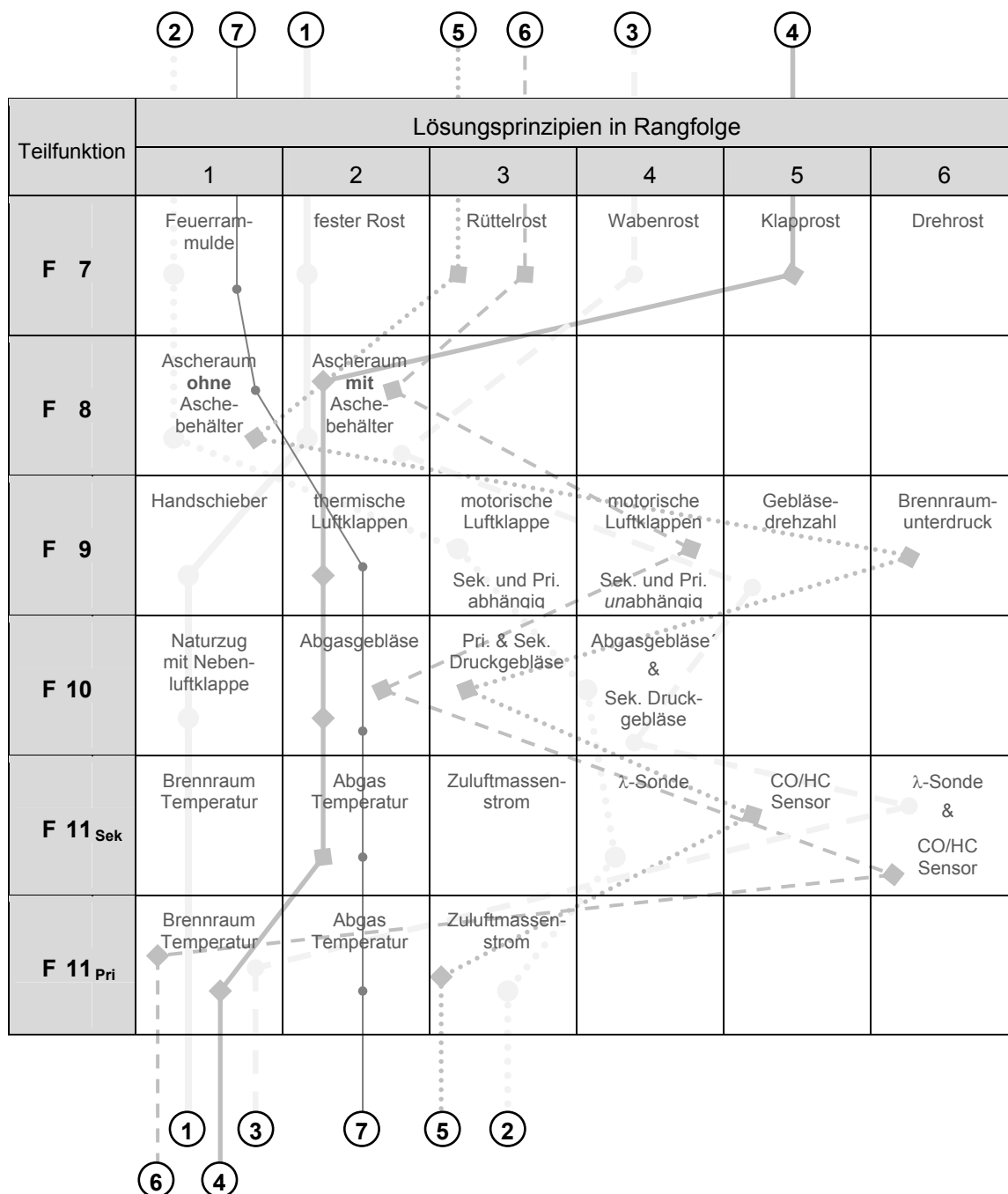
- betriebssicher und langzeitstabil
- Erkennung von Sensordefekten, Eigenüberwachung
- gute Zugänglichkeit für Reinigung und Service.

6.2 Morphologischer Kasten

Für die im vorherigen Abschnitt beschriebenen Teilfunktionen sind in Tabelle 3 Lösungsprinzipien entwickelt worden und in einem morphologischen Kasten dargestellt. Durch Verbinden der einzelnen Lösungsprinzipien miteinander, ergeben sich 7 Lösungskombinationen, die im nachfolgenden Abschnitt bewertet werden.

Tabelle 3 Morphologischer Kasten zur Ermittlung von Lösungskombinationen

Teilfunktion	Lösungsprinzipien					
	1	2	3	4	5	6
F 1						
F 2						
F 3_{co}	Katalysator auf Träger offener Querschnitt	(katalytische) Späne-schüttung	(katalytische) Schaum-keramik - offenporig -	(katalytischer) Metall-schaum - offenporig -		
F 3_{PM}	Katalysator auf Träger offener Querschnitt	(katalytische) Späne-schüttung	(katalytische) Schaum-keramik - offenporig -	(katalytischer) Metall-schaum - offenporig -	E-Filter	Metall-gewebe-filter
F 4	Abgas - Raumluft	Abgas - Wasser	Abgas - Speichermasse			
F 5	Tür mit Sichtscheibe	Tür ohne Sichtscheibe				
F 6	Feuerraumtür	Fallschacht	Brennstoff-schleuse			
	①	④	③	②	⑤	
	⑦	⑥				



6.3 Bewertung der Konzeptvarianten

Für die Bewertung der Konzeptvarianten sind nachfolgend die technischen Anforderungen aufgestellt.

- A 1:** Reduktion von CO in den Phasen (Ziel CO-Konzentration $\ll 1,25 \text{ g/m}^3$):
 - Anheizen / Nachlegen / Hauptverbrennung / Ausbrand
- A 2:** Reduktion von Partikeln in den Phasen (Ziel Staubkonzentration $\ll 0,04 \text{ g/m}^3$):
 - Anheizen / Nachlegen / Hauptverbrennung / Ausbrand
- A 3:** Steigerung der Effizienz (Ziel Wirkungsgrad $\gg 0,73 \%$)
- A 4:** Betriebssicherheit bei:
 - Ausfall des Abgasventilators / der Sensoren
 - Stromausfall
- A 5:** Betriebssicherheit bei zu hohem Druckabfall in der Abgasnachbehandlung
- A 6:** Betriebssicherheit beim Öffnen der Füllraumbür
- A 7:** Betriebsgeräusche niedrig
- A 8:** Brennstoffflexibilität hoch
- A 9:** Herstellungskosten gering
- A 10:** Lebensdauer - Alterung der Komponenten der Abgasnachbehandlung
- A 11:** Regeneration, automatische Reinigung der Abgasnachbehandlung
- A 12:** konstante Wärmeabgabe / Regelung der Wärmeleistung / Teillastfähigkeit
- A 13:** Anforderung an die Aufstellung / Schornstein
- A 14:** Regelgüte der Verbrennungsluft
- A 15:** Kundenakzeptanz | befüllen / anzünden / nachlegen
- A 16:** Kundenakzeptanz | Reinigung Brennraum / Aschelade / Abgasnachbehandlung
- A 17:** Kundenakzeptanz | Flammenbild.

Die Bewertung der Konzeptvarianten fand in Abstimmung mit dem projektbegleitenden Ausschusses statt, im dem Vertreter von Feuerstättenherstellern, Prüfinstitutionen, Hersteller von Braunkohlenbrennstoffen sowie aus dem FDBI e.V. und dem Umweltbundesamt vertreten sind.

Bei der Bewertung wurden die einzelnen Kriterien jeweils mit der Ideallösung verglichen und durch eine entsprechende Punktvorgabe bewertet. Da nicht alle Anforderungen gleichbedeutend sind, wurde eine Gewichtung durch einen Bewertungsfaktor vorgenommen. Tabelle 4 zeigt die Gewichtungs- und Punktebewertungsskala.

Durch Aufsummierung der erreichten Punkte jeder Konzeptvariante und Errechnung des Verhältnisses der erreichten zur erreichbaren Punktezahl ergibt sich dann der technische Wert X. Dieser drückt den Grad der Annäherung zur Ideallösung aus. Tabelle 5 zeigt die Bewertung der Konzeptvarianten.

Abbildung 14 zeigt die Ergebnisse der Bewertung in graphischer Darstellung.

Tabelle 4 Gewichtung- und Punktebewertungsskala

Gewichtung	G
sehr wichtig	4
wichtig	3
weniger wichtig	2
neutral	1

Grad der Annäherung	Punktezahl E
sehr gut (ideal)	4
gut	3
ausreichend	2
gerade noch tragbar	1
unbefriedigend	0

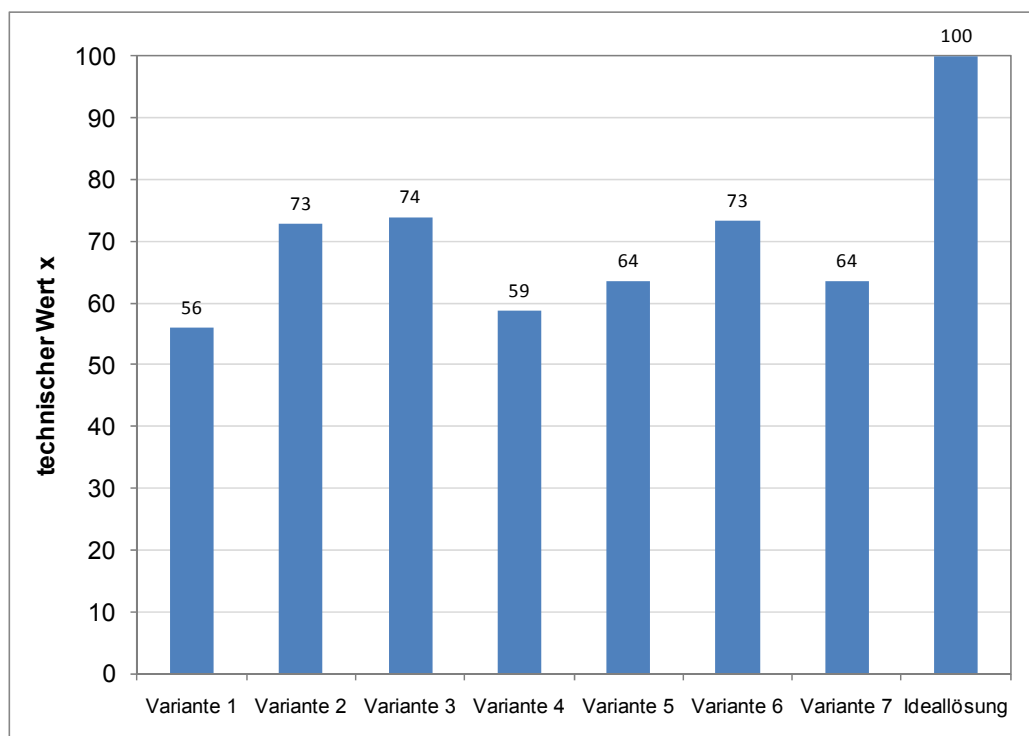


Abbildung 14 Ergebnis der technischen Bewertung für die einzelnen Konzeptvarianten

Tabelle 5 technische Bewertung der Konzeptvarianten

technische Anforderung	G	Konzeptvariante										Ideal- lösung					
		1		2		3		4		5		6		7		E	G•E
A 1	4	0	0	4	16	4	16	2	8	4	16	4	16	2	8	4	16
A 2	4	0	0	4	16	3	12	2	8	4	16	3	12	4	16	4	16
A 3	3	1	3	3	9	4	12	2	6	4	12	2	6	2	6	4	12
A 4	3	4	12	2	6	3	9	2	6	1	3	3	9	2	6	4	12
A 5	3	4	12	4	12	2	6	2	6	0	0	2	6	4	12	4	12
A 6	2	0	0	4	8	3	6	2	4	3	6	2	4	4	8	4	8
A 7	3	4	12	2	6	3	9	3	9	3	9	3	9	3	9	4	12
A 8	2	2	4	4	8	3	6	3	6	3	6	3	6	4	8	4	8
A 9	3	4	12	2	6	3	9	3	9	2	6	2	6	3	9	4	12
A 10	2	4	8	3	6	3	6	3	6	3	6	3	6	4	8	4	8
A 11	3	4	12	2	6	2	6	2	6	1	3	2	6	2	6	4	12
A 12	1	0	0	4	4	3	3	2	2	3	3	2	2	2	2	4	4
A 13	3	2	6	3	9	2	6	2	6	2	6	3	9	3	9	4	12
A 14	4	0	0	4	16	4	16	1	4	4	16	4	16	1	4	4	16
A 15	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	4	4
A 16	1	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	3	3	3	3	4	4
A 17	4	4	16	0	0	2	12	4	16	1	4	4	16	0	0	4	16
Summe		103		134		136		108		117		135		117		184	
technischer Wert X		56		73		74		59		64		73		64		100	

Nach dem Punktbewertungsverfahren liegt Konzeptvariante 3 - 74 Punkte - am nächsten zur Ideallösung, dicht gefolgt von Konzeptvariante 2 - 73 Punkte - und Variante 6 - 73 Punkte - (vgl. Abbildung 14). Allerdings wurde von den Herstellern Variante 3 kritisch in Bezug auf die Kundenakzeptanz gesehen, da das Flammenbild vermutlich nicht der klassischen Vorstellung entspricht. Das gleiche gilt für Konzeptvariante 2 mit unterem Abbrand ohne klassisches Flammenbild, diese soll daher in diesem Vorhaben nicht weiter verfolgt werden. Nach ausführlicher Diskussion mit den Teilnehmern des projektbegleitenden Ausschusses sollen 2 Konzeptvarianten weiter verfolgt werden. Konzeptvariante 6 soll als primäres Konzept entwickelt werden. Sollte im Laufe des Projektes absehbar sein, dass mit Konzeptvariante 6 die geforderten Emissionsminderungsziele nicht zu erreichen ist, soll Konzeptvariante 3 weiter entwickelt werden.

Konzeptvariante 6 soll folgende Merkmale aufweisen:

- „Klassischer Kaminofenbrennraum“ als Durchbrandfeuerung mit Sichtscheibe, Rüttelrost und externe Verbrennungsluftversorgung mit einer Nennwärmeleistung (NWL) von ca. 6 kW und für 25 cm Holzstücke.
- Luftregelung mit motorischen Luftklappen.
- Abgasförderung mit Abgasgebläse.
- Als Sensorik soll ein Temperaturfühler für die Leistungsregelung (Primärluftstrom) und ein Abgassensor für die Emissionsreduzierung (Sekundärluftstrom) eingesetzt werden. Als Abgassensor soll entweder eine Lambda-Sonde, ein CO-Sensor oder eine Kombination aus beiden Sensoren zum Einsatz kommen.
- Die Wärmeabgabe soll über einen Abgas/Luft Wärmeübertrager realisiert werden. Die Konvektionsluft soll ohne mechanische Förderung auskommen.
- Als Abgasnachbehandlung könnten bei Bedarf verschiedene Konzepte verfolgt werden. In Abhängigkeit der Effizienz der einzelnen Primärmaßnahmen könnten dann Konzepte als Einzelmaßnahme oder in Kombination untereinander zum Einsatz kommen. Mögliche Abgasnachbehandlungskonzepte sind Oxidationskatalysator, Elektrofilter, Schaumkeramik mit und ohne katalytische Beschichtung.

Konzeptvariante 3 soll weiter entwickelt werden, wenn abzusehen ist, dass die geforderten Emissionsminderungsziele durch Variante 2 technisch nicht zu erfüllen ist. Dies soll in Abstimmung mit dem projektbegleiteten Ausschuss entschieden werden. Diese Konzeptvariante soll dann folgende Merkmale aufweisen:

- Feuerungsprinzip Durchbrand mit Trennung von Brenn- und Oxidationsraum durch einen Durchbrandschlitz mit einer NWL von ca. 6 kW und für 25 cm Holzstücke. Des weiteren Sichtscheibe zum Oxidationsraum, Rüttelrost und externe Verbrennungsluftversorgung.

- Bei Konzeptvariante 2 soll keine Abgasnachbehandlung zum Einsatz kommen, vielmehr sollte die Emissionsminderungsziele durch primäre Maßnahmen realisiert werden. Werden die Minderungsziele nicht erreicht, sollen dann Konzepte als Einzelmaßnahme oder in Kombination untereinander zum Einsatz kommen. Mögliche Abgasnachbehandlungskonzepte sind Oxidationskatalysator, E-Filter, Schaumkeramik mit und ohne katalytische Beschichtung.
- Luftregelung mit motorischen Luftklappen.
- Abgasförderung mit Abgasgebläse.
- Als Sensorik soll ein Temperaturfühler für die Leistungsregelung (Primärluftstrom) und ein Abgassensor für die Emissionsreduzierung (Sekundärluftstrom) eingesetzt werden. Als Abgassensor soll entweder eine Lambda-Sonde, ein CO-Sensor oder eine Kombination aus beiden Sensoren zum Einsatz kommen.
- Die Wärmeabgabe soll über einen Abgas/Luft Wärmeübertrager realisiert werden. Die Konvektionsluft soll ohne mechanische Förderung auskommen.

7 Optimierung der Strömungsführung

Für die Entwicklung einer emissionsarmen Feuerung muss die Strömung in der Feuerung bekannt sein und optimiert werden, um gute Mischungsbedingungen und gleichmäßige Temperaturen zu erreichen.

Abbildung 15 zeigt die konzeptionelle Luftführung, wie sie in der Musterfeuerung eingesetzt werden soll. Die Sekundärluft wird zwischen den Scheiben der Feuerraumtür zur Sekundärluftdüse geleitet. Dadurch wird eine Vorwärmung erreicht und gleichzeitig eine Kühlung der Sichtscheibe gewährleistet. In der Sekundärluftdüse wird die Verbrennungsluft in Kanälen bis zur stirnseitigen Düse geführt. Nach dem Austritt erfolgt eine starke Umlenkung, wodurch sich ein Rückwirbel ausbilden soll. Dies soll eine gute Durchmischung mit der vorgewärmten Sekundärluft und den noch nicht vollständig oxidierten Verbrennungsgasen und eine Erhöhung der Verweilzeit ermöglichen. Die hintere Sekundärluft soll eine Vormischung der Pyrolysegase mit der Verbrennungsluft oberhalb des Brennstoffes im Feuerraum ermöglichen. Die Scheibenluft wird von unten an der Scheibe eingebracht und soll im Gleichstrom eine Grenzschicht zwischen Verbrennungsgasen und Sichtscheibe ausbilden. Bei diesem Verbrennungsluftkonzept soll der überwiegende Teil der Brenngase im Feuerraum oxidieren. Noch reaktionsfähige Gase sollen dann durch Einmischung von effektiv vorgewärmter Sekundärluft in der Nachverbrennungszone vollständig oxidiert werden.

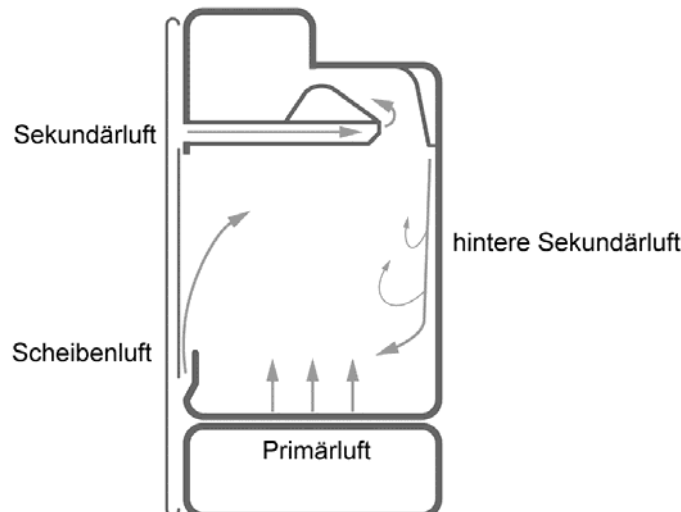


Abbildung 15 Konzeptionelle Verbrennungsluftführung in der Musterfeuerung

Für die Visualisierung von Strömungen in Feuerungsanlagen können neben der CFD-Simulation (CFD - Computational Fluid Dynamics) auch andere Möglichkeiten genutzt werden. So bietet sich in diesem Fall die Visualisierung der Strömungsführung mittels Nebel (Disco-Nebel) und eines Linienlasers an einem Kaltmodell der Feuerung an. Hierzu wird der Brennraum der Musterfeuerung im Maßstab 1:1 aus PMMA (Polymethylmethacrylat, z.B. unter dem Produktnamen Plexiglas® vertrieben) aufgebaut und mit einer Vorrichtung Nebel in die Luftströmungen eingebracht. Für die Visualisierung wird ein Linienlaserstrahl verwendet. Durch die Reflektion des Laserstrahls an den Nebeltröpfchen

werden die Luftströmungen sichtbar und können qualitativ bewertet werden. Abbildung 16 zeigt beispielhaft die Strömungsführung im Modell mit Hilfe von Nebel und Linienlaser. Daneben ist die grafische Auswertung dieser Luftführung dargestellt

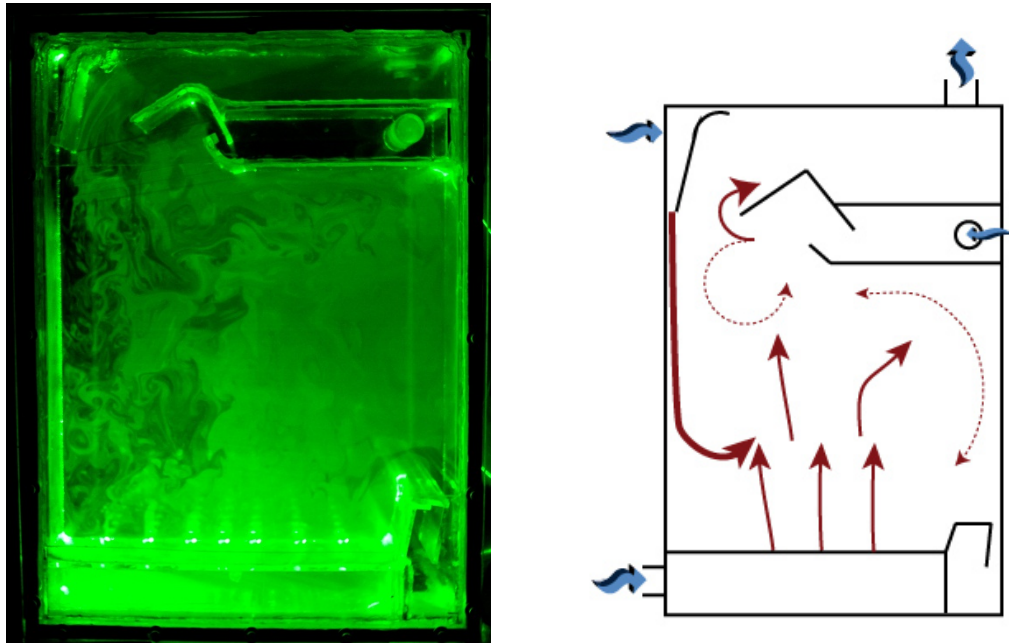


Abbildung 16 Links: Visualisierung der Luftströmungen im Kaltmodell des Musterfeuer-
raumes mittels Linienlaser und Nebel.
Rechts: grafische Auswertung der Strömungsführung

Bei geöffneter Primär- und Sekundärluft, sowie hinterer Sekundärluft ist das charakteristischste Merkmal der Strömung die weit nach unten vordringende hintere Sekundärluft. Diese vermischt sich mit der aufsteigenden Primärluft mit ausgeprägter Wirbelbildung. Durch die starke Umlenkung der Sekundärluft konnte sich eine Rückströmung einstellen, die allerdings nicht so stark ausgeprägt war wie erhofft.

Die Anwendung von CFD-Simulationen für Kleinfeuerungsanlagen steht noch am Anfang des Einsatzes und kann deshalb für diese Entwicklungsaufgabe nur entsprechend dem derzeitigen Erfahrungsstand genutzt werden. Trotzdem soll in diesem Vorhaben ein CFD-Modell aufgebaut werden und weitere Erfahrungen für die Simulation von Kleinfeuerungsanlagen gesammelt werden. Im ersten Schritt sollen deshalb nur die Strömungsverhältnisse im Kaltmodell der Musterfeuerung simuliert werden. Abbildung 17 zeigt das errechnete Strömungsbild der Musterfeuerung. Vergleicht man das Ergebnis der Strömungssimulation mit dem Bildmaterial mittels Laser, so zeigt sich eine gute Übereinstimmung der Strömungsführung. Die hintere Sekundärluft führt zu einer deutlichen Durchmischung der Pyrolysegase im Verbrennungsraum. Zieht man die Stromlinienansicht hinzu, zeigt sich ebenfalls der Einfluss der hintern Sekundärluft und die damit einhergehende Mischung im Verbrennungsraum.

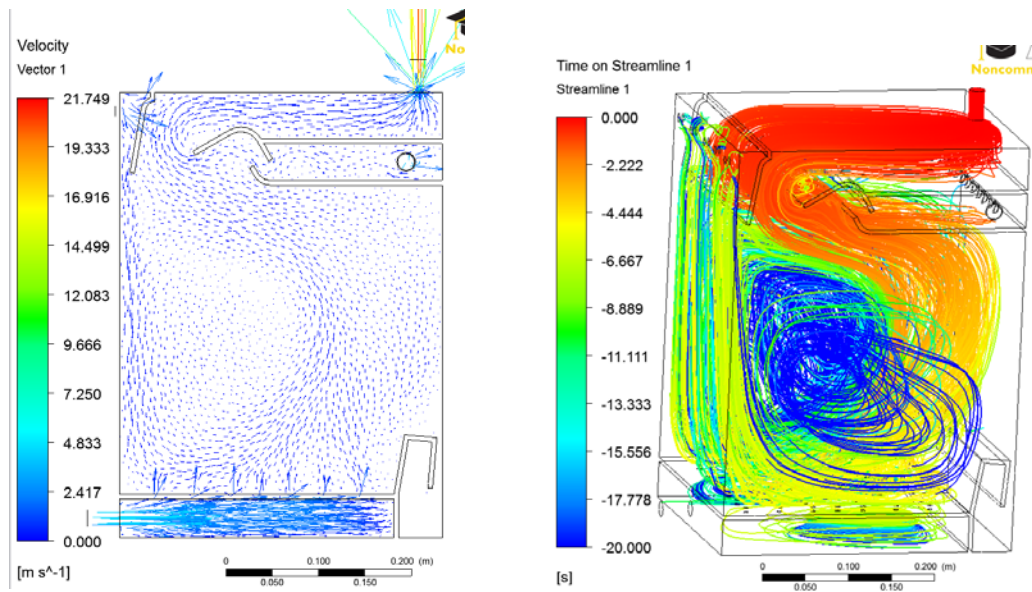


Abbildung 17 Strömungsbild der Musterfeuerung (Kaltmodell) mittels CFD-Simulation.
Links Vektoransicht, rechts: Stromliniendarstellung

Die kleinstrukturierten Wirbel, wie sie im Kaltmodell auftreten, kann durch die in der Simulation verwendeten Turbulenzmodelle nicht dargestellt werden.

Durch die Visualisierung im Kaltmodell und in der CFD-Simulation hat sich das Konzept der Verbrennungsluftführung als vielversprechen gezeigt und soll in einer Musterfeuerung konstruktiv umgesetzt werden.

8 Konstruktion einer Musterfeuerung

Die Konstruktion der Musterfeuerung wurde mit Hilfe einer CAD-Software (CAD - Computer Aided Design) realisiert. Bei der Konstruktion wurde auf einen modularen Aufbau geachtet, der die vorangegangenen Untersuchungen für eine emissionsarmen Feuerung berücksichtigt. Abbildung 18 zeigt das Modell der Musterfeuerung.

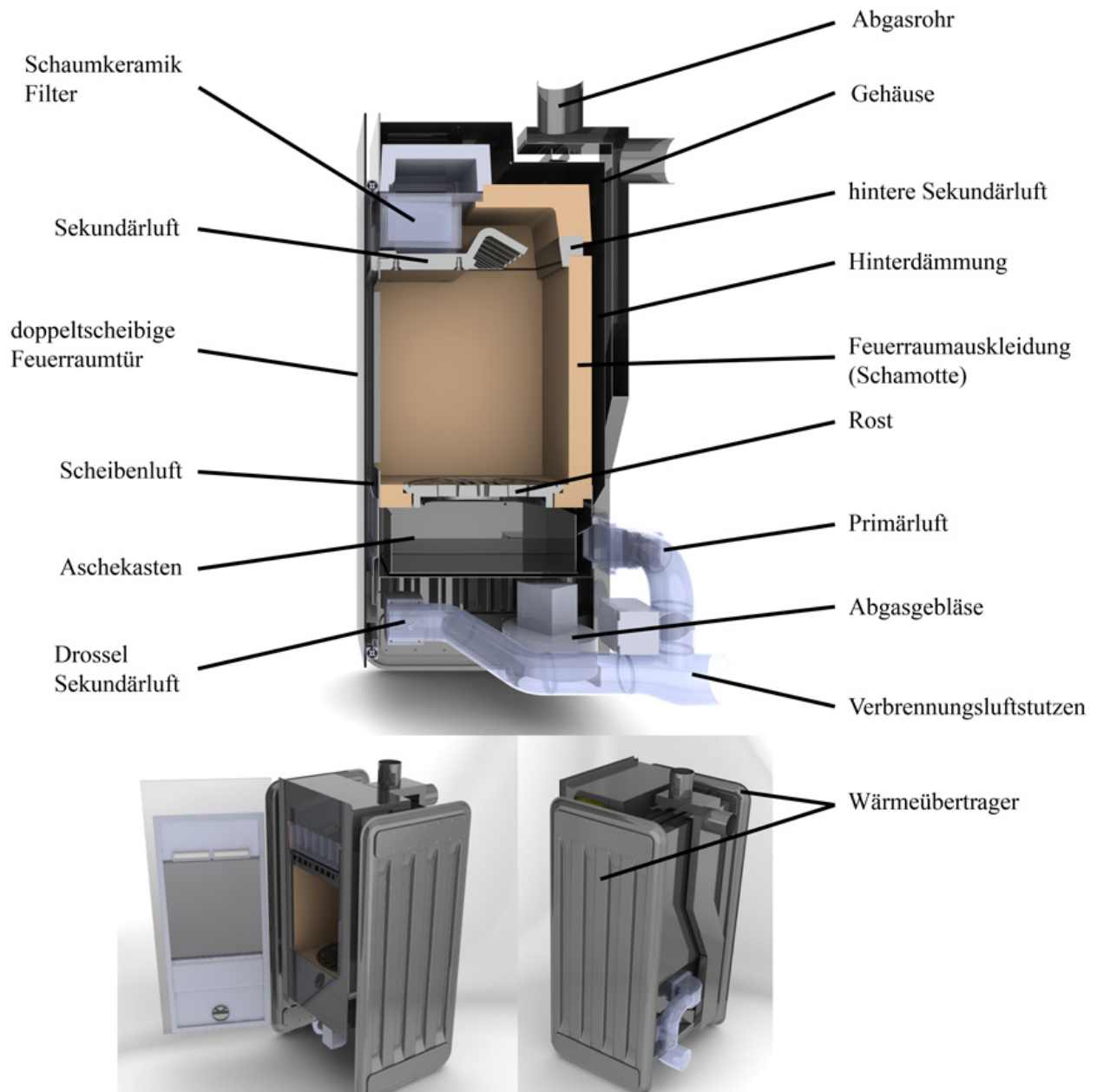


Abbildung 18 CAD-Modell der Musterfeuerung mit optimierter Strömungsführung

Die Musterfeuerung weist folgende Eckdaten auf:

- Wärmegedämmter Feuerraum mit doppeltverglaster (IR-beschichtet) Feuerraumtür
- Grundfläche Brennraum 280x305mm
- Feuerraumhöhe 377mm
- Nachverbrennung oberhalb des Feuerraums mit Sekundärluftzuführung
- als Sekundäre Maßnahme könnte ein Schaumkeramikfilter in der Nachverbrennungszone eingebracht werden (Platz wurde hierfür vorgesehen)
- 2 externe Wärmeübertrager seitlich neben dem Feuerraum
- Abgasförderung über ein Abgasgebläse
- zentrale Verbrennungsluftversorgung mit Drosselklappen für Primär- und Sekundärluft
- Sekundärluft wird zwischen den Scheiben der Feuerraumtür zur Sekundärluftdüse geleitet. Dadurch wird eine Vorwärmung erreicht und gleichzeitig eine Kühlung der Sichtscheibe gewährleistet
- Scheibenluft wird von unten an der Sichtscheibe eingebracht.

Die Auslegung des Brennraumes wurde auf Basis des verwendeten Brennstoffes gewählt. Als bevorzugter Brennstoff sollen Braunkohlenbriketts und stückiges Holz mit einer Kantenlänge von 25 cm genutzt werden. Für die Höhe der Feuerraumöffnung und damit die Feuerraumhöhe wurde ein Teilungsverhältnis von $\approx 4:3$ gewählt. Ausgehend von den vorangegangenen Untersuchungen wäre ein kleinerer Brennraum vermutlich zielführender, allerdings kommen bei der Auslegung auch Kundenvorstellungen verstärkt zum Tragen. Der derzeitige Trend bei Kaminöfen liegt bei einer großen Sichtscheibe. Um den Wärmeverlust durch die Sichtscheibe gering zu halten, wurde diese als Doppelscheibe ausgeführt. Zusätzlich wird zwischen den Scheiben die Sekundärluft entlanggeführt um eine Vorwärmung der Luft zu erreichen.

Für die Dimensionierung der Wärmeübertrager wurde eine CFD-Software verwendet. Nach den Wärmeübertragern ist ein Abgasgebläse angeordnet, welche als maximale Fördermitteltemperatur 250°C vorgibt. Daher wird eine mittlere Austrittstemperatur des Abgases aus den Wärmeübertragern von kleiner 250°C angestrebt, außerdem sollte nach Feuerstättenherstellern die mittlere Abgastemperatur ca. 220°C betragen. Abbildung 19 zeigt beispielhaft die Ergebnisse der CFD-Simulation für die maximale Last (Nennwärmeleistung). Dabei werden mittlere Abgastemperaturen nach dem Wärmeübertrager von 230 °C erreicht, was einen gewissen Sicherheitsabstand zu 250°C ergibt.

Für einen hohen Wirkungsgrad werden niedrige Abgastemperaturen angestrebt. Allerdings sollten diese nicht zu niedrig liegen, da sonst die Gefahr von Wasserdampfkondensation aus dem Abgas besteht und dann besondere Anforderungen an den Schornstein (Feuchtebeständigkeit) gestellt werden müssen. Abbildung 20 zeigt beispielhaft die Ergebnisse der CFD-Simulation für den unteren Auslegungspunkt (Teillast).

Randbedingungen max. Auslegungspunkt (Nennwärmeleistung)

Abgasvolumenstrom	30 m ³ /h
Abgastemperatur Eintritt	800 °C
Konvektionsluft Geschw.	0,01 m/s
Konvektionsluft Temp.	20 °C

Abgastemperatur Austritt

min.	167 °C
max.	267 °C
mittel	232 °C

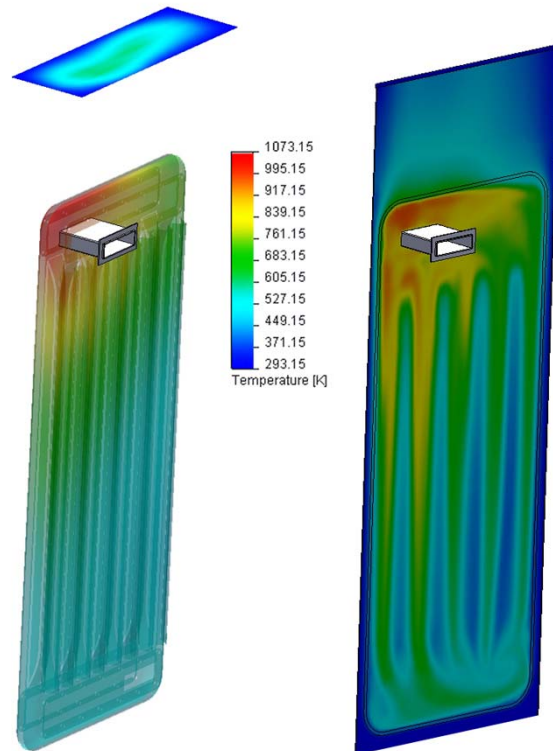


Abbildung 19 Temperaturverteilung des Wärmeübertragers bei Nennwärmeleistung
links: Oberflächentemperatur rechts: Gastemperatur im Querschnitt

Randbedingungen unterer Auslegungspunkt (Teillast)

Abgasvolumenstrom	18 m ³ /h
Abgastemperatur Eintritt	500 °C
Konvektionsluft Geschw.	0,01 m/s
Konvektionsluft Temp.	20 °C

Abgastemperatur Austritt

min	112 m ³ /h
max.	197 °C
mittel.	157 m/s

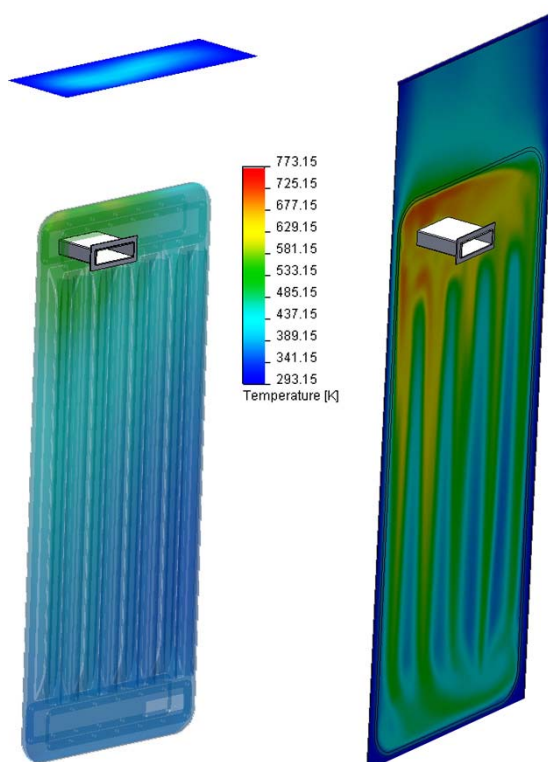


Abbildung 20 Temperaturverteilung des Wärmeübertragers bei Teillast
links: Oberflächentemperatur rechts: Gastemperatur im Querschnitt

Bei diesem Auslegungspunkt wird eine mittlere Abgastemperatur nach dem Wärmeübertrager von ca. 160 °C erreicht. Diese liegt deutlich unterhalb der von den Herstellern angestrebten Abgastemperatur. Allerdings soll in diesem Forschungsvorhaben ebenfalls die Effizienz eines Kaminofens gesteigert werden und daher wurde die Dimensionierung der Wärmeübertrager nicht verändert.

Die Sekundärdüse, wie sie im Kaltmodell entwickelt wurde, konnte in dieser Form nicht eingesetzt werden. Stattdessen wurde eine abgewandelte Sekundärdüse als Schweißkonstruktion konstruiert. Abbildung 21 zeigt die Sekundärdüse als Schweißkonstruktion (oben) wie sie in der Musterfeuerung zum Einsatz kam und als Gusskonstruktion (unten) wie sie im Kaltmodell entwickelt wurde. Der Grund für die geänderte Konstruktion waren die hohen Herstellungskosten der Gusskonstruktion als Prototyp. Die Sekundärdüse als Schweißkonstruktion besteht aus einzelnen aneinander geschweißten Rechteckrohren in denen die Luft bis zur stirnseitigen Düse geführt wird. Der Höcker wurde aus Vermiculite gefertigt und mit Hilfe von keramischem Kleber auf den Rohren positioniert.

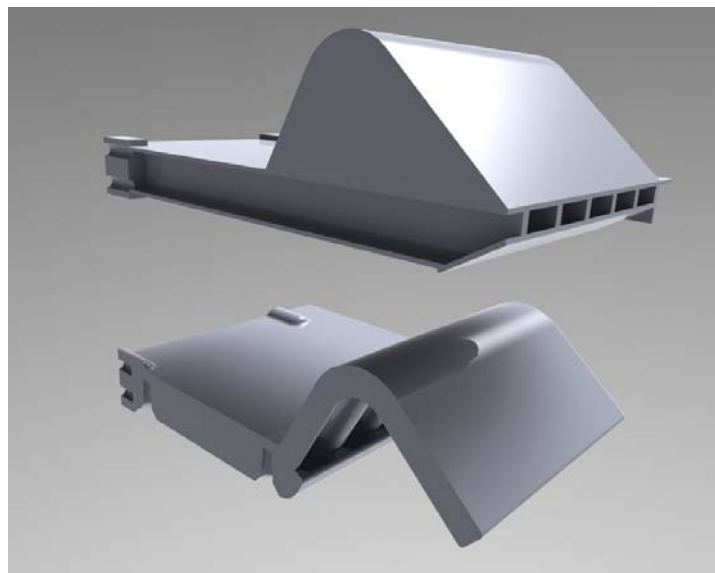


Abbildung 21 Sekundärdüse als Schweißkonstruktion (oben) und als Gusskonstruktion (unten)

Durch die geänderte Ausführung der Sekundärdüse ergeben sich, gegenüber dem Kaltmodell, Abweichungen in der Strömungsführung. Wie sich diese geänderte Strömungsführung auf das Verbrennungsverhalten der Feuerung auswirkt kann nicht quantifiziert werden.

Des Weiteren konnte der angedachte Schaumkeramikfilter nicht eingesetzt werden, da kommerzieller Filter zur Verfügung stand und die Herstellung eines Prototyps im Rahmen des Projektes nicht möglich war. Daher wurden alle Versuche ohne Schaumkeramikfilter durchgeführt.

9 Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung

9.1 Versuchsaufbau und Messtechnik

Die Messungen wurden im Technikum des Instituts für Feuerungs- und Kraftwerktechnik (IFK) der Universität Stuttgart durchgeführt. Abbildung 22 gibt einen Überblick des Prüfstandsbaus und der wichtigsten Messstellen, welche kontinuierlich und diskontinuierlich aufgenommen wurden

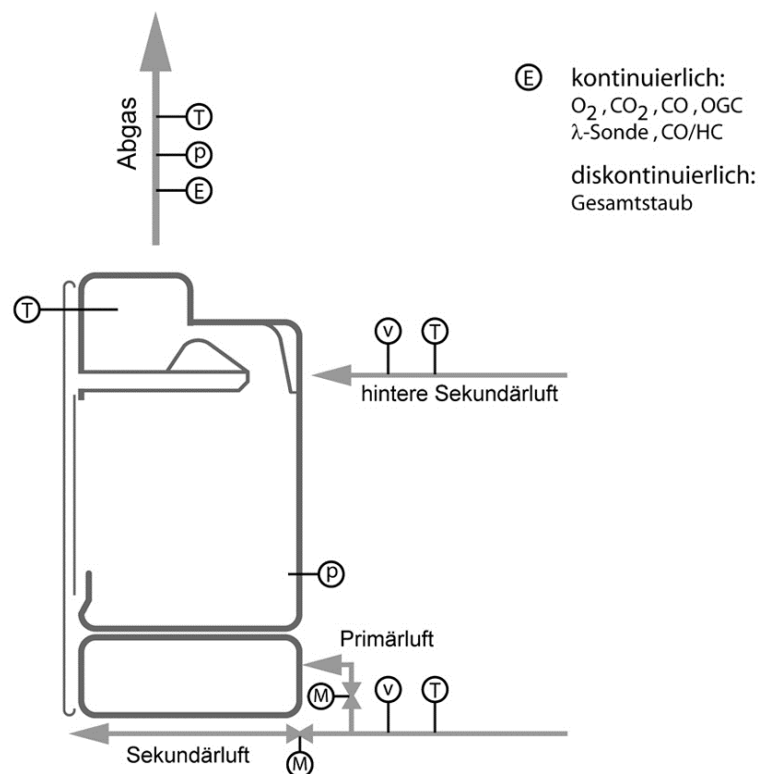


Abbildung 22 schematischer Versuchsaufbau, Messstellen und Messgrößen

In Tabelle 6 sind die verwendeten Messgeräte, deren Messprinzip und die verwendeten Prüfgaskonzentrationen aufgeführt.

Bei der Musterfeuerung wurde eine elektronische Regelung mit Luftdrosseln separat für Primär- und Sekundärluft realisiert. Die Luftdrosseln werden über Schrittmotoren angetrieben. Als Sensorik kamen folgende Komponenten zum Einsatz:

- Sauerstoffgehalt im Abgas mittels Lambdasonde (Bosch Breitband-Lambdasonde)
- Temperaturmessung mittels Thermoelementen
- oxidierbare Gase (CO, H₂, OGC) mittels CarboSen-Sensor der Fa. ESCUBE.

Tabelle 6 Messgrößen, Messprinzipien und die verwendeten Prüfgaskonzentrationen

Messgröße	Messgerät	Messprinzip	Prüfgas	Messbereich
CO ₂	NGA / Emerson	nicht dispersive Infrarotabsorption	12,1 Vol%	0-20 Vol%
O ₂	NGA 2000 / Emerson	Paramagnetismus	8,0 Vol%	0-25 Vol%
CO	NGA / Emerson	nicht dispersive Infrarotabsorption	800 ppm	0-1.500 ppm
CO	NGA / Emerson	nicht dispersive Infrarotabsorption	0,70 Vol%	0-3 Vol%
OGC	FID 123 / Testa	Flammen Ionisation Detektor	800 ppm v/v	0-1.000 ppm
Gesamtstaub	Filterkopfgerät / Paul Gothe	Gesamtstaub nach VDI 2066		
Strömungsgeschw.	SS 20.250 / Schmidt	Hitzdraht		0,06 – 1 m/s
Temperatur	NiCr-Ni / Thermodirekt	Thermospannung		-270 bis 1372 °C
Druck	PTSXR / Airflow PTLN / Airflow	pneumatisch elektrisch		0-100 Pa 0-250 Pa

Zusätzlich wird eine Drehzahländerung des Abgasgebläses mittels Phasenanschnittsteuerung realisiert. Im Ersten Schritt soll die Regelung „manuell“ von Hand durchgeführt werden, um geeignete Regelstrategien für die unterschiedlichen Verbrennungsphasen für Stückholz und Braunkohlenbriketts zu finden. In einem weiteren Entwicklungsschritt kann diese dann in einer „automatische“ Regelung umgesetzt werden.

9.2 Versuchsdurchführung

Die Versuche wurden in Anlehnung an DIN 13240 Raumheizer für feste Brennstoffe - Anforderungen und Prüfungen (2005) durchgeführt. Der Ablauf der Typprüfung wird in hierbei u.a. wie folgt beschrieben:

Der Prüfung muss eine ausreichende Vorprüfung oder müssen mehrere Vorprüfungen vorausgehen, so dass die Masse der Grundglut zuzüglich des verbrannten Brennstoffes am Ende nicht mehr als 50 g von der vorausgegangenen Prüfung abweicht. Für die eigentliche Typprüfung wird die Feuerstätte mit der berechneten Masse an Prüfbrennstoff befüllt. Die Prüfdauer beginnt unmittelbar nach dem Befüllen der Feuerstätte. Dabei sollte die Prüfdauer mit einer Toleranz von 15 % eingehalten werden. Der Emissionswert ergibt sich aus den Mittelwerten von 3 Abbrandperioden mit einer Mindestbrenndauer für Stückholz von 0,75 h je Abbrandperiode bei Nennwärmeleistung. Für alle anderen Brennstoffe wird der Emissionswert aus 2 Abbrandperioden mit einer Mindestbrenndauer von 1 h bei Nennwärmeleistung gebildet.

Bei den eigenen Messungen wurden die Verbrennungsversuche überwiegend mit kalter Feuerung gestartet. Als Brennstoff kam handelsübliches 25 cm Buchenholz und Braunkohlenbriketts (Format 7 Zoll) zum Einsatz. Der Anbrandvorgang wurde mit Anzündholz (überwiegend Nadelholz) mit einer darauffolgenden Aufheizphase, mit geringerer Holzaufgabe durchgeführt. Nach Erreichen der Grundglut wurde die vorher bestimmte Menge an Buchenholz bzw. Braunkohlenbriketts aufgelegt. Die aufgelegene Menge variierte zwischen 85 % und 135 % der errechneten Brennstoffmenge von 1,4 kg. Dadurch wurde eine gewisse Varianz in den Versuchen erhalten. Dies war beabsichtigt, da in der Praxis kein abwiegen des Brennstoffes stattfindet, sondern die Aufgabemenge auch nur relativ grob abgeschätzt wird. Die weiteren Auflagen wurden nach Erreichen der Grundglut getätigt. Das Erreichen der Grundglut wurde visuell bestimmt.

Sämtliche Verbrennungsversuche wurden mit manuell geregelter Verbrennungsluftzufuhr durchgeführt. Dabei wurde versucht, den Restsauerstoffgehalt im Abgas so gering wie möglich zu halten, bei gleichzeitig minimaler CO-Konzentration.

Die kontinuierlich erfassten Größen (Abgaskonzentrationen und Temperaturen) wurden als 10-Sekunden Mittelwerte registriert. Die Staubprobenahmen wurden überwiegend 3 min nach der Brennstoffaufgabe gestartet und 30 min lang durchgeführt. Somit liegen Partikelkonzentrationen als Mittelwert über den Zeitraum von 3 bis 33 min des Abbrandes vor. Aussagen über den Verlauf der Partikelkonzentration während des Abbrandes sind nicht möglich.

Folgende Definitionen wurden für die Unterscheidung der Abbrandphasen gemacht:

- Anbrand: nach Brennstoffaufgabe bis zu einer CO-Konzentration von $< 1.600 \text{ mg/m}^3$
- Hauptverbrennung: Zeitraum zwischen Anbrand und Ausbrand
- Ausbrand: ab einer CO-Konzentration von $> 1.600 \text{ mg/m}^3$ bis zum Erreichen der Grundglut.

9.3 Versuchsauswertung

Als gemessene und zur Umrechnung auf den Bezugssauerstoffgehalts verwendete Emissionskonzentrationen wurden die mittleren Konzentrationen der Abbrandphasen (Anbrand-, Hauptverbrennungs- und Ausbrandphase), des Gesamtabbrandes und der Mindestbrenndauer eingesetzt. Die Umrechnung der gemessenen mittleren Konzentration auf einen einheitlichen Bezugssauerstoffgehalt von 13 Vol% erfolgte mittels gemessener O_2 -Konzentration nach folgender Formel [1. BImSchV (2010)]:

$$E_B = \frac{21 - O_{2,B}}{21 - O_{2,M}} \cdot E_M \left[\frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \right] \quad (1)$$

mit:

- E_B Emissionskonzentration, bezogen auf den Bezugssauerstoffgehalt
- E_M gemessene mittlere Emissionskonzentration
- $O_{2,B}$ Bezugssauerstoffgehalt
- $O_{2,M}$ gemessene mittlere Sauerstoffkonzentration in Vol%.

Obwohl sich Stückholz und Braunkohlenbriketts hinsichtlich der Brennstoffzusammensetzung und dem Aufbau des Brennstoffes deutlich unterscheiden, gibt es doch einige Parallelen beim Verbrennungsvorgang in dieser Art von Feuerung. So ist bei beiden Brennstoffen eine Anbrand-, Hauptverbrennungs- und Ausbrandphase feststellbar. Abbildung 23 zeigt einen typischen Verlauf eines Abbrandes mit Buchenscheitholz, Abbildung 24 zeigt dies für Braunkohlenbriketts.

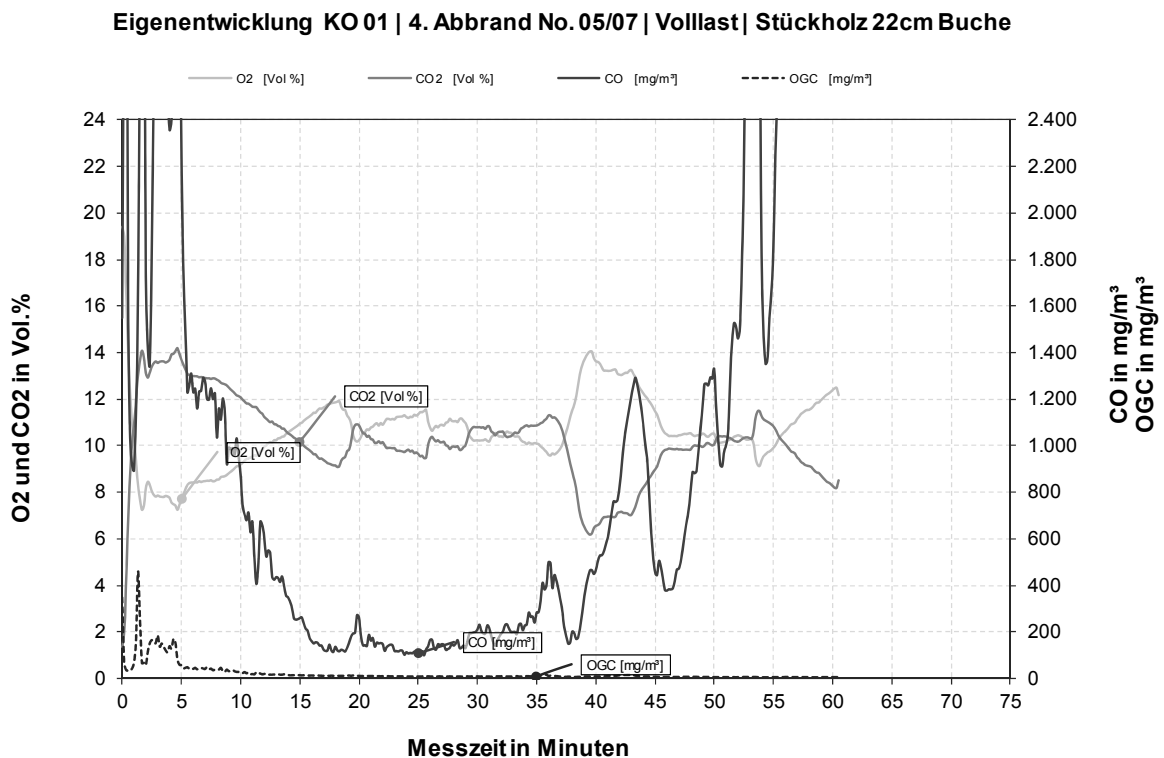


Abbildung 23 Zeitlicher Verlauf eines Abbrandes mit Anbrand-, Hauptverbrennungs- und Ausbrandphase bei Stückholz mit der Musterfeuerung

Nach einer Aufgabe von Brennstoff auf die Grundglut laufen verschiedene physikalische und chemische Prozesse gleichzeitig, allerdings mit unterschiedlicher Intensität ab. Zuerst ist eine Anbrennphase mit geringer CO_2 -Konzentration und damit einhergehendem hohem Luftüberschuss erkennbar. Niedrigere Feuerraumtemperaturen, eine nur lokal begrenzte Flammenausbildung und örtliche Zersetzungsreaktionen ohne Flammenausbildung führen in dieser Anbrandphase zu erhöhten Kohlenwasserstoff-, Partikel- und Kohlenmonoxidemissionen. Die Kohlenwasserstoffemissionen gehen mit intensiven Geruchsemissionen einher. In diesen Fällen bestehen die Partikelemissionen zum großen Teil aus kondensierten organischen Verbindungen (wie z.B. Teere oder Ruß).

Bei ungenügend aufgeheizter Feuerung und einer schlechten Vorwärmung der Sekundärluft ist die Dauer der Anbrandphase sowie die Höhe der Emissionen in dieser Verbrennungsphase nur bedingt zu reduzieren. In der Anbrennphase hat eine optimierte Luftführung nur einen geringen Einfluss, da hier die Temperatur für ein schnelles Durchzünden der schon freigesetzten Entgasungsprodukte fehlt. Im ungünstigsten Fall kann

sich die Sekundärluft sogar kontraproduktiv auswirken, da diese ein Kühlen der noch nicht gezündeten Entgasungsprodukte bewirkt. Für die Dauer und Höhe der Emissionen in der Anbrennphase sind ebenfalls die Grundglutmenge (diese bestimmt auch die momentane Temperatur im Füllraum) und die aufgelegte Brennstoffmasse (sowie die Stückgrößen des aufgelegten Brennstoffs) von großer Bedeutung. Bei einem guten Kontakt des Brennstoffes mit dem Glutbett und ausreichend großer Glutmenge kann ein schnelles durchzünden erfolgen. Da Holz ein natürliches, mechanisch bearbeitendes Produkt mit entsprechenden Bandbreiten der Eigenschaften (z.B. Oberfläche, Feuchte, Zusammensetzung) ist, weisen die beiden Brennstoffe Braunkohlenbriketts und Stückholz auch im Anbrennen Unterschiede auf.

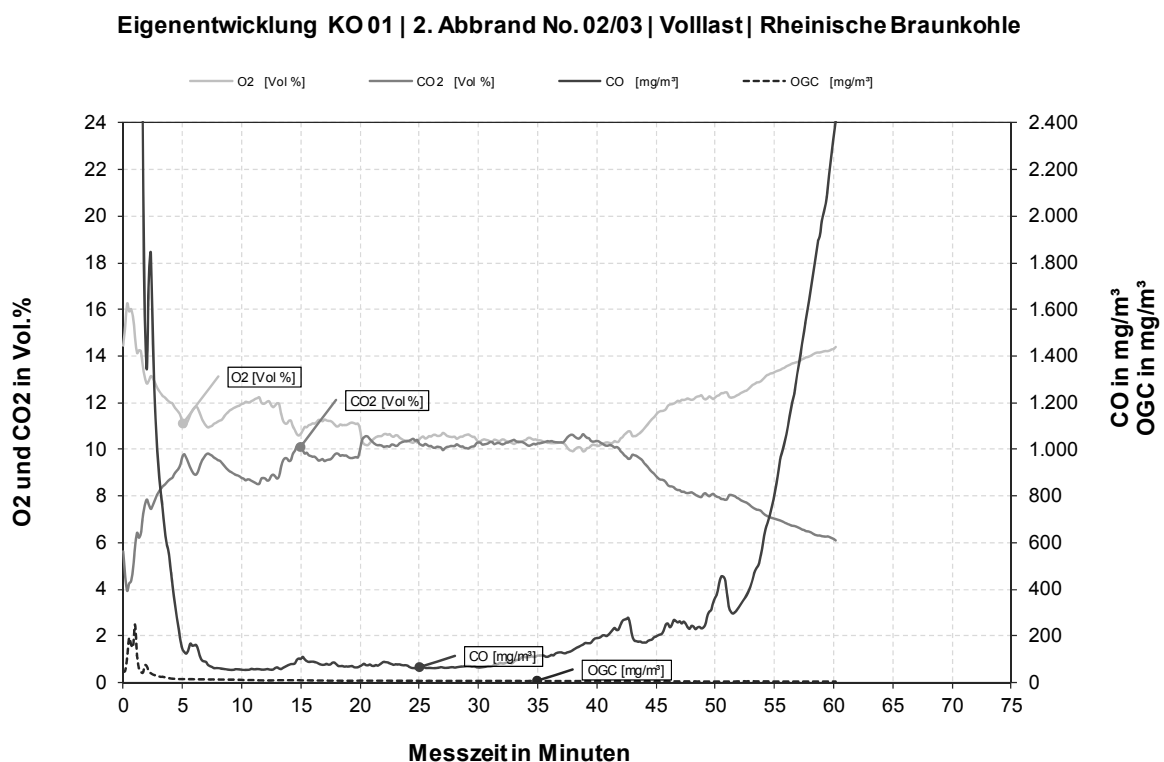


Abbildung 24 Zeitlicher Verlauf eines Abbrandes mit Anbrand-, Hauptverbrennungs- und Ausbrandphase bei Braunkohlenbriketts mit der Musterfeuerung

Erst nachdem sich eine stabile Flammene Ausbildung über dem Brennstoff ausgebildet hat, gehen die Emissionen langsam auf ein niedriges Niveau zurück. Dabei steigt die Verbrennungstemperatur deutlich an und die Anbrennphase geht in eine stabile Hauptverbrennungsphase mit niedrigen CO-Emissionen und sehr geringen OGC-Emissionen über. In dieser Phase laufen die Vorgänge Erwärmung und Trocknung, die thermische Zersetzung, die Oxidation der Zersetzungsprodukte und die heterogene Verbrennung des Restkohlenstoffes nebeneinander ab.

Bei der Verbrennung von Braunkohlenbriketts ist in diese Verbrennungsphase, vorausgesetzt die Feuerung ist ausreichend aufgeheizt und der Brennstoff konnte durch ein ausreichendes Glutbett schnell zünden, der CO-Konzentrationsverlauf sehr gleichmäßig.

Bei einer Holzverbrennung können hingegen in dieser Phase durch örtliche Luftmangelsituationen, Zerfall oder durch Bewegung des Brennstoffes vereinzelt CO-Spitzen auftreten. Diese Schwankungen im CO-Verlauf können durch Regelvorgänge der Sekundärluft nicht verhindert werden. Durch schnelle Regelvorgänge können sogar ungewünschte CO- und im ungünstigsten Fall OGC-Konzentrationsspitzen entstehen. Nach einer schnellen Änderung der Sekundärluft muss sich die Strömung im Feuerraum neu einstellen und erst dann sinken die Emissionen wieder, allerdings überwiegend auf ein deutlich höheres Niveau als vor dem Regelvorgang.

Gegen Abbrandende steigen die CO-Emissionen, bei gleichzeitiger Zunahme des Luftüberschusses, wieder an. Bei der Verbrennung von Holz kann dies innerhalb kürzester Zeit erfolgen, wie dies in Abbildung 23 in der 37. Minute der Fall ist. Durch entsprechendes Nachregeln konnte der O₂-Gehalt auf das vorherige Niveau eingestellt werden. Die CO-Konzentrationen fallen ebenfalls für eine kürzere Phase wieder auf ein niedrigeres Niveau und steigen dann kontinuierlich.

Sobald die Gasphasenverbrennung in die Feststoffverbrennung der Holzkohle übergeht, stellt sich nach Boudouard ein temperaturabhängiges Gleichgewicht zwischen CO₂ und CO ein (vgl. Abbildung 25). Durch Erhöhen der Temperatur im Glutbett verschiebt sich das Gleichgewicht in Richtung CO, welches allerdings auf Grund zu geringer Temperaturen im Feuerraum nicht mehr zündet bzw. nicht mehr zu CO₂ oxidieren kann.

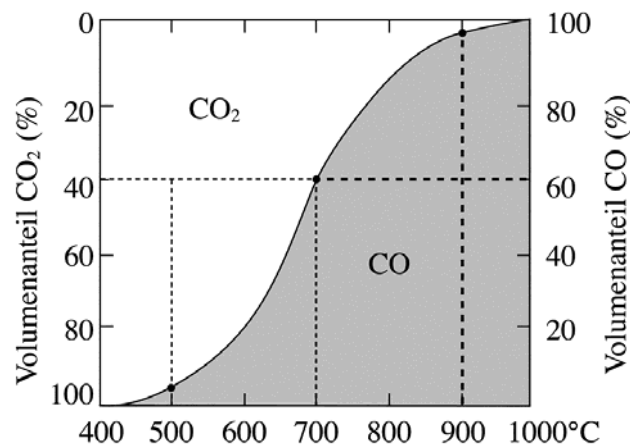


Abbildung 25 Boudouard-Gleichgewicht (Gerthsen, 2006)

Daher lassen sich die CO-Emissionen bei Abbrandende nur durch eine Sekundärmaßnahme, wie z.B. durch den Einsatz eines Oxidationskatalysators, reduzieren. Eine Verbrennungsregelung oder eine optimierte Luftführung kann gegen Abbrandende keinen Einfluss auf die CO-Emissionen mehrnehmen. Durch eine Regelung lässt sich einzig der Anstieg von OGC-Emissionen verhindern, indem der Primärluftanteil gegen Abbrandende erhöht wird.

Hierdurch nimmt der Brennstoffumsatz zu, die Temperatur im Bereich des Brennstoffes und im Brennstoff selbst steigt an, wodurch die vollständige thermische Zersetzung des Brennstoffes unterstützt wird. Ist die Temperatur gegen Abbrandende im Brennstoff zu

gering, bleiben im Kernbereich der Brennstoffstücke u.U. noch Reste von thermisch nicht vollständig zersetztem Brennstoff übrig. Diese Brennstoffbereiche zersetzen sich thermisch dann zwar während der Ausbrandphase noch weiter, aber aufgrund des geringen Brennstoffumsatzes und der geringeren Feuerraumtemperatur kann sich dann keine kompakte Flamme mehr über dem Brennstoff ausbilden. Die Folge ist eine Zunahme von organischen Verbindungen im Abgas.

Eine Reduktion des Restsauerstoffgehalts bei Abbrandende kann nur bedingt erfolgen, da die Verbrennungsluft gleichmäßig über den Feuerraum eingebracht wird. Allerdings kann der Sauerstoffbedarf im Feuerraum lokal sehr unterschiedlich ausfallen. In Abbildung 26 ist dies beispielhaft anhand eines sehr einseitigen Flammenbildes gezeigt.



Abbildung 26 Einseitiges Flammenbild bei Abbrandende

Auf der rechten Seite sind noch deutlich Flammen zu sehen und damit ist ein Bedarf an Sekundärluft vorhanden, wohin gegen auf der linken Feuerraumseite keine Flamme mehr vorhanden ist und somit der Luftbedarf auch deutlich geringer ist.

10 Ergebnisse der Emissionsmessungen

In Tabelle 7 sind die Meßergebnisse der Abbrandversuche mit der Musterfeuerung als Mittelwerte aufgelistet. Angegeben sind die Mittelwerte für den gesamten Abbrand, sowie die Mittelwerte für die Mindestbrenndauer, welche bei der Typprüfung für die Mittelwertbildung herangezogen werden.

In der Zusammenstellung „Versuche Gesamt Holz“ wurden die Mittelwerte aller Abbrände mit Stückholz, ohne Anzündvorgänge, gebildet. Diese Mittelwerte beinhalten auch schlechte Abbrände, die auf Grund von noch nicht optimalen Einstellungen produziert wurden. Daher konnte das aufgesetzte Ziel der Reduktion von $\text{CO} < 1.250 \text{ mg/m}^3$ in dieser Zusammenstellung nicht erreicht werden. Allerdings können auch im Praxisbetrieb höhere Emissionen, z.B. durch schlechten Brennstoff oder durch Fehlbedienung (trotz Verbrennungsregelung), entstehen. Dieser Mittelwert stellt somit einen guten Mittelwert für einen Praxisbetrieb dar.

Tabelle 7 Mittelwerte der Abbrandversuche mit der Musterfeuerung

Abbrandversuche mit Holz und BKB	Mittelungszeitraum								
	Gesamtabbrand						Holz 0-45 min BKB 0-60 min		3-33 min
	FWL kW	η %	O_2 Vol%	CO_2 Vol%	CO^* mg/m^3	OGC* mgC/m^3	CO^* mg/m^3	OGC* mgC/m^3	Partikel* mg/m^3
Versuche Gesamt Holz (Anzahl 47)	7,2	91	13,1	7,6	2.215	135	1.730	130	
Versuche gute Holz (Anzahl 19)	6,7	92	12,7	8,0	1.630	65	995	65	
Versuche beste Holz (Anzahl 9)	6,9	94	11,9	8,8	1.275	42	725	45	
Versuche Gesamt BKB (Anzahl 3)	6,2	91	13,7	6,9	1.020	30	1.015	30	55
Versuche mit Partikelmessung									
Holz alle (Anzahl 19)	7,2	91	12,8	8,0	2.005	150	1.855	150	80
Holz beste (Anzahl 8)	7,3	93	12,3	8,5	1.520	75	1.340	80	45

* Angaben bezogen auf 13 Vol% O_2
BKB Braunkohlenbriketts

η feuerungstechnischer Wirkungsgrad

Wurde die Feuerung mit einer optimierten Regelstrategie und qualitativ gutem Brennstoff betrieben, konnten Emissionen erreicht werden, die in der Kategorie „Versuche gute Holz“ zusammengefasst sind. Auch bei diesen Versuchen konnte das aufgesetzte Ziel der Reduktion von $\text{CO} < 1.250 \text{ mg/m}^3$ für den Gesamtabbrand nicht erreicht werden.

Wird als Mittelungszeitraum die Mindestbrenndauer von 45 min herangezogen, konnten mittlere CO -Konzentrationen von $< 1.000 \text{ mg/m}^3$ erreicht werden. Dies liegt daran, dass

der unvermeidliche CO-Anstieg am Ende des Chargenabbrandes bei der Mittelwertbildung nur teilweise erfasst wird.

Werden die besten Abbrände zusammengefasst, so liegt die mittlere CO-Konzentration knapp unterhalb dem Zielwert für CO von 1.250 mg/m^3 (bei 13 Vol% O_2) für den Gesamtabbrand.

Hier zeigt sich, dass die berechneten mittleren CO-Konzentrationen stark durch den Mittelungszeitraum beeinflusst werden. Wird der Mittelwert über die Mindestbrenndauer von 45 min gebildet, fallen die mittleren CO-Konzentrationen deutlich niedriger aus. Allerdings geben die Mittelwerte über die Mindestbrenndauer nicht das eigentliche Emissionsverhalten der Feuerung in der Praxis wieder, da hier immer auch die Ausbrandemissionen auftreten.

Bei den Abbränden mit Braunkohlenbriketts (Format 7“) konnten die CO-Emissionswerte von 1.250 mg/m^3 sowohl für den gesamten Abbrand als auch für die Mindestbrenndauer von 60 min. unterschritten werden. Dies liegt daran, dass bei Braunkohlenbriketts der CO-Anstieg bei Abbrandende sehr spät erfolgt und auch von vergleichsweise kurzer Dauer ist. Dabei unterscheidet sich die Dauer des Gesamtabrandes so gut wie nicht von der Mindestbrenndauer.

Bei den Abbrandversuchen mit Stückholz und Braunkohlenbriketts wurden Partikelmessungen nach VDI 2066 durchgeführt. Hierbei konnte das Emissionsziel für die Partikelkonzentration von $<< 40 \text{ mg/m}^3$ für den Gesamtabrand nicht erreicht werden. Für alle Abbrände mit Stückholz wurde eine mittlere Partikelkonzentration von 80 mg/m^3 (bei 13 Vol% O_2) ermittelt. Allerdings beinhaltet dieser Mittelwert auch die Anzünd- und Anheizvorgang mit hohen Konzentrationen von Partikeln aus der unvollständigen Verbrennung. Die Partikelmessungen sollen im nachfolgenden Kapitel diskutiert werden.

10.1 Ergebnisse der Partikelmessungen

Die Partikelmessungen wurden nach VDI-Richtlinie 2066 (2006) durchgeführt. Dabei wird über eine Sonde ein Teilvolumenstrom isokinetisch abgesaugt und über einen Quarzfilter geleitet. Nach der Messung wird die Sonde bis zum Quarzfilter mit einem Isopropanol / Aceton-Gemisch gespült, um Ablagerungen in der Sonde mit zu erfassen. Diese Spülung wird anschließend eingedampft und ausgewogen. Aus der Gewichtszunahme des Filters, dem Gewicht der Spülung und dem abgesaugten Volumenstrom bei der Messung wird der Staubgehalt im Abgas bestimmt.

In Tabelle 8 sind die Ergebnisse der Partikelmessung am Versuchstag 1 mit Stückholz aufgelistet. Die Probennamedauer betrug von der Brennstoffauflage bis zur 15. Minute des Abbrandes. Wie zu erwarten war, sinken die Partikelemissionen von Abbrand zu Abbrand auf ein vergleichsweise niedriges Niveau von 50 mg/m^3 . Solange die Feuerung noch nicht aufgeheizt ist, bestehen die Partikel überwiegend aus Ruß und kondensierbaren organischen Verbindungen. Der Verlauf der Partikelkonzentrationen während den Abbränden deckt sich mit den mittleren OGC-Konzentrationen, die ebenfalls von Abbrand zu Abbrand auf Niveau von ca. 200 mgC/m^3 sinken.

Am Versuchstag 1 wurde die Feuerung noch nicht optimal betrieben, da die Regelstrategie und die Luftführung noch nicht richtig eingestellt waren. Zu sehen ist dies auch an dem relativ hohen Luftüberschuss. Daher wurden die Luftführung und die Regelstrategie optimiert und am Versuchstag 2 weitere Partikelmessungen durchgeführt.

Tabelle 9 zeigt die mittleren Ergebnisse am Versuchstag 2 mit Stückholz. Auch hier sinken die Partikelkonzentrationen vom Anzünden mit 75 mg/m³ auf 35 mg/m³ beim 2. Abbrand. Allerdings steigen dann die Partikelkonzentrationen wieder kontinuierlich auf ca. 100 mg/m³ an, bei vergleichsweise niedrigen CO- und OGC-Konzentrationen.

Tabelle 8 Mittlere Partikelkonzentrationen, Versuchstag 1 mit Holz (Musterfeuerung)

Sek.-Luft und hintere Sek.-Luft	Gesamtabbrand			Messzeitraum 0-15 min des Abbrandes				
	FWL kW	Brennstoff kg	Dauer min	O ₂ Vol%	CO ₂ Vol%	CO* mg/m ³	OGC* mgC/m ³	Partikel* mg/m ³
Anzünden	-	-	59	16,8	4,2	3.835	804	305
1. Abbrand	8,6	1,4	40	13,7	7,4	2.575	435	110
2. Abbrand	8,6	1,44	41	13,6	7,4	2.560	360	75
3. Abbrand	9,2	1,53	41	14,0	7,1	1.740	200	65
4. Abbrand	6,8	1,48	53	14,2	6,9	1.830	205	50
5. Abbrand	6,1	1,37	55	14,3	6,8	1.825	190	50

* Angaben bezogen auf 13 Vol% O₂

Tabelle 9 Mittlere Partikelkonzentrationen, Versuchstag 2 mit Holz (Musterfeuerung)

hintere Sek.-Luft	Gesamtabbrand			Messzeitraum 3-33 min des Abbrandes ** Messzeitraum 0-50,5 min des Abbrandes				
	FWL kW	Brennstoff kg	Dauer min	O ₂ Vol%	CO ₂ Vol%	CO* mg/m ³	OGC* mgC/m ³	Partikel* mg/m ³
Anzünden	9,3	1,68	44	10,8	10,2	3.625	275	75
1. Abbrand	7,6	1,39	45	12,6	8,4	1.580	110	65
2. Abbrand	7,7	1,40	45	9,9	11,3	2.045	130	35
3. Abbrand	7,8	1,45	46	10,9	10,2	755	35	75
4. Abbrand	5,9	1,44	60	10,2	10,9	560	20	90
5. Abbrand *	5,9	1,36	56	9,6 **	11,3 *	3.885 **	205 **	142 **
6. Abbrand	7,3	1,33	44	10,3	10,7	250	15	100

* Angaben bezogen auf 13 Vol% O₂

Beim 5. Abbrand wurden Partikelmessungen in den einzelnen Abbrandphasen durchgeführt. Tabelle 10 zeigt die Ergebnisse der Partikelmessungen unterschieden nach der Anbrenn-, Hauptverbrennungs- und Ausbrandphase. Die Unterscheidung der einzelnen Abbrandphasen erfolgte anhand der in Abschnitt 9.2 genannten Definitionen.

Tabelle 10 Partikelmessung in Abhängigkeit der Abbrandphase bei der Musterfeuerung (Versuchstag 2, 5. Abbrand)

hintere Sek.-Luft	O ₂ Vol%	CO ₂ Vol%	CO * mg/m ³	OGC * mgC/m ³	Partikel * mg/m ³	Planfilter aus Staubprobenahme
Gesamtabbrand	10,6	10,1	3.035	185	142	
Anbrand Dauer: 10,5 min	7,5	13,6	8.265	695	210	 22.8
Hauptverbrennung Dauer: 30 min	10,6	10,1	340	20	135	 22.7
Ausbrand Dauer: 10 min	12,6	8,0	2.980	10	130	 23.1

* Angaben bezogen auf 13 Vol% O₂

Für den Gesamtabbrand lag die mittlere CO-Konzentration bei 3.035 mg/m³ und die OGC-Konzentration bei 185 mgC/m³, jeweils bei 13 Vol% O₂. Bei diesem Versuch war die Feuerung sehr stark aufgeheizt und es wurde bei einer relativ großen Grundglut nachgelegt. Dadurch kam die Feuerung im Anbrand in den Luftmangel und es entstan-

den für einen Zeitraum von 10,5 min höhere Konzentrationen von Produkten unvollständiger Verbrennung, die sich in den Mittelwerten für CO von 8.265 mg/m³ und für OGC von 695 mgC/m³ für die Anbrandphase widerspiegeln. Für diese Anbrandphase wurde eine Partikelemission von 210 mg/m³ gemessen, die sich hauptsächlich aus Ruß und kondensierbaren organischen Verbindungen zusammensetzt.

In der anschließenden Hauptverbrennungsphase wurden geringe mittlere CO-Konzentrationen von 340 mg/m³ und OGC-Konzentrationen von 20 mgC/m³ über einen Zeitraum von 30 min erreicht. Bei diesen geringen Konzentrationen von unverbrannten Bestandteilen ist der Messwert für Partikel in dieser Phase von 135 mg/m³ nicht zu erwarten gewesen. Die helle Färbung des Filtermaterials lässt im Wesentlichen auf kondensierte anorganische Partikel schließen, mit geringen Anteilen an Ruß.

In der Ausbrandphase wurden ebenfalls noch Partikelemissionen von 130 mg/m³ gemessen. Auch hier bestehen die Partikel hauptsächlich aus kondensierten anorganischen Verbindungen, was sich auf Grund der weißen Färbung des Filtermaterials und den geringen OGC-Konzentrationen von 10 mgC/m³ schließen lässt. Nach dem allgemeinen Kenntnisstand treten bei den hier betrachteten Feuerungen Partikelemissionen hauptsächlich in der Anbrennphase, bei gleichzeitig höheren bis hohen CO- und OGC-Konzentrationen auf. In den darauffolgenden Phasen treten geringere (wenn gute Verbrennungsbedingungen vorliegen) bzw. beim reinen Holzkohleabbrand in der Ausbrandphase sehr geringe Partikelkonzentrationen auf.

Da die Partikelemissionen bei dieser Feuerung in der Hauptverbrennungs- und Ausbrandphase definitiv nicht aus unverbrannten Bestandteilen herrühren, muss eine andere Quelle verantwortlich sein. Da die Partikelemissionen von einem hohen Niveau beim Anzünden auf ein Minimum im 2. Abbrand von 35 mg/m³ abfällt und anschließend auf ein Niveau von ca. 100 mg/m³ ansteigt, ist eine Temperaturabhängigkeit zu vermuten. Das heißt bei Zunahme der Brennraumtemperatur steigt auch die Partikelemission an. Hierzu verläuft der Zusammenhang zu den von CO- und OGC-Konzentrationen gegenläufig (mit Ausnahme vom 5. Abbrand in Tabelle 9), d.h. diese Emissionen nehmen erwartungsgemäß mit steigender Feuerraumtemperatur ab.

Tabelle 11 zeigt die Ergebnisse der Partikelmessungen am Versuchstag 3.

Tabelle 11 Mittelwerte der Partikelmessung, Versuchstag 3 mit Holz (Musterfeuerung)

hintere Sek.-Luft	Gesamtabbrand			Messzeitraum 3-33 min				
	FWL kW	Brennstoff kg	Dauer min	O ₂ Vol%	CO ₂ Vol%	CO * mg/m ³	OGC * mgC/m ³	Partikel * mg/m ³
Anzünden	12,4	1,56	31	12,4	8,2	5.640	580	140
1. Abbrand	7,1	1,35	47	11,2	9,5	1.610	125	100
2. Abbrand	7,9	1,47	46	10,3	10,6	870	70	42
3. Abbrand	6,8	1,41	50	9,5	11,3	2.160	225	75
4. Abbrand	7,7	1,41	45	10,7	10,1	1.135	85	45

* Angaben bezogen auf 13 Vol% O₂

Nach dem Anheizen mit einer Partikelkonzentration von 140 mg/m^3 fällt diese mit dem 2. Abbrand auf 42 mg/m^3 ab. Danach steigt die Partikelkonzentration mit dem 3. Abbrand auf 75 mg/m^3 , allerdings bei einer höheren OGC-Konzentration von 225 mgC/m^3 . Bei diesem Abbrand kam die Feuerung in der Anbrennphase über einen Zeitraum von ca. 5,5 min in starken Luftmangel mit hohen OGC-Emissionen. Bei diesem Abbrand bestehen die Partikel überwiegend aus Ruß und kondensierbaren organischen Verbindungen. Nach einer dreiviertelstündigen Abkühlphase der Feuerung wurde der 4. Abbrand getätigt. Durch das vorherige Auskühlen der Feuerung wurde erreicht, dass die Partikelkonzentration beim letzten Abbrand des Versuchstages auf 45 mg/m^3 abnahm.

Am Versuchstag 5 wurde die Feuerung mit einem höheren Luftüberschuss betrieben, wodurch sich eine niedrigere Brennraumtemperatur ergab. Damit konnten Partikelkonzentrationen zwischen 40 und 50 mg/m^3 erreicht werden. Tabelle 12 zeigt die Ergebnisse der Emissionsmessung am Versuchstag 5 mit Stückholz.

Tabelle 12 Mittelwerte der Partikelmessung, Versuchstag 5 mit Holz (Musterfeuerung)

hintere Sek.-Luft	Gesamtabbrand			Messzeitraum 3-33 min				
	FWL kW	Brennstoff kg	Dauer min	O ₂ Vol%	CO ₂ Vol%	CO * mg/m ³	OGC * mgC/m ³	Partikel * mg/m ³
1. Abbrand	6,8	1,25	45	12,1	8,8	470	25	45
2. Abbrand	7,9	1,45	45	11,2	9,8	440	20	50
3. Abbrand	7,1	1,30	45	11,8	9,2	410	15	40

* Angaben bezogen auf 13 Vol% O₂

Besonders gut ist der Einfluss der Temperatur auf die Partikelemissionen bei einer stark aufgeheizten Feuerung bei der Verwendung von Braunkohlenbriketts erkennbar, wie die Tabelle 13 für den Versuchstag 4 zeigt.

Tabelle 13 Mittelwerte der Partikelmessung, Versuchstag 4 mit Braunkohlenbriketts (Musterfeuerung)

hintere Sek.-Luft	Gesamtabbrand			Messzeitraum 0-30min				
	FWL kW	Brennstoff kg	Dauer min	O ₂ Vol%	CO ₂ Vol%	CO * mg/m ³	OGC * mgC/m ³	Partikel * mg/m ³
1. Abbrand	6,3	1,14	60	14,4	6,3	610	50	40
2. Abbrand	6,3	1,15	60	11,0	9,7	85	10	30
3. Abbrand	6,1	1,11	60	12,4	8,2	125	10	90

* Angaben bezogen auf 13 Vol% O₂

Nach dem Erzeugen einer Grundglut mit Braunkohlenbriketts wurde beim 1. Abbrand eine Partikelkonzentration von 40 g/m^3 ermittelt, die dann mit dem 2. Abbrand auf 30 mgC/m^3 sinkt. Gleichzeitig wird eine Reduktion der OGC-Emissionen von 50 mgC/m^3 beim 1. Abbrand auf 10 mgC/m^3 beim 2. Abbrand erreicht. Beim 3. Abbrand steigen die Partikelemissionen jedoch sprunghaft auf 90 mg/m^3 an, bei einer äußerst geringen OGC-Konzentration von 10 mgC/m^3 . Dies zeigt, dass die erhöhten Partikelkonzentrationen nicht durch kondensierbare organische Verbindungen bzw. Ruß verursacht sein können, sondern sie müssen durch aufgrund einer anderen Quelle entstehen.

So könnten durch den gut wärmegeprägten Feuerraum die Temperaturen im Glutbett höher ausfallen, als dies bei konventionellen Kaminöfen der Fall ist. Die höheren Glutbetttemperaturen können ein verstärktes verdampfen von Spurenelemente bewirken. So können z.B. leichtflüchtige Kalium-, Schwefel- und Chlorverbindungen entstehen, die dann im Abgas über Nukleation, Koagulation und heterogene Kondensation als Partikel auftreten. Dabei nimmt Kalium einen besonderen Stellenwert ein, da Kalium überwiegend in Form von Salzen vorliegt. Diese machen über 50 Massenprozent der Partikel unter bestimmten Randbedingungen (z.B. gute Verbrennung) aus (Oser et.al, 2003).

Die Verwendung eines Glasschaums als Hinterdämmung im Feuerraum der Musterfeuerung könnte aufgrund deren hohen Dämmeigenschaft das Verdampfen und die Bildung von Kaliumverbindung begünstigen. Dieser Glasschaum wird durch Triebmittel auf Schwefelbasis bei ca. 650°C hergestellt. Durch Erwärmung des Glasschaumes in der Feuerung könnten auch Mikrorisse entstehen und hierdurch könnten etwaige eingeschlossene Schwefelverbindungen entweichen. Diese könnten dann das Verdampfen von Kaliumverbindungen aus dem Glutbett fördern bzw. Verbindungen mit Kalium eingehen. Es wäre u.U. auch denkbar, dass diese Schwefelverbindungen (wenn sie z.B. als Schwefeltrioxid vorliegen) selbst Partikel bilden.

Der Kaliumgehalt in Buchenholz liegt im Bereich von 0,19 Massen-% (bezogen auf feuchten Brennstoff mit Wassergehalt von ca. 18 %) (nach Hartmann et al., 2003). Würden 10 bis 30 % (Oser et al., 2003) der Staubmasse auf den Filtern aus Kalium bestehen, müssten etwa 6 bis 17 % des im Brennstoff enthaltenen Kaliums verdampfen (berechnet mit Partikelkonzentration für 5. Abbrand, Tabelle 9). Würden 10 bis 30 % der Staubmasse auf den Filtern aus Kaliumchlorid bestehen, müssten etwa 3 bis 9,1 % des im Brennstoff enthaltenen Kaliums verdampfen, bei Kaliumsulfat wäre dies nur noch 1,3 bis 3,9 %. Kalium liegt nicht in elementarer Form im Staub vor, d.h. es ergibt sich ein Erwartungsbereich von 1,3 bis 9,1 % des im Brennstoff enthaltenen Kaliums, welches während des Verbrennungsvorganges verdampfen und als z.B. Kaliumchlorid oder Kaliumsulfat im Abgas vorliegt.

Eine Berechnung mit der Partikelkonzentration für die Ausbrandphase (siehe Tabelle 10) ergibt mit dem oben angenommenen Kaliumgehalt im Brennstoff einen Emissionsanteil von 1,6 % (wenn das Kalium als Kaliumsulfat vorliegt) bzw. 3,8 % (wenn das Kalium als Kaliumchlorid vorliegt) und wenn davon ausgegangen wird, dass die Partikel vollständig aus dem Brennstoffkalium stammen.

10.2 Einfluss des Anbrennvorganges und der Mittelungszeit

Bei einer sehr gut aufgeheizt Feuerungsanlage und einer ausreichend guten Vorwärmung der Sekundärluft kann der Anbrandvorgang zeitlich und die Höhe der Emissionen deutlich reduziert werden. Weiterhin spielen dabei auch die Grundglutmenge und der aufgegebene Brennstoff (z.B. Stückgröße, Form und Oberflächenbeschaffenheit) eine wichtige Rolle. Abbildung 27 zeigt einen Abbrandverlauf mit kurzer Anbrandphase.

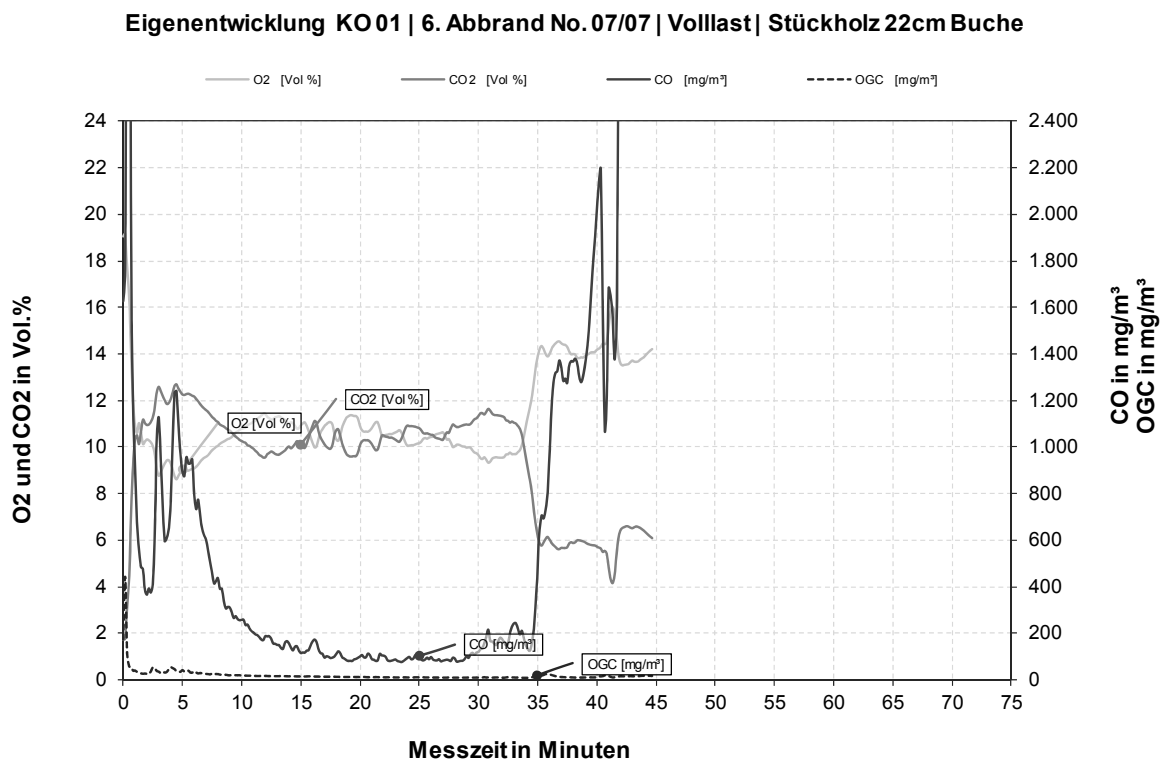


Abbildung 27 Beispielhafter Abbrandverlauf mit kurzer Anbrandphase bei Stückholz (Musterfeuerung)

Obwohl dieser Abbrand einen sehr kurzen Anbrand und eine Hauptverbrennungsphase mit geringen CO-Emissionen von 290 mg/m³ aufweist, wurde für den Abbrand eine mittlere CO-Konzentration von 690 mg/m³ bei 13 Vol% O₂ ermittelt (vgl. Tabelle 13). Wird im Gegensatz dazu ein üblicher Abbrand wie in Abbildung 23 als Vergleich herangezogen, so weist dieser eine Mittlere CO-Konzentration von 775 mg/m³ auf. Dies bedeutet, dass die Ausbrandphase eine entscheidende Rolle für die Höhe der mittleren CO-Konzentration spielt. Würden gegen Abbrandende sekundäre Maßnahmen wirken, könnte eine effektive CO-Emissionsminderung erreicht werden. Wird z.B. der Bilanzierungszeitraum des üblichen Abbrandes wie er in Abbildung 23 dargestellt ist, auf die Mindestbrenndauer verkürzt, so ergibt sich eine mittlere CO-Konzentration für den Auswertzeitraum von 510 mg/m³.

Tabelle 14 Einfluss des Anbrennvorganges und des Mittelungszeitraums

Musterfeuerung	FWL kW	Brennstoff kg	Dauer min	O ₂ Vol%	CO ₂ Vol%	CO * mg/m ³	OCG * mgC/m ³
Gesamtabbrand							
kurzer Anbrand Eigenentwickl.	7	1,33	45	11,3	9,5	690	20
üblicher Anbrand Abbildung 23	6	1,44	60	10,7	10,2	775	20
Gesamtabbrand				Mindestbrenndauer 45 min			
üblicher Anbrand Abbildung 23	6	1,44	45	10,6	10,3	510	25

* Angaben bezogen auf 13 Vol% O₂

10.3 Einfluss der Sekundärluft

Bei der Entwicklung des Konzeptes für eine emissionsarme Feuerung wurde davon ausgegangen, dass durch einen gut wärmegeprägten Füllraum und eine effektive Vorwärmung der Sekundärluft eine Nachverbrennung im oberen Bereich der Feuerungsanlage realisiert werden kann. Um die Wirkung der Sekundärluft zu überprüfen, wurden Versuche mit und ohne Sekundärluft durchgeführt, wobei immer hintere Sekundärluft zugegeben wurde (siehe Abbildung 22). Tabelle 15 zeigt die Ergebnisse zum Einfluss der Sekundärluft auf die mittleren Gaskonzentrationen des Gesamtabbrandes. Nur mit der hinteren Sekundärluft werden ähnliche mittlere CO-Konzentrationen erreicht wie wenn zusätzlich noch Sekundärluft zugegeben wird, allerdings dann mit einem deutlich höheren Restsauerstoffgehalt. Ohne Sekundärluft ergeben sich geringere OGC-Konzentrationen.

Tabelle 15 Einfluss der Sekundärluft auf die Gaskonzentrationen beim Holzabbrand in der Musterfeuerung

Mittelwerte Gesamtabbrand	O ₂ Vol%	CO ₂ Vol%	CO		OGC	
			unbezogen	13 Vol% O ₂	unbezogen	13 Vol% O ₂
			mg/m ³		mgC/m ³	
Sekundärluft und hintere Sekundär- luft	14,7	6,1	1.910	2.540	145	215
hintere Sekundärluft	12,3	8,4	2.120	2.000	75	75

Auch auf die Verbrennungsphasen kann ein Einfluss der Sekundärluft ausgemacht werden. Tabelle 16 zeigt die Ergebnisse des Einflusses der Sekundärluft auf die mittleren Gaskonzentrationen der einzelnen Verbrennungsphasen. Wird die keine Sekundärluft

zugegeben (nur hintere Sekundärluft offen) ist die O₂-Konzentration in allen Abbrandphasen geringer. Durch den geringeren Luftüberschuss in den Verbrennungsphasen ergeben sich höhere Feuerraumtemperaturen, wodurch die CO-Konzentration in der Hauptverbrennungsphase und die OGC-Konzentrationen in der Anbrenn- und Hauptverbrennungsphase niedriger sind. Zusätzlich kann die Dauer der Hauptverbrennungsphase leicht verlängert werden. Da in der Ausbrandphase die CO-Konzentration durch das Boudouard-Gleichgewicht bestimmt wird, hat die Sekundärluft nur einen verdünnenden Einfluss. Die OGC-Konzentration von 295 mgC/m³ kann in der Ausbrandphase nicht für einen Vergleich zum Einfluss der Sekundärluft herangezogen werden, da dieser Anstieg durch eine optimierte Regelstrategie beim Versuch mit nur der Zugabe von hinterer Sekundärluft verhindert werden konnte. Diese Strategie soll im nachfolgenden Abschnitt beschrieben werden.

Tabelle 16 Einfluss der Sekundärluft auf die Gaskonzentrationen in den Verbrennungsphasen beim Holzabbrand in der Musterfeuerung

Mittelwerte	Anbrand				Hauptverbrennung				Ausbrand			
	Dauer min.	O ₂ Vol%	CO * mg/m ³	OGC * mgC/m ³	Dauer min.	O ₂ Vol%	CO * mg/m ³	OGC * mgC/m ³	Dauer min.	O ₂ Vol%	CO * mg/m ³	OGC * mgC/m ³
A	6,6	14,9	3.805	615	32,5	14,2	1.350	115	12,2	15,6	5.290	295
B	5,5	12,8	4.590	454	35,0	11,8	565	25	14,4	13,8	5.015	54

* Angaben bezogen auf 13 Vol% O₂

A Sek.-Luft und hintere Sek.-Luft

B hintere Sek.-Luft

10.4 Einfluss der Luftregelung

Der Einfluss der Luftregelung auf den Gesamtabbrand sowie auf die einzelnen Verbrennungsphasen soll anhand von Abbränden mit Braunkohlenbriketts aufgezeigt werden. Braunkohlenbriketts eignen sich für diesen Vergleich sehr gut, da diese sehr gleichmäßig abbrennen und gegenüber Holz sehr homogen sind.

Abbildung 28 zeigt den zeitlichen Verlauf der Klappenstellung der Primärluft für einen Abbrand mit Braunkohlenbriketts. Als Führungsgröße für die Primärluft dient die Abgas-temperatur, die im Verbindungsstück zwischen Nachverbrennungszone und Wärmeüber-trager positioniert ist. Dabei wurde versucht, auf eine konstante Temperatur von 520°C zu regeln. Diese Regelstrategie wurde sowohl bei Braunkohlenbriketts als auch bei Stückholz angewendet, da hiermit eine brennstoffunabhängige Führungsgröße für die Regelung genutzt werden kann.

Tabelle 17 zeigt die mittleren Emissionen für Abbrände mit Braunkohlenbriketts mit und ohne Regelung. Durch den Einsatz einer Regelung konnten die CO- und die OGC-Emissionen deutlich reduziert werden.

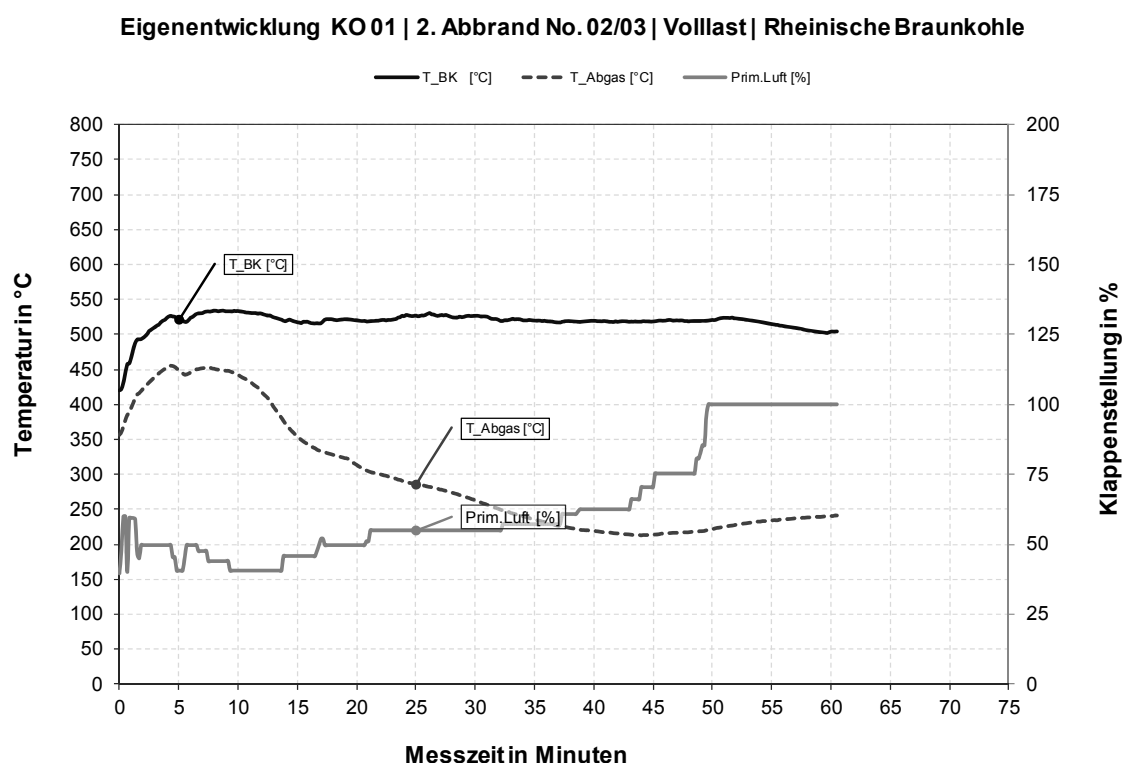


Abbildung 28 Zeitlicher Verlauf der Primärluftklappenstellung bei einem Abbrand mit Braunkohlenbriketts im Musterfeuerraum

Tabelle 17 Einfluss der Luftregelung auf die Gaskonzentrationen bei Abbränden mit Braunkohlenbriketts in der Musterfeuerung

Mittelwerte	FWL kW	Dauer min.	O ₂ Vol%	CO ₂	CO		OGC	
					unbezogen mg/m ³	13 Vol% O ₂ mg/m ³	unbezogen mgC/m ³	13 Vol% O ₂ mgC/m ³
ohne Regelung	6,2	60	14,7	5,9	1.025	1.355	30	40
mit Regelung	6,3	61	11,5	9,0	420	360	10	10

So lagen die CO-Konzentrationen mit Regelung im Mittel bei 360 mg/m³, ohne Regelung bei 1.355 mg/m³. Zusätzlich konnte ein deutlich geringerer Luftüberschuss eingestellt werden. Dies führt zu einer Verbesserung des Wirkungsgrades von 6 %.

In der Anbrennphase hat eine Regelung nur einen geringen Einfluss, da hier die Temperatur für ein schnelles Durchzünden der schon freigesetzten Entgasungsprodukte fehlt. Eine Reduzierung der CO-Emissionen kann hauptsächlich in der Hauptverbrennungsphase und beim Ausbrand zu Stande.

In Tabelle 18 ist ersichtlich, dass in der Hauptverbrennungsphase nicht nur eine Verbesserung der CO-Emissionen bei gleichzeitiger Reduzierung des Restsauerstoffgehalts er-

folgt, sondern es konnte auch die Dauer der Hauptverbrennungsphase um ca. 10 min verlängert werden. Dadurch verkürzte sich die Ausbrandphase mit dem unvermeidlichen Anstieg der CO-Emissionen. Auch kann durch die Reduzierung der Verbrennungsluft der Anstieg des Restsauerstoffgehalts im Ausbrand verzögert werden. Ohne das Nachregeln der Verbrennungsluft beginnt die Ausbrandphase entsprechend früher mit einem höheren Restsauerstoffgehalt und einem schnelleren Anstieg der CO-Konzentration.

Tabelle 18 Einfluss der Luftregelung auf die Gaskonzentrationen in den Verbrennungsphasen beim Abbrand von Braunkohlenbriketts

Mittelwerte	Anbrand				Hauptverbrennung				Ausbrand			
	Dauer min.	O ₂ Vol%	CO * mg/m ³	OGC * mgC/m ³	Dauer min.	O ₂ Vol%	CO * mg/m ³	OGC * mgC/m ³	Dauer min.	O ₂ Vol%	CO * mg/m ³	OGC * mgC/m ³
A	3	13,4	3.960	305	45	14,2	495	15	12	17,3	5.350	15
B	2	14,8	4.270	150	56	11,3	205	5	2	14,2	2.355	5

* Angaben bezogen auf 13 Vol% O₂

A ohne Regelung

B mit Regelung

Wie schon bei Braunkohlenbriketts gezeigt wurde, kann auch bei Stückholz der O₂-Anstieg gegen Abbrandende verzögert werden. Zusätzlich kann durch Öffnung der Primärluft gegen Abbrandende ein Anstieg der OGC-Emissionen verhindert werden (vgl. Tabelle 19). Dies kommt bei Stückholz stärker zum Tragen, da die Primärluft bei Stückholz in der Hauptverbrennungsphase vollständig geschlossen ist. Einen Einfluss der Regelung auf die Partikelkonzentration konnte nicht festgestellt werden.

Tabelle 19 Einfluss der Luftregelung (nur Primärluft) auf die OGC-Konzentration in der Ausbrandphase beim Stückholzabbrand in der Musterfeuerung

Mittelwerte	Ausbrandphase					
	O ₂ Vol%	CO ₂ Vol%	CO		OGC	
			unbezogen mg/m ³	13 Vol% O ₂ mg/m ³	unbezogen mgC/m ³	13 Vol% O ₂ mgC/m ³
ohne Primärluft	15,2	5,2	3.125	5.700	85	155
mit Primärluft	13,4	7,0	3.015	4.160	20	30

Schwankungen im CO-Verlauf, wie dies bei der Verwendung von Stückholz als Brennstoff auftritt, können durch Regelvorgänge nicht verhindert und nur schwer ausgeglegt

werden. Durch schnelle Regelvorgänge können sogar ungewünschte CO- und im ungünstigsten Fall OGC-Konzentrationspitzen entstehen. Nach einer schnellen Änderung der Sekundärluft muss sich die Strömung im Feuerraum neu einstellen und erst dann sinken die Emissionen wieder, allerdings überwiegend auf ein deutlich höheres Niveau als vor dem Regelvorgang.

10.5 Schlussfolgerungen

Moderne Kaminöfen nach dem Durchbrandprinzip in marktüblichem Aufbau (z.B. relativ große Sichtscheibe, keine Verbrennungsregelung) sind mit der derzeitigen Konstruktion in Bezug auf minimale Emissionen durch Primärmaßnahmen schon weitgehend optimiert. Die Anbrand- und insbesondere die Ausbrandphase bestimmen maßgeblich die CO-Gesamtemissionen. In der Anbrandphase kann ein schnelles durchzünden nur bedingt beeinflusst werden. Entscheidend für eine kurze Anbrandphase ist viel mehr die Feuerraumtemperatur, die Grundglutmenge und vor allem die aufgegebenen Holzstücke und dessen Eigenschaften wie Form und Größe, Oberfläche, Zusammensetzung und der Kontakt zur Grundglut. Der Anstieg der CO-Emissionen im Ausbrand, nach dem Übergang von den Gasphasen zu den Gas-Feststoff-Reaktionen des Holzkohleabbrandes, kann durch primärseitige Maßnahmen, wie Änderung der Luftverteilung oder der Verbrennungsluftmengen, nur wenig beeinflusst werden. Deshalb zeigt in dieser Abbrandphase auch eine Verbrennungsregelung keine Wirkung. Die CO-Emissionen im Ausbrand lassen sich nur durch Sekundärmaßnahmen effektiv reduzieren.

Insgesamt kann durch den Einsatz einer Verbrennungsregelung das Betriebsverhalten eines Kaminofens verbessert und die Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung minimiert werden. Außerdem kann der feuerungstechnische Wirkungsgrad aufgrund einer Reduzierung des Luftüberschusses erhöht werden. Vor allem im Praxisbetrieb kann im Einsatz einer Verbrennungsregelung ein größeres Verbesserungspotential gesehen werden, da hierdurch Bedienungsfehler reduziert und eher eine gleichbleibende Verbrennungsqualität mit minimal möglichen Emissionen erreicht wird.

Da in der 1. BImSchV für Kaminöfen nur Anforderungen an Emissionsgrenzwerte aus der Typprüfung gestellt werden und diese später i.d.R. nicht Messpflichtig sind, zielen Hersteller auch nur auf die Einhaltung der Grenzwerte bei der Typprüfung ab. Allerdings kann nicht gewährleistet werden, dass die Feuerung dann auch im Praxisbetrieb diese Emissionswerte einhält. Da hier nicht nur der Einfluss des Brennstoffes sondern vor allem der Betreiber ausschlaggebend ist. Zumal der Betreiber keinerlei Information über die aktuelle Qualität der Verbrennung hat. Daher stellt die Typprüfung idealisierte Emissionswerte bereit und spiegelt nicht den Praxisbetrieb dieser Feuerungsanlagen wieder.

11 Zusammenfassung und Ausblick

In dem Forschungsvorhaben wurde die Emissionsbildung bei der Verbrennung von Holz aufgezeigt und eine Bestandsaufnahme der derzeit zur Verfügung stehenden Partikelmesstechniken durchgeführt. Für die Entwicklung einer emissionsarmen Feuerungsanlage müssen Kenntnisse über das Abbrandverhalten vorliegen. Die Verbrennung von festen Brennstoffen wie z.B. Stückholz oder Braunkohlenbriketts, stellt eine Kombination verschiedener physikalischer und chemischer Prozesse (Trocknung - thermische Zersetzung - homogene Oxidations- und Reduktionsreaktionen - heterogene Verbrennung des festen Kohlenstoffes) dar. Bei chargenweise beschickten Feuerungen ist zuerst eine Anbrennphase mit niedriger Feuerraumtemperatur und meist hohen Kohlenmonoxid- und Kohlenwasserstoffkonzentrationen im Abgas erkennbar. In der anschließenden Hauptverbrennungsphase werden meist hohe CO_2 -Konzentrationen und geringe CO- und OGC-Emissionen im Abgas erreicht. In der Ausbrandphase nimmt die Verbrennungstemperatur deutlich ab und der Restkohlenstoff des Brennstoffes wird in einer Gas-Feststoff-Reaktion oxidiert, wodurch die CO-Emissionen nahezu unvermeidlich wieder ansteigen. Befindet sich neben Kohlenstoff auch noch nicht vollständig entgaster Brennstoff im Feuerraum, treten auch noch hohe Kohlenwasserstoffemissionen auf.

Bei Kaminöfen, Kamineinsätzen und Heizeinsätzen wird üblicherweise als Feuerraumkonzepte das Durchbrandprinzip verwendet. Vereinzelt werden auch Heizgeräte mit unterem Abbrand angeboten. Bei Heizeinsätzen sind auch Konstruktionen mit seitlichem Unterbrand vorhanden. Der prinzipielle Aufbau einer Einzelraumfeuerstätte mit Durchbrandprinzip für den Wohnraum besteht aus einem Feuerraum mit Sichtscheibe. Dabei wird im Brennraum der Brennstoff durch Zugabe von Primärluft (z.B. Rostluft oder Teil der Scheibenluft) umgesetzt. Die Befüllung findet überwiegend über eine Tür mit Sichtscheibe statt. Um die Sichtscheibe vor Verunreinigungen zu schützen, wird meist Sekundärluft (die z.T. auch als Primärluft wirkt) über die Sichtscheibe geleitet. Einige Feuerungen weisen auch eine „spätere Sekundärluft“ an der Rückwand oder der Seitenwand des Brennraumes auf. Die Abgase gelangen schließlich über eine Umlenkplatte in die Nachverbrennungszone. Bei Kaminöfen ist dieser Bereich nicht wärmegeklämt und dient gleichzeitig als Wärmeübertrager, bevor das Abgas über das Abgasrohr in den Schornstein geleitet wird. Einige Hersteller bieten Feuerungsanlagen mit neuen Konstruktionsansätzen an.

Der überwiegende Teil der Einzelraumfeuerstätten weisen eine manuelle Luftregelung auf. Einige Hersteller bieten auch elektronische Luftregelungen für klassische Kaminöfen an. Diese Luftregelungen verhindern vor allem Fehlbedienungen des Betreibers, vermindern aber nur bedingt Emissionen, da das Regelkonzept bisher meist noch einfach gehalten ist. Bisher gibt es am Markt noch kaum bauartzugelassene und keine weit verbreiteten Systeme zur Abgasnachbehandlung für diese Feuerungen. Einige Hersteller bieten kleine Elektrofilter, Oxidationskatalysatoren (z.B. in Form von Linsenfiltern) als Nachrüstätze an.

Die Entwicklung eines neuen Feuerungskonzeptes wurde, in Anlehnung an die VDI-Richtlinie 2222 Blatt 1, durch methodisches Vorgehen durchgeführt. Dabei wurde die Gesamtfunktion „Feuerung“ abstrahiert und in Teilfunktionen geringerer Komplexität zerlegt.

Für jede dieser Teilfunktionen wurden dann entsprechende Lösungsprinzipien entwickelt und durch ein Punktesystem bewertet. Die dadurch gefundene Konzeptvariante hat folgende Merkmale:

- „Klassischer Kaminofenbrennraum“ als Durchbrand mit Sichtscheibe, Rüttelrost und externe Verbrennungsluftversorgung mit einer Nennwärmeleistung (NWL) von ca. 6 kW und für 25 cm Holzstücke.
- Luftregelung mit motorischen Luftklappen.
- Abgasförderung mit Abgasgebläse.
- Als Sensorik wurden ein Temperaturfühler für die Leistungsregelung (Primärluftstrom) und Abgassensoren für die Emissionsreduzierung (Sekundärluftstrom) eingesetzt. Als Abgassensoren wurden eine Lambda-Sonde und ein HC/CO-Sensor verwendet.
- Die Wärmeabgabe erfolgt über einen Abgas/Luft Wärmeübertrager. Die Konvektionsluft wird nicht mechanische gefördert.
- Als Abgasnachbehandlung könnten bei Bedarf verschiedene Konzepte verfolgt werden. In Abhängigkeit der Effizienz der einzelnen Primärmaßnahmen könnten dann Konzepte als Einzelmaßnahme oder in Kombination untereinander zum Einsatz kommen. Mögliche Abgasnachbehandlungskonzepte sind Oxidationskatalysator, Elektrofilter, Schaumkeramik mit und ohne katalytische Beschichtung.

Die Konzeptvariante wurde konstruktiv in einer Musterfeuerung umgesetzt, aufgebaut und emissionsseitig und energetisch vermessen. Die Musterfeuerung weist eine Feuerungswärmeleistung von 7 kW, mit einem Wirkungsgrad von >90 % auf. Das Ziel einer Reduktion der CO-Konzentration von $< 1.250 \text{ mg/m}^3$ konnte bei Stückholz nur unter Normprüfbedingungen (CO-Mittelwert aus 19 Abbränden: 995 mg/m^3 bei 13 Vol% O_2 ; OGC-Konzentration aus 19 Abbränden lag bei 65 mgC/m^3 bei 13 Vol% O_2) erreicht werden. Werden der Gesamtabbrand von einer bis zur nächsten Brennstoffaufgabe bzw. alle durchgeführten Verbrennungsversuche bewertet, konnte dieses Ziel nicht erreicht werden. Dies liegt daran, dass die Anbrand- und insbesondere die Ausbrandphase die CO-Gesamtemission maßgeblich bestimmt (CO-Mittelwert aus 19 Abbränden: 1.630 mg/m^3 bei 13 Vol% O_2). Die CO-Emissionen bei Abbrandende lassen sich nur durch sekundäre Maßnahme, z.B. Einsatz eines Oxidationskatalysators, reduzieren.

Bei den Partikelemissionen wurde das Ziel einer Reduktion von Partikel $< 40 \text{ mg/m}^3$ für den Gesamtabbrand mit den besten Abbränden knapp verfehlt. Für diese Abbrände lag der Mittelwert mit Stückholz für die Partikelkonzentration bei 45 mg/m^3 (13 Vol% O_2). Der Mittelwert für alle Abbrände mit Stückholz für die Partikelkonzentration liegt bei 80 mg/m^3 bei 13 Vol% O_2 (Mittelwert aus 19 Abbränden). Allerdings beinhaltet dieser Mittelwert auch den Anzünd- und Anheizvorgang mit hohen Konzentrationen von Partikeln aus der unvollständigen Verbrennung, d.h. dieser Mittelwert liegt eher im Bereich dessen, was beim Betrieb der Feuerung in der Praxis zu erwarten ist.

Wird die Feuerung mit Braunkohlenbriketts betrieben, so konnten mittlere CO-Konzentrationen von 1.020 mg/m^3 und OGC-Emissionen von 30 mgC/m^3 , jeweils bei 13 Vol% O_2 für den Gesamtabbrand (Mittelwerte aus 3 Abbränden) gemessen werden. Die mittlere Partikelkonzentration lag bei Braunkohlenbriketts bei 55 mg/m^3 (bei 13 Vol% O_2).

Bei hohen Feuerraumtemperaturen wurden auch vergleichsweise hohe Partikelkonzentrationen gemessen, was so nicht zu erwarten war. Beispielsweise wurden in der Hauptverbrennungsphase und in der Ausbrandphase mittlere Partikelkonzentrationen von jeweils ca. 130 mg/m^3 gemessen, bei OGC-Konzentrationen von $< 20 \text{ mgC/m}^3$. Hierbei war die Färbung des Filtermaterials weißlich bis leicht gräulich, was im Wesentlichen auf anorganische Partikel schließen lässt. Die Quelle für diese erhöhten Partikelemissionen konnte nicht eindeutig lokalisiert werden. Zum einen könnte ein verstärktes verdampfen von Kaliumverbindungen aus dem Glutbett durch den hochwärmedämmten Feuerraum als Ursache in Frage kommen. Zum anderen könnten auch Verbindungen aus eingesetztem Dämmmaterial in das Abgas gelangt sein, die zur Partikelbildung oder zur Partikelmasse (z.B. durch Reaktion mit alkalischen Aschebestandteilen) beitragen. Als Hinterdämmung wurde im Feuerraum ein Glasschaum verwendet. Bei der starken Aufheizung könnten Mikrorisse entstanden sein, aus den eingeschlossene gasförmigen Schwefelverbindungen freigesetzt wurden. Diese könnten dann z.B. mit Kalium reagiert haben oder selbst zur Partikelbildung beigetragen haben.

Bei der Entwicklung des Konzeptes für eine emissionsarme Feuerung wurde davon ausgegangen, dass durch einen gut wärmedämmten Füllraum und eine effektive Vorwärmung der Sekundärluft eine Nachverbrennung im oberen Bereich der Feuerungsanlage realisiert werden kann. Es zeigt sich allerdings, dass ohne Sekundärluft ähnliche mittlere CO-Konzentrationen erreicht werden wie mit, allerdings mit einem deutlich niedrigeren Restsauerstoffgehalt (wobei jeweils hintere Sekundärluft zugeführt wurde). Bei dieser Art von Feuerung ist daher eine nachgeschalteter Nachverbrennungszone unter Zugabe von Sekundärluft nicht unbedingt wirksam. Vielmehr sollte die Sekundärluft (wie in diesem Fall als hintere Sekundärluft) effektiv vorgewärmt und gleichmäßig über dem Brennstoff zu dosiert werden.

Eine Verbrennungsregelung kann je nach Situation (Einbausituation, Betreiberverhalten, Brennstoffqualitäten) einen großen Einfluss auf das Emissionsverhalten dieser Feuerstätten haben. Deshalb wurde eine Regelstrategie entwickelt, die brennstoffunabhängig in bestimmten Verbrennungsphasen eine deutliche Verbesserung bezüglich den Emissionen von Produkten unvollständiger Verbrennung und der Wirkungsgradsteigerung bewirkt. Mit Hilfe der Regelung konnten bei einem geringeren Restsauerstoffbedarf im Abgas eine Reduzierung der CO- und OGC-Emissionen erreicht werden. Dies konnte im Besonderen bei der Verwendung von Braunkohlenbriketts gezeigt werden, da sich Braunkohlenbriketts auf Grund der Homogenität und des gleichmäßigeren Abbrandes für diesen Vergleich gut eignen. Bei Stückholz konnte durch den Einsatz der Regelung ein Anstieg der OGC-Emissionen im Ausbrand verhindert werden. Einen Einfluss der Regelung auf die Partikelkonzentrationen konnte nicht festgestellt werden.

12 Ergebnistransfer in die Wirtschaft

Ein wesentliches Ziel des Vorhabens war die Entwicklung einer Demonstrationsfeuerung (Musterfeuerung) für die Gerätebauarten Heizeinsätze für Kachelöfen, Kaminöfen und Kamineinsätze. Diese Musterfeuerung sollte sehr geringe Partikel- und CO-Emissionen aufweisen und durch eine intensive Erprobung sollte der Nachweis der Praxistauglichkeit geführt werden. Praxistests der entwickelten, optimierten Feuerstätte werden nach europäischen harmonisierten Normen nach DIN EN 13240 und DIN EN 13229 auf dem Prüfstand der Feuerstättenprüfstelle und der Hersteller durchgeführt. Entsprechende Zusagen der Unternehmer lagen vor.

Für das Forschungsvorhaben wurde ein projektbegleitender Ausschuss gebildet, der intensiv in die Entwicklung der Demonstrationsfeuerung und dem Verlauf des Projektes eingebunden ist. Der Ausschuss setzt sich aus Vertretern von KMUs, Prüfstellen, FDBI e.V. und dem Umweltbundesamt zusammen.

Die Forschungsziele konnten soweit dies technisch möglich war erreicht werden. Es wurde, in Abstimmung mit dem projektbegleitenden Ausschuss ein Musterfeuerraum entwickelt, der unter Norm-Prüfbedingungen geringe CO- und OGC-Emissionen aufweist. Durch den Einsatz eines im Projekt entwickelten Regelkonzeptes konnte eine weitere Emissionsverbesserung und Wirkungsgradsteigerung erreicht werden. Insofern zeigt der Musterfeuerraum Wege zur weiteren Verbesserung der Feuerungstechnik für Einzelraumfeuerstätten auf. Deutlich wurden in dem Projekt allerdings auch die Entwicklungsgrenzen. So sind ohne aufwändige Sekundärmaßnahmen, die von den meisten Feuerstättenherstellern kritisch gesehen werden, in der Anbrand- und Ausbrandphase kaum noch Minderungsmöglichkeiten bei den derzeit marktüblichen Konstruktionen (Durchbrandfeuerungen mit großer Sichtscheibe) vorhanden.

Aufgrund der langen Anfertigungsdauer des Musterfeuerraumes konnte dessen Erprobung auf dem Prüfstand der Feuerstättenprüfstelle nicht mehr während der Laufzeit des Projektes durchgeführt werden. Diese wird jetzt nach Projektende noch vorgenommen.

Die Forschungsergebnisse liefern den KMU wesentliche Erkenntnisse und Planungsgrundlagen zur Entwicklung zukünftiger emissionsarmer chargenweise betriebener Hausbrandfeuerstätten, die mit Braunkohlenbriketts und anderen festen Brennstoffen befeuert werden.

Geplante bzw. durchgeführte Transfermaßnahmen während der Laufzeit und nach Abschluss des Vorhabens:

Der Informationstransfer zu den Unternehmen und in die Wirtschaft wird auf folgenden Kanälen stattfinden:

- Die Forschungsergebnisse wurden fortlaufend im projektbegleitenden Ausschuss ausführlich diskutiert. Es wird noch eine Abschlusssitzung im Anschluss an die Messungen bei der Feuerstättenprüfstelle stattfinden.
- Zum Vorhabensende steht den Herstellern eine Demonstrationsfeuerung zur Verfügung, die dann in eigene Feuerungen und Konzepte durch die Hersteller umgesetzt werden können.

- Endbericht, dessen Lang- und Kurzfassung dann bei verschiedenen Stellen (z.B. Fachzeitschriften, Internet) publiziert wird. Des Weiteren werden die Ergebnisse auf Fachtagungen (z.B. Holzfeuerungskolloquium des Instituts im Oktober 2012) vorgestellt werden.

Mit Hilfe der Veröffentlichungen und vor allem der Demonstrationsfeuerung sind gute Voraussetzungen für den Ergebnistransfer in die Wirtschaft geschaffen. Hierbei repräsentiert der projektbegleitende Ausschuss einen guten Querschnitt der potentiellen zukünftigen Anwender.

13 Literatur

1. BImSchV (2010)

Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen - 1. BImSchV) vom 15. Juli 1988 (BGBl. I, S. 1059), zuletzt geändert am 26. Januar 2010 (BGBl. I, Nr. 4, S. 38-56).

Baumbach, G. (1994)

Luftreinhaltung. 3. Auflage. Springer-Verlag, Heidelberg

DIN EN 13229 (2005)

Kamineinsätze einschließlich offene Kamine für feste Brennstoffe - Anforderungen und Prüfungen. DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag GmbH, Berlin

DIN EN 13240 (2005)

Raumheizer für feste Brennstoffe - Anforderungen und Prüfungen. DIN Deutsches Institut für Normung e.V. Beuth Verlag GmbH, Berlin

Dreiseidler, A., Baumbach, G. (1999)

Studie zur Korngrößenverteilung ($< PM_{10}$ und $< PM_{2,5}$) von Staubemissionen. Forschungsbericht 297 44 853 im Auftrag des Bundesumweltamtes

Gerthsen, T (2006)

Anorganische Chemie für Werkstoffe und Verfahren. Universitätsverlag Karlsruhe, Karlsruhe

Hartig, P., Heidenreich, R. und Damm, H.-G. (1999)

Emissionsmessungen an einem Raumheizer des Staatlichen Umweltfachamtes Chemnitz. Messbericht mit Datum 4.12.1998 und 20.01.1999. Institut für Luft- und Kältetechnik Dresden Gemeinnützige Gesellschaft mbH (ILK), Dresden

Hartmann, H., Thuneke, K., Höldrich, A. und Roßmann, P. (2003)

Handbuch Bioenergie-Kleinanlagen. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., Gülzow

Kaltschnitt, M., Hartmann, H. (2001)

Energie aus Biomasse. Grundlagen, Technik und Verfahren. Springer Verlag, Heidelberg

Klippel, N., Nussbaumer, T. (2007)

Einfluss der Betriebsweise auf die Partikelemissionen von Holzöfen. Projekt im Auftrag des Bundesamtes für Energie, Schweiz. Verenum, Zürich

Oser, M; Nussbaumer, T.; Müller, P.; Mohr, M.; Figi, R (2003)

Grundlagen der Aerosolbildung in Holzfeuerungen. Projekt im Auftrag des Schweizer Bundesamtes für Energie und des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft. Verenum, Zürich

- Struschka, M., Heller, H.G., Unterberger, S., Baumbach, G. (1999)
Grundlagen der optimierten Verbrennung fester Brennstoffe. Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben AiF-FV-Nr. 10488 N im Auftrag des BMWi und des DEBRIV. Selbstverlag IVD, IVD-Bericht Nr. 42, IVD, Universität Stuttgart
- Struschka, M., Kilgus, D., Springmann, M., Baumbach, G. (2007)
Effiziente Bereitstellung aktueller Emissionsdaten für die Luftreinhaltung. Endbericht zum UBA Forschungsvorhaben FKZ 205 42 322. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD), Universität Stuttgart
- Struschka, M., Straub, D. und Baumbach, G. (1989)
Einfluß der Heizleistung auf die Schadstoffemissionen von Holzfeuerungen. Kachelofen & Kamin, Nr. 12, S. 22-26
- Struschka, M., Zuberbühler, U., Dreiseidler, A., Dreizler, D., Baumbach, G. (2003)
Ermittlung und Evaluierung der Feinstaubemissionen aus Kleinf Feuerungsanlagen im Bereich der Haushalte und Kleinverbraucher sowie Ableitung von geeigneten Maßnahmen zur Emissionsminderung; Umweltbundesamt (Hrsg.), Reihe UBA-Texte 41/03, Berlin
- Struschka, M., Heller, H.G., Straub, D., Baumbach, G., Hartmann, H., Roßmann, P., Turrowski, P., Link, H., Marks, A. (2005)
Vergleichende Untersuchungen zur Aussagefähigkeit der Überwachungsmessungen nach der 1. BImSchV bei Kleinf Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe. Endbericht zum UFOPLAN-Vorhaben 201 44 315 im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen, Universität Stuttgart
- VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 (2006)
Messen von Partikeln. Staubmessung in strömenden Gasen. Verein Deutscher Ingenieure e.V., Düsseldorf
- VDI-Richtlinie 2222 Blatt 1 (1997)
Konstruktionsmethodik - Methodisches Entwickeln von Lösungsprinzipien. Verein Deutscher Ingenieure e.V., Düsseldorf
- VDI-Richtlinie 3489 Blatt 1 (1990)
Methoden zur Charakterisierung und Überwachung von Prüfaerosolen (Übersicht). Verein Deutscher Ingenieure e.V., Düsseldorf