

Grundlagen der Aerosolbildung in Holzfeuerungen

Beeinflussung der Partikelemissionen durch Primärmassnahmen und Konzept für
eine partikelarme automatische Holzfeuerung (Low-Particle-Feuerung)

Projekt 26688 Vertrag 69121

Ausgearbeitet durch

Michael Oser, Verenum, 8006 Zürich

Thomas Nussbaumer, Verenum, 8006 Zürich

Peter Müller, Müller AG, 4710 Balsthal

Martin Mohr, EMPA, 8600 Dübendorf

Renato Figi, EMPA, 8600 Dübendorf

Im Auftrag von

Bundesamt für Energie

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft

Schlussbericht April 2003

ISBN 3-908705-02-9

Auftraggeber

Bundesamt für Energie
Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft

Auftragnehmer

Verenum, 8006 Zürich
Müller AG, 4710 Balsthal
EMPA, 8600 Dübendorf

Autoren

Dr. Michael Oser, Verenum, 8006 Zürich
PD Dr. Thomas Nussbaumer, Verenum, 8006 Zürich
Peter Müller, Müller AG, 4710 Balsthal
Dr. Martin Mohr, EMPA, 8600 Dübendorf
Renato Figi, EMPA, 8600 Dübendorf

Mitarbeit

Jürg Brenn, Daniel Schreiber, Marco Manfredi, Hanspeter Zaugg, Claudia Schreiner, Oliver Nagel, Christian Bach, Dr. Heinz Vonmont, EMPA, 8600 Dübendorf
Beat Schweizer, ehemals Müller AG, 4710 Balsthal
Andres Jenni, Ardens GmbH, 4410 Liestal

Begleitgruppe

Daniel Binggeli, Bundesamt für Energie, 3003 Bern
Ulrich Jansen, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 3003 Bern

Dieses Dokument ist im Auftrag des Bundesamtes für Energie und des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft erarbeitet worden. Für den Inhalt und die Schlussfolgerungen sind alleine die Autoren verantwortlich.

ISBN 3-908705-02-9
Copyright © Verenum (Switzerland) 2003

Michael Oser, Thomas Nussbaumer, Peter Müller, Martin Mohr, Renato Figi:
Grundlagen der Aerosolbildung in Holzfeuerungen, Bundesamt für Energie, Bern, 2003

Bundesamt für Energie BFE

Worbentalstrasse 32, CH-3063 Ittigen • Postadresse: CH-3003 Bern
Tel. 031 322 56 11, Fax 031 323 25 00 • office@bfe.admin.ch • www.admin.ch/bfe

Vertrieb

ENET, Egnacherstrasse 69 · CH-9320 Arbon
Tel. 071 440 02 55 · Fax 071 440 02 56
enet@temas.ch · www.energieforschung.ch · www.energie-schweiz.ch

Inhaltsverzeichnis

Abstract	3
1. Zusammenfassung	4
2. Einleitung	6
2.1 Ausgangslage	6
2.1.1 Partikel als Schadstoff	6
2.1.2 Immissionsgrenzwerte in der Schweiz	6
2.1.3 Ökologische Aspekte der Holzenergie	7
2.1.4 Kenntnisse der Aerosolbildung automatischer Holzfeuerungen	7
2.1.5 Grundlagen der Aerosolbildung aus benachbarten Bereichen	7
2.2 Ziel der Arbeit	8
3. Grundlagen	9
3.1 Aerosole	9
3.2 Partikelbildungsmechanismen	9
3.3 Verbrennung von Holz	12
3.4 Partikelbildung bei der Holzverbrennung	12
3.5 Kalium und deren Verbindungen	15
3.6 Calcium und deren Verbindungen	16
4. Partikelbildungsmechanismen in Holzfeuerungen	17
4.1 Gesamtprozess	17
4.2 Partikel-Massenkonzentration	19
4.2.1 Trocknung	20
4.2.2 Bildung von Partikelvorläufersubstanzen	20
4.2.3 Beeinflussung der Partikel-Massenkonzentration	21
4.3 Partikel-Anzahlkonzentration	25
5. Untersuchungsmethode an der Laboranlage	28
5.1 Laboranlage	28
5.2 Vorgehen	30
5.2.1 Allgemeines	30
5.2.2 Luftführung	30
5.2.3 Brennstoffe	31
5.2.4 Weitere Untersuchungsgrößen	32
5.3 Messtechnik	33
5.3.1 Datenerfassung und Allgemeines	33
5.3.2 Feuerungsmesstechnik	33
5.3.3 Brennstoffanalyse	34
5.3.4 Abgasmesstechnik (Gasanalyse)	35
5.3.5 Partikelmesstechnik	36

6.	Einfluss der Luftführung	38
6.1	Glutbett-Luftüberschuss und Art der Luftstufung	38
6.1.1	Partikel-Massenkonzentration	38
6.1.2	Chemische Zusammensetzung des Partikelkollektivs	41
6.1.3	Partikel-Anzahlkonzentration und Partikel-Größenverteilung	43
6.2	Abgasvolumenstrom bzw. Gesamtluftüberschuss	45
6.2.1	Partikel-Massenkonzentration	45
6.2.2	Partikel-Anzahlkonzentration und Partikel-Größenverteilung	46
6.3	Abgasrückführung	47
7.	Einfluss des Brennstoffs	50
7.1	Einfluss des Wassergehalts	50
7.2	Einfluss des Rindenanteils	51
7.3	Einfluss der Holzart	52
7.4	Einfluss des Feinanteils	54
8.	Praxismessungen	56
8.1	Low-Particle-Betrieb	56
8.2	Praxisanlage	56
8.3	Methode	57
8.4	Resultate und Diskussion	59
9.	Schlussfolgerungen	63
9.1	Partikelbildungsmechanismen und Partikeltypen	63
9.2	Beeinflussung der Partikelemissionen	65
10.	Marktumsetzung einer Low-Particle-Feuerung	68
10.1	Feuerungsgeometrie	68
10.2	Marktumsetzung für homogene Brennstoffe	68
10.3	Marktumsetzung für wechselnde Brennstoffe und Leistungen	69
10.4	Low-Emission-Feuerung	69
11.	Literaturverzeichnis	70
12.	Anhang	74
12.1	Weitere Schadstoffe	74
12.2	Temperaturen in der Feuerung	77
12.3	Partikuläre Element-Frachten im Abgas	82
12.4	Weitere Charakterisierung der Partikelkollektive	92

Abstract

Fundamentals of Aerosol Formation in Wood Furnaces

Influences on Particulate Emissions by Primary Measures and Concept of a Low-Particle Wood Combustion in Automatic Furnaces

M. Oser, T. Nussbaumer, P. Müller, M. Mohr, R. Figi

Since automatic wood furnaces up to 5 MW are often equipped with cyclones only, they are a relevant source of particle emissions. The aim of the present project is to analyse the aerosol formation mechanisms and to investigate the influences on particle emissions by variation of furnace design parameters and operating conditions. For this purpose, a laboratory plant based on a 80 kW under stoker furnace was designed which enables the independent variation of operation parameters. From the theory of the formation processes, two hypotheses were formulated:

1. The particle mass concentration is mainly influenced by the excess air in the glow bed.
2. The particle number concentration is influenced by the flue gas volume and reduced with decreasing total excess air.

The results in the laboratory furnace confirm both hypotheses. The particle mass concentration can be influenced by a factor of 5 to 6 with varying excess air in the glow bed. Hence up to 80% reduction of the particle mass is achieved, i.e. from 160–195 mg/Nm³ (at 13 vol-% O₂) at a glow bed excess air of 0.75 to 20–45 mg/Nm³ at an extremely low glow bed excess air of 0.3 which leads to an increased glow bed height. Further, the particle number concentration was reduced by a factor of about 2.4 with decreased total excess air. In addition to the laboratory experiments, investigations were performed at an existing 570 kW under stoker furnace in practice. The trends are confirmed, although the effects are less distinguished with a reduction from 158 mg/Nm³ to 77 mg/Nm³. Based on these results, a concept of an automatic wood combustion with reduced particle emissions is presented, the conditions for an optimum operation are defined, and the needs for an implementation in practice are discussed.

Keywords: Aerosol formation, excess air, wood combustion, particle reduction.

1. Zusammenfassung

Im Hinblick auf die Gesundheits- und die ökologische Relevanz von Partikeln in der Umgebungsluft besteht der internationale Trend, die Grenzwerte für Partikelemissionen u.a. auch bei Holzfeuerungen zu verschärfen. Diese Grenzwerte sind in Relation zur Machbarkeit unter vernünftigem Aufwand zu stellen. Vor diesem Hintergrund ist das duale Ziel der vorliegenden Arbeit formuliert:

- Analyse der Bildungsmechanismen von Aerosolen in automatischen Holzfeuerungen
- Analyse der Beeinflussung der Partikelemissionen und deren Eigenschaften sowohl durch den Brennstoff als auch durch die Betriebsbedingungen

Dazu ist eine Versuchsanlage entworfen und realisiert worden, welche die unabhängige Beeinflussung von ansonsten abhängigen Parametern ermöglicht. Basis für diese Versuchsanlage ist eine 80kW-Unterschubfeuerung. An dieser Anlage ist eine systematische Parametervariation durchgeführt worden, bei der die Partikelemissionen bezüglich Masse, Anzahl, Grössenverteilung und chemischer Zusammensetzung analysiert worden sind. Die wichtigsten Resultate an der Versuchsanlage sind an einer 570kW-Praxisanlage (ebenfalls Unterschubfeuerung) validiert worden. Alle Messungen sind bei stationären Betriebsbedingungen mit fix vorgegebenen Betriebsgrössen durchgeführt worden. Basierend auf einer Literaturrecherche sind die theoretischen Zusammenhänge der Partikelbildung bei der Holzverbrennung entwickelt und mit den Messungen verglichen worden.

Aus den theoretischen Überlegungen ist die folgende Hypothese erarbeitet worden:

1. Hypothese: Die **Partikel-Massenkonzentration** im Abgas ist abhängig vom Glutbett-Luftüberschuss. Die tiefste Partikel-Massenkonzentration wird bei einem Glutbett-Luftüberschuss erreicht, der möglichst tief ist, aber noch eine ausreichend hohe Verbrennungstemperatur gewährleistet.

Die Messungen an der Versuchs- und der Praxisanlage bestätigen diese Hypothese: Auf der **Versuchsanlage** konnte die Partikel-Massenkonzentration gezielt verändert werden, z.B. beim Referenzbrennstoff Waldhackschnitzel Buche (35% Wassergehalt) um etwa einen Faktor 5 bis 6 (Reduktionspotenzial von 80%), nämlich zwischen 160-195 und 20-45 mg/Nm³ (13 Vol.-% O₂). Der Glutbett-Luftüberschuss variierte dabei zwischen 0.75 und 0.3. Ausgehend vom üblichen Betrieb auf der **Praxisanlage** konnte die Partikel-Massenkonzentration um 58% von 186±11 auf 77±2 mg/Nm³ (13 Vol.-% O₂) reduziert werden. Aufgrund des tiefen Glutbett-Luftüberschusses bei den Betriebsbedingungen mit tiefer Partikel-Massenkonzentration entsteht jeweils ein hohes Glutbett.

Die theoretischen Überlegungen haben weiter zur folgenden Hypothese bezüglich der Beeinflussungsmöglichkeit der Partikel-Anzahlkonzentration geführt:

2. Hypothese: Je geringer der Abgasvolumenstrom bzw. der Gesamt-Luftüberschuss ist, desto tiefer ist die normierte **Partikel-Anzahlkonzentration** im Abgas.

Dieser Hypothese liegt u.a. die folgende Überlegung zu Grunde: Über Nukleation wird eine sehr grosse Partikelanzahl im Abgas gebildet. Diese Partikel wachsen aufgrund heterogener Kondensation und ihre Anzahl wird über Koagulation wieder reduziert. Die Koagulation wird begünstigt, wenn ein geringes spezifisches Gasvolumen zur Verfügung steht (Wahrscheinlichkeit des Aufeinandertreffens zweier Partikel wird erhöht). Das spezifische Gasvolumen wiederum kann reduziert werden, indem der Gesamt-Luftüberschuss gesenkt wird. Die Senkung

des Gesamt-Luftüberschusses wird durch die Forderung eines (fast) vollständigen Ausbrands begrenzt.

Auch die 2. Hypothese wird durch die Messungen an der Versuchs- und der Praxisanlage bestätigt. Auf der **Versuchsanlage** konnte die Partikel-Anzahlkonzentration durch Variation des Gesamt-Luftüberschusses um etwa einen Faktor 2.4 zwischen etwa 19 und $8 \cdot 10^7/\text{Ncm}^3$ (13 Vol.-% O_2) verändert werden. Auf der **Praxisanlage** konnte die Partikel-Anzahlkonzentration ausgehend vom üblichen Betrieb um 22% (gemäss SMPS) von 8.3 ± 0.9 auf $6.5 \pm 0.3 \cdot 10^7/\text{Ncm}^3$ (13 Vol.-% O_2) gesenkt werden.

Ein Low-Particle-Betrieb einer Holzfeuerung mit geringer Emission von Partikelmasse und Partikelanzahl ist wie folgt zu charakterisieren:

- Geringer Glutbett-Luftüberschuss, zwischen etwa 0.2 und 0.4 je nach Brennstoff
- Geringer Gesamt-Luftüberschuss, zwischen etwa 1.3 und 1.4
- Genügende örtliche Trennung der Sekundärluft vom Glutbett (keine Rückströmung!)
- Genügend hohe Verbrennungstemperaturen (ca. $>600^\circ\text{C}$, Brennstoff-abhängig)

Mit diesen Massnahmen besteht ein Reduktionspotenzial für die Praxis von etwa 50% bezüglich Partikelmasse und etwa 20% für die Partikelanzahl. Für die Umsetzung in die Praxis besteht noch ein erheblicher Entwicklungsbedarf: Insbesondere werden Regelungen benötigt, welche die gewünschten Bedingungen auch bei wechselndem Brennstoff und variierendem Leistungsbedarf aufrechterhalten. Dazu sind neue Regelkonzepte zu erarbeiten. Weiter ist auch die Feuerungsgeometrie auf einen Low-Particle-Betrieb hin zu optimieren.

2 Einleitung

2.1 Ausgangslage

2.1.1 Partikel als Schadstoff

Die Bedeutung der Partikel in der Umgebungsluft und insbesondere der lungengängigen Fraktion hat in den letzten Jahren stark zugenommen. Es wird heute aufgrund epidemiologischer Studien [Braun 2001, Dockery et al. 1993, Clancy et al. 2002, Hoek et al. 2002] sowie Untersuchungen an Tieren und Zellen davon ausgegangen, dass die Partikel in der Atemluft zu einer Vielzahl von Atemwegserkrankungen [Clancy et al. 2002, Dockery et al. 1993] (Entzündungen (z.B. Bronchitis), Allergien der Typen I bis IV, Asthma, pleurale Verdickung, Lungenfibrose, Lungenkrebs [Wintermantel und Ha 1996 S. 89ff.]), aber auch zu Erkrankungen des Herz-Kreislauf-Systems [Schwartz 1997, Hoek et al. 2002, Clancy et al. 2002] führen. Die genauen Wirkmechanismen und die gesundheitsschädigenden Agenzien sind heute allerdings nicht oder nur sehr beschränkt bekannt. Somit ist auch unklar, welche Partikel stark gesundheitsschädigend und welche allenfalls unproblematisch sind. Die gesundheitsschädigende Wirkung könnte von der Grösse, der Masse, der Anzahl, der chemischen Zusammensetzung, der Interaktionsfläche zur Lunge und der Morphologie der Partikel oder von Kombinationen dieser Partikeleigenschaften abhängen.

Aus lufthygienischer Sicht wird davon ausgegangen, dass alle lungengängigen Partikel gesundheitsschädigend sein können. Als lungengängig werden Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner 10 μm betrachtet. Die Masse der Partikel kleiner 10 μm wird als PM_{10} (particulate matter) bezeichnet. Weiter werden auch $\text{PM}_{2.5}$ und PM_1 unterschieden, da diese Fraktionen weiter in die Lunge hinein bis in die Lungenalveolen transportiert werden können und deshalb möglicherweise besonders gesundheitsgefährdend sind.

2.1.2 Immissionsgrenzwerte in der Schweiz

In der Schweiz gilt seit dem 1. März 1998 ein Immissionsgrenzwert für PM_{10} mit den zwei folgenden Grenzwerten:

- Jahresmittelwert für PM_{10} : 20 mg/Nm^3
- Tagesmittelwert PM_{10} : 50 mg/Nm^3 (maximal einmalige Überschreitung pro Jahr).

Aktuelle Messungen im Rahmen des Projektes NABEL an 17 Standorten in der Schweiz haben gezeigt, dass der Grenzwert für den PM_{10} -Jahresmittelwert an 14 der 17 Messorte überschritten wird [Gehrig und Vonmont 1998]. Lediglich an den drei in den Bergregionen gelegenen Orten Jungfrauoch, Rigi und Chaumont konnte der Grenzwert eingehalten werden. Die Messorte mit Überschreitungen des Jahresmittelwertes umfassen damit nicht nur verkehrsbelastete städtische Situationen wie in Bern und Zürich, sondern auch typische Wohnsituationen mit geringer Verkehrsbelastung in Agglomerationen und auch ländliche Regionen mit geringer Belastung wie z.B. Payerne oder Tänikon.

Der einmal pro Jahr zulässige Tagesmittelwert wird an den belasteten Orten bis über 50 mal pro Jahr überschritten. Zur Einhaltung der PM_{10} -Grenzwerte ist in der Schweiz somit ein Handlungsbedarf gegeben.

2.1.3 Ökologische Aspekte der Holzenergie

Aus ökologischer Sicht spricht für die Holzenergie, dass es sich dabei um einen erneuerbaren Energieträger handelt und sie bei nachhaltiger Waldnutzung CO₂-neutral ist. Auf der anderen Seite sind die durch die Nutzung der Holzenergie entstehenden Luftschadstoffe pro Nutzenergie deutlich höher als bei anderen Energieträgern wie Erdöl oder Erdgas. Die Holzenergie befindet sich somit im ökologischen Spannungsfeld von Ressourcenverbrauch (CO₂-Neutralität) und Lufthygiene.

Lufthygienisch relevante Emissionen bei der Nutzung von Holzenergie sind die NO_x- und die Partikelemissionen [Kessler et al. 2000].

Bei Grossanlagen lassen sich die Partikelemissionen durch geeignete Abscheider wie Elektro- und Gewebefilter reduzieren. Bei kleineren und mittleren Anlagen sind die spezifischen Investitionskosten für Filter sehr hoch, weshalb bei einem Filtereinsatz kein wirtschaftlicher Anlagenbetrieb mehr möglich ist. Es stellt sich somit die Frage, inwiefern die Partikelemissionen durch Primärmassnahmen reduziert werden können, um auch die Partikelemissionen bei mittlerer Anlagengrösse reduzieren zu können. Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag zur Klärung dieser Fragestellung liefern.

2.1.4 Kenntnisse der Aerosolbildung automatischer Holzfeuerungen

Es gibt eine Vielzahl von Untersuchungen über die Partikelemissionen bei der Holzverbrennung. Die meisten befassen sich hauptsächlich mit der Partikelmasse, der Partikelgrössenverteilung und zum Teil mit der chemischen Zusammensetzung (Kap. 3.4). Allerdings fehlen Untersuchungen mit gezielter und kontrollierter Variation der Verbrennungsparameter, aus denen die wichtigsten Einflussgrössen abgeleitet werden können. Zur Erarbeitung der grundsätzlichen Mechanismen bei der Aerosolbildung liefern diese Arbeiten deshalb nur beschränkt Hinweise und auch die entscheidenden Einflussgrössen können kaum daraus abgeleitet werden.

Daneben gibt es Arbeiten, welche sich mit der Modellierung der Holzverbrennung sowie deren Aerosolbildung befassen (z.B. [Jokiniemi et al. 2001]). Diese Arbeiten könnten die Kenntnisse über die Aerosolbildung in Zukunft deutlich verbessern. Allerdings sind die heutigen Modelle noch nicht genügend ausgereift, um die Aerosolbildung bei realen Anlagen genügend genau zu beschreiben.

2.1.5 Grundlagen der Aerosolbildung aus benachbarten Bereichen

Es gibt zur Aerosolbildung sowohl bei der Verbrennung von Kohle (z.B. [Kauppinen und Pakkanen 1990]) als auch von Stroh (z.B. [Livbjerg 2001]) eine Vielzahl von wissenschaftlichen Arbeiten. Allerdings sind die Erkenntnisse daraus meist nicht oder nur bedingt auf die Verbrennung von Holz übertragbar, da die dort hauptsächlich entstehenden Partikeltypen bei der Holzverbrennung lediglich von untergeordneter Bedeutung sind: Während bei der Kohleverbrennung lediglich ein kleiner Anteil der Abgaspartikel submikron ist (1-2 Massen-% [Baumbach 1994 S. 41]), ist bei der Holzverbrennung in der Regel der grösste Teil der Abgaspartikel submikron. Zudem bestehen die Abgaspartikel bei der Kohleverbrennung hauptsächlich aus Silizium-, Aluminium-, Eisen- und Kaliumoxiden (85-90 Massen-%, [Baumbach 1994 S. 41]), wogegen die ersten 3 dieser 4 Komponenten bei der Holzverbrennung kaum von Bedeutung sind. Bei der Strohverbrennung nimmt das Element Cl eine beson-

dere Stellung ein [Livbjerg 2001], wogegen dieses bei der Holzverbrennung in deutlich geringeren Konzentrationen vorkommt. Die übertragbaren Erkenntnisse sind im Grundlagen-Kapitel dargestellt (Kap. 3.4).

Bei der Verbrennung in Dieselmotoren bestehen die Abgaspartikel vorwiegend aus organischem und elementarem Kohlenstoff, womit sie sich deutlich von den Abgaspartikeln aus Holzfeuerungen unterscheiden. Insbesondere bestehen auch grosse morphologische Unterschiede zwischen den Partikelkollektiven.

2.2 Ziel der Arbeit

Die vorliegende Arbeit soll aufzeigen, welche Mechanismen für die Bildung von Aerosolen in automatischen Holzfeuerungen hauptverantwortlich sind und wie diese Mechanismen durch die Betriebsparameter beeinflusst werden. Es sind somit die Einflüsse der wichtigsten Parameter wie

- Luftüberschuss in der primären Verbrennungszone (Glutbett-Luftüberschuss, bestimmt bei gegebener Geometrie die Gasgeschwindigkeit im Glutbett)
- Luftüberschuss in Reduktionszone und Nachbrennkammer (Gesamt-Luftüberschuss, Positionierung der Eindüsstellen (u.a. Vergleich zwischen konventionellem Betrieb und Low-NO_x-Betrieb durch Luftstufung))
- Temperatur in Glutbett und Feuerraum
- Abgasrezirkulation (in Primärluft)
- Brennstoffart (Nadelholz/Laubholz, naturbelassenes Holz/Restholz)
- Korngrösse des Brennstoffs, insbesondere der Feinanteil des Brennstoffs
- Wassergehalt des Brennstoffs
- Rindenanteil des Brennstoffs

auf die Bildung und Emission von Aerosolen sowie auf deren Zusammensetzung und Eigenschaften zu analysieren. Im weiteren sollen die physikalisch-chemischen Vorgänge der Aerosolbildung unter Berücksichtigung der wichtigsten Bildungsparameter beschrieben werden.

Die Bestandesaufnahme und Beurteilung der Aerosole aus automatischen Holzfeuerungen soll ferner als Basis zur Festlegung der Zielrichtung künftiger Forschungs- und Entwicklungsanstrengungen dienen, welche von der Zielsetzung einer rein gravimetrischen Beurteilung des Gesamtstaubes abweichen kann. Gleichzeitig sollen die Erkenntnisse über Zusammensetzung und Eigenschaften der Aerosole soweit möglich auch als Kriterium zur Festlegung zukünftiger Vorschriften dienen.

Im weiteren sollen die erarbeiteten Grundlagen als Basis für technische Ansätze zur Verminderung der Partikelemissionen durch Primärmassnahmen dienen. Diese können Auswirkungen auf die Feuerungstechnik, die Prozessregelung und den Betrieb von automatischen Holzfeuerungen haben.

3 Grundlagen

3.1 Aerosole

Aerosole sind eine Suspension von festen und flüssigen Partikeln in einem Gas [Hinds 1998 S. 3]. Aerosol umfasst also sowohl die Partikel als auch das umgebende Gas. Bei flüssigen Partikeln (also Tropfen) wird von Nebel, bei festen Partikeln von Rauch gesprochen [Grassmann 1983, Gretscher 2000].

Aerosole werden weiter nach der Partikel-Massenkonzentration, der Partikel-Größenverteilung und der Partikel-Anzahlkonzentration charakterisiert. Der Größenbereich der Aerosolpartikel wird in der Literatur unterschiedlich angegeben: Zum einen von etwa 1 bzw. 2 nm bis 100 μm [Friedlander 2000, Wagner 1984, Hinds 1998], zum andern von 10 nm bis 10 μm [Hidy 1984, Seinfeld 1986].

Oft wird der Bereich der submikronen Partikel abgegrenzt ($<1\mu\text{m}$), wo die Sedimentation aufgrund der Schwerkraft keine Rolle spielt und die Partikelbewegung vor allem durch die Brown'sche Molekularbewegung beeinflusst wird.

3.2 Partikelbildungsmechanismen

Partikel können durch spontanen Phasenübergang von gasförmig zu fest oder flüssig entstehen. Dies wird als Keimbildung bezeichnet. Voraussetzung dafür ist die Übersättigung der Gasphase, d.h. der Sättigungsgrad S ist:

$$S > 1 \quad (3.1)$$

Dabei ist der Sättigungsgrad S definiert als:

$$S = \frac{p}{p_s} \quad (3.2)$$

- S : Sättigungsgrad (auch: Sättigungsverhältnis) [–]
 p : Partialdruck [Pa]
 p_s : Sättigungsdampfdruck (auch: Dampfdruck) [Pa]

Allerdings ist die Übersättigung nicht hinreichend für die Keimbildung: Bei sehr niedriger Übersättigung der Gasphase entstehen zwar Molekülassoziate, sog. Cluster, welche aber sehr kurzlebig sind. Erst ab einem bestimmten Wert der Übersättigung (vgl. Bild 3.1), der sogenannten kritischen Übersättigung S_{krit} , entstehen stabile und wachstumsfähige Molekülcluster, sog. Keime. [Gretscher 2000]

Das Kriterium für die Keimbildung lautet somit:

$$S \geq S_{\text{krit}} \quad (3.3)$$

S_{krit} : kritische Übersättigung (Werte siehe Bild 3.1) [–]

Es wird die homogene und die heterogene Keimbildung unterschieden, wobei diese in der Praxis oft auch simultan ablaufen (sehr komplexe Systeme) [Friedlander 2000 S. 293 ff.].

Unter homogener Keimbildung wird die Keimbildung in Abwesenheit von Nukleationskernen oder Ionen verstanden [Hinds 1998 S. 283], also ausschliesslich durch Zusammenlagerung von Molekülen der kondensierbaren Komponenten. Der Sättigungsgrad muss dabei typischerweise Werte zwischen 2 und 5 überschreiten um Keimbildung auszulösen. Die Anzahlkonzentration der gebildeten Keime wird durch den spezifischen Verlauf des Sättigungsgrades (Verhältnis zwischen Partialdruck und Sättigungsdampfdruck) bestimmt.

Hingegen wird von heterogener Keimbildung gesprochen, wenn im Gas feinste Partikel enthalten sind, die als Kondensationskerne wirken. Dann genügt in der Regel ein Sättigungsgrad von etwa 1–1,03 um die Keimbildung auszulösen. Die Anzahlkonzentration der gebildeten Keime im Primäraerosol wird durch die Anzahl der benetzbaren Fremdkeime ausschlaggebend beeinflusst. Als Kondensationskerne werden unlösliche Partikel wie z.B. reine Kohlenstoffverbindungen und lösliche Partikel wie z.B. Salze unterschieden. Bei löslichen Kondensationskernen kann die Keimbildung im Gegensatz zu unlöslichen bereits bei Sättigungsgraden unter 1 ausgelöst werden. Die heterogene Keimbildung ist von sehr vielen Parametern und insbesondere von den Merkmalen des Kondensationskern-Kollektivs abhängig und kann heute bei technischen Prozessen aufgrund mangelnder Basisdaten im allgemeinen nicht theoretisch beschrieben werden. [Gretschner 2000]

Sobald ein stabiler Keim gebildet ist, kommt es zu Wechselwirkungen mit dem umgebenden Gas und allfälligen bereits bestehenden Partikeln. Dabei ist das Wachstum der Partikel durch Koagulation und Kondensation von zentraler Bedeutung. Weiter können die Phänomene „zusätzlicher Stofftransport durch chemische Reaktionen zwischen Gasphase und Partikeln“, „Verdampfung von Aerosoltröpfchen“ und „Deposition“ auftreten.

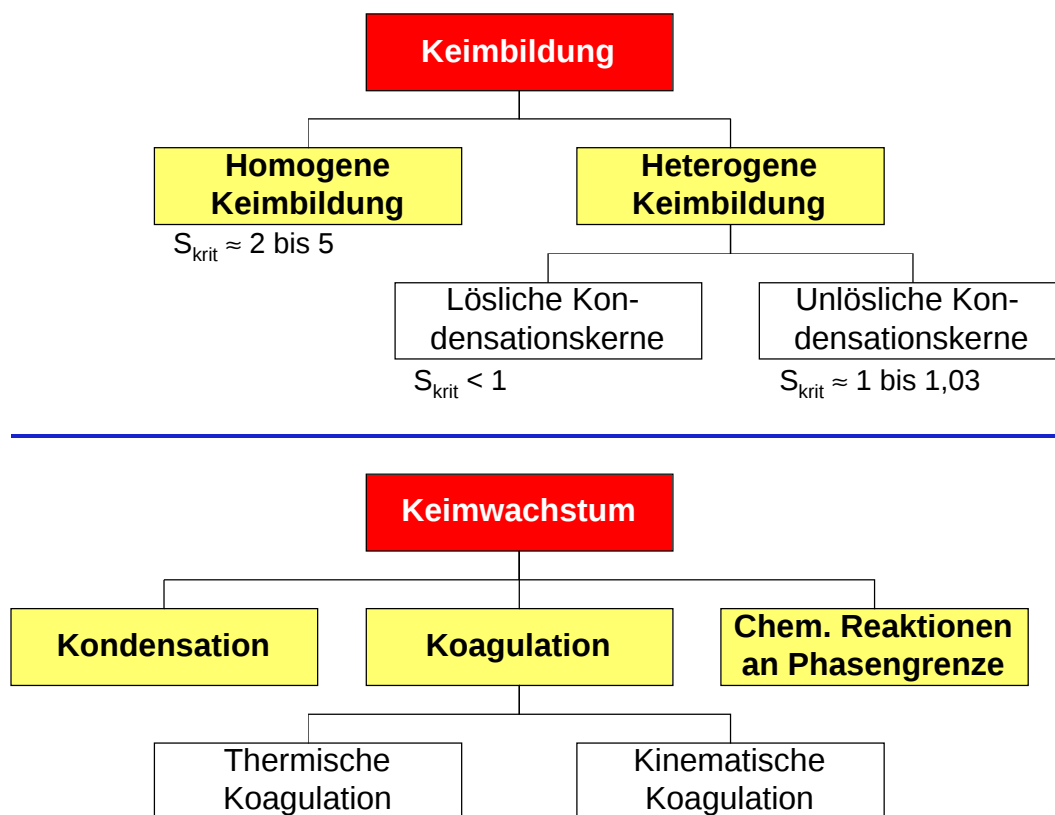


Bild 3.1: Die Phänomene Keimbildung und Keimwachstum und ihre Varianten. Bei den Keimbildungsvarianten ist jeweils ein typischer Bereich für die kritische Übersättigung S_{krit} angegeben. Einen zusätzlichen Einfluss auf die Entstehung der Partikel können die Verdampfung von Aerosoltröpfchen sowie die Deposition haben.

Koagulation in Aerosolen bezeichnet den Vorgang, dass Partikel aufgrund ihrer Relativbewegung miteinander kollidieren und adhäreren, so dass grössere Partikel entstehen [Hinds 1998 S. 260]. Bei festen Partikeln wird auch von Agglomeration gesprochen. Die Koagulation bewirkt ein Partikelwachstum bei gleichzeitiger Abnahme der Partikelzahl und gleichbleibender Gesamtmasse der Partikel. Bei submikronen Partikeln dominiert die thermische Koagulation (nicht die kinematische), bei der die Brown'sche Molekularbewegung Ursache für die Relativbewegung und die daraus resultierenden Zusammenstösse der Partikel ist [Ehrler und Schaber 1997]. Der zeitliche Verlauf der Partikel-Anzahlkonzentration $c_N(\tau)$ kann wie folgt abgeschätzt werden [Fuchs 1964, Hinds 1998] (Formel für monodisperse, sphärische Partikel):

$$c_N(\tau) = \frac{c_{N,0}}{1 + c_{N,0} \cdot K \cdot \tau} \quad (3.4)$$

$c_N(\tau)$: Partikel-Anzahlkonzentration [cm^{-3}]

$c_{N,0}$: Partikel-Anzahlkonzentration zum Zeitpunkt 0 [cm^{-3}]

K : Koagulationskoeffizient [cm^3/s]

τ : Verweilzeit [s]

Daraus wird ersichtlich, dass die Partikel-Anzahlkonzentration mit zunehmender Verweilzeit abnimmt. Für Partikelgrössen zwischen 10 und 100 nm liegen typische Werte für den Koagulationskoeffizienten K in der Grössenordnung von $10 \cdot 10^{-10}$ und $60 \cdot 10^{-10} \text{ cm}^3/\text{s}$ [Hinds 1998, Gretscher 2000]. Anfangskonzentrationen $c_{N,0}$ können im Bereich von 10^{10} bis 10^{12} cm^{-3} liegen [Ehrler und Schaber 1997]. Bei Gasverweilzeiten von einigen Sekunden (typisch für technische Prozesse, nach [Gretscher 2000]: 0.5 bis 10 Sekunden) sind dann Partikel-Anzahlkonzentrationen in der Grössenordnung von 10^8 bis 10^9 cm^{-3} zu finden [Hinds 1998, Friedlander 2000] und zwar unabhängig von der Anfangskonzentration, sofern diese um mindestens eine Grössenordnung höher ist (10^9 bis 10^{10} cm^{-3}) (Bild 3.2). Nach Verweilzeiten von einigen Tagen nimmt die Anzahlkonzentration durch Koagulation auf 10^4 bis 10^5 cm^{-3} ab [Friedlander 2000] (vgl. Bild 3.2).

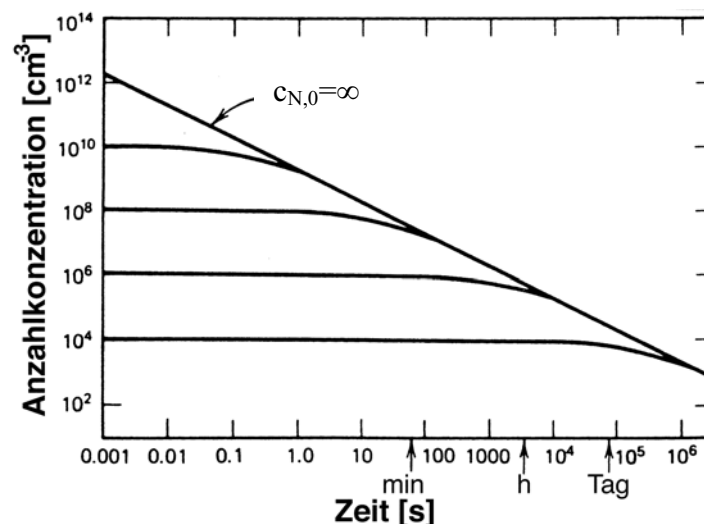


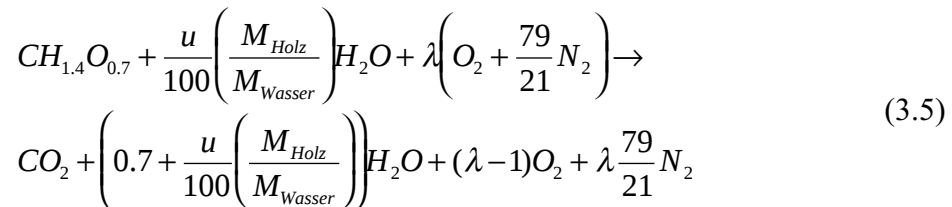
Bild 3.2: Anzahlkonzentration c_N in Abhängigkeit von der Verweilzeit τ bei unterschiedlichen Anfangskonzentrationen unter der Annahme einer einfachen, monodispersen Koagulation [Hinds 1998 S. 266].

Das Keim- bzw. Partikelwachstum durch Kondensation, bei der ein Massentransfer von der Gasphase in die partikuläre Phase stattfindet, bewirkt ein Partikelwachstum ohne Veränderung der Partikelanzahl. Bei kleinen Partikeln (Knudsen-Zahl Kn deutlich grösser 1, d.h. in Luft: Durchmesser deutlich kleiner 130 nm) ist die Wachstumsrate durch zufällige Zusammenstösse mit Dampfmolekülen bestimmt und es gelten die Gesetzmässigkeiten der kinetischen Gastheorie.

3.3 Verbrennung von Holz

Das hauptsächlich aus CHO-Verbindungen bestehende, nasse Holz wird über einen mehrstufigen Verbrennungsprozess mit den Teilprozessen Trocknung, Pyrolyse und Oxidation in die erwünschten Produkte CO_2 und H_2O umgewandelt. Daneben entstehen die unerwünschten Produkte NO_x und Staub sowie aufgrund unvollständiger Verbrennung CO und HC . [Nussbaumer 1989 S. 24ff., Nussbaumer 2000]

Die chemische Gleichung für die Verbrennung von nassem Holz lautet [Good 1992 S. 22] (u : Holzfeuchtigkeit in % atro; M : Molmasse):



Neben den CHO-Verbindungen und Wasser besteht Holz aus weiteren Komponenten wie z.B. Nährstoffen, deren Massenanteil am Holz gering ist, die aber einen wesentlichen Einfluss auf die Partikelemissionen haben und auch bezüglich Verschlackung von Bedeutung sein können [Biollaz und Nussbaumer 1996, Overend 1996]. Während die CHO-Verbindungen grösstenteils in gasförmige Substanzen und Wasser umgesetzt werden (Gl. 3.5), sind die Produkte aus den Nährstoffen bei Raumtemperatur meist in festem Zustand und verbleiben entweder in der Rostasche oder werden als partikelförmige Emissionen frei.

In heutigen automatischen Holzfeuerungen wird die Luft gestuft zugeführt, d.h. nur ein Teil der Verbrennungsluft strömt durch das Glutbett (Primärluft) und der Rest wird später dem heissen, brennbaren Abgas zugemischt (Sekundärluft, evtl. Tertiärluft). Im Bereich des Glutbetts findet somit erst eine Teiloxidation statt und die quasi-vollständige Oxidation geschieht erst nach Zugabe der Sekundärluft. Bei der Teiloxidation werden die Kohlenwasserstoffe mindestens teilweise in CO und H_2 (Dampfpreformierung [Hofbauer und Kaltschmitt 2001], $C_nH_m + nH_2O \rightarrow (n+m/2)H_2 + nCO$) anstatt in CO_2 und H_2O umgesetzt.

3.4 Partikelbildung bei der Holzverbrennung

Bei der Holzverbrennung kann eine Vielzahl völlig unterschiedlicher Partikeltypen mit dem Abgas frei werden (Tab. 3.1). Dazu gehören entweder im oder am Holz bereits bestehende oder im Glutbett gebildete Komponenten, die mit dem Abgasstrom mitgeführt werden ohne in die Gasphase überzugehen. Dies wird als Fest-Partikel-Pfad der Partikelbildung bezeichnet [Livbjerg 2001]. Dabei entstehen sogenannte grobkörnige Partikel (coarse mode) [Flagan und Seinfeld 1988] mit Durchmessern von etwa $1\mu m$ und grösser.

Tabelle 3.1: Partikeltypen aus der Verbrennung von Holz, eingeteilt nach deren Bildung und chemischen Zusammensetzung (nach [Oser et al. 2000], überarbeitet).

Partikel, die auch bei vollständiger Verbrennung entstehen	Partikel aus unvollständiger Verbrennung
Mineralische Bestandteile des Holzes	Elementarer Kohlenstoff (Holzkohle)
Fremdteile, die am Holz anhaften (Sand, Erde)	Organischer Kohlenstoff in Form von unverbrannten Holzbestandteilen
Salze (Sulfate, Chloride, Karbonate, Hydroxide, Oxide, Nitrate; ionische Verbindungen)	Organischer Kohlenstoff in Form von Teer (höherwertig, aus der Pyrolyse)
Metalloxide (z.B. Al_2O_3)	Organischer Kohlenstoff in Form von Russ (in der Flamme gebildet)

Der zweite Pfad der Partikelbildung ist der Fest-Dampf-Partikel-Pfad [Livbjerg 2001]: Die Komponenten verdampfen im Glutbett, werden mit dem Abgasstrom mitgeführt und bilden in der Abkühlphase Partikel (Kap. 3.2). Die so entstandenen Partikel weisen typischerweise Durchmesser im Bereich von 100 nm auf. Diese werden als feinkörnige Partikel (fine mode) bezeichnet [Flagan und Seinfeld 1988].

Bei der Abkühlung des Abgases aus der Holzverbrennung findet stets eine heterogene Keimbildung statt, da zum einen Kondensationskerne in Form von Kohlenstoffverbindungen, ionischen Verbindungen (z.B. K_2SO_4), Metallen und Metalloxiden (z.B. CaO) vorhanden sind, zum andern durch die Abkühlung eine Übersättigung entsteht. Daneben gibt es aufgrund Übersättigung durch chemische Reaktionen auch eine homogene Keimbildung (Kap. 3.2; [Jokiniemi 2001], bei Strohverbrennung: [Nielsen 1998 S. 6]).

Bei Verbrennungsprozessen ist die Anzahl feinkörniger Partikel stets um Grössenordnungen höher als die Anzahl grobkörniger Partikel. Bei der Verbrennung von naturbelassenem Holz in automatischen Holzfeuerungen ist auch die Masse der feinkörnigen Partikeln in der Regel deutlich grösser als diejenige der grobkörnigen Partikel, was Messungen der Partikel-Grössenverteilungen mit Impaktoren zeigen [Hasler und Nussbaumer 1997 / 1998]. Eine Ausnahme bildet die Verbrennung der Holzirinde, wo die Massenanteile der beiden Grössenfraktionen von gleicher Grössenordnung sind [Hasler und Nussbaumer 1997 / 1998].

Bei automatischen Holzfeuerungen, welche bei einem stabilen Verbrennungsprozess betrieben werden, findet eine quasi-vollständige Verbrennung statt, so dass der Anteil an organischen Kohlenstoffverbindungen am Partikelkollektiv sehr gering ist. Dies steht im Gegensatz zu den Partikelkollektiven aus Verbrennungsmotoren.

Bei der Kohleverbrennung entstehen hauptsächlich Partikel grösser 1 μm (nach [Baumbach 1994]: 98-99 Massen-%) und die chemische Zusammensetzung (hauptsächlich Silizium-, Aluminium-, Eisen- und Kaliumoxide) ist ebenfalls völlig anders als diejenige der Partikel aus der Holzverbrennung. Die Kenntnisse über die Partikel aus der Kohleverbrennung können deshalb nur bedingt auf die Holzverbrennung übertragen werden. Der Partikelbildung bei Holz und Kohle gemeinsam sind die grundsätzlichen Prozesse mit einerseits dem Fest-Dampf-Partikel-Pfad mit Nukleation, Koagulation und heterogener Kondensation und andererseits dem Fest-Partikel-Pfad, welcher zu grösseren Partikeln führt (Bild 3.3).

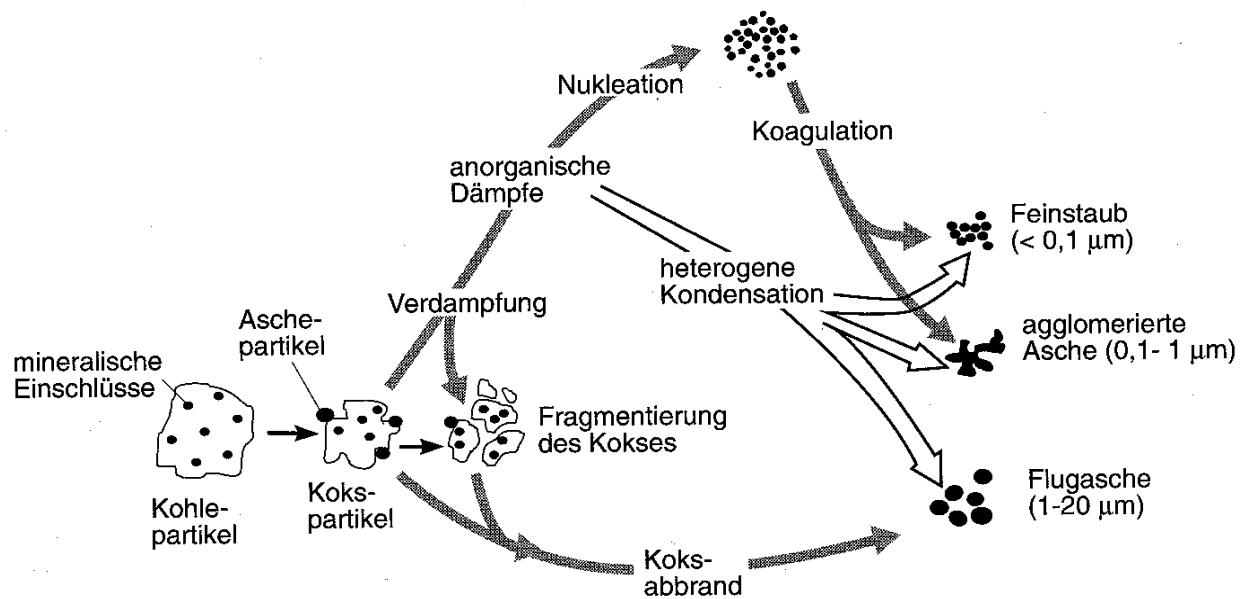


Bild 3.3: Partikelbildung bei der Kohleverbrennung nach [Kauppinen und Pakkanen 1990] (Grafik aus [Baumbach 1994]).

Aufgrund der hohen Anzahlkonzentrationen von um 10^7 bis 10^{11} cm^{-3} [Johansson 2002] im Abgas von Holzfeuerungen kann davon ausgegangen werden, dass die Anzahlkonzentration entscheidend durch die Koagulation beeinflusst wird. In Kapitel 3.2 wurde bereits erwähnt, dass unter Voraussetzung einer Verweilzeit von einigen Sekunden sowie einer Anfangskonzentrationen von über 10^9 cm^{-3} die resultierende Anzahlkonzentration praktisch unabhängig von der Anfangskonzentration ist.

Nach [Jokiniemi et al. 2001] handelt es sich bei den Partikeln aus der Verbrennung von Biomasse (nicht nur von Holz) bei quasi-vollständiger Verbrennung hauptsächlich um Metalloxide, Alkalichloride und Sulfate. Die Partikel-Größenverteilung (Masse) ist bi- oder trimodal und wird für die Modellierung als trimodale Lognormal-Verteilung approximiert.

Weiter wird bei [Jokiniemi et al. 2001] darauf hingewiesen, dass durch Sauerstoffarmut am Glutbett Metalloxide zu Verbindungen mit geringerem Oxidationsniveau reduziert werden (z.B. SiO_2 zu SiO), welche leichter verdampfen und die später – einerseits aufgrund Oxidation zu schwererflüchtigen Substanzen, andererseits aufgrund der Temperaturabnahme – zu Partikeln werden [Jokiniemi et al. 2001]. Inwiefern dieser Effekt bei der Holzverbrennung bedeutend ist, ist allerdings fraglich (Diskussion in Kap. 6.1).

Die nasschemischen und EDX-Analysen von Obernberger und Brunner [Obernberger et al. 2001, Brunner et al. 2001] zeigen, dass die Partikel aus der Verbrennung von Holz (gemessen auf einer Vorschubrostfeuerung) hauptsächlich aus den Elementen Ca, Mg, K und Na bestehen, wobei die Elemente C, H, O und N nicht analysiert wurden. Während die feinen Partikel vor allem Na, K, S und Cl beinhalten, sind in den groben Partikeln hauptsächlich Ca, Si, Mg und Al zu finden. Der grösste Massenanteil an den feinen Partikeln hat das Element K, der grösste Massenanteil an den grossen Partikeln hat das Element Ca (auch hier ist zu berücksichtigen, dass C, H, O und N nicht analysiert wurden und es ist denkbar, dass gerade C und O in höheren Anteilen vorliegen). [Brunner et al. 2001]

Bei naturbelassenem Holz sind nach Obernberger und Brunner vor allem K, S und Cl in den Partikeln vorhanden. Bei der Verbrennung von Holzrinde sind zusätzlich grössere Mengen

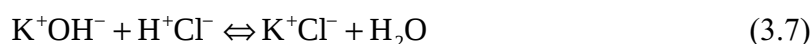
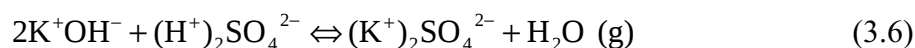
von Ca zu finden [Obernberger et al. 2001]. Diese Erkenntnisse stimmen gut mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit überein (Bilder 6.4 und 7.2).

3.5 Kalium und deren Verbindungen

In diesem Bericht wird später noch gezeigt, dass Kalium und deren Verbindungen eine besondere Bedeutung für die Partikelemissionen bei der Holzverbrennung haben (Kap. 6.1). Hier seien deshalb die wichtigsten Grundlagen zusammengestellt.

Im Baum werden verschiedene Mineralstoffe (Nährsalze) von den Wurzeln her in Richtung Äste und Blätter bzw. Nadeln transportiert. Dazu gehört auch das Kalium. Der Kaliumgehalt im Holz ist abhängig von Baumart, Bodenbeschaffenheit und Jahreszeit. So ist zum Beispiel bei einem Apfelbaum der Kaliumgehalt im Xylemwasser im Winter etwa 6 Mal höher als im Sommer [Bollard 1958, Bosshard 1984 S. 139].

Die Bildung von reinem Kalium ist aufgrund dessen Reaktionsfähigkeit sehr unwahrscheinlich [Christen 1978 S. 75]. Das Kalium liegt im Baum als Salz, z.B. als Kaliumchlorid (KCl) und Kaliumsulfat (K_2SO_4), oder hydratisiert (KOH) vor. Zwischen den salzartigen Verbindungen und dem Kaliumhydroxid finden in wässriger Umgebung Gleichgewichtsreaktionen statt. Als Beispiel sei die chemischen Gleichgewichtsreaktion zwischen Kaliumhydroxid und Kaliumsulfat bzw. Kaliumchlorid aufgeführt:



Die nicht-oxidierten Kaliumverbindungen haben einen Siedepunkt von deutlich über 1000°C und auch die Schmelzpunkte liegen bei relativ hohen Temperaturen (Tab. 3.2). Sie sind somit schwerflüchtig. Sobald sie oxidieren entstehen deutlich flüchtigere Verbindungen (Kaliumoxide), die sich bei höheren Temperaturen in gasförmige Verbindungen zersetzen.

Tabelle 3.2: Schmelz- und Siedepunkte der bezüglich Partikelbildung wichtigsten Kaliumverbindungen nach [Landolt und Börnstein 1961] (LB) und [Römpf et al. 1999] (Rö).

Chemische Verbindung	Schmelzpunkt [°C]	Siedepunkt [°C]
Kaliumsulfat (K_2SO_4)	1069 (Rö)	1689 (Rö)
Kaliumcarbonat (K_2CO_3)	891 (Rö)	
Kaliumchlorid (KCl)	776 (Rö)	1500 (Rö)
Kaliumperoxid (K_2O_2)	490 (Zersetzung) (Rö)	–
Kaliumhyperoxid (KO_2)	380 (Zersetzung) (Rö)	–
Kaliumhydroxid (KOH)	360 (Rö)	1324 (Rö)
Kaliumoxid (K_2O)	350 (Zersetzung) (Rö/LB)	–
Kalium (K)	63.65 (Rö)	774 (Rö)

Auch bei der Partikelbildung der Strohverbrennung hat Kalium eine wichtige Bedeutung [Livbjerg 2001]. Allerdings ist dort der Anteil von Chlor wesentlich höher als beim Holz, weshalb andere chemische Reaktionen in den Vordergrund treten. Neben Kaliumchlorid KCl werden bei der Strohverbrennung auch Kaliumcarbonat K_2CO_3 und Kaliumsulfat K_2SO_4 gebildet [Livbjerg 2001].

3.6 Calcium und deren Verbindungen

Vor allem bei der Verbrennung von Holzrinde ist das Element Calcium (neben Kalium) für die Partikelbildung von besonderer Bedeutung. Hier sind die im Hinblick auf die Partikelbildung wichtigsten Grundlagen von Calcium und deren Verbindungen dargestellt.

Das Element Calcium ist sehr reaktionsfähig und kommt deshalb kaum elementar vor. An der Luft oxidiert es. Bei erhöhter Temperatur entsteht neben Calciumoxid auch Calciumnitrid. Mit Wasser reagiert es zu Calciumhydroxid und mit Wasserstoff zu Calciumhydrid. [Seilnacht 2003]

Calcium und deren Verbindungen zeichnen sich dadurch aus, dass sie sehr hohe Schmelz- und Siedepunkte haben (Tab. 3.3). Die tiefsten Schmelz- und Siedepunkte der relevanten Verbindungen sind Calciumchlorid und Calciumhydroxid.

Tabelle 3.3: Schmelz- und Siedepunkte von Calciumverbindungen nach [Landolt und Börnstein 1961] (LB), [Seilnacht 2003] (Se) und „International chemical safety cards [ICPS, WHO] (ICPS).

Chemische Verbindung	Schmelzpunkt [°C]	Siedepunkt [°C]
Calciumoxid (CaO)	2570 [ICPS]	2850 [ICPS]
Calciumnitrid (Ca_3N_2)	1723 (LB)	
Calciumsulfat (CaSO_4)	1460 (LB)	
Calciumcarbonat (CaCO_3)	1330 (LB)	
Calciumhydrid (CaH_2)	1000 (LB)	
Calciumchlorid (CaCl_2)	772 (LB)	
Calciumhydroxid (Ca(OH)_2)	750 (LB)	
Calcium (Ca)	839 [Se]	1484 [Se]

4 Partikelbildungsmechanismen in Holzfeuerungen

Aufbauend auf den in Kapitel 3 dargestellten Grundlagen sind in Kapitel 4 die während diesem Projekt entwickelten theoretischen Überlegungen zur Partikelbildung bei automatischen Holzfeuerungen zusammengestellt.

4.1 Gesamtprozess

Auf Basis der Grundlagen der Verbrennung von Holz (Kap. 3.3), der Partikelbildung (Kap. 3.2) und den bekannten Partikeltypen aus der Holzverbrennung (Kap. 3.4) lässt sich das in Bild 4.1 dargestellte Prozess-Schema der gestuften Holzverbrennung im Hinblick auf die Aerosolbildung und den damit verbundenen Partikelemissionen ableiten. Dabei wird zwischen der Phase der Temperaturzunahme und der Phase der Temperaturabnahme unterschieden, in der die Partikelneubildung abläuft.

Die Vielzahl unterschiedlicher Partikel (Tab. 3.1) werden über verschiedene, sich gegenseitig beeinflussende Prozess-Pfade gebildet. Die gemäss Bild 4.1 wichtigsten Grundprozesse sind:

1. Trocknung des nassen Holzes
2. Thermische Zersetzung des Holzes (Pyrolyse)
3. Vergasung (inkl. Teiloxidation)
4. Freisetzung Salzpartikel
5. Freisetzung unverbrannte Partikel (organisch)
6. Mitreissen von Asche
7. Oxidation des brennbaren Gases
8. Synthese von Russ und PAK
9. Oxidation unverbrannter Partikel
10. Nukleation (homogene und heterogene Keimbildung)
11. Koagulation
12. Partikelwachstum durch Kondensation, Absorption und chemische Reaktion an Phasengrenze (Massenzunahme, Interaktion mit der Gasphase)
13. (Massenneutrales) Partikelwachstum durch Agglomeration
14. Deposition
15. Freisetzung von Ablagerungen

Aufgrund der Beschaffenheit des Partikelkollektivs können die wichtigsten Prozess-Schritte identifiziert werden:

Da der Grossteil der Partikel aus der Verbrennung von naturbelassenem Holz Durchmesser in der Grössenordnung von 100 nm aufweisen (z.B. [Fissan et al. 1979, Helsper et al. 1980, Gae-gauf et al. 2001, Johansson 2002]; Ausnahme: Holzrinde [Hasler und Nussbumer 1997 und 1998]) kann gefolgert werden, dass die meisten Partikel über den Fest-Dampf-Partikel-Pfad gebildet werden (Kap. 3.4). Sie entstehen durch Keimbildung in der Abkühlphase und werden danach durch Keimwachstum verändert (Bild 4.1 Pfad A, Kap. 3.2). Denn über den Fest-Partikel-Pfad würden deutlich grössere Partikel entstehen (Kap. 3.4) [Kauppinen und Pakkanen 1990, Livbjerg 2001, Flagan und Seinfeld 1988].

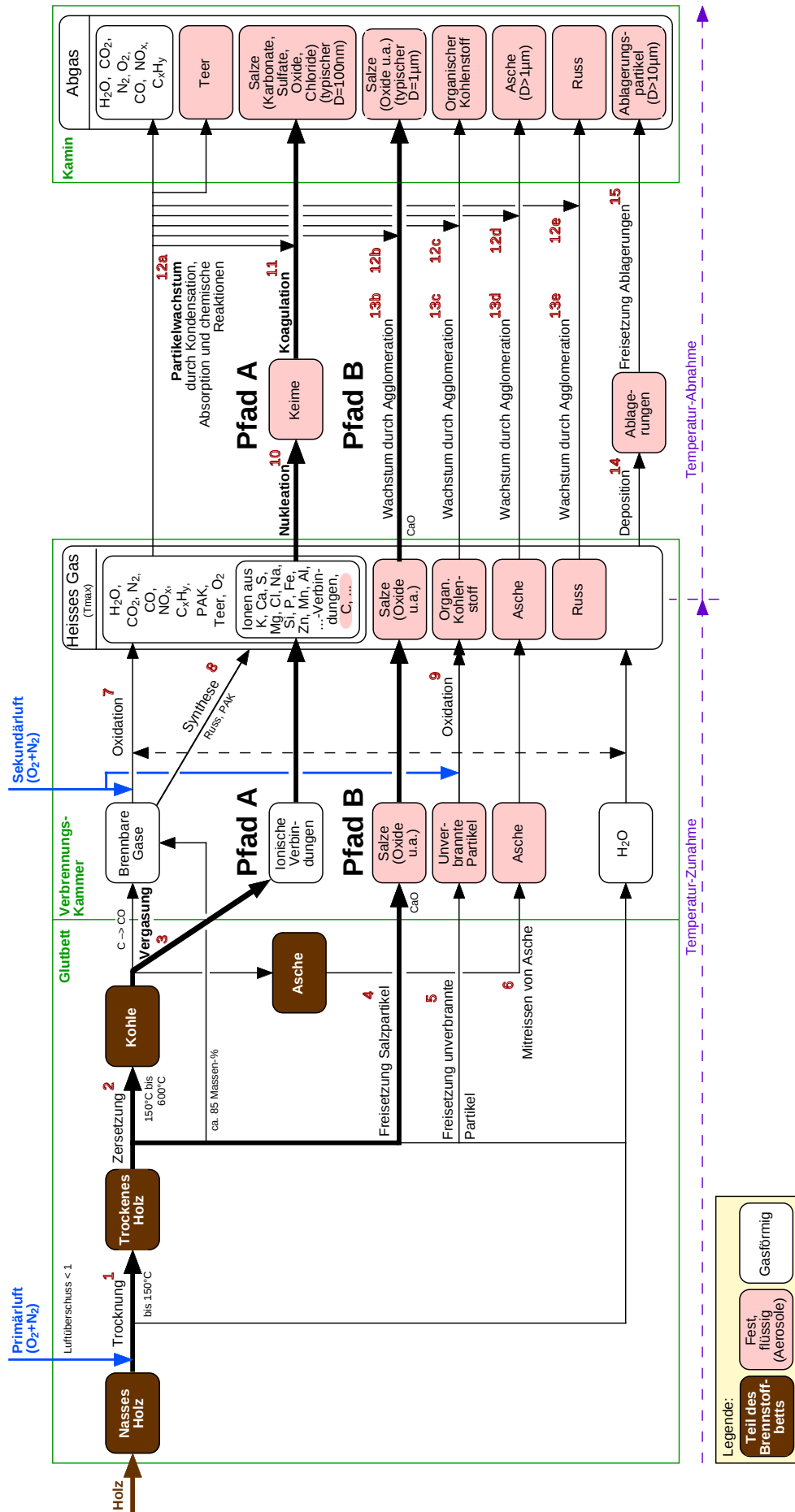


Bild 4.1: Prozess der gestuften Holzverbrennung fokussiert auf die Aerosolbildung und unterteilt in 15 Grundprozesse. Es wird der Bereich der Temperaturzunahme und der Temperaturabnahme unterschieden. Der bei der Verbrennung von naturbelassenem Holz bedeutendste Partikelbildungspfad ist Pfad A. Im Spezialfall der Rindenverbrennung ist Pfad B ähnlich wichtig (Pfad A und B fett). (Salze: Verbindungen, die in festem Zustand aus Ionen bestehen.)

Etwas anders ist die Situation bei der Verbrennung von Holzrinde. Es entsteht zusätzlich eine grosse Menge an deutlich grösseren Partikeln, so dass die Partikel-Grössenverteilung (Masse) bimodal ist. Diese Partikel können aufgrund ihrer Grösse nicht über den Fest-Dampf-Partikel-Pfad gebildet worden sein, sondern entstehen über den Fest-Partikel-Pfad.

Bei heutigen automatischen Holzfeuerungen mit gutem Ausbrand (hohe Verbrennungstemperaturen, ungekühlter Feuerraum, CO-Gehalt $< 500 \text{ mg/Nm}^3$ (13 Vol.-% O_2)) ist der Kohlenstoffanteil an den Partikeln sehr gering. In der vorliegenden Arbeit wird noch gezeigt, dass zumindest auf der verwendeten Versuchsanlage selbst bei CO-Gehalten bis zu 4000 mg/Nm^3 (13 Vol.-% O_2) der Anteil an organischem Kohlenstoff stets unter 4 Massen-% liegt. Die Partikelbildungspfade über die unverbrannten Holzpartikel sowie die Synthese (Russbildung) sind somit von untergeordneter Bedeutung.

Aus diesen Überlegungen kann nun geschlossen werden, dass der folgende Prozesspfad für die Partikelbildung bei der gestuften Verbrennung von naturbelassenem Holz am bedeutendsten ist (Bild 4.1: Pfad A; Fest-Dampf-Partikel-Pfad): Holz-Trocknung, Zersetzung, Vergasung, Nukleation, Koagulation sowie Partikelwachstum durch Interaktion mit der Gasphase (v.a. Kondensation). Dabei entstehen durch die Prozesse Zersetzung und Vergasung Partikel-Vorläufersubstanzen, welche in der Abkühlphase aufgrund der Übersättigung des Abgases zu Partikeln werden. Ist der Anteil an Holzrinde am Brennstoff sehr hoch, dann trägt ein zweiter Bildungspfad ähnlich viel zur Partikelbildung bei (Bild 4.1: Pfad B; Fest-Partikel-Pfad): Holz-Trocknung, Zersetzung, Feinpartikelfreisetzung, Partikelwachstum durch Interaktion mit der Gasphase (v.a. Kondensation).

Der grösste Teil der Abgaspartikel bei guten Verbrennungsbedingungen, was bei automatischen Holzfeuerungen ausser bei der Anfahr- und Ausschaltphase in der Regel gegeben ist, sind Salze. Es handelt sich dabei hauptsächlich um Kalium- und bei der Verbrennung von Holzrinde auch um Calciumverbindungen (Resultate: Kap. 6.1 und 7.2).

Die aus dem Brennstoff stammenden Kaliumverbindungen gelangen teilweise in den Abgasstrom und wirken als grösstenteils gasförmige Vorläufersubstanzen für die Partikelbildung in der Abkühlphase (Pfad A). Die positiv geladenen Kalium-Ionen (K^+) verbinden sich mit negativ geladenen Ionen wie SO_4^{2-} , Cl^- , CO_3^{2-} , O^{2-} und OH^- zu Salzen (Salze: Verbindungen, die im festen Zustand aus Ionen bestehen [Christen 1978, S. 116]). Die Aufteilung der negativ geladenen Ionen ist dabei abhängig von den Konzentrationen der entsprechenden Elemente im Abgas. Denn bei hohen Temperaturen sind die Ionen sehr beweglich und gehen immer wieder neue Verbindungen ein.

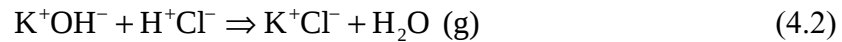
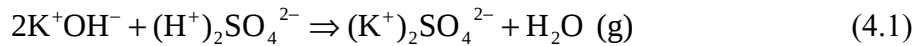
Die ebenfalls aus dem Brennstoff stammenden Calciumverbindungen treten aufgrund ihrer sehr tiefen Dampfdrücke (Kap. 3.6) kaum gasförmig aus dem Glutbett aus, sondern gelangen grösstenteils aufgrund der hohen Schmelzpunkte als feste Partikel in den Abgasstrom. Diese Calciumverbindungen sind ebenfalls Salze, d.h. sie liegen in einer ionischen Verbindung vor und zwar wie Kalium als positives Ion (Ca^{2+}). Die negativen Ionen sind die selben wie bei den Kaliumverbindungen.

4.2 Partikel-Massenkonzentration

Aus den vorangegangenen Ausführungen geht hervor, dass die Partikel-Massenkonzentration hauptsächlich durch die Beeinflussung des Prozesspfades A (und bei der Verbrennung von Rinde zusätzlich durch die Beeinflussung des Prozesspfades B) abhängt. Im folgenden werden deshalb die einzelnen Prozessschritte genauer analysiert.

4.2.1 Trocknung

Durch die Erhöhung der Temperatur verdampft immer mehr Wasser. Dies beeinflusst die Gleichgewichtsreaktionen zwischen Hydroxiden und Salzen, indem die Reaktionen bevorzugt in Richtung Salze ablaufen. Die in Kapitel 3.5 als Formeln 3.6 und 3.7 dargestellten chemischen Reaktionen in wässriger Umgebung laufen somit hauptsächlich in Richtung rechts ab:



Dabei nimmt die Menge an Kaliumhydroxid ab und diejenige an salzförmigem Kalium zu. Die auf diese Weise umgesetzte Menge an Kaliumhydroxid ist zeitabhängig. Bei naturbelassenem Holz wird auf die hier beschriebene Weise immer nur ein Teil des Kaliumhydroxid umgesetzt werden, da der Kaliumanteil im Holz wesentlich höher ist als die Anteile von Schwefel und Chlor. (Bei Spanplatten ist der Schwefelgehalt z.T. in ähnlicher Grössenordnung wie der Kaliumgehalt; schon aufgrund der Konkurrenzsituation zwischen Kalium und Calcium wird trotzdem nicht alles Kaliumhydroxid umgesetzt).

Vor allem Kaliumsulfat aber auch Kaliumchlorid sind schwerflüchtig und verbleiben auch bei hohen Temperaturen zu einem hohen Anteil im Glutbett.

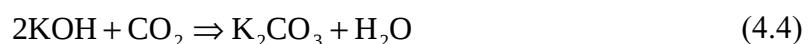
4.2.2 Bildung von Partikelvorläufersubstanzen

In Kapitel 3.3 wurde bereits beschrieben, dass aufgrund der Luftstufung bei automatischen Holzfeuerungen im Bereich des Glutbetts lediglich eine Teiloxidation der organischen Kohlenstoffverbindungen stattfindet. Aber nicht nur die Kohlenstoffverbindungen können oxidieren, sondern auch die sogenannten Nährstoffe des Baumes wie z.B. Kalium- und Calciumverbindungen, welche nach einer teilweisen Dehydrierung (Kap. 4.2.1) als Salze, aber zu einem grossen Teil auch als Hydroxid vorliegen. Durch die Oxidation entstehen andere chemische Verbindungen mit anderen physikalischen Eigenschaften. Wenn bei der Verbrennung genügend Sauerstoff vorhanden ist, kann Kaliumhydroxid zu einer oxidischen Kaliumverbindung umgesetzt werden, wobei die folgenden Oxidationsstufen vorkommen können: K_2O , KO , KO_2 und KO_3 [Landolt und Börnstein 1961]. Als Beispiel sei die folgende chemische Reaktion aufgeführt:



Die oxidischen Kaliumverbindungen sind relativ leicht flüchtige Verbindungen, welche bei den Temperaturen im Glutbett fast vollständig in die Gasphase gelangen. Bei Sauerstoffarmut wird die in Gleichung 4.3 dargestellte Reaktion kaum stattfinden, da sie in Konkurrenz mit der Oxidation der organischen Kohlenstoffverbindungen gemäss Gleichung 3.5 steht.

Von Bedeutung ist auch die sehr leicht ablaufende Reaktion von Kaliumhydroxid mit Kohlendioxid:



Dieser Vorgang ist bereits bei Raumtemperatur stark exergonisch ($\partial G = -622 \text{ kJ/mol}$) und läuft somit ab, sobald die Aktivierungsenergie aufgebracht wird (Temperaturerhöhung). Das so

durch carbonisieren entstehende Kaliumcarbonat (auch Pottasche genannt) ist schwerflüchtig und bekanntermassen einer der Hauptbestandteile der Holzasche (Glutbettasche). Je weniger Sauerstoff im Glutbett zur Verfügung steht, desto mehr wird die Reaktion 4.4 gegenüber der Reaktion 4.3 bevorzugt und es entsteht mehr schwerflüchtiges Kaliumcarbonat als eine leichtflüchtige oxidische Kaliumverbindung. Bei einer Drosselung der Primärluft entsteht also eine Reduktion der Partikelemissionen indem weniger flüchtige Verbindungen entstehen. Allerdings haben noch weitere Effekte einen Einfluss (Kap. 4.2.3).

4.2.3 Beeinflussung der Partikel-Massenkonzentration

Unter Betrachtung des bedeutendsten Partikelbildungspfads A in Bild 4.1 und unter Annahme eines konstanten Holzeinschubs lassen sich die Partikelemissionen in einer üblichen Feuerung ohne Abgasrückführung durch die Primärluft und die Sekundärluft beeinflussen.

Bezüglich des Partikel-Massenstroms (O_2 -bezogene Partikel-Massenkonzentration) ist der Einfluss der Sekundärluft von untergeordneter Bedeutung. Denn dieser ist in erster Linie abhängig von der bereits vorher gebildeten Menge der Partikelvorläufer-Substanzen. Genauer gesagt ist er von den vorhandenen positiven Ionen (K^+ , Ca^+) abhängig, denn im Abgas sind genügend Elemente vorhanden, welche zu negativen Ionen werden können (C, O, H zur Bildung von Carbonat (CO_3^{2-}), Oxid (O^{2-}) und Hydroxid (OH^-)). Die positiven Ionen sind also für die Anzahl der Ionenpaare limitierend. Die positiven Ionen sind bei den hohen Temperaturen sehr beweglich und gehen immer wieder zufällige neue Verbindungen mit negativen Ionen ein. Welche negativen Ionen dabei wie häufig zum Zuge kommen ist abhängig von der Gaszusammensetzung, welche wiederum auch von der Sekundärluft abhängt. Insofern hat die Sekundärluft einen Einfluss auf die Partikelmasse; da sich die mittlere Molmasse der negativen Ionen nicht allzu stark verändert, ist dieser Einfluss eher gering.

Die Primärluft beeinflusst die Partikelmasse nicht nur über die in Kapitel 4.2.2 beschriebenen chemischen, sondern auch über physikalische Zusammenhänge. Bild 4.2 zeigt die Beeinflussung des Partikel-Massenstroms im Abgas durch den Primärluftstrom bei fixer Brennstoffzuführung. Es verdeutlicht, dass ein komplexes Beeinflussungssystem (mit Rückkopplungen) zwischen Primärluft-Volumenstrom und Partikel-Massenstrom besteht.

Zur Darstellung der Wirkmechanismen sind in den Bildern 4.2 bis 4.5 die im Systems Engineering üblichen Zeichen verwendet worden [Züst 2000, Haberfellner et. al. 1999]: +: gleichgerichtete Beeinflussung; -: gegengerichtete Beeinflussung; + im Ring: positive Rückkopplung; - im Ring: negative Rückkopplung.

Die Primärluft beeinflusst die Hauptverbrennungsprozesse am Glutbett, was in erster Linie die (Teil-)Oxidation organischer Verbindungen bedeutet und mit der Temperatur im und am Glutbett gekoppelt ist (positive Rückkopplung). Die Verbrennungsbedingungen beeinflussen die Partikelbildung, wobei einerseits die chemische Reaktionsfähigkeit (Oxidationsfähigkeit) und andererseits die Temperatur für den physikalischen Verdampfungsprozess zu betrachten sind.

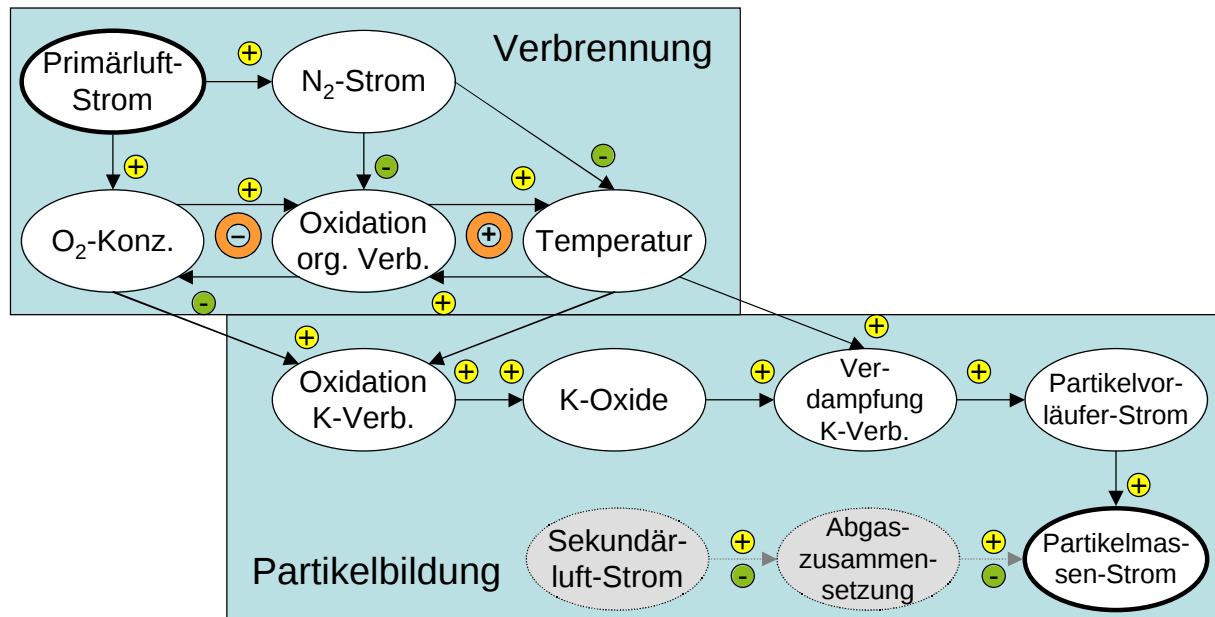


Bild 4.2: Beeinflussung der Partikelmasse durch die Primärluft bei der gestuften Holzverbrennung im allgemeinen Fall. Dabei wird davon ausgegangen, dass die Brennstoffzufuhr konstant ist, keine Abgasrückführung eingesetzt wird und die Sekundärluft genügend weit vom Glutbett entfernt zugeführt wird. Die Primärluft beeinflusst den Verbrennungsprozess im Glutbett. Dieser wiederum beeinflusst die Bildung von Partikelvorläufern im Abgas, welche vor allem aus Kaliumverbindungen bestehen. Die Partikelvorläufer werden während der Abkühlphase über Nukleation, Koagulation und Kondensation zu Partikeln.

Je nach Betriebsbedingungen sind unterschiedliche Beeinflussungspfade am wichtigsten. Dabei ist der Luftstrom durch das Glutbett im Vergleich zum Brennstoffstrom von zentraler Bedeutung. Dieses Verhältnis wird mit dem sogenannten Glutbett-Luftüberschuss (in Anlehnung an den Gesamt-Luftüberschuss) ausgedrückt. Es sind drei Bereiche des Glutbett-Luftüberschusses zu unterscheiden, in denen unterschiedliche Beeinflussungsmechanismen entscheidend sind. Die Bereichsgrenzen sind abhängig vom Brennstoff (Kap. 7.1). Die drei Bereiche A bis C von tiefem bis zu hohem Glutbett-Luftüberschuss sind wie folgt zu charakterisieren:

Bereich A: Sehr tiefer Luftüberschuss im Glutbett: Der Luftüberschuss im Glutbett ist so tief, dass kein stationärer Betrieb möglich ist. Sinkt die Temperatur im Feuerraum bzw. am Glutbett unter einen bestimmten Wert (Brennstoff-abhängig, typischerweise 550 bis 680°C), dann setzt der Oxidationsprozess nicht mehr genügend Energie frei, um die Verbrennungstemperatur aufrecht zu erhalten. Aufgrund der positiven Rückkopplung zwischen Oxidationsprozess und Temperatur fällt die Verbrennungstemperatur nach dem Unterschreiten dieser Grenztemperatur relativ schnell zusammen und der Verbrennungsprozess kommt schliesslich zum Erliegen. Dabei entstehen Partikel aufgrund unvollständiger Verbrennung der organischen Verbindungen, so dass der Partikel-Massenstrom im Abgas zunimmt (die in Bild 4.2 dargestellten Zusammenhänge für die Partikelbildung sind nicht mehr entscheidend). Die in diesem Bereich bedeutenden Zusammenhänge für die Verbrennung sind in Bild 4.3 dargestellt.

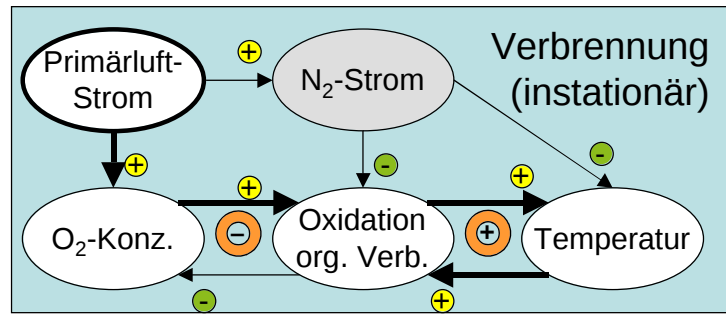


Bild 4.3: Beeinflussung des Verbrennungsprozesses im Luftüberschuss-Bereich A (typischerweise bis etwa 0.2–0.3): Ausgehend von einer bestehenden Verbrennung kann durch Abnahme des Primärluft-Stroms immer weniger der organischen Verbindungen oxidiert (bzw. teils oxidiert) werden. Dadurch fallen die Verbrennungs-Temperaturen immer weiter ab bis die Oxidationsprozesse aufgrund zu tiefer Temperaturen völlig zusammenbrechen (positive Rückkopplung). Der Partikel-Massen-Strom im Abgas nimmt aufgrund steigender unverbrannter organischer Komponenten zu (vergleiche Bild 4.1).

Bereich B: Tiefer Luftüberschuss im Glutbett (typischerweise zwischen 0.2–0.3 und 0.7–0.8): Es ist genügend Sauerstoff vorhanden um über die exothermen Oxidationsprozesse der hauptsächlich organischen Verbindungen die Temperaturen auf genügend hohem Niveau zu halten, dass sich ein stationärer Verbrennungszustand einstellt. Es ist aber nicht genügend Sauerstoff vorhanden um alle möglichen Oxidationsprozesse ablaufen zu lassen. Es stellt sich somit eine Konkurrenzsituation zwischen der Oxidation der organischen Komponenten sowie der Oxidation der Kaliumverbindungen (u.a.) ein. Die nicht oxidierten Kaliumverbindungen verbleiben zu einem grossen Teil im Glutbett. Je mehr Sauerstoff in diesem Bereich zur Verfügung steht, desto mehr Kaliumverbindungen oxidieren und bilden Partikel-Vorläufersubstanzen. Für die Bildung der Partikel-Vorläufersubstanzen ist somit die Reaktionsfähigkeit (Oxidationsfähigkeit) des Verbrennungsgases und nicht die Temperatur entscheidend. Die bedeutendsten Wirkmechanismen sind in Bild 4.4 fett dargestellt.

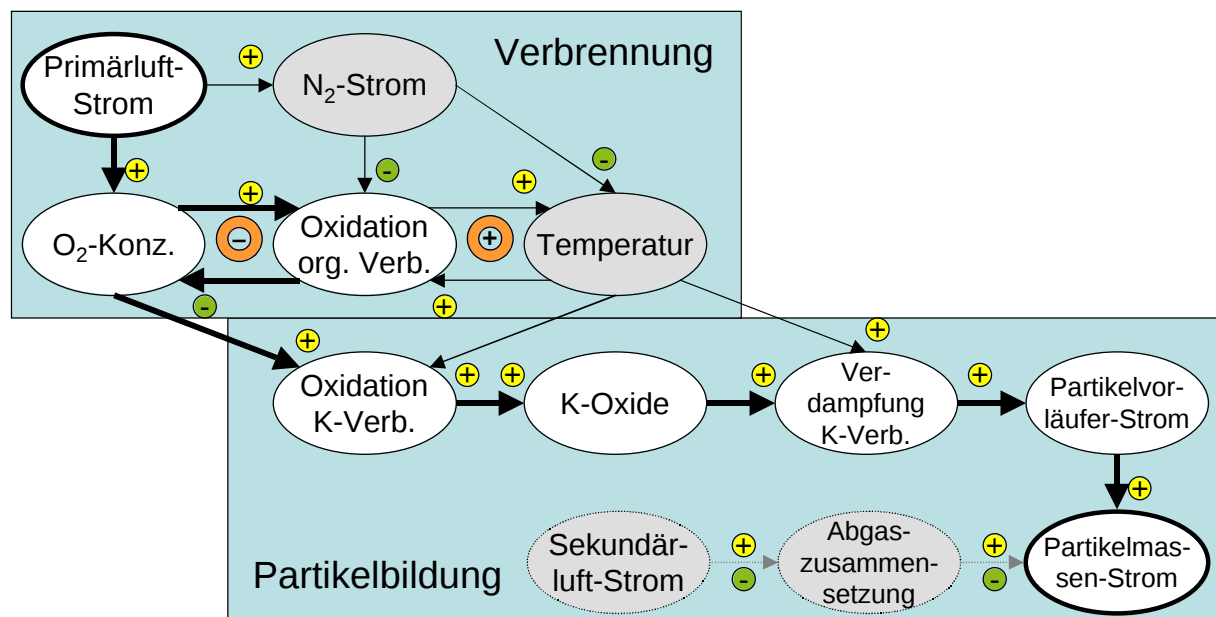


Bild 4.4: Beeinflussung der Partikelmasse durch die Primärluft bei der gestuften Holzverbrennung im Glutbett-Luftüberschuss-Bereich B Glutbett (typischerweise zwischen 0.2–0.3 und 0.7–0.8). In diesem Bereich ist die Temperatur im Feuerraum von untergeordneter Bedeutung. Entscheidend für die Partikelbildung ist die Reaktionsfähigkeit des Verbrennungsgases.

Bereich C: Hoher Luftüberschuss im Glutbett (über 0.8 bis 0.9): Es stehen genügend Sauerstoffatome für die oxidativen Vergasungsprozesse zur Verfügung. Eine Veränderung der Primärluft verändert die Oxidation kaum mehr. Für die Bildung der Vorläufersubstanzen ist in diesem Bereich deshalb die Temperatur bedeutender als die Reaktionsfähigkeit des Verbrennungsgases, was in Bild 4.5 zu sehen ist: Die Primärluft wirkt nun in erster Linie über die Temperatur auf die Partikel-Vorläufer und die Partikelmasse und zwar gegenläufig, d.h. bei weiterer Erhöhung der Primärluft nimmt die Partikelmasse wieder etwas ab.

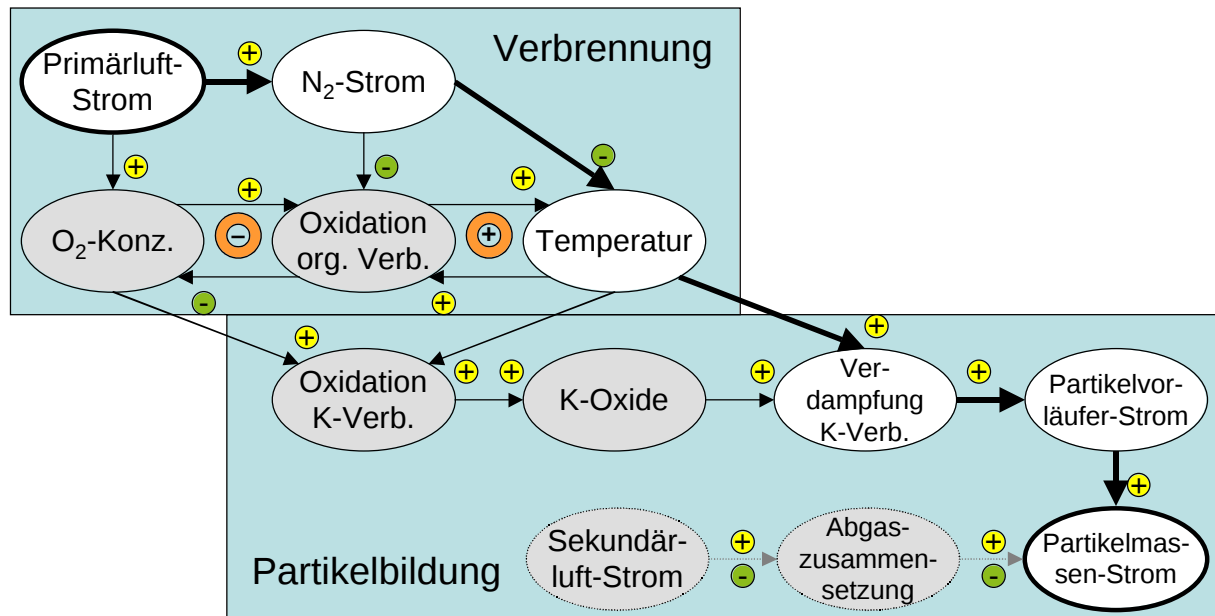


Bild 4.5: Beeinflussung der Partikelmasse durch die Primärluft bei der gestuften Holzverbrennung im Glutbett-Luftüberschuss-Bereich C (typischerweise über 0.7–0.8). In diesem Bereich ist die Sauerstoffkonzentration im Feuerraum von untergeordneter Bedeutung, da im Prinzip genügend Sauerstoff für die vergasenden Oxidationsprozesse zur Verfügung steht. Der Einfluss der Temperatur am Glutbett kommt zum Tragen. (Im Vergleich zu Bild 4.4 ist hier ein anderer Wirkpfad entscheidend). In diesem Bereich gilt: Je mehr Primärluft, desto geringer die Partikelmasse im Abgas.

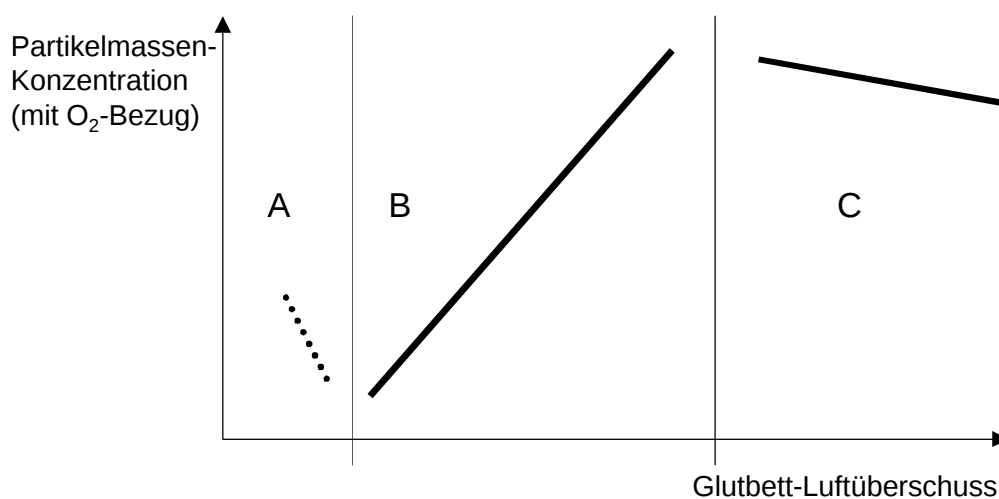


Bild 4.6: Aufgrund der Theorie zu erwartender qualitativer Einfluss des Glutbett-Luftüberschusses auf die Partikel-Massenkonzentration im Abgas (experimentelle Bestätigung: Kap. 6.1). Im Bereich A ist lediglich eine instationäre Verbrennung möglich, wogegen in den Bereichen B und C ein stationärer Betrieb möglich ist.

Aus den bisherigen theoretischen Überlegungen kann der in Bild 4.6 dargestellte qualitative Zusammenhang zwischen Glutbett-Luftüberschuss und Partikel-Massenkonzentration im Abgas abgeleitet werden. (Die experimentelle Bestätigung dieses Zusammenhangs ist in Bild 6.1 dargestellt.) Bild 4.6 zeigt, dass zur Erreichung einer möglichst geringen Partikelmasse im Abgas ein tiefer Glutbett-Luftüberschuss eingestellt werden sollte, der gerade noch genügend viele Oxidationsprozesse zulässt, dass ein stationärer Betrieb möglich ist (Ziel: Im Bereich B mit möglichst geringem Glutbett-Luftüberschuss).

4.3 Partikel-Anzahlkonzentration

In Kapitel 4.2 ist beschrieben, wie die Partikelmasse bei der Verbrennung von Holz in einer automatischen Holzfeuerung entsteht. Von Interesse ist auch, in welcher Form diese Partikelmasse emittiert wird. Eine wichtige Charakterisierungsgrösse ist hierbei die Partikelanzahl. Auf die mit der Partikelanzahl zusammenhängende Partikel-Grössenverteilung wird in Kapitel 6 eingegangen.

Die Anzahl der durch homogene und heterogene Nukleation gebildeten Keime wird durch die Koagulation reduziert. Die Partikel-Anzahlkonzentration ist vor allem abhängig von der Verweilzeit und dem Koagulationskoeffizienten (Formel 3.4, nach Fuchs) und in zweiter Linie von der Anfangskonzentration (Kap. 3.4).

Die mittlere Verweilzeit ist definitionsgemäss das Verhältnis zwischen Volumen und Volumenstrom. In einer realen Feuerung ist das für die Koagulation effektiv zur Verfügung stehende Volumen etwas geringer als das gesamte Gasvolumen in der Feuerung, da es immer kaum durchströmte Bereiche gibt. Für den realen Fall kann der Zusammenhang zwischen der für die Koagulation zur Verfügung stehenden mittleren Verweilzeit τ und dem Abgas-Volumenstrom $\dot{V}$ unter Verwendung eines Geometriefaktors α wie folgt geschrieben werden:

$$\tau(\dot{V}) = \frac{V \cdot \alpha}{\dot{V}} \quad (4.5)$$

Der Abgas-Volumenstrom wiederum ist abhängig vom Gesamt-Luftüberschuss λ . Unter der Annahme, dass Abgasvolumenstrom und Zuluftvolumenstrom identisch sind, was bei der vollständigen Holzverbrennung in etwa zutrifft (Volumenströme trocken), gilt:

$$\dot{V}(\lambda) \approx \dot{V}_{\text{stöch}} \cdot \lambda \quad (4.6)$$

τ :	Mittlere Verweilzeit [s]
$\dot{V}$:	Abgas-Volumenstrom [m^3/s]
V :	Gasvolumen in Feuerung und Abgasrohr [m^3]
α :	Geometriefaktor [–], <1
$\dot{V}_{\text{stöch}}$:	Volumenstrom bei stöchiometrischer Verbrennung [m^3/s]
λ :	Gesamt-Luftüberschuss [–]

Zur Beurteilung der Emissionen werden die Schadstoffkonzentrationen auf eine Bezugsgrösse normiert (in der Schweiz für Anlagen kleiner als 5 MW auf 13 Vol.-% O_2 ($\lambda_{\text{Bezug}} = 2.625$)). Auf diese Weise wird der Bezug zur eingebrachten Brennstoffenergie (und näherungsweise auch zur Nutzenergie) hergestellt.

Die auf einen Sauerstoffwert bezogene Anzahlkonzentration $c_{N,Bezug}$ lässt sich bestimmen mit:

$$c_{N,Bezug}(\lambda) = c_N \cdot \frac{\lambda}{\lambda_{Bezug}} \quad (4.7)$$

$c_{N,Bezug}$: Auf einen bestimmten Sauerstoffwert bezogene Anzahlkonzentration [cm^{-3}]

c_N : Reale Anzahlkonzentration (nicht auf Sauerstoffwert bezogen) [cm^{-3}]

λ_{Bezug} : Gesamt-Luftüberschuss bei Sauerstoffbezugsgrösse [-]

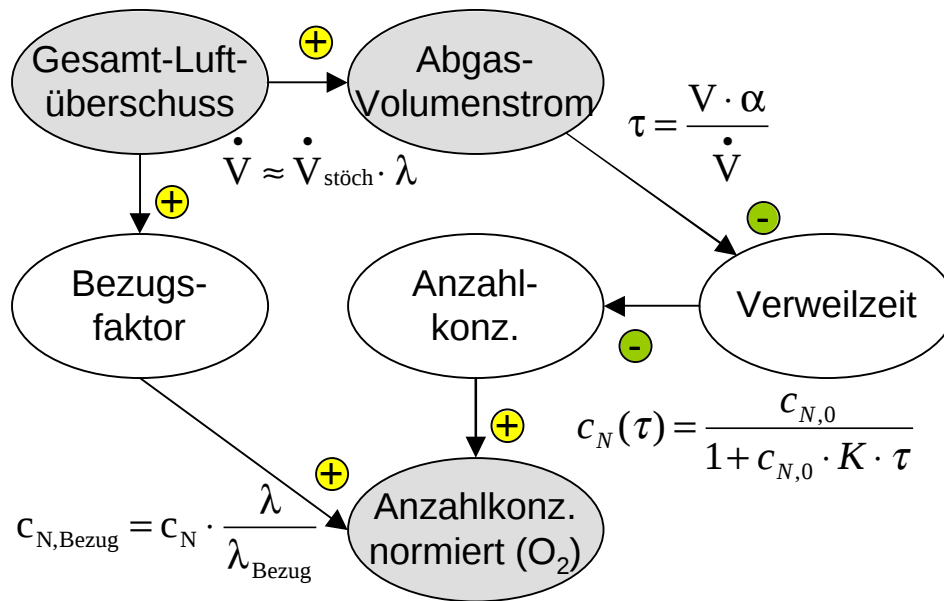


Bild 4.7: Zusammenhang zwischen Gesamt-Luftüberschuss bzw. Abgas-Volumenstrom und der auf einen Sauerstoffwert bezogenen Anzahlkonzentration. Der Gesamt-Luftüberschuss wirkt sich über 2 Pfade gleichläufig auf die O_2 -bezogene Anzahlkonzentration aus, was eine deutliche Korrelation zwischen diesen beiden Grössen erwarten lässt.

Die mit den Formeln 3.4 und 4.5 bis 4.7 beschriebenen Zusammenhänge sind in Bild 4.7 dargestellt. Aus diesen Formeln lässt sich die O_2 -bezogene Anzahlkonzentration $c_{N,Bezug}$ in Abhängigkeit vom realen Abgas-Volumenstrom $\dot{V}$ herleiten:

$$c_{N,Bezug}(\dot{V}) = \frac{\dot{V} \cdot c_{N,0}}{\dot{V}_{Stoch} \cdot \lambda_{Bezug} \cdot \left(1 + c_{N,0} \cdot K \cdot \alpha \cdot V / \dot{V}\right)} \quad (4.8)$$

Bei den Volumenströmen in Formel 4.8 ($\dot{V}$, $\dot{V}_{stoch}$) handelt es sich um die realen Volumenströme bei dem für die Koagulation relevanten Temperaturbereich. Vereinfachend kann von einer für die Koagulation relevanten mittleren Temperatur T_{Koag} ausgegangen werden, so dass der folgende Zusammenhang zwischen dem für die Koagulation entscheidenden realen Volumenstrom und dem Norm-Volumenstrom besteht:

$$\dot{V}_N = \dot{V} \cdot \beta_N \quad (4.9)$$

$\dot{V}_N$: Auf Normbedingungen bezogener Abgas-Volumenstrom trocken [Nm^3/s]

$\dot{V}$: Abgas-Volumenstrom [m^3/s]

β_N : Normierungsfaktor zur Umrechnung auf Normbedingungen trocken [-]

Dabei ist β_N wie folgt definiert:

$$\beta_N = \frac{T_N}{T_{\text{Koag}}} \cdot \frac{p_B}{p_N} \cdot (1 - r_{\text{H}_2\text{O}}) \quad (4.10)$$

T_N : Temperatur bei Norm-Bedingungen: 273 K
 T_{Koag} : Koagulationstemperatur (mittlere für die Koagulation relevante Temperatur) [K]
 p_B : Realer Druck des Abgases [mbar]
 p_N : Druck bei Norm-Bedingungen: 1013 mbar
 $r_{\text{H}_2\text{O}}$: Volumenanteil des Wasserdampfs im feuchten Abgas [-]

Die Koagulationstemperatur T_{Koag} wird bei hoher Abkühlgeschwindigkeit eher etwas tiefer sein als bei niedriger Abkühlgeschwindigkeit; allerdings wird dieser Einfluss bei realen Feuerungsanlagen gering sein. Unter Verwendung der Formel 4.9 lässt sich die Formel 4.8 folgendermassen schreiben:

$$c_{N,\text{Norm}}(\dot{V}_N) = \frac{\dot{V}_N \cdot c_{N,0}}{\dot{V}_{N\text{Stöch}} \cdot \lambda_{\text{Bezug}} \cdot \left(1 + c_{N,0} \cdot K \cdot \alpha \cdot V \cdot \beta_N / \dot{V}_N\right)} \quad (4.11)$$

Die Formel 4.11 lässt sich in die folgende Form bringen:

$$c_{N,\text{Norm}}(\dot{V}_N) = \frac{x \cdot \dot{V}_N^2}{(\dot{V}_N + y)} \quad (4.12)$$

Dabei sind die Werte x und y wie folgt definiert:

$$x = \frac{c_{N,0}}{\dot{V}_{N\text{Stöch}} \cdot \lambda_{\text{Bezug}}} \left[\frac{\text{h}}{\text{m}^6} \right] \quad (4.13)$$

$$y = c_{N,0} \cdot K \cdot \alpha \cdot V \cdot \beta_N \left[\frac{\text{m}^3}{\text{h}} \right] \quad (4.14)$$

Die Grössen x und y können experimentell bestimmt werden (vergleiche Kap. 6.2). Da beide Grössen abhängig von der Feuerungsanlage sind, müssen sie allerdings für jede Anlage neu erfasst werden. Die Grösse y ist abhängig von Feuerungsgeometrie (α) und Feuerungsgrösse (V). Beide Grössen x und y sind abhängig von der Partikelanfangskonzentration ($c_{N,0}$), welche wiederum abhängig vom Temperaturverlauf und damit von der Feuerung ist. Die Grösse x ist zudem abhängig vom stöchiometrischen Norm-Volumenstrom, der abhängig von der Leistung ist. Die Grösse x muss also nicht nur für jede Feuerungsanlage, sondern auch für unterschiedliche Leistungen neu bestimmt werden.

Bild 4.7 zeigt, dass die O_2 -bezogene Anzahlkonzentration auf zweifache Weise (2 Pfade) gleichgerichtet vom Gesamt-Luftüberschuss abhängig ist. Formel 4.12 zeigt, dass mindestens ein linearer Zusammenhang zwischen Abgasvolumenstrom und O_2 -bezogener Anzahlkonzentration besteht. Es ist somit zu erwarten, dass eine deutliche Abhängigkeit der Anzahlkonzentration von Gesamt-Luftüberschuss und Abgas-Volumenstrom besteht und die Anzahlkonzentration gezielt über den Gesamt-Luftüberschuss beeinflusst werden kann (experimentelle Bestätigung siehe Kap. 6.2).

5 Untersuchungsmethode an der Laboranlage

5.1 Laboranlage

Die Versuchsanlage (Bild 5.1) basiert auf einer Unterschubfeuerung des Fabrikats Müller mit einer Nennleistung von 80 kW, die durch einige spezielle Vorrichtungen zur unabhängigen Variation verschiedener Betriebsparameter ergänzt worden ist. Diese sind:

- 3-stufige Verbrennungsluftzuführung
- Abgasrückführung in die Primärluft
- Zellradschleuse
- Dosiervorrichtung für den Brennstoff-Feinanteil
- Glutbett-Wasserkühlung

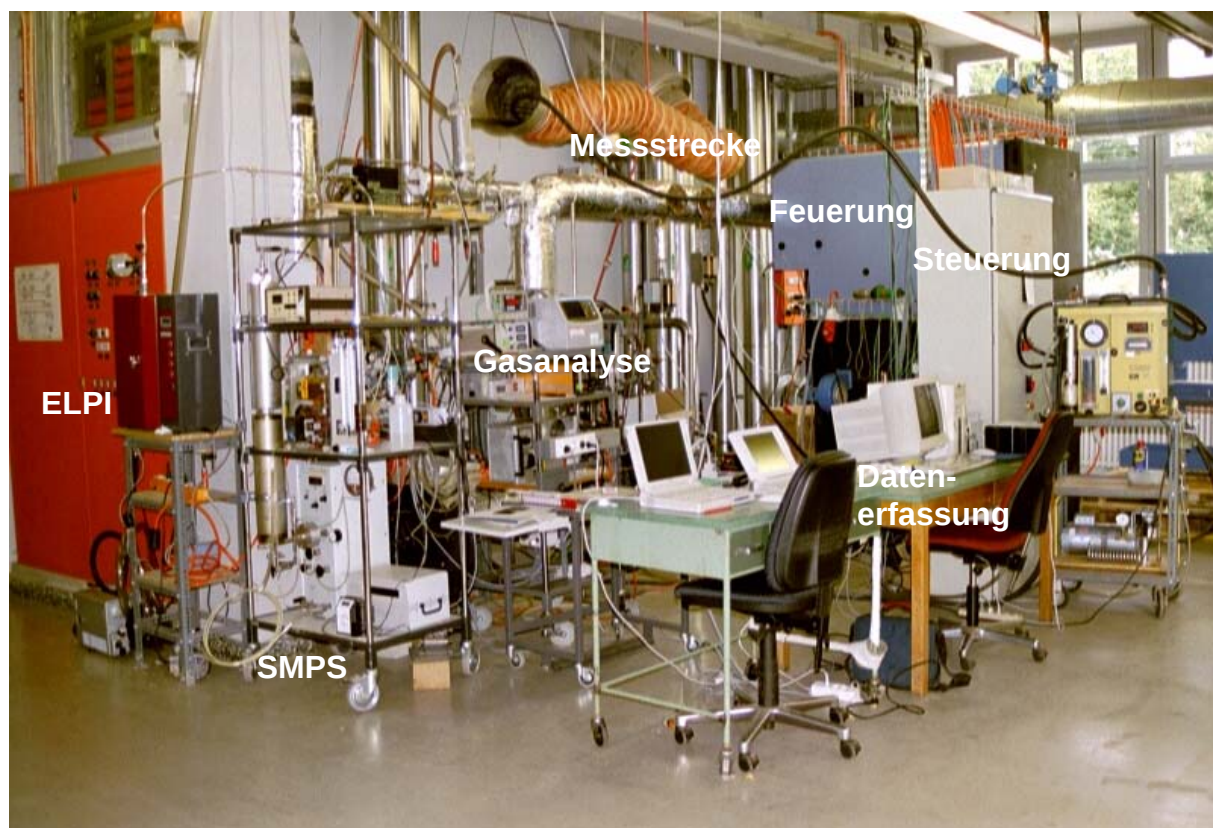


Bild 5.1: Laboranlage an der EMPA in Dübendorf mit der 80 kW – Unterschubfeuerung der Müller AG sowie der gesamten Messeinrichtung. Nicht oder kaum sichtbar ist das Brennstoffsilos sowie die Brennstoffzuführung.

Die **Verbrennungsluftzuführung** kann 1-, 2- oder 3-stufig gewählt werden (Bild 5.2), wobei die Sekundärluft an zwei unterschiedlichen Stellen eingesetzt werden kann. Dies ermöglicht die systematische Analyse des Einflusses der Luftstufung.

Nach einer ersten Messphase ist die Anlage mit einer **Zellradschleuse** ergänzt worden, damit der Luftüberschuss im Feuerraum stärker gedrosselt werden kann. Ohne Zellradschleuse strömt ein beträchtlicher Luftvolumenstrom über die Brennstoffzuführung in das Glutbett und in den Brennraum.

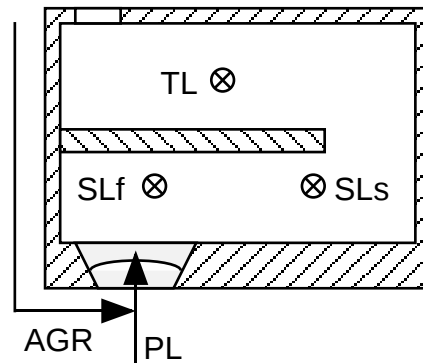


Bild 5.2: Möglichkeiten der Verbrennungsluftzuführung an der Laboranlage: Die Verbrennungsluft kann 1- bis 3-stufig zugeführt werden (PL: Primärluft; SL: Sekundärluft; TL: Tertiärluft). Zusätzlich kann die Sekundärluft an zwei unterschiedlichen Stellen eingeblasen werden, so dass zwischen früher Sekundärluft (SLf) und später Sekundärluft (SLs) gewählt werden kann. Weiter kann eine **Abgasrückführung** (AGR) in die Primärluft wahlweise zugeschaltet werden.

Mit einer speziellen Vorrichtung kann der **Brennstoff-Feinanteil** variiert werden. Dabei wird der Feinanteil zuerst ausgesiebt und anschliessend kontrolliert wieder zudosiert (Bild 5.3).

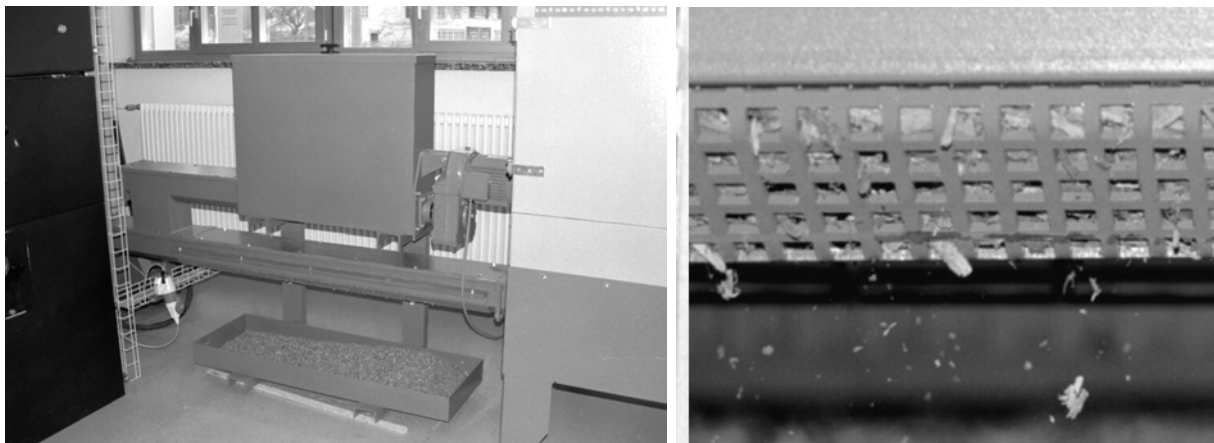


Bild 5.3: Variation des Brennstoff-Feinanteils: Vorrichtung zur kontinuierlichen Aussiebung des Feinanteils über ein Lochblech unterhalb der Förderschnecke (rechts). Der Feinanteil des Holzes fällt in eine Sammelwanne (links). Der so gewonnene Feinanteil wird in einen über der Förderschnecke befindlichen Behälter geleert und kann über eine zweite Förderschnecke bei Bedarf in den Kanal der Haupt-Förderschnecke zudosiert werden (links).

Zur Variation der Temperatur unabhängig vom Luftüberschuss wird neben der Abgasrückführung eine Glutbett-Wasserkühlung eingesetzt. Dabei werden zwei Wasserrohre (Vor- und Rücklauf) durch das Glutbett geführt.

Der Brennstoff wird über „Big Bags“, einem Silo für etwa 1 m³ Holz und Förderschnecken bereitgestellt.

Da in erster Linie die Partikelbildungsmechanismen zu analysieren sind, wird kein Abscheider, also auch kein Zyklon eingesetzt, um das gesamte gebildete Partikelkollektiv analysieren zu können. Die Partikelmessungen entsprechen somit einer Rohgasmessung. Die in einem Zyklon abscheidbare Fracht kann aufgrund der Partikel-Grössenverteilung abgeschätzt werden.

5.2 Vorgehen

5.2.1 Allgemeines

Alle Messungen werden bei stationären Betriebsbedingungen durchgeführt, d.h. der Betriebszustand wird über mehrere Stunden konstant gehalten. Bei Messbeginn ist die Feuerung mindestens seit 5 Stunden in Betrieb. Holzeinschub und Luftzuführungsströme sind fix vorgegeben, d.h. die Regelung der zugehörigen Grössen ist ausgeschaltet. Die abgegebene Leistung entspricht jeweils etwa der Nennleistung von 80 kW. Der Unterdruck im Feuerraum wird über den Abgasventilator geregelt und in der Regel auf 36 Pa gehalten, so dass ein geringer Glutbett-Luftüberschuss erreicht werden kann.

Für jeden analysierten Betriebspunkt werden 3 Messungen à je 30 Minuten durchgeführt. Pro Messung werden 2 Planfilter zur Bestimmung der Partikelmasse belegt, so dass 6 belegte Planfilter pro Betriebspunkt zur Verfügung stehen. Die Resultate pro Betriebspunkt sind jeweils als Mittelwert und Standardabweichung der 3 bzw. bei den Planfiltermessungen 6 Messungen dargestellt (Grafiken in den nachfolgenden Kapiteln).

5.2.2 Luftführung

Tabelle 5.1: Übersicht über die Messreihen mit unterschiedlicher Luftführung: Dabei wird angegeben, in wieviel Stufen die Luft zugeführt wird, welche Grössen auf einem festen Wert (>0) gehalten werden (fest) und welche variiert werden (var.). Mit Ausnahme der Einstellung mit tiefer Tertiärluft (TL tief) wird die Summe von Sekundärluft- und Tertiärluft-Volumenstrom konstant gehalten (85 bis 90 Nm^3/h).

Versuchsreihe	Anzahl Stufen	Primärluft PL	Sekundärluft SL		Tertiärluft TL			Abgasrückführung AGR
			früh	spät	tief	mittel	hoch	
Abkürzungen		PL	SLf	SLs	TL tief		TL hoch	AGR
Std (Standard)	2	var.					fest	
SLf	2	var.	fest					
SLf+TL	3	var.	fest			fest		
SLs+TL	3	var.		fest		fest		
TL tief	2	var.			fest			
AGR=¢	2	var.					fest	fest
AGR, PL=¢	2	fest					fest	var.

Es werden mehrere Versuchsreihen gefahren, bei denen jeweils lediglich ein Einstellparameter (meist Primärluftvolumenstrom) variiert wird. Tabelle 5.1 zeigt eine Übersicht über die verschiedenen Reihen mit unterschiedlicher Luftführung, wobei unterschiedliche Kombinationen von Primärluft, Sekundärluft und Tertiärluft sowie ohne oder mit Abgasrückführung unterschieden werden. Bei der Sekundärluft wird weiter unterschieden, ob diese früh oder spät eingedüst wird (Bild 5.2). Die Tertiärluft wird so eingestellt, dass sie zusammen mit der Sekundärluft immer den gleichen Volumenstrom von 85 bis 90 Nm^3/h aufweist (Ausnahme:

„TL tief“ mit reduzierter Tertiärluft). Bei der Tertiärluft können somit 3 Volumenströme unterschieden werden (s. Tab. 5.1: tief, mittel, hoch). Weiter wird eine Versuchsreihe mit konstanter Abgasrückführung und eine mit konstanter Primärluft bei variiert Abgasrückführung durchgeführt.

5.2.3 Brennstoffe

Als Standard-Brennstoff wird Waldhackschnitzel (WHS) Buche mit einem Wassergehalt zwischen 25 und 35 Massen-%, geringem Feinanteil sowie geringem Rinden- und Fremdstoff-Anteil eingesetzt. Ausgehend von diesem Standard-Brennstoff werden Wassergehalt, Feinanteil und Rindenanteil variiert. Neben WHS Buche werden WHS Fichte, gehackte (geh.) Spanplatte und Holz-Pellets (nach DIN 51731 / SN 166000) eingesetzt. Tabelle 5.2 zeigt eine Übersicht über die verwendeten Brennstoffe.

Tabelle 5.2: Charakterisierung der verwendeten Brennstoffe.

Holzart	Wassergehalt in Massen-%	Feinanteil (< 3 mm) in Massen-%	Rindenanteil in Massen-%	Energieinhalt in MW	Aschegehalt in Massen-%
WHS Buche	25-35	<1	<5	18.6-18.8	1-1.4
WHS Buche	>40 (ca.45)	<1	<5	18.6-18.8	1-1.4
WHS Buche	<10	<1	<5	18.6-18.8	1-1.4
WHS Buche	25-35	28	<5	18.3	1.9
WHS Buche	25-35	<1	>95	18.0	8.6
WHS Fichte	>40 (ca.45)	<1	<5	19.1	0.4
geh. Spanplatte	<10	16	<5	18.8	0.9
geh. Spanplatte	<10	47	<5	18.8	1.0
Holz-Pellets	<10	<1	<5	19.3	0.5

Die chemische Zusammensetzung der verschiedenen Holzarten variiert stets in einer gewissen Bandbreite. Dabei haben etwa die Baumgröße und damit die Anteile von Rinde und Wachstumsschicht, aber auch die Bodenbeschaffenheit und die umliegenden Emittenten einen Einfluss. Tabelle 5.3 zeigt die chemischen Zusammensetzungen der verwendeten Brennstoffe.

Die Buchenrinde zeigt gegenüber der Buche mit sehr geringem Rindenanteil höhere Anteile an Nährstoffen und Spurenelementen. Besonders ausgeprägt ist dieser Effekt bei Calcium, Aluminium und Mangan, deren Anteile bei der Rinde um ein Vielfaches erhöht ist. Die Fichte zeigt gegenüber der Buche geringere Anteile an Kalium, Magnesium und Phosphor. Die Spanplatte zeigt erhöhte Werte an Schwefel, Natrium, Mangan und Zink; ansonsten liegt die Zusammensetzung in etwa im Bereich von Buche und Fichte. Die Zusammensetzung der Pellets liegt etwa im Bereich von Buche und Fichte, wobei die Mangan-Werte etwas erhöht sind.

Tabelle 5.3: Chemische Zusammensetzungen der verwendeten Brennstoffe. Bei den Werten für WHS Buche handelt es sich um den Mittelwert und die Extremalwerte von 5 Analysen, bei den übrigen Werten um Einzelmessungen. Die Elemente Sauerstoff und Stickstoff sind nicht analysiert worden.

Chem. Element	Einheit	WHS Buche Ø Bereich		WHS Buchenrinde	WHS Fichte	geh. Spanplatte	Pellets
C	Massen-%	48	47-49	43	48	47	48
H	Massen-%	6.19	6.16-6.23	5.5	6.3	6.3	6.3
Ca	ppm	3220	1560-4950	36000	2190	1900	1430
K	ppm	1550	1290-1950	2920	555	710	626
Mg	ppm	430	330-500	610	185	215	133
P	ppm	220	140-280	460	91	99	65
S	ppm	200	100-400	400	100	900	200
Fe	ppm	71	23-180	470	21	167	73
Al	ppm	60	20-120	610	30	134	81
Na	ppm	<100	<100-106	<100	<100	637	<100
Cl	ppm	33	10-66	34	17	74	14.8
Mn	ppm	12	<10-22	310	18	129	83
Zn	ppm	10	<10-18	38	14	46	21

5.2.4 Weitere Untersuchungsgrößen

Die Temperaturen im Feuerraum sind bedeutend für die Verbrennung und damit möglicherweise auch für die Aerosolbildung und die Partikelemissionen. Die Temperaturen können normalerweise nicht unabhängig von anderen Einflussgrößen (Luftüberschuss, Brennstoff) variiert werden. Somit ist normalerweise auch keine Separation der Temperatureffekte möglich. Deshalb wird eine Glutbett-Wasserkühlung zur Variation der Temperaturen unabhängig von Glutbett-Luftüberschuss und Brennstoff eingesetzt. Allerdings können so lediglich 5 kW Leistung aus dem Glutbett abgeführt werden, was etwa 5% der zugeführten Leistung und einen deutlich höheren Anteil der Glutbett-Leistung entspricht. Zur Beurteilung der Temperaturen im Feuerraum werden die Temperatur im Glutbett, die Glutbett-Oberflächentemperatur und die Temperatur oberhalb des Glutbetts (auch als Feuerraumtemperatur bezeichnet) bestimmt (Kap. 5.3.2).

Die Glutbetthöhe wird in der Praxis oft zur Beurteilung der Feuerungseinstellung hinzugezogen. Sie ist bei gegebenem Brennstoff eine Funktion des Glutbett-Luftüberschusses (und allenfalls der Abgasrückführung). In dieser Untersuchung wird in der Regel die Grösse Glut-

Glutbett-Luftüberschuss verwendet, da diese besser quantitativ zu erfassen ist. Ein tiefer Glutbett-Luftüberschuss bedeutet im stationären Betrieb immer auch ein hohes Glutbett und umgekehrt.

5.3 Messtechnik

5.3.1 Datenerfassung und Allgemeines

Pro Versuchseinstellung werden jeweils 3 Messungen à 30 Minuten durchgeführt. Die meisten Messdaten werden alle 5 Sekunden (quasi-kontinuierlich) erfasst und in ein Datenfile gespeichert. Dafür wird ein speziell für diese Anwendung konzipiertes Programm in LabView eingesetzt. Die für die Steuerung der Feuerung erfassten Größen werden von der SPS der Feuerung abgegriffen und ebenfalls mit dem Messcomputer erfasst.

Die Messdaten von ELPI und SMPS (Kap. 5.3.5) werden mit separaten Mess-Computern erfasst und nachträglich mit den übrigen Messdaten zusammengefügt. Die ELPI-Daten werden ebenfalls alle 5 Sekunden erfasst. Die 5-Sekundenwerte werden nachträglich den übrigen 5-Sekundenwerten zugeordnet. Die einzelnen SMPS-Scans, welche nach jeweils 2.25 Minuten gestartet werden und 1.5 Minuten dauern, werden den entsprechenden 5-Sekunden-Werten zugeordnet.

Für die Umrechnung auf Normbedingungen wird jeweils der Umgebungsdruck benötigt. Dazu wird bei jedem Versuch der Umgebungsdruck über einen Barometer erfasst.

5.3.2 Feuerungsmesstechnik

In Tabelle 5.4 sind die Messgrößen dargestellt, mit denen der Feuerungsbetrieb charakterisiert wird (exklusiv der Messdaten über das Abgas und den Brennstoff). Es handelt sich dabei um:

- Geschwindigkeiten der Zuluftströme, aus denen die Volumenströme der Zuluft und daraus mit Hilfe des Abgassauerstoffs der Glutbett-Luftüberschuss bestimmt wird,
- Unterdruck im Feuerraum,
- verschiedene Temperaturen im Feuerraum,
- Abgabeleistung, welche an den Wasserkreislauf abgegeben wird.

Neben der standardmässig eingesetzten Feuerraum-Temperatur oberhalb des Glutbetts werden zwei weitere Temperaturen gemessen:

Zum einen die Glutbett-Temperatur, die an einer fixen Stelle im Glutbett mittels einem Stahlrohr-geschützten Thermoelement erhoben wird. Diese Temperatur wird in erster Linie durch die Höhe des Glutbetts bzw. dem Abstand zur Glutbettoberfläche bestimmt. Erst bei niedrigem Glutbett liefert die Messung eine effektive Aussage über die Temperatur im Glutbett.

Zum andern die Glutbett-Oberflächentemperatur, welche mit einem IR-Temperaturmessgerät erfasst wird. Die Fläche, aus der die mittlere Temperatur erfasst wird ist etwa kreisförmig mit einem Durchmesser von circa 3 cm.

Die Kesselleistung wird aus dem Wasservolumenstrom und der Temperaturdifferenz aus Feuerungsaustritt und Feuerungseintritt ermittelt. Die Temperatur am Feuerungsaustritt wird

doppelt gemessen um eine höhere Datensicherheit zu erhalten (ein Wert von der Speicherprogrammierbaren Steuerung SPS).

Tabelle 5.4: Messgrößen zur Beurteilung des Feuerungsbetriebs.

Messgrösse	Abkürzung	Erfassungsintervall	Herkunft	Prinzip	Bestimmung
Geschwindigkeit Primärluft	v_{PL}	kontinuierlich	Messung	Flügelrad-Anemometer	Primärluft-Volumenstrom V_{PL} , Glutbett-Luftüberschuss L_{GI}
Geschwindigkeit Sekundärluft	v_{SL}	kontinuierlich, nachgeschaltet	Messung	Flügelrad-Anemometer	Sekundärluft-Volumenstrom V_{SL} , Glutbett-Luftüberschuss L_{GI}
Geschwindigkeit Tertiärluft	v_{TL}	kontinuierlich, nachgeschaltet	Messung	Flügelrad-Anemometer	Tertiärluft-Volumenstrom V_{TL} , Glutbett-Luftüberschuss L_{GI}
Unterdruck im Feuerraum	Δp_{FR}	kontinuierlich	SPS	Differenzdruckdose	–
Feuerraumtemperatur	T_{FR}	kontinuierlich	SPS	Thermoelement	–
Glutbettflächen-temperatur	T_{GBO}	kontinuierlich	Messung	IR-Temperaturmessung	–
Glutbetttemperatur	T_{GB}	kontinuierlich	SPS	Thermoelement	–
Kesselleistung	P_{Kessel}	kontinuierlich	Messung	Wärmezähler	–

5.3.3 Brennstoffanalyse

Bei jeder Brennstoff-Lieferung werden die folgenden Größen bestimmt:

- Wassergehalt
- Aschegehalt
- Heizwert
- Größenverteilung (Siebanalyse in 3 Fraktionen: < 3mm; >3mm und <30mm; >30mm)
- Chemische Elementanalyse: C, H, S, Cl⁻, P, K, Na, Ca, Mg, Fe, Al, Mn, Zn

Die Messwerte von Wassergehalt, Feinanteil, Energieinhalt und Aschegehalt sind in Tabelle 5.2 zusammengestellt.

Für die Analyse von Wasserstoff **H** werden die Proben in einem katalytisch arbeitenden Ofen bei 1000°C verbrannt. Das dabei entstehende Gas H₂O wird mit Infrarot-Detektion bestimmt. Für die Bestimmung von Kohlenstoff **C** und Schwefel **S** werden die Proben in einem Induktionsofen bei ca. 2000°C im Sauerstoffstrom aufgeschmolzen. Kohlenstoff wird dann als CO₂ und Schwefel als SO₂ mit Infrarot-Detektion ermittelt.

Die Analyse von Chlorid **Cl** erfolgt mittels Ionenchromatographie nach einer Heisswasserextraktion.

Die Bestimmung der Alkali-, Erdalkali- und Schwer-Metalle (**K, Na, Ca, Mg, Fe, Al, Mn, Zn**) sowie Phosphor **P** erfolgt mit Plasma-Emissions-Spektrometrie (ICP-OES) nach einem Hochdruckaufschluss mit Salpetersäure.

Zur Qualitätssicherung werden bei diesen chemischen Analysen zertifizierte Standardreferenzmaterialien eingesetzt.

5.3.4 Abgasmesstechnik (Gasanalyse)

Tabelle 5.5: Messgrößen zur Charakterisierung des Abgases aus der Holzfeuerung (ohne Partikel, siehe Tab. 5.6).

Messgrösse	Abkürzung	Erfassungsintervall	Herkunft	Prinzip	Daraus bestimmte Grössen
O ₂ -Konzentration	O ₂ Lambda	kontinuierlich	SPS	Lambda-Sonde	–
O ₂ -Konzentration	O ₂ Horiba	kontinuierlich	Messung	Magneto-mechanisch	Luftüberschuss, normierte Grössen
CO ₂ -Konzentration	CO ₂	kontinuierlich	Messung	Nicht-dispersiver IR-Analysator (NDIR)	Leistung aus Abgas
CO-Konzentration	CO	kontinuierlich	Messung	Nicht-dispersiver IR-Analysator (NDIR)	–
NO _x -Konzentration	NO _x	kontinuierlich	Messung	Chemilumineszenz	–
Abgasgeschwindigkeit (in Mitte)	v _{Abgas}	kontinuierlich	Messung	Staudruck	Abgasvolumenstrom
Abgastemperatur bei Staubmessung	T _{AbgasP}	kontinuierlich	Messung	Thermoelement	Grössen bei Normbedingungen
Abgastemperatur bei Geschwindigkeitsmessung	T _{Abgasv}	kontinuierlich	Messung	Thermoelement	Abgasnormvolumenstrom

Die Messgrößen zur Charakterisierung des Abgases sind in Tabelle 5.5 zusammengestellt. Zur Beurteilung der Abgaszusammensetzung werden die Sauerstoffkonzentration O₂, die Kohlendioxidkonzentration CO₂, die Kohlenmonoxidkonzentration CO und die Stickoxidkon-

zentration NO_x kontinuierlich erfasst. Als Messgerät werden ein magnetomechanischer Sauerstoffanalysator Magnos 6 G von Hartmann & Braun sowie ein portabler Gasanalysator PG-250 von Horiba für CO_2 , CO und NO_x eingesetzt. Zusätzlich wird die mit einer Lambda-Sonde gemessene Sauerstoffkonzentration von der SPS erfasst, so dass zwei parallel gemessene Sauerstoffkonzentrationen des Abgases bei der Auswertung zur Verfügung stehen.

Die Abgasgeschwindigkeit, aus welcher der Abgasvolumenstrom bestimmt wird, wird mit einem Staurohr gemessen und kontinuierlich erfasst. Bei der Umrechnung von der Abgasgeschwindigkeit auf den Abgasvolumenstrom wird von einer Standardgeschwindigkeitsverteilung über den Querschnitt des Abgaskanals ausgegangen. Dabei besteht der folgende Zusammenhang zwischen der gemessenen und der durchschnittlichen Geschwindigkeit:

$$v_{\emptyset} = 0.84 \cdot v_{\text{Mitte}} \quad (5.1)$$

$v_{\emptyset}$: Durchschnittliche Gasgeschwindigkeit über den Querschnitt des Abgaskanals

v_{Mitte} : Gemessene Gasgeschwindigkeit in der Mitte des Abgaskanals

Sowohl bei der Geschwindigkeitsmessung als auch bei der Entnahme des Teilvolumenstroms für die Partikelanalyse wird die Abgastemperatur über Thermoelemente kontinuierlich erfasst.

5.3.5 Partikelmesstechnik

Zur Charakterisierung der Partikel im Abgas werden die folgenden Größen bestimmt:

- Partikelmasse (genauer: Partikel-Massenkonzentration)
- Chemische Zusammensetzung des Partikelkollektivs
- Partikel-Größenverteilung (Anzahlverteilung und Massenverteilung)
- Partikelanzahl (genauer Partikel-Anzahlkonzentration)

Zur Bestimmung der **Partikelmasse** im Abgas werden Planfilter aus keramischen Fasern ohne Bindemittel verwendet (Munktell-Quarzfaserfilter MK 360, 50 mm Durchmesser). Pro 30-minütige Messung werden 2 Planfilter während je 20 Minuten beladen (von der 1. bis zur 20. Minute und von der 11. bis zur 30. Minute). Die Gasentnahme erfolgt isokinetisch. Die so gesammelten Partikelfractionen werden anschliessend zur Bestimmung der **chemischen Zusammensetzung** des Partikelkollektivs verwendet. Dabei werden pro Messpunkt 6 beladene Staubfilter verwendet. Dies ist notwendig, da für die Analyse aller zu untersuchenden Elemente 5 unterschiedliche, nicht kombinierbare Verfahren angewendet werden und zudem ein beladener Staubfilter als Rückstellprobe dient.

Bei der chemischen Partikelanalytik werden die Massenanteile der Elemente C, H, Cl, P, K, S, Na, Ca, Mg, Fe, Al, Mn und Zn bestimmt. Weiter wird zwischen organischem und anorganischem Kohlenstoff unterschieden, wobei der totale organische Kohlenstoff (TOC) als Differenz zwischen totalem Kohlenstoff (TC) und anorganischem Kohlenstoff (IC) bestimmt wird. Aufgrund der chemischen Zusammensetzung der verwendeten Planfilter (SiO_2) konnten die Elemente O und Si nicht bestimmt werden, obwohl diese einen relevanten Anteil an der Partikelmasse ausmachen.

Die Analyse von Alkali-, Erdalkali- und Schwermetallen sowie Phosphor und Schwefel wird durch offenen Aufschluss mit Salpetersäure direkt mittels Plasma-Emissions-Spektrometrie (ICP-OES) durchgeführt. Für die Analyse der Elemente C, H und N werden die Proben in einem katalytisch arbeitenden Verbrennungsofen bei 1000°C verbrannt und die entstehenden

Gase mittels entsprechender Detektoren erfasst. Die Analyse von Chlorid erfolgt nach einer Heisswasserextraktion mittels Ionenchromatographie. Zur Bestimmung der chemischen Struktur wird zusätzlich Röntgenspektrometrie eingesetzt.

Zur Ermittlung der **Partikel-Grössenverteilung** werden ein elektrischer Niederdruckimpaktor (Electric Low Pressure Impactor, ELPI) sowie ein Scanning Mobility Particle Sizer SMPS (bestehend aus DMA und CPC) parallel eingesetzt. Die Messverfahren sind in [Mohr und Schmatloch 1998] beschrieben.

Für beide Messverfahren (ELPI, SMPS) wird dasselbe zweistufige Verdünnungs-System verwendet (ca. 60-fache Verdünnung). Um Impaktionen bei der Gasentnahme weitmöglichst zu verhindern, ist der Entnahmekanal so angebracht, dass er bis zur Verdünnung keine Krümmungen aufweist.

Mit dem ELPI wird die Partikel-Grössenverteilung von 50 nm bis 9 μm (mittlerer Durchmesser der Randstufen) erfasst, wobei die Fraktionierung aufgrund des aerodynamischen Durchmessers geschieht. Wegen der vorgeschalteten Verdünnung ist lediglich die Grössenverteilung bis etwa 3 μm aussagekräftig, da darüber die Impaktionsverluste bedeutend werden. Mit dem SMPS wird die Partikel-Grössenverteilung von 16 nm bis 630 nm (mittlere Durchmesser der Randstufen) gemessen, wobei die Fraktionierung aufgrund des elektrischen Mobilitäts-Durchmessers geschieht.

Durch Aufsummierung der mit SMPS erfassten Partikelkonzentrationen pro Grössenintervall wird die Partikel-Anzahlkonzentration der Partikel bis 650 nm bestimmt. Da die Partikel grösser 650 nm bezüglich Anzahl nur einen sehr geringen Anteil ($\ll 1\%$) ausmachen, können diese vernachlässigt werden. Bei der Betrachtung der Massenkonzentration wäre dies hingegen nicht möglich, da der Massenanteil der Partikel > 650 nm relevant ist.

Punktuell werden ergänzende Untersuchungen mit einem Andersen Kaskadenimpaktor zur Erfassung der Partikel-Grössenverteilung von 0.4 μm bis 10 μm durchgeführt.

6 Einfluss der Luftführung

Die Verbrennung von Holz wird durch die Art und Weise der Zuführung der Verbrennungsluft massgebend beeinflusst. In automatischen Holzfeuerungen wird die Luft gestuft zugeführt, womit ein zusätzlicher Freiheitsgrad für die Beeinflussung der Verbrennung gewonnen wird. Durch die Luftstufung wird ermöglicht, dass im Glutbett ein tieferer Luftüberschuss vorliegt (typischerweise < 1) als im Abgas, wo zur Sicherstellung eines akzeptablen Ausbrands und aufgrund Sicherheitsaspekten stets ein Luftüberschuss > 1 vorhanden sein muss (mindestens 1.3 bis 1.4). Weiter kann die Sekundärluft örtlich mehr oder weniger weit vom Glutbett entfernt werden, was ebenfalls die Verbrennungsbedingungen verändert. Eine weitere Beeinflussungsmöglichkeit ist die Abgasrückführung (in der Regel in die Primärluft). Dabei werden einerseits die Verbrennungstemperaturen, andererseits die Reaktionsfähigkeit des Verbrennungsgases beeinflusst.

Die Resultate aus den Versuchen an der Laboranlage mit systematischer Variation der Luftführung gemäss Tabelle 5.1 sind in diesem Kapitel 6 zusammengestellt. Der Einfluss des Brennstoffs ist in Kapitel 7 dargelegt. In Kapitel 6.1 wird der Einfluss des Glutbett-Luftüberschusses auf die Partikelbildung diskutiert. In Kapitel 6.2 wird der Einfluss des Gesamt-Luftüberschusses, also die Summe aller Zuluftströme im Verhältnis zur Brennstoffmenge auf die Partikelbildung analysiert. Die Summe aller Zuluftströme beeinflusst natürlich direkt den Abgasvolumenstrom. Da bezüglich des Partikelbildungsprozesses der Volumenstrom die relevantere und anschaulichere Grösse ist (Kap. 4.3, Formeln 4.7 und 4.8), werden die Resultate meist auf den Abgasvolumenstrom und nicht auf den Gesamt-Luftüberschuss bezogen. In Kapitel 6.3 ist schliesslich der Einfluss der Abgasrückführung auf die Partikelbildung dargestellt.

Zur Charakterisierung der Betriebsbedingungen sind neben den Partikeln eine Reihe weiterer Grössen erfasst worden. Aufgrund der vorliegenden Aufgabenstellung und der damit verbundenen Fokussierung auf die Partikel werden die weiteren Grössen nicht in diesem Kapitel dargestellt, sondern befinden sich auszugsweise im Anhang.

6.1 Glutbett-Luftüberschuss und Art der Luftstufung

6.1.1 Partikel-Massenkonzentration

Die Standardversuchsreihe (Std) zeigt, dass der Glutbett-Luftüberschuss einen sehr ausgeprägten Einfluss auf die Partikel-Massenkonzentration im Abgas hat (andere Brennstoffe: siehe Bild 7.1): Bei einem Glutbett-Luftüberschuss über 0.7 liegt die Partikel-Konzentration zwischen 160 und 195 mg/Nm³ (13 Vol.-% O₂). Bei sehr tiefem Luftüberschuss im Glutbett (aber genügend hoch, dass noch eine stationäre Verbrennung stattfinden kann, d.h. die Temperatur im Feuerraum nicht zusammenfällt) entsteht hingegen eine viel geringere Partikel-Konzentration im Abgas. Bei einem Glutbett-Luftüberschuss zwischen 0.25 und 0.3 wurden Partikel-Konzentrationen zwischen 20 und 45 mg/Nm³ (13 Vol.-% O₂) gemessen (Bild 6.1). Mit der Absenkung des Glutbett-Luftüberschusses kann somit unter den vorliegenden Bedingungen eine Minderung der Partikelemissionen (Masse) um etwa einen Faktor 5 erzielt werden.

Diese Resultate stimmen mit den theoretischen Überlegungen in Kapitel 4.2 überein, wonach die Partikel-Massenkonzentration durch eine Drosselung der Primärluft bzw. des Glutbett-Luftüberschusses reduziert werden kann, weil weniger leichtflüchtige oxidierte Kaliumverbindungen entstehen.

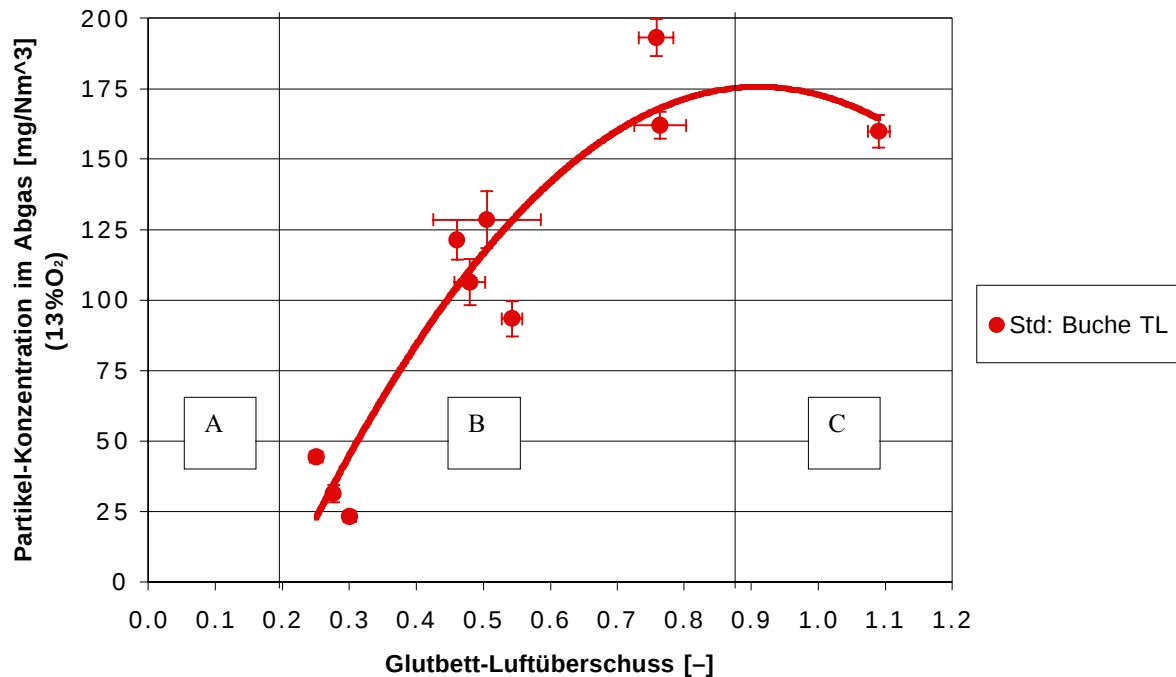


Bild 6.1: Partikel-Konzentrationen im Abgas in Abhängigkeit vom Luftüberschuss im Glutbett bei der Verbrennung von WHS Buche mit ausgeprägter Luftstufung (Standardversuchsreihe). Die Bereiche A bis C sind in Kapitel 4.2 erläutert.

Hingegen stehen diese Resultate im Widerspruch zu [Jokiniemi et al. 2001] (Kap. 3.4), wonach durch Sauerstoffarmut leichterflüchtige Verbindungen entstehen sollen, die dann zu Partikeln führen. Mit den vorliegenden Messungen wird gerade ein umgekehrter Zusammenhang gezeigt. Dies könnte damit zusammenhängen, dass Jokiniemi bei seinen Überlegungen nicht von Kaliumverbindungen ausgeht; denn er führt SiO_2 und SiO auf, bei denen tatsächlich die Verbindung auf geringerem Oxidationsniveau leichter verdampft. Bei der Holzverbrennung sind aber die Kaliumverbindungen, bei denen die oxidierten Verbindungen leichter verdampfen (Tab. 3.2), wesentlich bedeutender. (Dass die Kaliumverbindungen tatsächlich von besonderer Bedeutung für die Partikelemissionen sind, zeigt Bild 6.4.)

Gemäss den theoretischen Überlegungen in Kapitel 4.2.3 nimmt die Partikel-Massenkonzentration ab einem bestimmten Glutbett-Luftüberschuss wieder leicht ab. Der Grund dafür sind demnach die sinkenden Temperaturen und die dadurch geringeren Verdampfungsprozesse. Tatsächlich zeigen die Messungen oberhalb eines Glutbett-Luftüberschusses von etwa 0.8 eine leichte und nicht statistisch signifikante Abnahme der Partikel-Massenkonzentration (Bild 6.1).

Bei der Standardversuchsreihe ist die Luftstufung sehr ausgeprägt, indem neben der Primärluft PL lediglich Tertiärluft TL in die Nachbrennkammer eingebracht wird (Bild 5.2 bzw. Tab. 5.1). Wird die Tertiärluft TL vollständig oder teilweise (1/3) durch frühe Sekundärluft SLf unmittelbar oberhalb des Glutbetts ersetzt, dann lassen sich die tiefen Partikel-Konzentrationen auch bei geringem Glutbett-Luftüberschuss nicht mehr erreichen (Bild 6.2, Reihen SLf und SLf+TL). Der Grund dafür ist, dass dann die Sekundärluft zum Glutbett zurückströmt und dort den Luftüberschuss lokal erhöht (Bild 6.3). Bei höherem Glutbett-Luftüberschuss spielt es für die Partikelkonzentration kaum eine Rolle, ob frühe Sekundärluft oder Tertiärluft verwendet wird (Bild 6.2, Reihen TL und SLf bei Glutbett-Luftüberschuss von etwa 0.4).

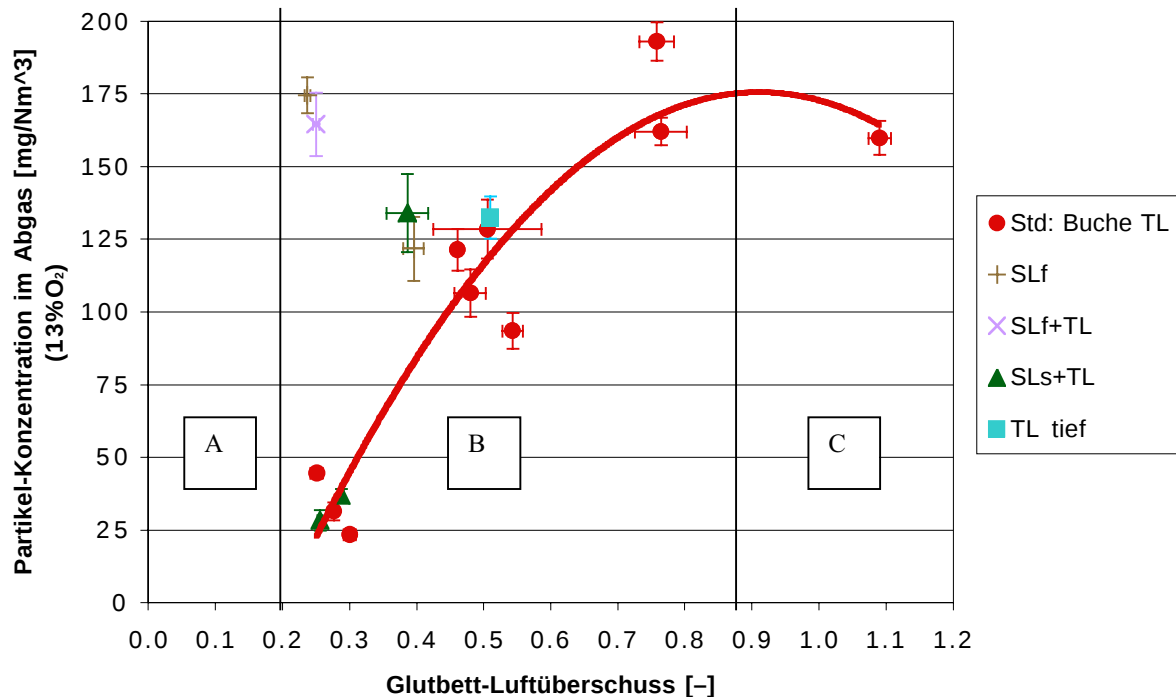


Bild 6.2: Partikel-Konzentrationen im Abgas in Abhängigkeit vom Luftüberschuss im Glutbett bei der Verbrennung von WHS Buche. Neben der Standardversuchsreihe mit ausgeprägter Luftstufung sind weitere Versuchsreihen mit unterschiedlicher Luftstufung dargestellt (Erklärung der Abkürzungen: Tabelle 5.1 und Bild 5.2).

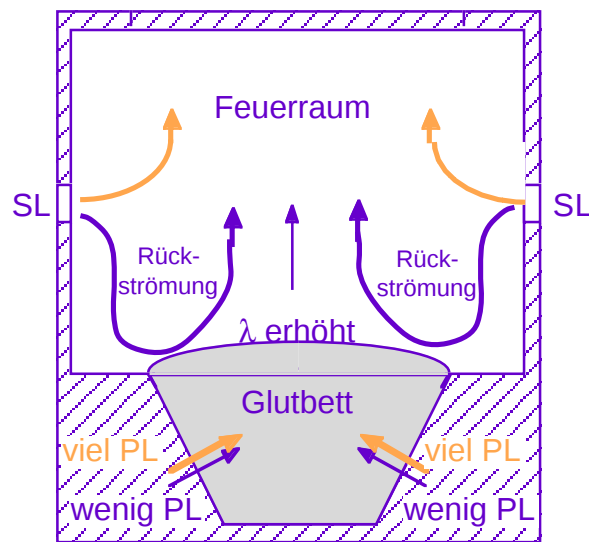


Bild 6.3: Strömungsverhältnisse im Feuerraum bei Einbringung von früher Sekundärluft bei wenig (schwarz) und viel (grau) Primärluft. Bei wenig Primärluft entsteht eine Rückströmung zum Glutbett, währenddem dies bei viel Primärluft nicht geschieht. Die Rückströmung beeinflusst die Partikelbildung entscheidend (Bild 6.2).

Wird die Sekundärluft nicht direkt über dem Glutbett eingebracht, sondern nach hinten versetzt (SLs+TL anstatt SLf+TL, s. Bild 5.2), dann lässt sich die Rückströmung bis zum Glutbett verhindern und die bei der Verwendung von reiner Tertiärluft (TL) sehr tiefen Partikelkonzentrationen lassen sich wieder erreichen (Bild 6.2, SLs+TL).

6.1.2 Chemische Zusammensetzung des Partikelkollektivs

Mit der Röntgenspektrometrie (qualitatives Verfahren) konnten die folgenden kristallinen Verbindungen nachgewiesen werden:

- Calciumcarbonat
- Kaliumsulfat
- Calcium-Magnesium-Carbonat
- Calciumoxid
- α -Kaliumsulfat
- Magnesiumoxid
- Kaliumchlorid

In Bild 6.4 sind die elementaren Frachten in den Abgaspartikeln in Abhängigkeit des Glutbett-Luftüberschusses dargestellt. Die meisten Elementarfrachten nehmen mit zunehmendem Glutbett-Luftüberschuss zu. Von den untersuchten Elementen ist lediglich bei Schwefel und Chlor kein eindeutiger Trend auszumachen.

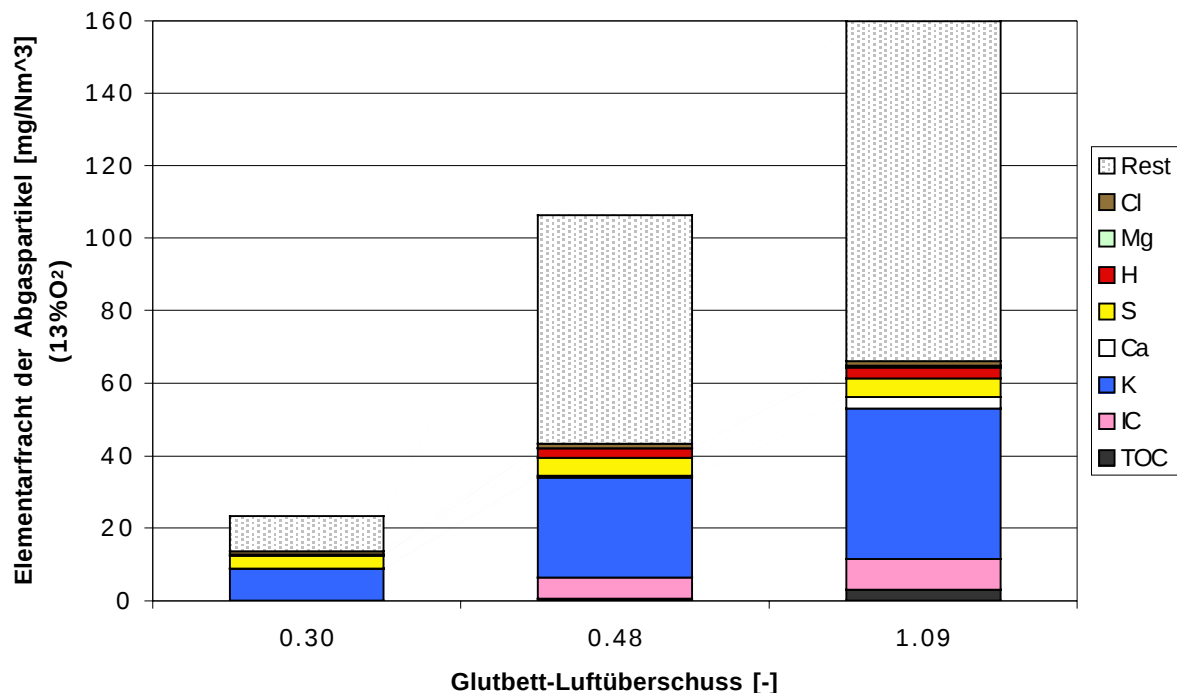


Bild 6.4: Elementar-Frachten der Abgaspartikel in Abhängigkeit vom Luftüberschuss im Glutbett bei der Verbrennung von WHS Buche (Standardversuchsreihe). Die mit Rest bezeichnete Fraktion besteht hauptsächlich aus O-Atomen. Die Elemente Na, P, Fe, Zn, Mn und Al machen weniger als 1 mg/Nm³ aus und sind ebenfalls im "Rest" beinhaltet. Weiter können die Elemente N und Si vorkommen.

Der Kalium-Anteil an den Abgaspartikeln liegt bei allen untersuchten Brennstoffen – mit Ausnahme von reiner Rinde – zwischen 25 und 40 Massen-% (Bilder 6.4, 6.5 und 7.2). Da Kalium in Salzverbindungen vorliegt, machen demnach die Kaliumverbindungen deutlich über 50 Massen-% der Abgaspartikel aus. Das Element Kalium nimmt somit eine besondere Stellung bei der Partikelbildung in Holzfeuerungen ein.

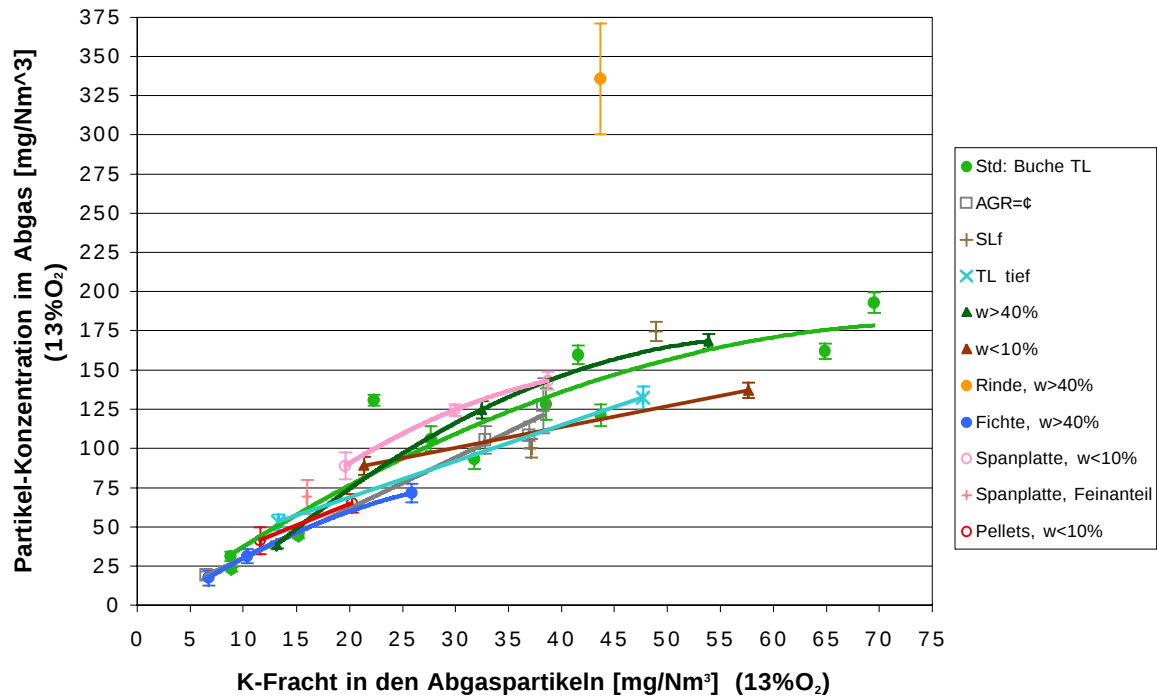


Bild 6.5: Zusammenhang zwischen den Kalium-Frachten der Abgaspartikel und den Partikel-Konzentrationen im Abgas bei unterschiedlichen Brennstoffen und Feuerungseinstellungen.

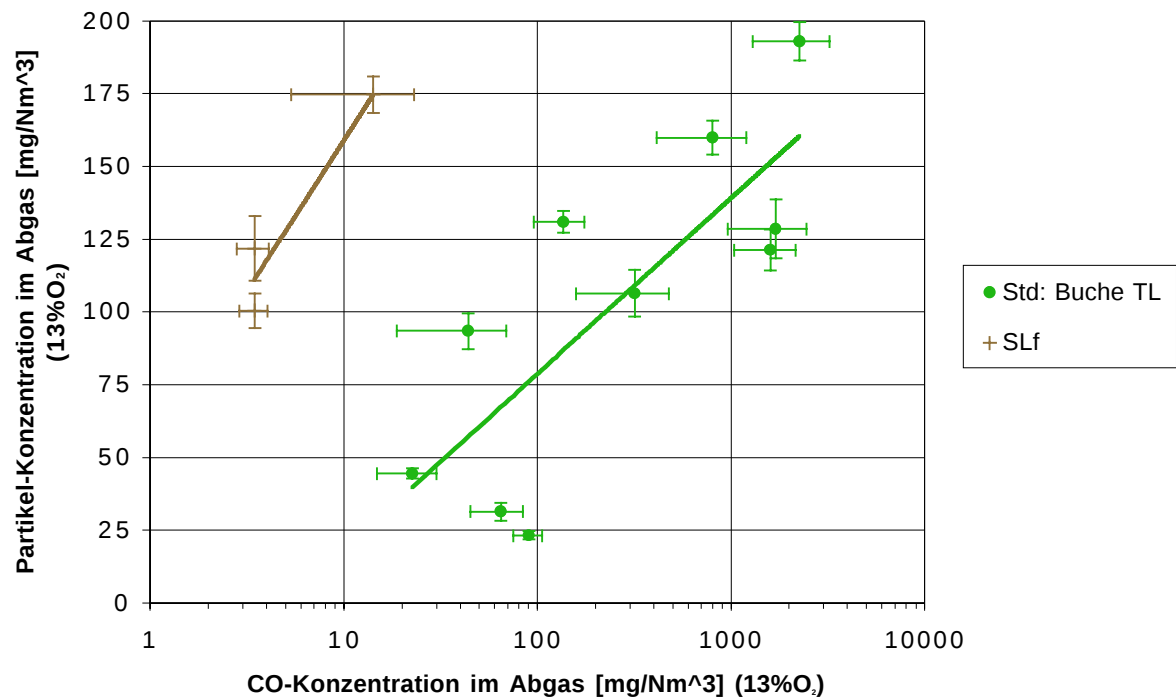


Bild 6.6: Korrelation zwischen der CO-Konzentration als Indikator für die Ausbrandqualität und der Partikel-Konzentration im Abgas bei unterschiedlicher Luftzuführung. Selbst bei CO-Konzentrationen unter 20 mg/Nm³ (13 Vol.-% O₂) können Partikel-Konzentrationen über 150 mg/Nm³ (13 Vol.-% O₂) entstehen.

Die Partikel-Konzentration im Abgas ist in erster Linie abhängig von der Kalium-Fracht im Abgas, was Bild 6.5 verdeutlicht: Für unterschiedliche Brennstoffe (Ausnahme: Rinde, Kap. 7.2) und Feuerungseinstellungen ergibt sich stets etwa der selbe Zusammenhang

zwischen Kalium-Fracht in den Abgaspartikeln und Partikel-Massenkonzentration, obwohl die chemischen Zusammensetzungen in den Brennstoffen unterschiedlich sind (Tab. 5.3).

Die Abhängigkeit der Kaliumfrachten in den Abgaspartikeln vom Glutbett-Luftüberschuss ist sehr ausgeprägt (Bild 6.4), was in Einklang mit den in Kapitel 4.2 dargestellten theoretischen Überlegungen steht.

Der Anteil des organischen Kohlenstoffs (TOC) an den Abgaspartikeln liegt bei allen durchgeführten Messungen unter 4 Massen-%, obwohl CO-Werte bis zu 4000 mg/Nm³ (13 Vol.-% O₂) aufgetreten sind. Damit hat die Ausbrandqualität unter der Voraussetzung einer genügenden Verbrennungstemperatur nur einen geringen Einfluss auf die Partikel-Konzentration. Da beide Größen (Ausbrandqualität und Partikel-Konzentration) abhängig von der Luftzuführung sind, kann trotzdem eine Korrelation bestehen (Bild 6.6). Allerdings können selbst bei sehr gutem Ausbrand hohe Partikel-Konzentrationen entstehen, z.B. wenn die Feuerung mit gutem Ausbrand und geringer Luftstufung (SLf) betrieben wird (Bild 6.6). Umgekehrt sind auch hohe CO-Konzentrationen bei tiefen Partikel-Konzentrationen möglich, z.B. durch Quench-Effekte bei tiefen Partikel-Konzentrationen; dies ist allerdings in dieser Arbeit nicht experimentell gezeigt worden.

6.1.3 Partikel-Anzahlkonzentration und Partikel-Größenverteilung

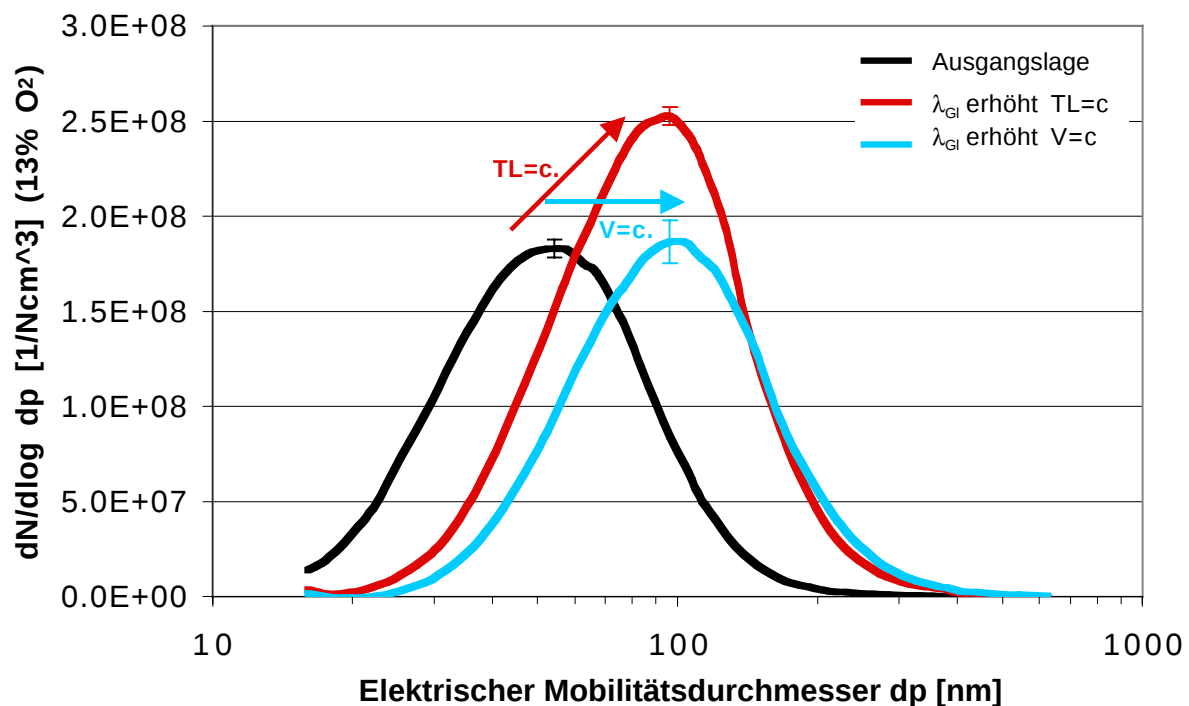


Bild 6.7: Einfluss des Glutbett-Luftüberschusses auf die Anzahl-Größenverteilung der Abgaspartikel gemessen mit SMPS, einerseits bei konstantem Tertiärluft-Volumenstrom (TL=c), andererseits bei konstantem Abgas-Volumenstrom (V=c). Bei beiden Varianten ist der Glutbett-Luftüberschuss um etwa den selben Wert erhöht worden, nämlich von 0.31 auf 0.50 bzw. 0.51. Das Massenäquivalent bis 300 nm, also die Umrechnung der Anzahl-Größenverteilung auf die Masse unter den (falschen) Annahmen von Einheitsdichte und Kugelform der Abgaspartikel, steigt dabei von 0.68 g/Nm³ auf 3.2 bzw. 3.3 g/Nm³ (13 Vol.-% O₂).

Wie in Kapitel 4.3 theoretisch hergeleitet und in Kapitel 6.2 experimentell gezeigt ist die Partikel-Anzahlkonzentration in erster Linie abhängig vom Abgasvolumenstrom (Bild 6.10) und dieser wiederum vom Gesamt-Luftüberschuss. Der Glutbett-Luftüberschuss hat somit (fast) keinen Einfluss auf die Partikel-Anzahlkonzentration wenn der Gesamt-Luftüberschuss konstant bleibt. Er hat aber einen Einfluss auf die Partikel-Anzahlkonzentration wenn gleichzeitig die Nicht-Primärluft (Sekundärluft + Tertiärluft) konstant gehalten wird, da sich dann durch die Änderung des Glutbett-Luftüberschusses (bzw. der Primärluft) auch der Gesamt-Luftüberschuss und damit der Abgasvolumenstrom ändert.

Dieser Zusammenhang wird in Bild 6.7 anhand der Anzahl-Größenverteilung bei Variation des Glutbett-Luftüberschusses gezeigt: Eine Erhöhung des Glutbett-Luftüberschusses bei konstantem Abgasvolumenstrom bewirkt eine Massenerhöhung bei gleicher Partikelanzahl. Dies bedeutet für die Anzahl-Größenverteilung, dass die Fläche unter der Kurve gleich bleibt (gleiche Partikelanzahl), die Verteilung sich aber in Richtung grössere Partikel verschiebt.

Eine Erhöhung des Glutbett-Luftüberschusses bei gleicher Tertiärluft-Volumenstrom (Sekundärluft wird hier nicht eingesetzt) bewirkt einen höheren Abgasvolumenstrom und somit mehr Partikel, was sich bei der Anzahl-Größenverteilung durch eine grössere Fläche unter der Kurve zeigt. Da sich die Partikelmasse sehr ausgeprägt erhöht, entstehen durchschnittlich grössere Partikel (Bild 6.7).

Der durchschnittliche (bzw. häufigste) Partikeldurchmesser ergibt sich aufgrund der emittierten Partikelmasse, welche hauptsächlich vom Glutbett-Luftüberschuss abhängig ist und aufgrund der Partikelanzahl, welche hauptsächlich vom Abgas-Volumenstrom abhängig ist. Je grösser der Glutbett-Luftüberschuss und je kleiner der Abgasvolumenstrom ist, desto grösser sind die Abgaspartikel (Bild 6.7).

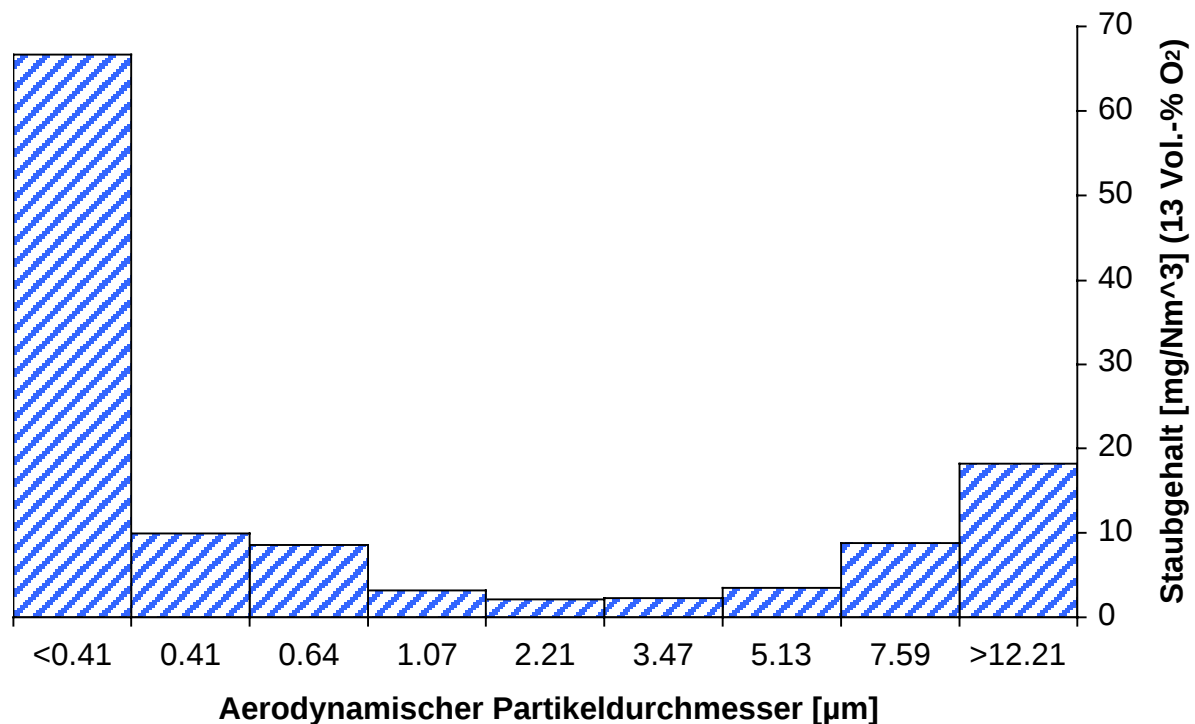


Bild 6.8: Massen-Größenverteilung des Partikelkollektivs im Abgas einer Holzfeuerung gemessen mit einem Andersen Kaskaden-Impaktor. Die gesamte Partikel-Massenkonzentration beträgt 124 mg/Nm^3 (13 Vol.-% O_2). Der Gesamt-Luftüberschuss liegt bei 1.79. Die angegebenen aerodynamischen Durchmesser bezeichnen den Durchmesser, bei dem 50% der Partikel in die Fraktion mit kleineren Partikeln gelangt (Cut Off).

In Bild 6.8 ist eine typische Massen-Größenverteilung gemessen mit einem Andersen Kaskaden-Impaktor dargestellt. Es handelt sich dabei um eine bimodale Verteilung mit einem Haupt-Maximum unter $0.4\ \mu\text{m}$ und einem Neben-Maximum in der Größenordnung von $10\ \mu\text{m}$ (eine genauere Bestimmung der Maximas ist nur aufgrund der vorliegenden Messung nicht möglich). Die Massen-Größenverteilung zeigt weiter, dass etwa Dreiviertel der Partikelmasse in Form von submikronen Partikeln vorliegt. Diese Partikel können mit einem Trägheitsabscheider nicht aus dem Abgasstrom entfernt werden, so dass im vorliegenden Fall selbst mit einem optimal ausgelegten und betriebenen Trägheitsabscheider bestenfalls eine Partikel-Massenkonzentration von etwa $90\ \text{mg}/\text{Nm}^3$ (13 Vol.-% O_2) erreicht werden kann.

Im Gegensatz zur Massen-Größenverteilung ist die Anzahl-Größenverteilung monomodal mit einem Maximum im submikronen Bereich (Bild 6.9).

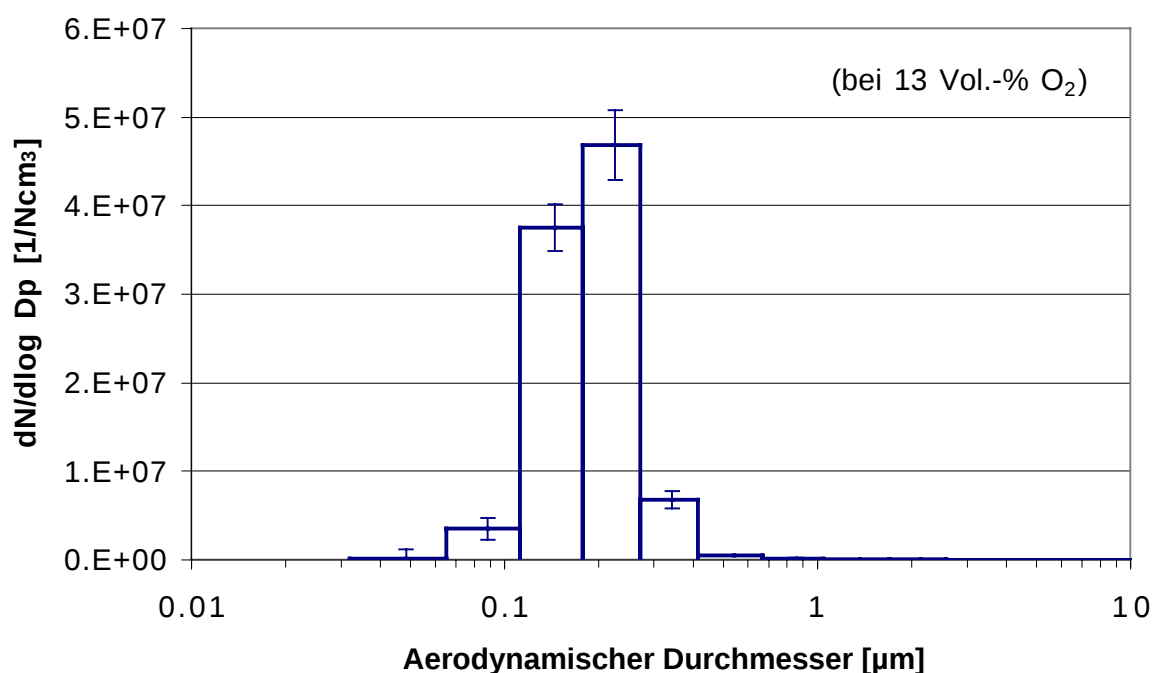


Bild 6.9: Anzahl-Größenverteilung eines typischen Partikelkollektivs im Abgas einer Holzfeuerung gemessen mit einem ELPI. Es handelt sich dabei um eine Parallelmessung zur in Bild 6.7 als TL=c dargestellten SMPS-Messung. (Messdauer: 30 Minuten, Messintervall: 5 Sekunden)

Der Vergleich der verschiedenen Messreihen in Bild 6.10 zeigt, dass die Anzahlkonzentration nicht oder kaum abhängig von der Art und Weise der Luftstufung ist. Dies stimmt mit den theoretischen Überlegungen in Kapitel 4.3 überein, wonach die Anzahlkonzentration in erster Linie vom Abgasvolumenstrom abhängt (Formel 4.7). Ein geringer Einfluss ist trotzdem möglich, da die Anfangskonzentration (geht in x und y ein) von der Abkühlgeschwindigkeit und diese wiederum von der Luftstufung abhängt.

6.2 Abgasvolumenstrom bzw. Gesamt-Luftüberschuss

6.2.1 Partikel-Massenkonzentration

Wird die Tertiärluft gedrosselt und damit der Gesamt-Luftüberschuss und der Abgas-Volumenstrom gesenkt, entsteht bezüglich Partikel-Massenkonzentration keine wesentliche Verän-

derung (Bild 6.2, Vergleich Standardversuchsreihe mit Reihe TL tief, bei der der Gesamt-Luftüberschuss bei 1.4 liegt). Dies stimmt mit der in Kapitel 4.2 theoretisch hergeleiteten Vorstellung überein, dass die Partikel-Massenkonzentration in erster Linie von der Situation im Glutbett (Glutbett-Luftüberschuss) abhängig ist und die Ionenzahl danach bereits gegeben ist. Somit ist der Gesamt-Luftüberschuss bzw. der Abgas-Volumenstrom von untergeordneter Bedeutung für die Partikel-Massenkonzentration. Eine begrenzte Beeinflussung der Partikel-Massenkonzentration durch den Gesamt-Luftüberschuss ist trotzdem möglich, da die Verteilung der verschiedenen negativen Ionentypen mit den unterschiedlichen Molekularmassen verändert wird (Kap. 4.2).

In Bild 6.7 (Vergleich der Messungen mit erhöhtem Glutbett-Luftüberschuss) ist gezeigt, dass bei gleichem Glutbett-Luftüberschuss und unterschiedlichem Abgas-Volumenstrom etwa gleich hohe Massenäquivalente (bis 300 nm) aus den SMPS-Messungen hervorgehen. Unter der Annahme, dass sich Dichte und Form der Partikel aufgrund des unterschiedlichen Abgasvolumenstroms nicht wesentlich ändern, lässt sich folgern: Die Partikel-Massenkonzentration der submikronen Partikel – und nicht nur die Gesamt-Partikel-Massenkonzentration – ist bei gleichem Glutbett-Luftüberschuss kaum abhängig vom Abgas-Volumenstrom.

6.2.2 Partikel-Anzahlkonzentration und Partikel-Grössenverteilung

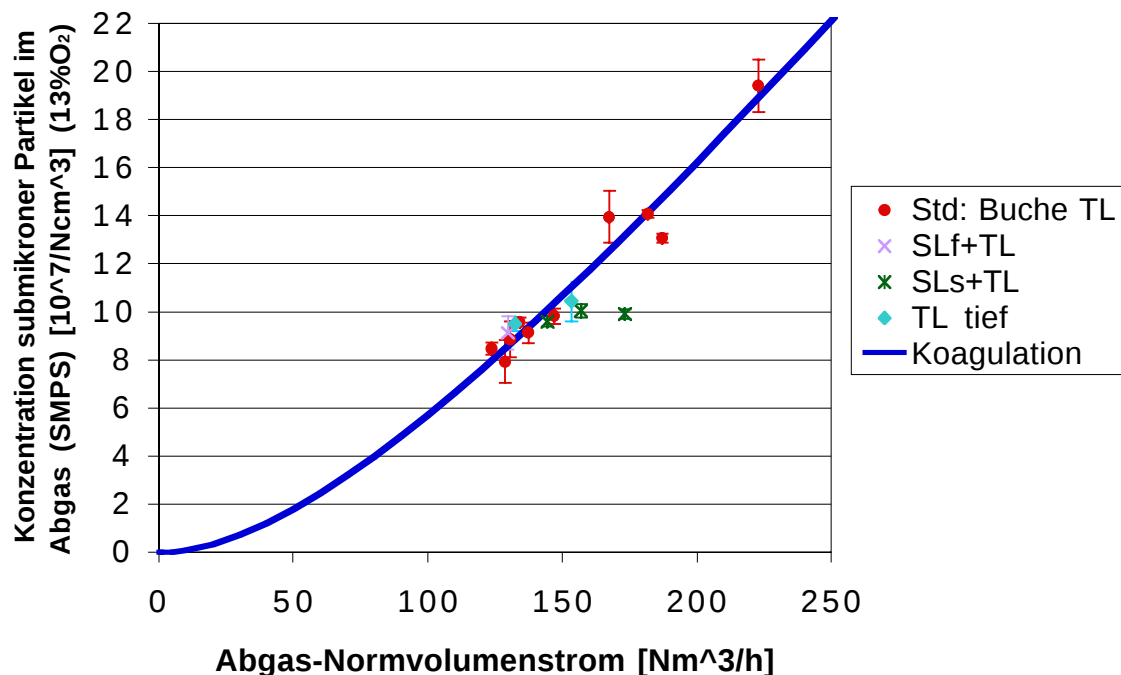


Bild 6.10: Partikel-Anzahlkonzentration im Abgas in Abhängigkeit vom Abgas-Normvolumenstrom bei der Verbrennung von WHS Buche bei unterschiedlicher Luftstufung. Der Volumenstrom wird massgeblich durch den Gesamtluftüberschuss beeinflusst. Die Wertereihe der Standardversuchsreihe ist approximiert gemäss der in Kapitel 4.3 beschriebenen Theorie zur Koagulation (Formeln 4.12 mit den Werten gemäss den Formeln 6.1 und 6.2).

Hingegen beeinflusst der vom Gesamt-Luftüberschuss abhängige Abgasvolumenstrom die Partikel-Anzahlkonzentration ganz wesentlich, was die in Bild 6.10 zusammengestellten Resultate zeigen: Je grösser der Abgas-Volumenstrom ist, desto grösser ist die auf einen Sauerstoffwert bezogene Partikel-Anzahlkonzentration. Dies steht in Einklang mit den theore-

tischen Überlegungen in Kapitel 4.3, wonach die Anzahlkonzentration gleichläufig und überproportional abhängig vom Volumenstrom ist (Formel 4.11).

Mit den Resultaten in Bild 6.10 können nun die Werte x und y der Formel 4.12 bestimmt werden, indem die Kurve der Kurvenschar (Scharparameter x und y) ausgewählt wird, welche die experimentell erfassten Werte am besten approximiert (Methode der kleinsten Quadrate):

$$x = 1.40 \cdot 10^{12} \text{ h/m}^6 \quad (6.1)$$

$$y = 145 \text{ m}^3/\text{h} \quad (6.2)$$

Durch einsetzen der Werte x und y in die Formel 4.12 entsteht der als Kurve (Koagulation) in Bild 6.10 dargestellte Zusammenhang zwischen Abgas-Normvolumenstrom und Partikel-Anzahlkonzentration im Abgas.

Bei der Verwendung der Werte x und y (Formeln 6.1 und 6.2) ist zu beachten, dass diese abhängig von der Feuerungsanlage sind und somit nicht direkt auf andere Anlagen übertragen werden können.

Einen weiteren Einfluss auf die Partikelanzahl hat die Durchmischung, denn nur bei guter Durchmischung steht wirklich das ganze Abgasvolumen bei der Koagulation zur Verfügung. Bei den vorgängigen Berechnungen wird von einer vollständigen Durchmischung ausgegangen.

Aus dem experimentell bestimmten Wert für x (Formel 6.1) und der Formel 4.13 kann auf die Anfangskonzentration $c_{N,0}$ zurückgerechnet werden, wobei zu beachten ist, dass dieser Wert sehr sensitiv auf die experimentell bestimmten Grössen ist und die Genauigkeit deshalb eingeschränkt ist (für den stöchiometrischen Norm-Volumenstrom wird der durchschnittliche Wert der Standardversuchsreihe: $93.72 \text{ Nm}^3/\text{h}$ eingesetzt):

$$c_{N,0} = x \cdot \dot{V}_{N\text{Stöch}} \cdot \lambda_{\text{Bezug}} = 1.40 \cdot 10^{12} \cdot 93.72 \cdot 2.625 \text{ m}^{-3} = 3.44 \cdot 10^8 \text{ cm}^{-3} \quad (6.3)$$

6.3 Abgasrückführung

Mit der Abgasrückführung können die Partikelemissionen beeinflusst werden. Der Einfluss der Abgasrückführung auf die Partikel-Massenkonzentration ist in Bild 6.11 und diejenige auf die Partikel-Anzahlkonzentration in Bild 6.12 dargestellt.

Mit zunehmender Abgasrückführung (AGR) und dadurch zunehmendem Glutbett-Luftüberschuss sinkt die Partikel-Konzentration im Abgas leicht (Bild 6.11, Reihe AGR, $PL=\text{konst.}$). Bei gleichem Glutbett-Luftüberschuss werden durch die AGR geringere Partikel-Konzentrationen erreicht (Bild 6.11, Vergleich der Reihen $AGR=\text{konst.}$ und Standard (Std)). Allerdings verschiebt sich das Minimum des Glutbett-Luftüberschusses für einen stationären Betrieb in Richtung höhere Werte, so dass die tiefstmöglichen Partikel-Massenkonzentrationen mit und ohne Abgasrückführung auf dem selben Niveau liegen (Bild 6.11).

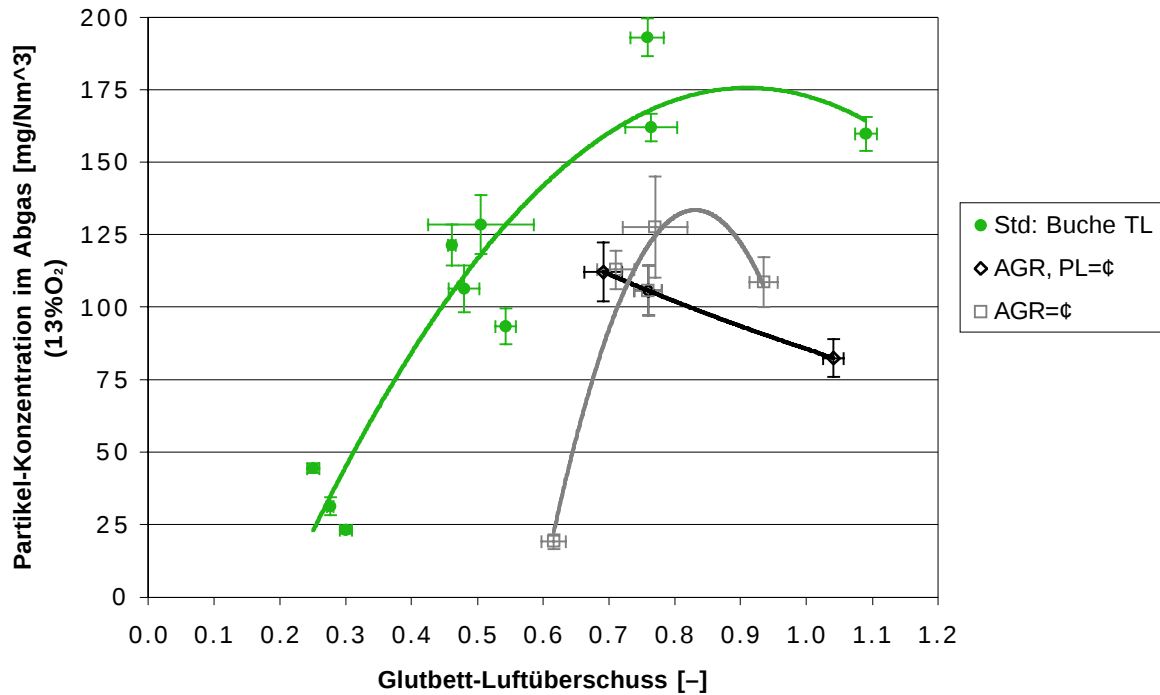


Bild 6.11: Partikel-Konzentration in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss bei Betriebspunkten mit und ohne Abgasrückführung. Mit Abgasrückführung sind 2 Versuchsreihen zu unterscheiden: a) Variation des Abgasrückführungs-Volumenstroms bei konstantem Primärluft-Volumenstrom (AGR, PL=konst.); b) Variation des Primärluft-Volumenstroms bei konstantem Abgasrückführungs-Volumenstrom (AGR=konst.).

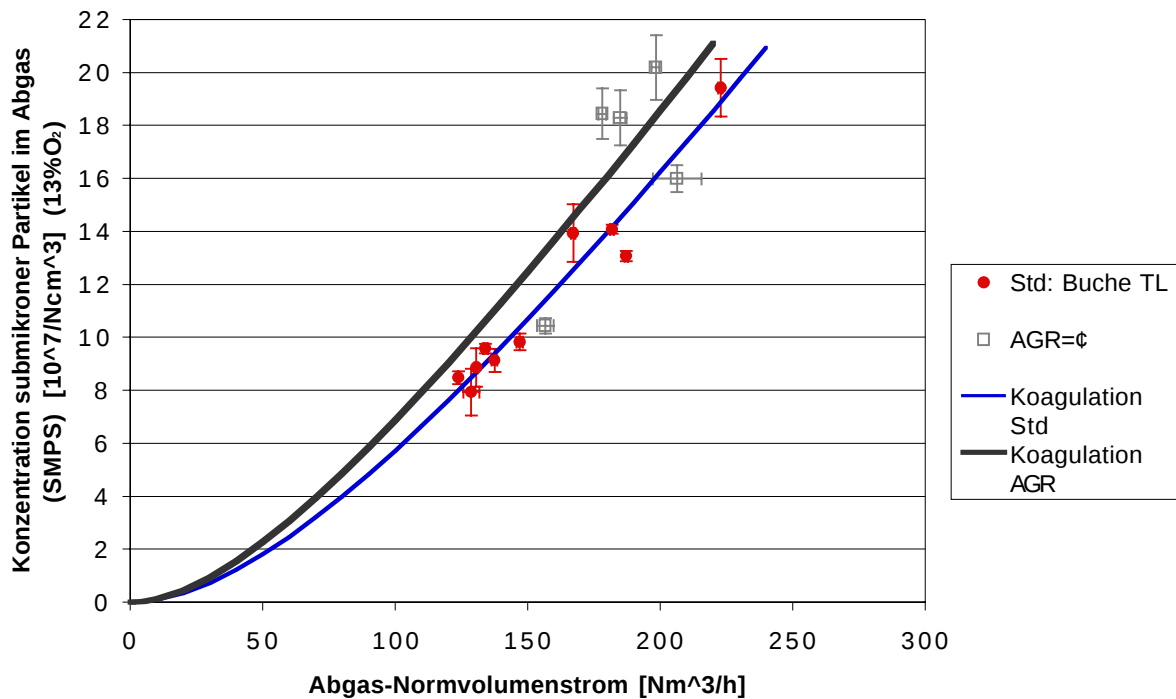


Bild 6.12: Partikel-Anzahlkonzentration in Abhängigkeit vom Abgas-Normvolumenstrom bei Betriebspunkten mit und ohne Abgasrückführung.

Die Partikel-Anzahlkonzentration zeigt mit und ohne AGR etwa die selbe Abhängigkeit vom Abgas-Normvolumenstrom (Bild 6.12). Für die Versuchsreihe AGR=konst. sind die folgenden Werte für x und y bestimmt worden:

$$x_{\text{AGR}} = 1.43 \cdot 10^{12} \text{ h/m}^6 \quad (6.4)$$

$$y_{\text{AGR}} = 108 \text{ m}^3/\text{h} \quad (6.5)$$

Diese Werte liegen in der selben Größenordnung wie die Werte für den Fall ohne Abgasrückführung (Formeln 6.1 und 6.2).

Mit der Abgasrückführung kann insgesamt keine wesentliche Minderung der Partikelemissionen erreicht werden, denn die tiefsten erreichbaren Konzentrationen liegen sowohl bezüglich Masse als auch bezüglich Anzahl auf einem ähnlichen Niveau.

7 Einfluss des Brennstoffs

Neben der Luftzuführung (Kap. 6) hat auch der Brennstoff einen bedeutenden Einfluss auf die Partikelemissionen. Wichtige Charakterisierungsgrößen sind dabei der Wassergehalt (Kap. 7.1), der Rindenanteil (Kap. 7.2), die Holzart (Kap. 7.3) und der Feinanteil (Kap. 7.4).

Dabei ist zu berücksichtigen, dass gewisse Kombinationen von Brennstoffeigenschaften zu speziellen Effekten führen können und die Charakterisierungsgrößen in diesen Fällen nicht getrennt voneinander betrachtet werden können. So hat zum Beispiel der Feinanteil des Brennstoffs in der Regel einen geringen Einfluss auf die Partikelemissionen (Kap. 7.4). Handelt es sich allerdings gleichzeitig um einen Brennstoff mit sehr hohem Wassergehalt und hohem Fremdanteil (Erde), dann entstehen Verklumpungen, die eine gleichmässige Durchströmung des Glutbetts verhindern und somit die Partikelemissionen stark beeinflussen.

7.1 Einfluss des Wassergehalts

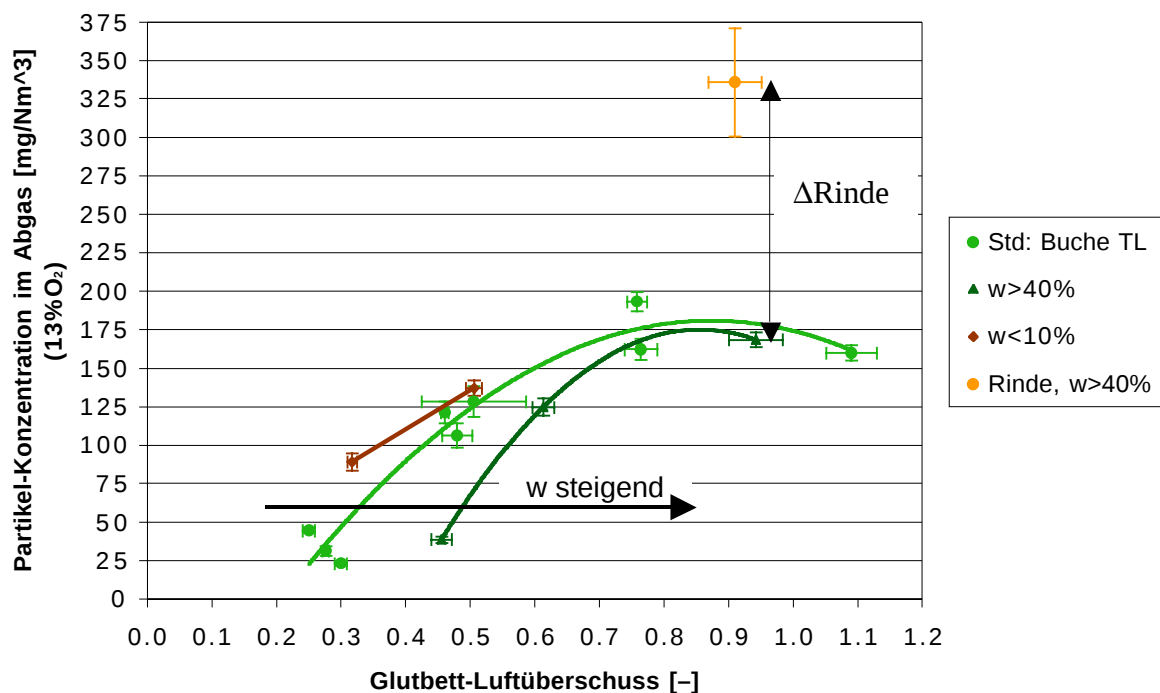


Bild 7.1: Partikel-Massenkonzentrationen im Abgas in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss bei der Verbrennung von WHS Buche mit unterschiedlichem Wassergehalt w (<10 Massen-%, 25-35 Massen-%, >40 Massen-%) und Rindenanteil (<5 Massen-% und >95 Massen-%).

Ein höherer Wassergehalt bewirkt, dass zusätzliche Energie für die Wasserverdampfung und Wassererhitzung im Feuerraum aufgebracht werden muss. Dies führt dazu, dass der Glutbett-Luftüberschuss weniger weit gesenkt werden kann, bis die Verbrennungstemperatur zusammenfällt (Grenze Bereich A und B in Bild 6.1 verschiebt sich zu höherem Luftüberschuss). Andererseits entstehen bei gleichem Glutbett-Luftüberschuss geringere Partikel-Konzentrationen (Bild 7.1). Insgesamt sind die tiefsten erreichbaren Partikel-Konzentrationen nahezu unabhängig vom Wassergehalt; allerdings werden diese tiefsten Werte bei unterschied-

lichem Glutbett-Luftüberschuss erreicht: Je tiefer der Wassergehalt ist, desto tiefer muss der Glutbett-Luftüberschuss sein um sehr tiefe Partikel-Konzentrationen zu erreichen (Bild 7.1).

In Kombination mit Brennstoffen mit sehr hohem Fremd-, Rinden- und/oder Fein-Anteil kann sich ein hoher Wassergehalt eventuell negativ auswirken, weil das Glutbett dann nicht mehr gleichmässig durchströmt wird (Kap. 7.4).

Die chemische Zusammensetzung der Abgaspartikel wird durch den unterschiedlichen Wassergehalt nicht wesentlich verändert (auch nicht der H-Anteil). Auch die Partikelanzahl wird nicht wesentlich beeinflusst.

7.2 Einfluss des Rindenanteils

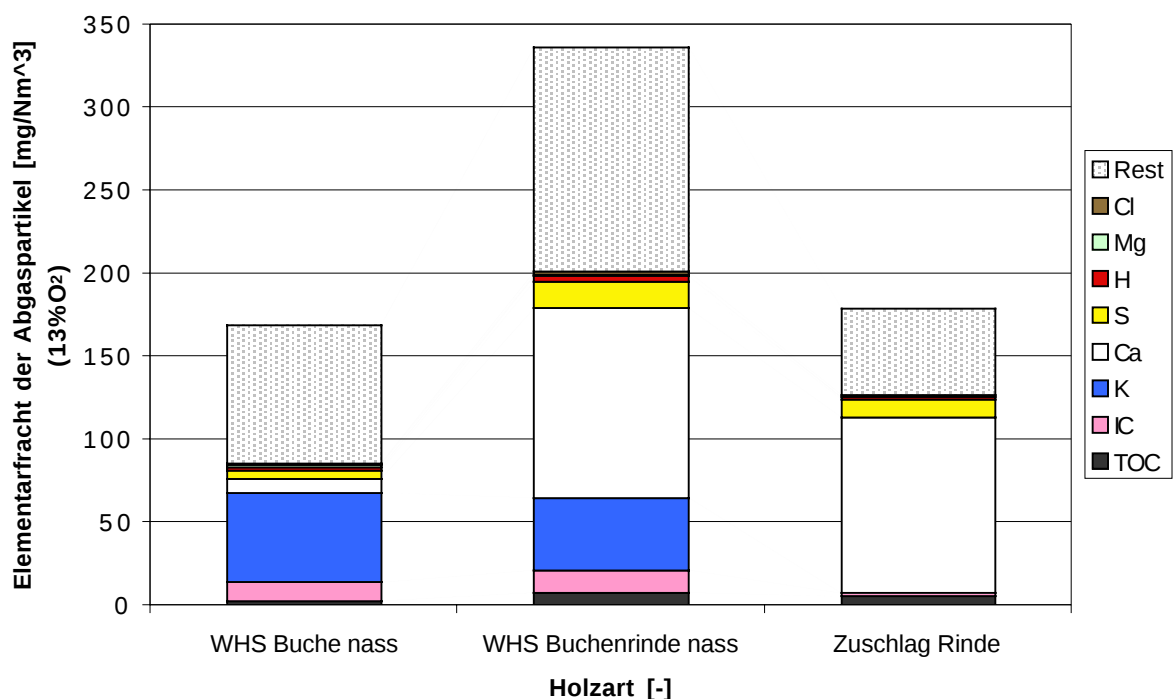


Bild 7.2: Elementare Partikelzusammensetzung bei sehr geringem und sehr hohem Rindenanteil bei Wassergehalten über 40 Massen-%. Weiter ist die Differenz zwischen den beiden Fraktionen dargestellt, welche als durch die Rinde entstandener Zuschlag betrachtet werden kann.

Die Buchenrinde wirkt sich in zweierlei Hinsicht äusserst negativ auf die Partikelemissionen aus: Zum einen verschiebt sich der minimale Glutbett-Luftüberschuss, der eine stationäre Verbrennung erlaubt, zu deutlich höheren Werten (bei der verwendeten, nassen Rinde auf etwa 0.8). Zum andern erhöht sich die Partikel-Konzentration bei gleichem Glutbett-Luftüberschuss (Bild 7.1) um eine zusätzliche Fraktion, welche hauptsächlich aus Calcium-Verbindungen besteht (Bild 7.2). Die durchgeführten Messungen mit WHS Buchenrinde weisen eine Calcium-Fracht von 114 mg/Nm^3 aus, was etwa das Dreifache der Kalium-Fracht ist und etwa 34% des Partikelkollektivs ausmacht. Neben der Calcium-Fracht nimmt bei der Rinde auch die Schwefel-Fracht und die Fracht der nicht bestimmten Elemente (z.B. Sauerstoff) zu. Die zusätzlichen Ionen sind somit hauptsächlich Ca^{2+} und SO_4^{2-} .

Der Vergleich der submikronen Anzahl-Größenverteilung der Rindenverbrennung mit der Verbrennung von Holz ohne Rinde zeigt, dass die Anzahl der submikronen Partikel (in Abhängigkeit des Abgasvolumenstroms) kaum verändert wird und dass bei der Rinde die Partikelgrößen und damit auch die Partikelmasse (unter Annahme ähnlicher Dichte und Form) sogar tiefer sind (Bild 7.3). Da sich gleichzeitig die Gesamt-Partikelmasse aufgrund der Rinde mehr als verdoppelt, ist zu folgern, dass bei der Verbrennung von Rinde eine Vielzahl von Partikeln entstehen, die grösser als $1\text{ }\mu\text{m}$ sind und mindestens die Hälfte der Masse ausmachen. Dies steht in Einklang mit den Resultaten aus früheren Untersuchungen, bei denen bei der Verbrennung von Rinde eine mehrmodale Partikel-Größenverteilung festgestellt wurde [Hasler und Nussbaumer 1997 und 1998] und die bei den grossen Partikeln ein grosser Anteil von Calcium festgestellt haben [Brunner et al. 2001, Obernberger et al. 2001].

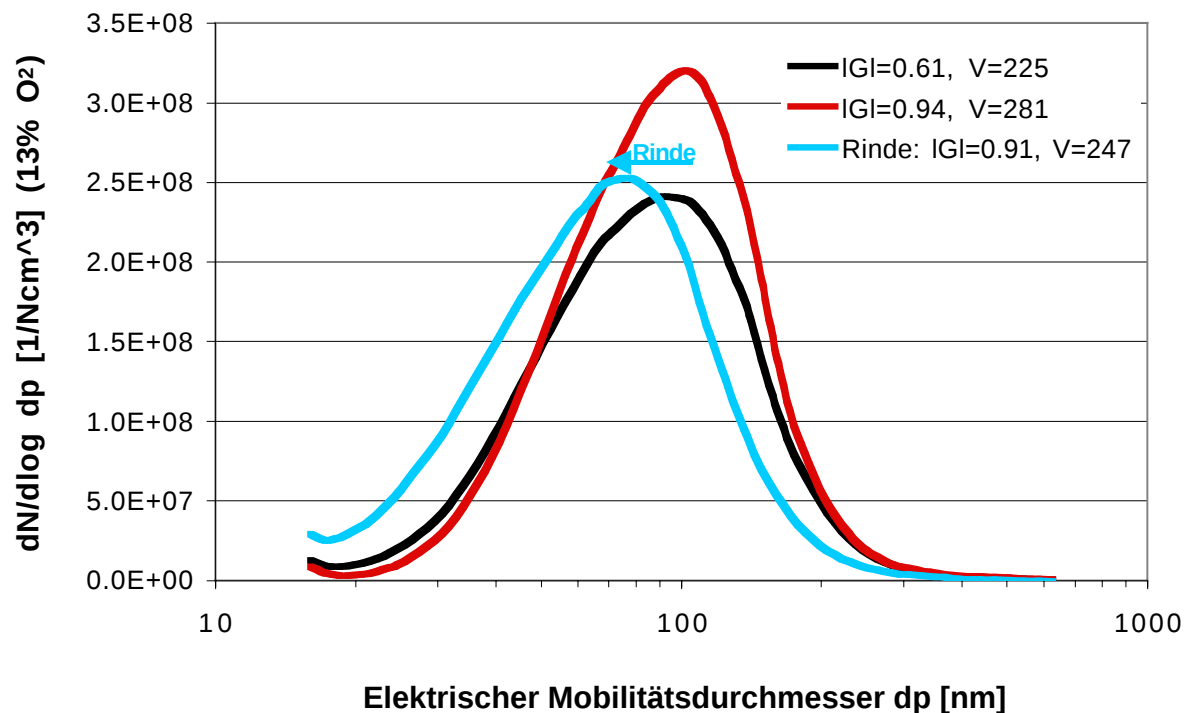


Bild 7.3: Partikel-Größenverteilung bei der Verbrennung von Waldhackschnitzeln Buchenrinde im Vergleich zu Waldhackschnitzel Buche mit ähnlichem Wassergehalt (>40 Massen-%) und vergleichbaren Verbrennungsbedingungen.

Bei der Verbrennung von Rinde entsteht also neben dem bei der Holzverbrennung üblichen Partikelkollektiv eine zusätzliche Partikelfraktion, die Durchmesser über $1\text{ }\mu\text{m}$ aufweisen und hauptsächlich aus Calciumverbindungen bestehen. Bei der Verbrennung der vorliegenden Buchenrinde liegt das Calcium vorwiegend als Calciumsulfat vor.

7.3 Einfluss der Holzart

Mit **WHS Fichte** können mindestens gleich geringe Partikel-Konzentrationen erreicht werden wie mit **WHS Buche** (Bild 7.4). Der Vorteil bei der Verbrennung von WHS Fichte liegt darin, dass der Anstieg der Partikel-Konzentration mit zunehmendem Glutbett-Luftüberschuss deutlich geringer ist als bei WHS Buche (Bild 7.4) und damit auch bei nicht ganz optimalem Glutbett-Luftüberschuss relativ geringe Partikel-Konzentrationen erreicht werden können.

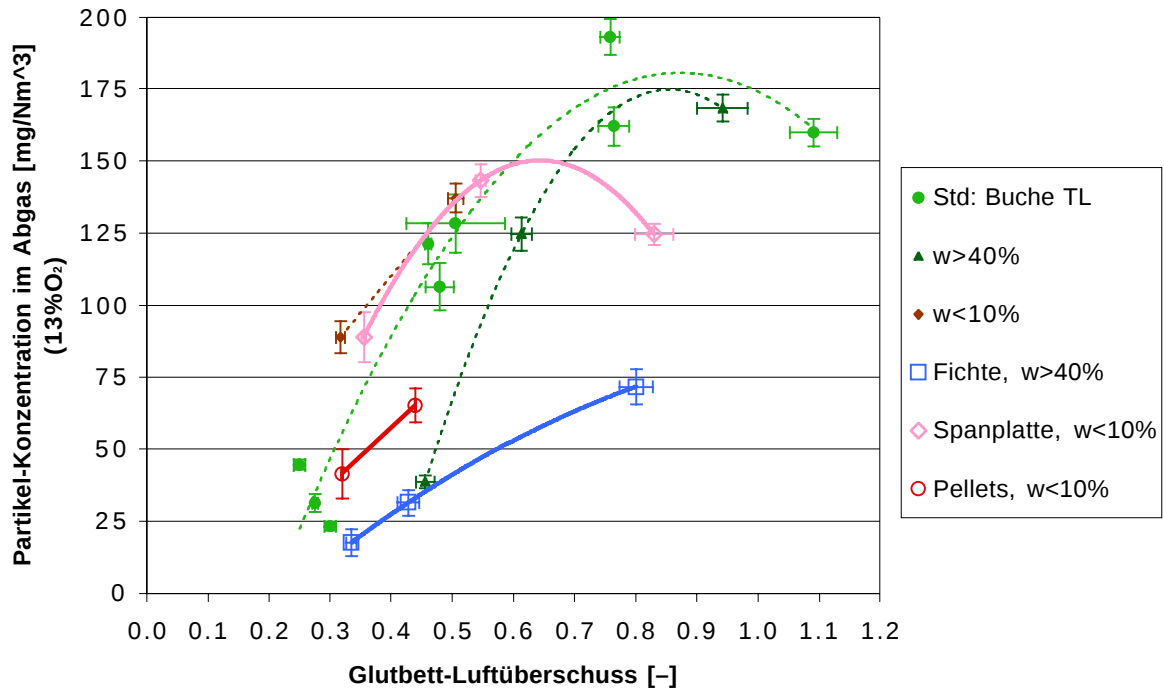


Bild 7.4: Partikel-Konzentrationen in Abhängigkeit des Luftüberschusses im Glutbett bei der Verbrennung von WHS Fichte, gehackter Spanplatte und Holz-Pellets im Vergleich zu WHS Buche mit unterschiedlichen Wassergehalten. (Die Messung mit WHS Fichte und Glutbett-Luftüberschuss von 0.34 liegt an der Grenze zwischen stationärem und instationärem Betrieb.)

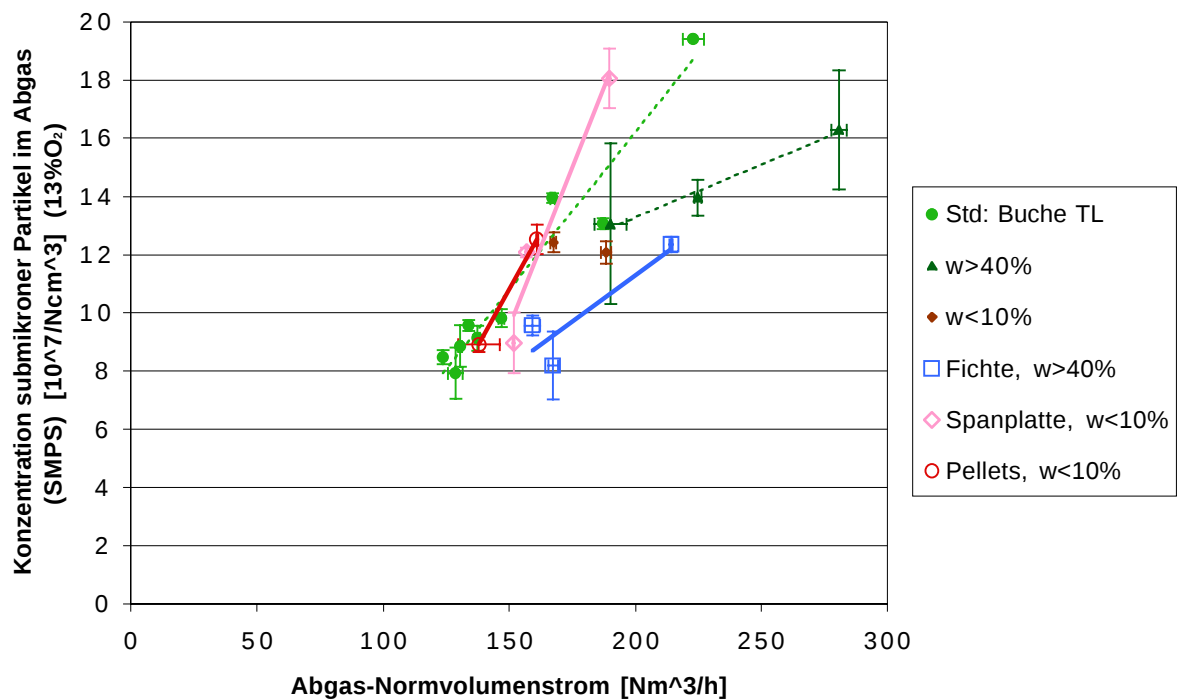


Bild 7.5: Partikel-Anzahlkonzentration in Abhängigkeit vom Abgas-Normvolumenstrom für die Brennstoffe WHS Fichte, gehackte Spanplatte und Holz-Pellets im Vergleich zu WHS Buche.

Die gehackten **Spanplatten** zeigen ähnliche Partikel-Konzentrationen wie die WHS Buche mit entsprechendem Wassergehalt (Bild 7.4). Hingegen zeigen die **Holz-Pellets** bei gleichem Glutbett-Luftüberschuss deutlich geringere Partikel-Konzentrationen. Sowohl die Spanplatten als auch die Holz-Pellets (wie auch die trockenen WHS Buche) könnten bei noch tieferem Glutbett-Luftüberschuss und damit mit geringeren Partikel-Konzentrationen verbrannt werden.

Bezüglich der Partikel-Anzahlkonzentrationen konnte bei gleichem Wassergehalt kein signifikanter Unterschied zwischen WHS Buche und den übrigen untersuchten Holzarten WHS Fichte, gehackte Spanplatten und Holz-Pellets festgestellt werden (Bild 7.5).

7.4 Einfluss des Feinanteils

Bild 7.6 zeigt den Einfluss des Feinanteils im Holz, wobei die folgenden Bedingungen eingehalten werden:

- Feinanteil stammt vom selben Holz
- Feinanteil ist nicht mit Fremdstoffen kontaminiert
- Gleicher Glutbett- und Gesamt-Luftüberschuss

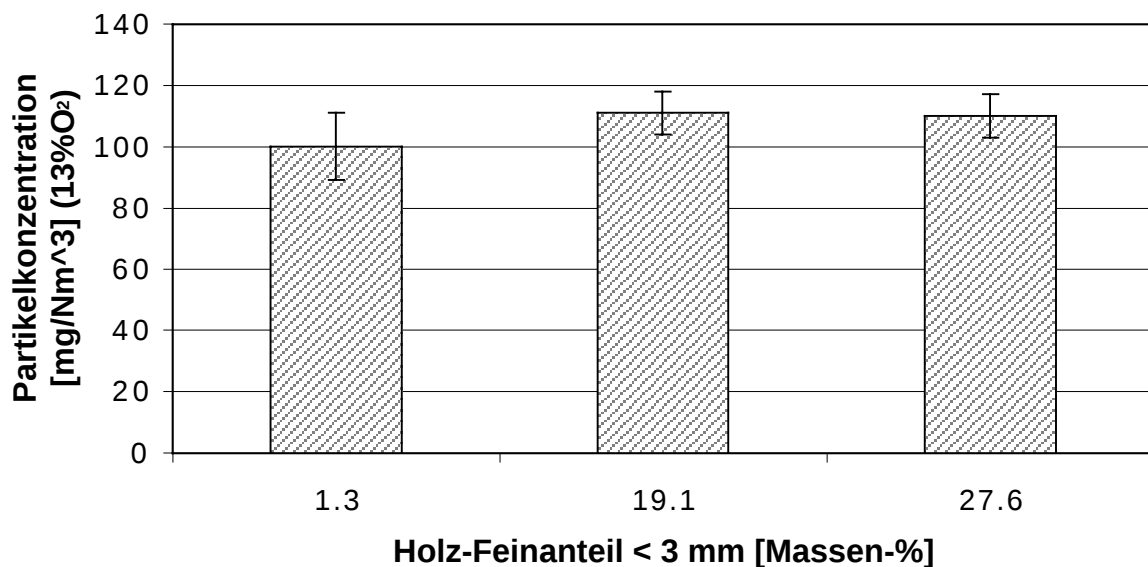


Bild 7.6: Einfluss des Brennstoff-Feinanteils auf die Partikelemissionen bei der Verbrennung von Holz in einer automatischen Unterschubfeuerung. Die Partikel-Massenkonzentration zeigt keine signifikante Veränderung.

Die Messungen zeigen keine signifikante Veränderung der Partikel-Massenkonzentration aufgrund des Feinanteils.

Bei den vorliegenden Versuchen hat der Feinanteil nicht zu einer ungleichmässigen Durchströmung des Glutbetts aufgrund von Verklumpungen geführt, wie dies z.B. in Kombination mit hohen Wassergehalten oder Holz-Fremdstoffen auftreten kann. Bei ungleichmässiger Durchströmung des Glutbetts ist mit einer Erhöhung der Partikel-Massenkonzentration zu rechnen, was den Erfahrungen aus der Praxis entsprechen würde.

Weiter ist zu beachten, dass bei noch feineren Anteilen wie z.B. Sägestaub eine Beeinflussung der Partikel-Massenkonzentration denkbar ist.

Um einen gleichen Luftüberschuss zu erhalten, müssen bei gleichem Holzeinschub (gleiche Bewegungsintervalle der Förderschnecke) unterschiedliche Luftmengen zugeführt werden, da bei Holz mit mehr Feinanteil auch die zugeführte Holzmasse (und damit die zugeführte Leistung) ansteigt. Ohne Berücksichtigung dieses Sachverhalts führt der unterschiedliche Feinanteil unweigerlich zu einem anderen Glutbett-Luftüberschuss und damit auch zu einer anderen Partikel-Massenkonzentration.

Gerade bei Anlagen ohne Zellradschleuse bei der Brennstoffzuführung ist weiter zu beachten, dass der Feinanteil die Luftzuführung durch den Holzeinschubkanal beeinflusst und dadurch der Glutbett-Luftüberschuss verändert wird.

8. Praxismessungen

Zur Überprüfung der wichtigsten auf der Versuchsanlage gefundenen Resultate sind Messungen an einer Praxisanlage durchgeführt worden. Diese Resultate sind:

- Ausgeprägte Beeinflussungsmöglichkeit der Partikel-Massenkonzentration im Abgas durch die Variation des Glutbett-Luftüberschusses
- Ausgeprägte Beeinflussungsmöglichkeit der Partikel-Anzahlkonzentration im Abgas durch die Variation des Gesamt-Luftüberschusses

8.1 Low-Particle-Betrieb

Auf der Praxisanlage soll das Minderungspotenzial der Partikelemissionen durch geeignete Primärmassnahmen punktuell überprüft werden. Aufgrund der Messungen an der Versuchsanlage lässt sich ein **Low-Particle-Betrieb** wie folgt definieren:

- Tiefer Glutbett-Luftüberschuss, aber genügend hoch um einen stationären Betrieb aufrechtzuerhalten (etwa 0.2 bis 0.3)
- Tiefer Gesamt-Luftüberschuss, aber genügend hoch um einen quasi-vollständigen Ausbrand zu ermöglichen (etwa 1.3 bis 1.4)
- Genügend grosser Abstand zwischen Glutbett und Eintritt der Sekundärluft um Rückströmungen zu verhindern (genügende Luftstufung)
- Gleichmässige Durchströmung des Glutbetts

8.2 Praxisanlage

Für die Praxismessungen ist eine Unterschubfeuerung der Müller AG mit einer Nennleistung von 570 kW und Baujahr 1997 ausgewählt worden. Die Praxisanlage ist somit etwa 7-mal grösser als die verwendete Versuchsanlage mit einer Nennleistung von 80 kW.

Die Praxisanlage dient der Wärmeversorgung einer Schulanlage inklusiv Hallenbad sowie eines Fernwärmenetzes. Es handelt sich um eine bivalente Anlage, bei der neben der Holzfeuerung eine 450kW-Ölheizung und ein Wärme-Speicher implementiert ist. Die Holzfeuerung ist auch im Winter nicht völlig ausgelastet, weshalb die momentane Leistungserzeugung auf 80% der Nennleistung begrenzt ist. Dank des grossen Speichers ist die Feuerung für die Messungen über jeweils den ganzen Tag auf 62.5% der Nennleistung betrieben worden. Die Ölheizung ist in dieser Zeit ausgeschaltet.

Um die Holzfeuerung mit sehr geringem Glutbett-Luftüberschuss betreiben zu können, ist sie mit einer Zellradschleuse ergänzt worden. Ansonsten würde über die Holzzuführung ein relevanter und unbekannter Luftvolumenstrom in das Glutbett fliessen.

Die Praxisanlage wird mit Waldhackschnitzeln betrieben, die von verschiedenen Baumarten stammen. Messungen haben gezeigt, dass der Wassergehalt bei 35 Massen-% liegt. Die chemische Zusammensetzung (Tab. 8.2) entspricht in etwa derjenigen der Waldhackschnitzel Buche und Fichte, welche auf der Versuchsanlage eingesetzt worden sind (vgl. Tab. 5.3).

Tabelle 8.2: Chemische Zusammensetzung der auf der Praxisanlage verwendeten Waldhackschnitzel. Es handelt sich dabei um die Analyseresultate von je einer Probe pro Messtag. Die Elemente Sauerstoff und Stickstoff sind nicht analysiert worden.

Chem. Element	Einheit	Normalbetrieb	Low-Particle-Betrieb
C	Massen-%	47.5 ± 0.2	47.4 ± 0.1
H	Massen-%	6.2 ± 0.0	6.1 ± 0.2
Ca	ppm	3320 ± 50	2330 ± 60
K	ppm	1220 ± 10	1130 ± 20
Mg	ppm	420 ± 3	386 ± 1
P	ppm	97 ± 11	88 ± 3
S	ppm	< 1000	< 1000
Fe	ppm	19 ± 5	33 ± 20
Al	ppm	25 ± 2	20 ± 4
Na	ppm	<100	<100
Cl	ppm	22 ± 9	20 ± 11
Mn	ppm	8.3 ± 0.6	9.1 ± 0.9
Zn	ppm	3.0 ± 1.2	4.4 ± 2.4

8.3 Methode

Die Partikelemissionen bei auf der Praxisanlage üblichen Betriebsbedingungen (Normal-Betrieb) werden mit den Partikelemissionen bei einer Low-Particle-Einstellung gemäss Kapitel 8.1 verglichen. Die beiden Einstellungen unterscheiden sich lediglich in der Luftzuführung. Währenddem der Anteil der Primärluft beim Normal-Betrieb hoch ist, was die Anlage unempfindlich auf Änderungen des Brennstoffs macht (z.B. Änderung des Wassergehalts), ist er bei der Low-Particle-Einstellung gering. Daneben ist auch der Gesamt-Luftüberschuss beim Low-Particle-Betrieb tiefer als beim Normal-Betrieb, wobei der Gesamt-Luftüberschuss bei Normal-Betrieb auf dieser Anlage schon relativ tief ist.

Um den sehr geringen Primärluft-Volumenstrom bei der Low-Particle-Einstellung erreichen zu können, ist der Unterdruck im Feuerraum von 150 Pa auf 75 Pa halbiert worden. Tabelle 8.1 zeigt die unterschiedlichen Einstellungen bei den beiden Feuerungseinstellungen.

Die Feuerung wird bei beiden Versuchen mit einer Leistung von etwa 65% der Nennleistung von 570 kW in einem stationären Zustand betrieben. Dazu wurde die Regelung der Luft- und Holzzuführung ausser Betrieb gesetzt und stattdessen fixe Werte für die Holzzufuhrintervalle sowie die Klappenstellungen der Zuluftkanäle vorgegeben. Manipulationen an den Messvor-

richtungen im Abgas aber auch die Qualität der Regelung haben so keinen Einfluss auf den Feuerungsbetrieb.

Tabelle 8.1: Feuerungseinstellungen bei den Praxismessungen an einer 570 kW-Unterschubfeuerung.

Einstellparameter	Übliche Feuerungseinstellung	Low-Particle-Einstellung
Holzeinschub in %	18	18
Wärmeleistung in % der Nennleistung	62.5	62.5
Spannung Primärluftklappe in Volt	4.69	2.66
Spannung Sekundärluftklappe in Volt	4.34	7.43
Unterdruck Feuerraum in Pa	150	75

Zur Bestimmung der Zuluftvolumenströme sind an den Ventilatoren Rohre befestigt worden, an denen ein Flügelradanemometer angebracht werden kann (Bild 8.1).



Bild 8.1: Zuluftventilatoren mit vorgeschalteten Rohren zur Bestimmung der Zuluftvolumenströme mit Hilfe eines Flügelradanemometers.

Die Partikelmessungen sind allesamt im Rohgas, d.h. vor dem Zyklon durchgeführt worden um dessen Einfluss zu eliminieren und einen möglichst guten Vergleich zu den Messungen auf der Versuchsanlage zu erhalten. Es ist die selbe Partikel- und Abgasmesstechnik eingesetzt worden wie an der Versuchsanlage (Kap. 5.3.4 und 5.3.5). Die Anzahl Planfiltermes-

sungen pro Versuchseinstellung ist aufgrund der beschränkten Platz- und Zeitverhältnissen von 6 auf 4 reduziert worden, was auch dazu führt, dass der Anteil an Wasserstoff am Partikelkollektiv nicht bestimmt werden kann.

8.4 Resultate und Diskussion

Mit der Low-Particle-Einstellung wird wegen des tieferen Glutbett-Luftüberschusses ein deutlich höheres Glutbett als mit der Normal-Einstellung erreicht (Bild 8.2). Aufgrund der Sauerstoffarmut brennt das Gas über dem Glutbett kaum, sondern verbrennt erst nach Zugabe der Sekundärluft. Dadurch besteht freie Sicht auf die glühenden Holzstücke. Im Gegensatz zur Low-Particle-Einstellung auf der Versuchsanlage in Dübendorf gibt es vereinzelt Stellen, an denen Flammen sichtbar sind (Bild 8.2, rechts). Diese örtlichen Unterschiede hängen wahrscheinlich damit zusammen, dass hier eine wesentlich grössere Anlage mit einer deutlich grösseren Glutbetoberfläche vorhanden ist. Beim Normalbetrieb hingegen ist das Glutbett mit einem Flammenmeer überdeckt (Bild 8.2, links).

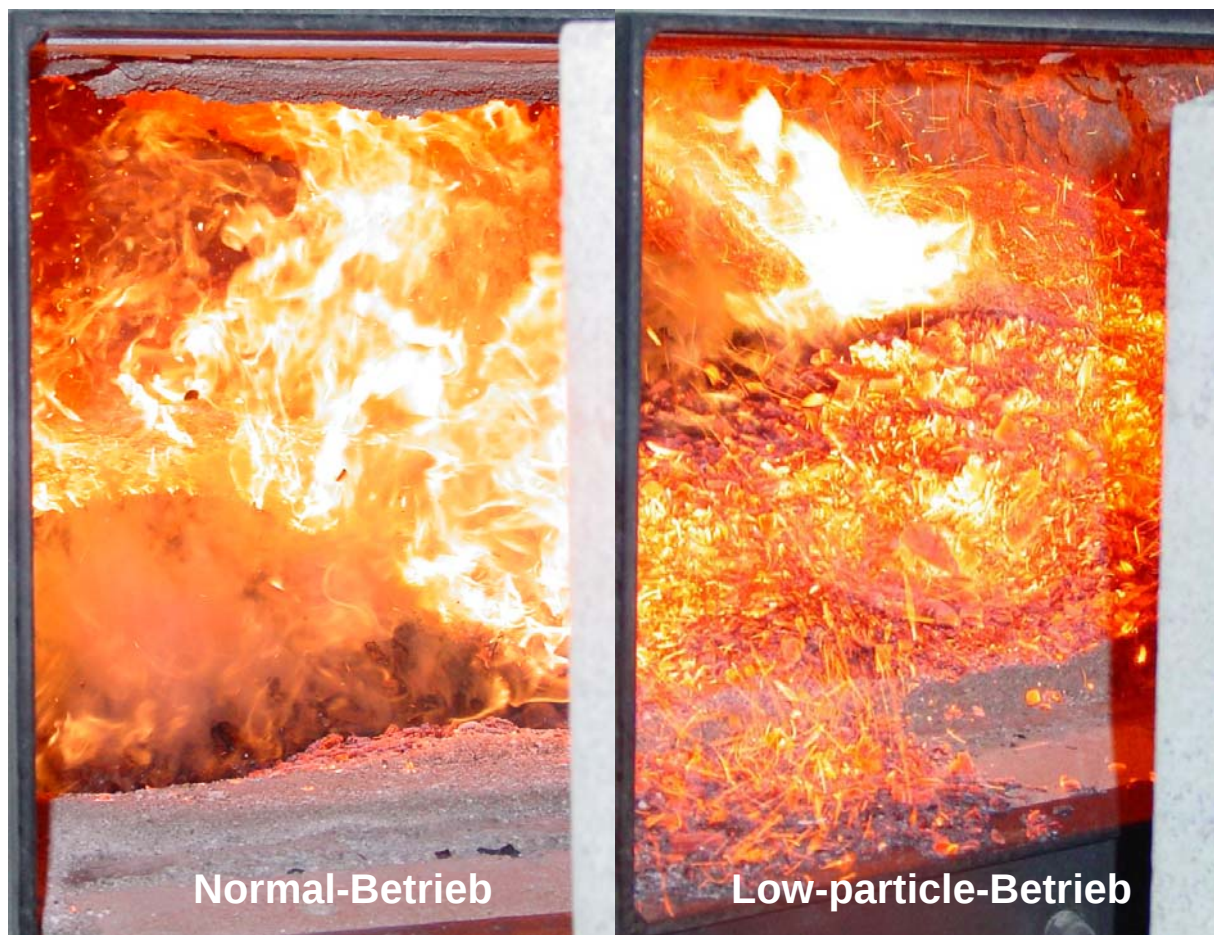


Bild 8.2: Optischer Vergleich des Glutbetts bei Normal- und Low-Particle-Betrieb: Der Normal-Betrieb zeigt ein kleines Glutbett überdeckt mit einem Flammenmeer. Dagegen zeigt der Low-Particle-Betrieb ein hohes Glutbett mit geringer Flammenbildung und dadurch gut sichtbaren glühenden Holzstücken.

Wie aufgrund der Messungen auf der Versuchsanlage zu erwarten, lassen sich die Partikel-Massenkonzentrationen durch Senkung des Glutbett-Luftüberschusses (Low-Particle-Betrieb)

deutlich vermindern und zwar von 186 ± 11 auf 77 ± 2 mg/Nm^3 (13 Vol.-% O_2), was einer Reduktion um 58% entspricht.

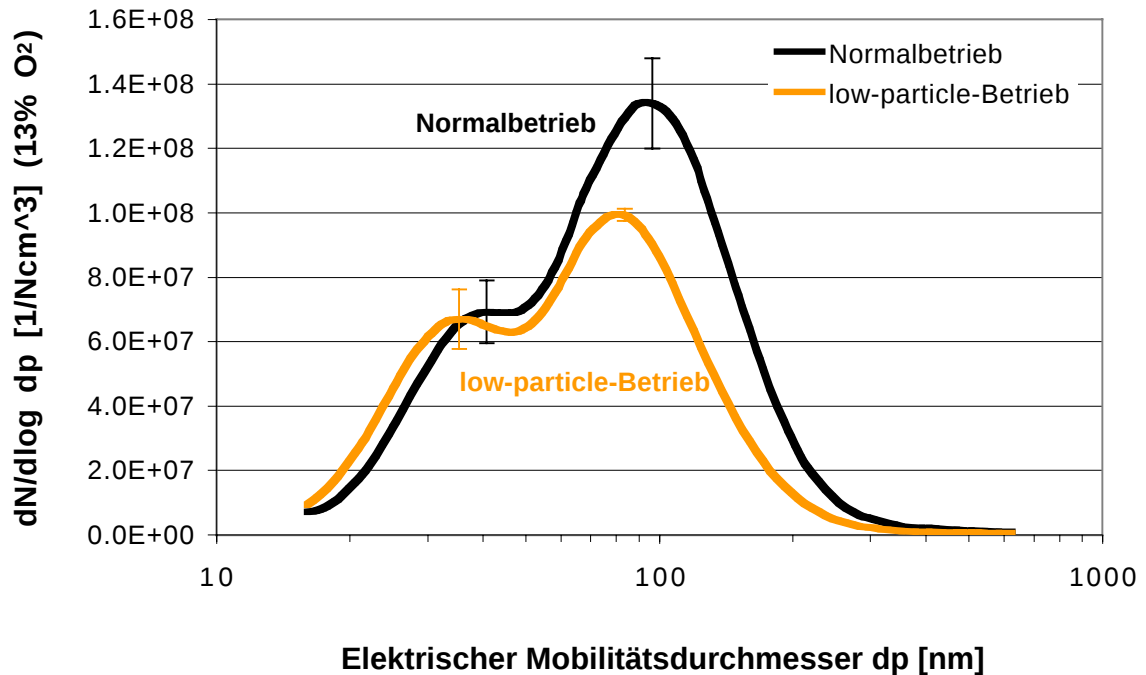


Bild 8.3: Anzahl-Größenverteilung des Partikelkollektivs bei Normal- und Low-Particle-Betrieb.

Aufgrund der Messungen auf der Versuchsanlage ist weiter zu erwarten, dass durch die Senkung des Gesamt-Luftüberschusses und damit des Abgasvolumenstroms auch die Partikelanzahl abnimmt. Auch dies wird durch die Praxis-Messungen bestätigt (Bild 8.3). Die SMPS-Messungen weisen eine Reduktion der Partikel-Anzahlkonzentration um 22% von 8.3 ± 0.9 auf $6.5 \pm 0.3 \cdot 10^7/\text{Nm}^3$ (13 Vol.-% O_2) aus. Aufgrund der ELPI-Messung (Bild 8.4) errechnet sich eine Reduktion um 30% von 4.3 ± 0.6 auf $3.0 \pm 0.1 \cdot 10^7/\text{Nm}^3$ (13 Vol.-% O_2). Da die Partikelmasse stärker reduziert werden konnte als die Partikelanzahl hat auch der mittlere Durchmesser etwas abgenommen (Annahme: Ähnliche Dichte und Form). Der häufigste Durchmesser sinkt dabei von 94 ± 3 auf 81 ± 3 nm (Bild 8.3).

In Abweichung zu den Messungen an der Versuchsanlage und der Literatur über Partikel-Größenverteilungen bei der Holzverbrennung zeigt die mit SMPS gemessene Partikel-Größenverteilung neben dem Haupt-Peak einen zweiten Peak bei etwa 35 nm (Bild 8.3). Es ist unklar, wie dieser zweite Peak entstanden ist. Folgende Varianten sind denkbar:

- Ungenügende Durchmischung des Abgases nach der Zuführung der Sekundärluft: Dadurch entsteht eine Strähnenbildung in der Partikelbildungs- und Wachstumsphase (Abkühlung), so dass in einem bestimmten Abgasstrang im Vergleich zum Hauptstrang unterschiedliche Bedingungen herrschen. Dadurch entsteht in diesem Teilstrang eine andere, überlagernde Partikel-Größenverteilung.
- Artefakt, z.B. Kondensate von höher siedenden Komponenten bei der Probenahme (die Verdünnung vor der SMPS-Messung ist bei 150°C betrieben worden, weshalb diese Variante eher unwahrscheinlich erscheint). Da es sich um eine einmalige Messreihe handelt, kann eine Artefaktbildung nicht mit Sicherheit ausgeschlossen werden.

Die mit einer zeitlichen Auflösung von 5 Sekunden erfassten ELPI-Messungen zeigen, dass die Partikel-Anzahlkonzentrationen recht stabil sind (Bilder 8.4 und 8.5).

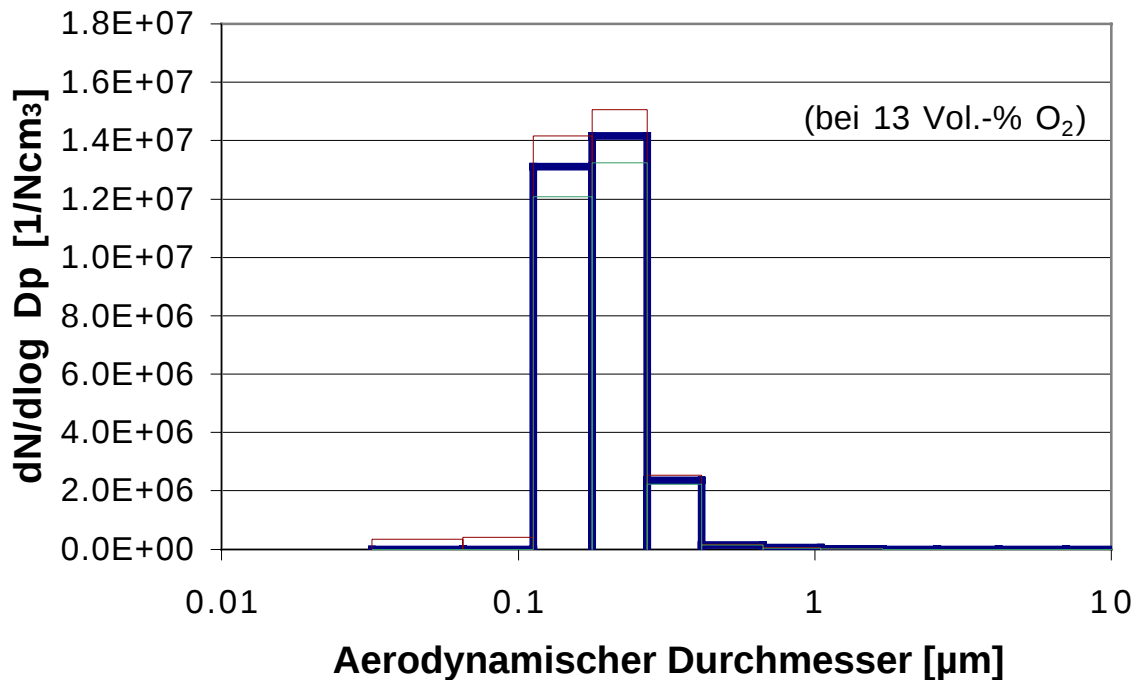


Bild 8.4: Anzahl-Größenverteilung des Partikelkollektivs bei Low-Particle-Betrieb bei einer halbstündigen ELPI-Messung (entspricht der in Bild 8.5 dargestellten Messung). Neben den Mittelwerten ist jeweils auch die Standardabweichung dargestellt, erhoben aus den 360 Einzelmesswerten pro Stufe (alle 5 Sekunden).

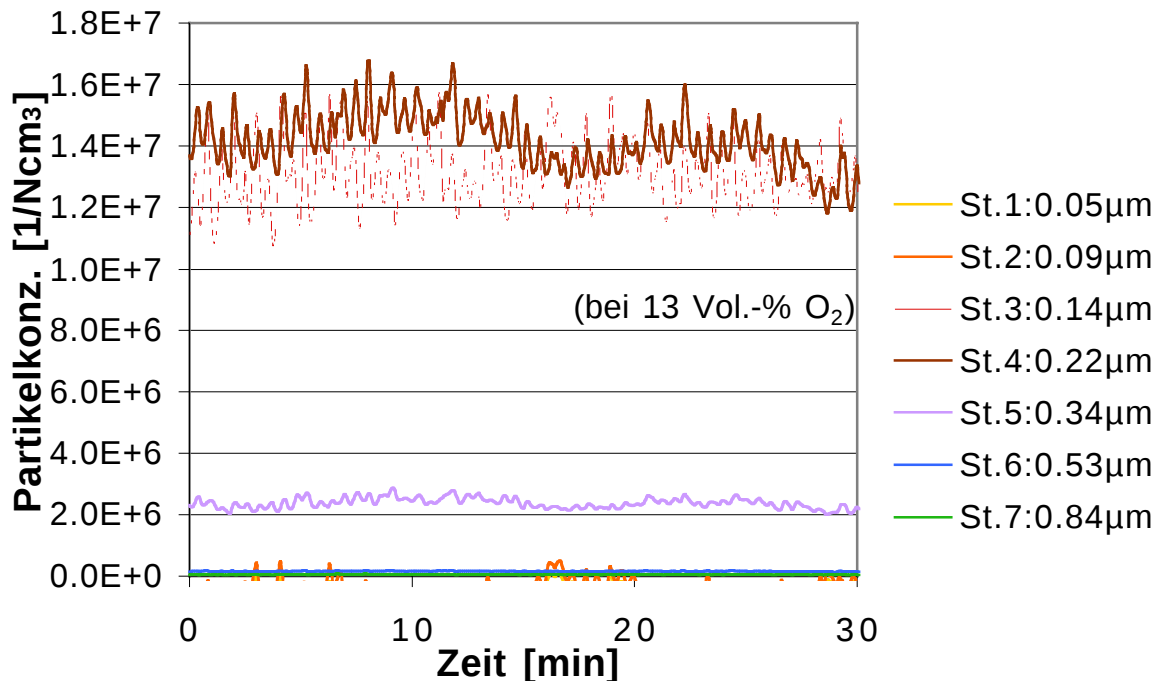


Bild 8.5: Zeitlicher Verlauf der Partikelkonzentration pro ELPI-Stufe bei der Low-Particle-Einstellung. Die Stufen 3 und 4 zeigen mit Abstand die höchsten Werte (entspricht der in Bild 8.4 dargestellten Messung).

Die Emissionen weiterer Schadstoffe liegen bei den beiden Einstellungen auf ähnlichem und relativ tiefem Niveau. Tabelle 8.3 zeigt den Vergleich der beiden Einstellungen bezüglich den verschiedenen Schadstoffen. NO_x- und CO-Emissionen sind beim Normal-Betrieb etwas tiefer als beim Low-Particle-Betrieb.

Tabelle 8.3: Emissionen bei üblicher Feuerungseinstellung (Normal-Betrieb) und bei Low-Particle-Einstellung mit tiefem Glutbett- und Gesamt-Luftüberschuss mit ausgeprägter Luftstufung (örtliche Trennung).

Alle Werte auf 13 Vol.-% O ₂ bezogen	Normalbetrieb	Low-Particle-Betrieb
Partikel-Massenkonzentration [mg/Nm ³]	186 ± 11	77 ± 2
Partikel-Anzahlkonzentration [10 ⁷ /Ncm ³] (SMPS)	8.3 ± 0.9	6.5 ± 0.3
Partikel-Anzahlkonzentration [10 ⁷ /Ncm ³] (ELPI)	4.3 ± 0.6	3.0 ± 0.1
NO _x -Konzentration [mg/Nm ³]	150 ± 2	165 ± 5
CO-Konzentration [mg/Nm ³]	16 ± 1	44 ± 10

Zusammenfassend können zu den Praxismessungen die folgenden Aussagen gemacht werden:

- Die bis anhin erarbeiteten Kenntnisse über die Zusammenhänge zwischen der Feuerungseinstellung und den Partikelemissionen haben sich sowohl bezüglich Masse als auch bezüglich Anzahl qualitativ bestätigt.
- Die Partikelmasse konnte mit einer Low-Particle-Einstellung der Feuerung um knapp 60% und die Partikelanzahl zwischen 20 und 30% reduziert werden.
- Die Partikel-Massenkonzentration bei Low-Particle-Betrieb ist auf der Praxisanlage höher als auf der Versuchsanlage. Der Grund dafür liegt vermutlich in der weniger gleichmässigen Durchströmung des Glutbetts, was auch optisch in Form von örtlicher, zeitweiser Flammenbildung sichtbar wird. Diesem Phänomen kann durch geeignete bauliche Massnahmen entgegengewirkt werden (Kap. 10.1).

9. Schlussfolgerungen

9.1 Partikelbildungsmechanismen und Partikeltypen

Bei der Verbrennung von Holz entstehen verschiedene Partikeltypen über unterschiedliche Bildungspfade bestehend aus verschiedenen Bildungsmechanismen. Das Partikelkollektiv im Abgas ist somit die Summe der Partikel aus den einzelnen Bildungspfaden. Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass die beiden folgenden Partikelbildungspfade die bedeutendsten sind:

- **Fest-Dampf-Partikel-Pfad anorganischer Komponenten:** Anorganische Bestandteile des Holzes verdampfen während der Verbrennung allenfalls nach vorgängiger chemischer Reaktion (z.B. mit Sauerstoff) und bilden in der Abkühlphase über Nukleation, Koagulation und Kondensation Partikel. Dabei entstehen Partikel im Grössenbereich um 100 nm. Es handelt sich dabei um Salze, d.h. Komponenten mit ionischen Verbindungen, und zwar hauptsächlich um Kaliumverbindungen wie K_2SO_4 . Dieser Bildungspfad ist der bedeutendste bei der Verbrennung von naturbelassenem Holz mit geringem oder üblichem Rindenanteil und genügend hohen Verbrennungstemperaturen (etwa $>600^\circ\text{C}$).
- **Fest-Partikel-Pfad anorganischer Komponenten:** Anorganische Bestandteile des Holzes gelangen als feste Komponenten in den Abgasstrom. In der Abkühlphase können sie durch Kondensation und Koagulation wachsen. Es entstehen Partikel in einem Grössenbereich von typischerweise 1 μm . Auch hier handelt es sich um Salze, jedoch hauptsächlich um Calciumverbindungen wie CaO . Dieser Bildungspfad ist bei den meisten Holzarten zweitrangig, jedoch der bedeutendste bei der Rindenverbrennung, da dann um Faktoren höhere Calciumfrachten frei werden (Überlagerung des Fest-Dampf-Partikel-Pfads).

Weiter sind die Bildungspfade von Kohlenstoff-Partikeln zu erwähnen (Bild 4.1). Bei genügend hohen Verbrennungstemperaturen (etwa $>600^\circ\text{C}$) liegt der C-Anteil an den Partikeln allerdings unter 7%, wovon ein Teil in den Salzen vorliegt (Carbonate). Der Anteil an organischem Kohlenstoff liegt sogar stets unter 4%. Die Bildungspfade von Kohlenstoff-Partikeln sind somit von untergeordneter Bedeutung. Während den Anfahr- und Ausschalt-Phasen dürften die Kohlenstoff-Partikel einen grösseren Anteil ausmachen, was in der vorliegenden Untersuchung nicht experimentell bestimmt wurde (nur stationäre Betriebsbedingungen).

Zu wesentlich grösseren Partikeln führen mitgerissene Asche, sog. Flug-Asche, sowie wieder frei gesetzte Ablagerungen. Bei stationären Betriebsbedingungen ist ihr Anteil am Partikelkollektiv gering. Von Bedeutung für die Partikelmasse können sie bei transienten Betriebsbedingungen sein, bei denen der Abgasvolumenstrom und damit die Gasgeschwindigkeiten kurzfristig stark erhöht werden. Aufgrund ihrer Grösse können sie in der Regel mit einem Zyklon weitgehend aus dem Abgasstrom entfernt werden.

Eine Übersicht über die Partikelbildung bei automatischen Holzfeuerungen gibt Bild 9.1. Die Bedeutung der Bildungspfade untereinander ist sowohl abhängig vom Brennstoff als auch von den Betriebsbedingungen.

Der grösste Teil der partikelförmigen Emissionen bei einer automatischen Holzfeuerung sind also Salze. Dabei sind die positiven Ionen vor allem K^+ und Ca^{2+} , die negativen Ionen SO_4^{2-} , Cl^- , CO_3^{2-} , O^{2-} und OH^- . Je mehr Kalium- und Calciumatome im Abgas vorhanden sind, desto mehr Ionenpaare entstehen. Die Partikelmasse wird somit in erster Linie durch die Menge an

Kalium und Calcium im Abgas bestimmt, wobei aufgrund der unterschiedlichen Molekül-massen der negativen Ionen die übrige Gaszusammensetzung einen sekundären Einfluss hat.

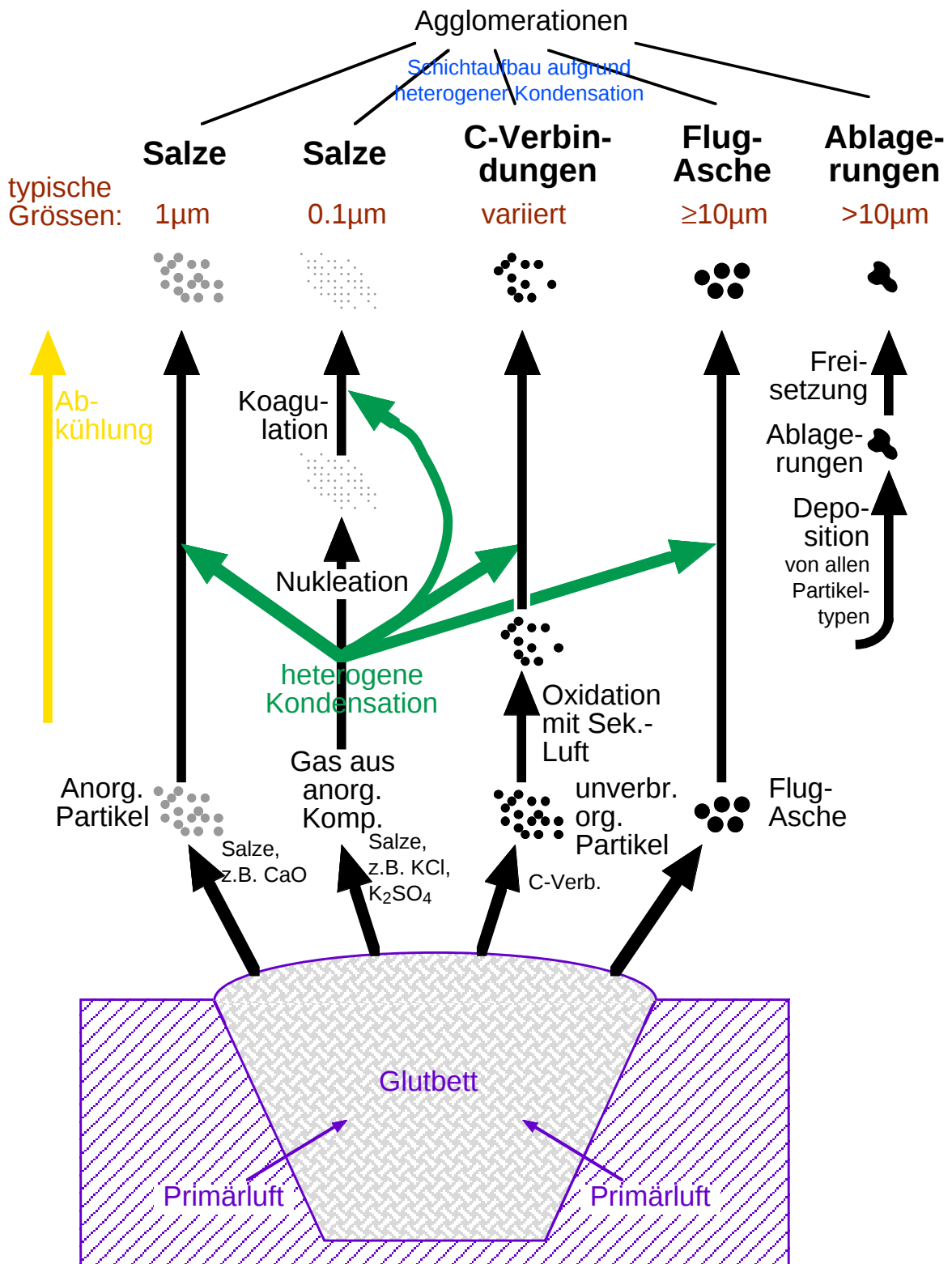


Bild 9.1: Schematische Darstellung der Partikelbildung von naturbelassenem Holz in automatischen Feuerungen. Es lassen sich daraus 5 verschiedene Partikeltypen ableiten.

Für die Partikelanzahl sind lediglich die sehr kleinen Partikel unter 200 nm entscheidend. Diese Partikel entstehen durch Nukleation, Koagulation und Kondensation in der Abkühlphase, also über den Fest-Dampf-Partikel-Pfad, da die übrigen Pfade zu grösseren Partikeln führen. Die Partikelanzahl wird somit in erster Linie aufgrund der Bedingungen bei der Abkühlung bestimmt. Die Anfangs-Anzahlkonzentrationen sind in einer Grössenordnung, bei der die Anzahlkonzentrationen durch Koagulation nach wenigen Sekunden um Faktoren vermindert werden. Somit hat das für die Koagulation zur Verfügung stehende Gasvolumen (bzw. der Abgasvolumenstrom) eine besondere Bedeutung. Denn je grösser das Gasvolumen ist, desto mehr Keime bzw. Partikel können nebeneinander existieren ohne zu koagulieren. Der durchschnittliche Partikeldurchmesser der submikronen Partikel ergibt sich aufgrund der Partikelmasse und der Partikelanzahl und die Durchmesser-Verteilung entspricht ungefähr einer Log-Normalverteilung, wobei das Maximum zwischen 50 und 120 nm liegen kann.

9.2 Beeinflussung der Partikelemissionen

Die verschiedenen Partikeltypen gemäss Bild 9.1 weisen zum einen unterschiedliche Anteile am Partikelkollektiv auf, zum andern ist ihre Bildung unterschiedlich beeinflussbar. Für die folgenden Betrachtungen wird von einer Verbrennung von naturbelassenem Holz mit durchschnittlichem oder tiefem Rindenanteil in einer automatischen Feuerung mit Verbrennungstemperaturen über etwa 600°C ausgegangen.

Der grösste Anteil am Partikelkollektiv haben die über den Fest-Dampf-Partikel-Pfad entstandenen submikronen Salze. Es handelt sich dabei hauptsächlich um Kaliumverbindungen. Sie machen bei üblichem Betrieb etwa 60% der Partikelmasse aus. Wenn die Partikelmasse im Abgas wesentlich reduziert werden soll, dann muss also diese Partikelfraktion vermindert werden. Die Menge dieser Partikelfraktion wird im wesentlichen durch die Kalium-Fracht im Abgas bestimmt. Diese Kalium-Fracht reduziert sich, wenn ein grösserer Anteil des Kaliums im Glutbett bzw. der Glutbeltasche bleibt, anstatt in den Abgasstrom zu gelangen. Der in den Abgasstrom gelangende Kalium-Anteil ist vor allem davon abhängig, in welchen Verbindungen das Kalium vorliegt; denn aufgrund des Dampfdruckes gibt es Kalium-Verbindungen, die bei den Verbrennungstemperaturen fast vollständig in die Dampfphase übergehen und andere, die grösstenteils fest oder flüssig und deshalb zu einem grossen Teil im Glutbett bleiben.

Einen (allerdings untergeordneten) Einfluss auf die Verdampfungs- und die durch das Glutbett strömende Gasmenge haben auch die Verbrennungstemperatur und die durch das Glutbett strömende Gasmenge. Eine Korrelation zwischen Verbrennungstemperatur und Kalium-Fracht oder Partikelkonzentration im Abgas konnte experimentell nicht nachgewiesen werden, was die Hypothese einer untergeordneten Bedeutung der Temperatur für diesen Partikelbildungs-Pfad bestätigt. Leichtflüchtige Kaliumverbindungen liegen mehrheitlich vor, wenn Reaktionen mit Sauerstoff ablaufen. Durch Erzeugung einer Sauerstoffarmut im Glutbett entstehen bevorzugt schwerflüchtige Kaliumverbindungen (Kap. 4.2). Um tiefe Kalium-Frachten im Abgas zu erhalten, muss somit ein tiefer Glutbett-Luftüberschuss eingestellt werden. Experimentell konnte so eine Variation der Kalium-Fracht um etwa einen Faktor 7 erreicht werden (von etwa 70 mg/Nm³ (13 Vol.-% O₂) auf etwa 10 mg/Nm³ (13 Vol.-% O₂), Bild 6.4). Da es sich um die wichtigste Partikelfraktion handelt, beeinflusst dies auch die Partikel-Massenkonzentration massgeblich (Faktor 5 bis 6, Bild 6.4). Die Absenkung des Glutbett-Luftüberschusses ist allerdings beschränkt, da genügend Sauerstoff zugeführt werden muss, um die Verbrennungstemperatur aufrecht zu erhalten. Bezüglich der Partikelanzahl ist lediglich dieser Partikelbildungspfad relevant. Da diese Partikel über Nukleation entstehen und ihre Anzahl durch Koagulation reduziert wird, ist der Prozess der Koagulation zu fördern um eine geringe Partikelanzahl zu erhalten. Dies kann

durch die Reduktion des Gesamt-Luftüberschusses und die damit verbundene Reduktion des Abgasvolumenstroms erreicht werden.

Bei der Verbrennung von Rinde ist die Partikel-Fraktion der über den Fest-Partikel-Pfad entstandenen Salze bezüglich der Masse bedeutender als die Partikel-Fraktion des Fest-Dampf-Partikel-Pfads. Bei einem Brennstoff mit üblichem oder tiefem Rindenanteil ist der Anteil dieser Partikelfraktion in der Grössenordnung von 10%. Der grösste Teil dieser Partikel-Fraktion sind Calcium-Verbindungen. Calcium-Verbindungen sind schwerflüchtig, so dass sie nur zu einem sehr kleinen Teil in die Gasphase übergehen. Stattdessen werden sie direkt als Partikel aus dem Glutbett heraus mit dem Abgasstrom mitgeführt. Es gibt auch Kalium-Verbindungen, für die der Fest-Partikel-Pfad möglich ist (z.B. K_2SO_4). Da der Kaliumanteil am Holz um Faktoren kleiner ist als derjenige von Calcium ist der Kaliumanteil des Fest-Partikel-Pfads wenig bedeutend. Die Beeinflussungsmöglichkeiten der über den Fest-Partikel-Pfad gebildeten Partikelmenge ist gering und in erster Linie durch den Brennstoff gegeben. Möglicherweise haben die Strömungsgeschwindigkeiten im Glutbett einen gewissen Einfluss.

Um die Partikel-Fracht an Kohlenstoff-Verbindungen (organisch, aber auch elementar) gering zu halten, ist ein quasi-vollständiger Ausbrand zu gewährleisten. Ein geeigneter Indikator für den Gasausbrand ist der CO-Gehalt im Abgas. Grundbedingungen dafür sind genügend hohe Verbrennungstemperaturen sowie ein Gesamt-Luftüberschuss (vor dem Wärmetauscher) von deutlich über 1 (etwa 1.3 oder höher).

Weil die Kohlenstoffverbindungen bei genügend hohen Temperaturen (etwa $>600^\circ\text{C}$) einen vernachlässigbaren Anteil an der Partikel-Fracht ausmachen, besteht kein direkter Zusammenhang zwischen dem CO-Gehalt und der Partikel-Massenkonzentration im Abgas. Da aber beide Grössen abhängig von der Luftzuführung sind, besteht bei gegebener Feuerung, gegebenem Brennstoff und fester Luftstufung trotzdem eine gleichläufige Korrelation zwischen CO-Gehalt und Partikel-Massenkonzentration (Bild 6.6). Demnach ist ein tiefer CO-Gehalt im Abgas keine hinreichende Bedingung zur Gewährleistung tiefer Partikelemissionen. Eine Begrenzung der Partikelemissionen kann somit nicht über einen CO-Grenzwert allein erreicht werden (höchstens als flankierende Massnahme).

Das Mitreissen von Flug-Asche und Ablagerungen ist im Allgemeinen von untergeordneter Bedeutung und oft nur ein kurzfristig relevantes Phänomen aufgrund einer Erhöhung der Gasgeschwindigkeiten. Zudem können diese grossen Partikel mit einem Zyklon weitgehend aus dem Abgasstrom entfernt werden. Weil sie nicht lungengängig sind und ihre Sinkgeschwindigkeit gross ist (Verweilzeit in der Umgebungsluft gering), sind sie auch aus gesundheitlicher Sicht von geringerer Bedeutung.

Aus der Gesamtheit der in dieser Arbeit gewonnenen Erkenntnisse über die verschiedenen Partikel-Fraktionen und ihre Bildungsmechanismen lassen sich die folgenden Bedingungen für geringe Partikelemissionen (bzgl. Masse und Anzahl) ableiten:

- Verbrennungstemperatur im Feuerraum genügend hoch (etwa $>600^\circ\text{C}$)
- Glutbett-Luftüberschuss sehr gering (typischerweise bei 0.2 bis 0.4, darunter kann die Temperaturbedingung nicht erfüllt werden)
- Gesamt-Luftüberschuss genügend hoch für vollständigen Ausbrand, aber möglichst gering für eine geringe Partikelanzahl (zwischen 1.3 und 1.4)

- Gleichmässige Durchströmung des Glutbetts (andernfalls entsteht örtlich ein höherer Luftüberschuss und ein schneller Abbrand (Durchbruch))
- Genügende Luftstufung (andernfalls entsteht bei wenig Primärluft eine Rückströmung zum Glutbett).

Unter Berücksichtigung dieser Massnahmen konnte die Partikel-Massenkonzentration auf der Versuchsanlage mit einem Standardbrennstoff um etwa 80% (von 160-195 auf 20-45 mg/Nm³ (13 Vol.-% O₂)) und auf einer Praxisanlage um etwa 58% (von 186 auf 77 mg/Nm³ (13 Vol.-% O₂)) gesenkt werden. Die Partikel-Anzahlkonzentration konnte auf der Versuchsanlage um knapp 60% (von etwa 19 auf 8 *10⁷/Ncm³ (13 Vol.-% O₂)) und auf einer Praxisanlage um 22% (von 8.3 auf 6.5 *10⁷/Ncm³ (13 Vol.-% O₂)) reduziert werden.

10. Marktumsetzung einer Low-Particle-Feuerung

Bei den durchgeführten Messungen wurde die Anlage stets von Hand in die gewünschte stationäre Feuerungseinstellung gebracht. Natürlich ist dies für eine Praxisanlage undenkbar. Eine Praxisfeuerung muss demnach automatisch in den gewünschten Betriebszustand gebracht werden. Um sehr tiefe Partikelemissionen zu erreichen, steht dann nur ein sehr enges Betriebsfenster zur Verfügung. Mit den heutigen, handelsüblichen Regelungen ist das Halten der Feuerung in diesem Betriebsfenster bestenfalls bei homogenen Brennstoffen möglich (Kap. 10.2), nicht aber im üblichen Fall von wechselnden Brennstoffen und wechselndem Leistungsbedarf (Kap. 10.3).

10.1 Feuerungsgeometrie

Neben der Herausforderung der geeigneten Regelung der Betriebsparameter sind vor allem auch Aspekte der Feuerungsgeometrie zu beachten:

- Ein andauernd geringer Glutbett-Luftüberschuss bewirkt immer auch ein hohes Glutbett. Es ist somit sicherzustellen, dass ein **genügend hoher Feuerraum** zur Verfügung steht. Bei nassen Brennstoffen wird ein höherer Feuerraum benötigt als bei trockenen Brennstoffen.
- Um ein Zurückströmen der Sekundärluft zum Glutbett bei geringem Primärluft-Volumenstrom (Bild 6.3) zu verhindern, muss die **Distanz der Sekundärlufteindüsung vom Glutbett genügend gross** sein.
- Die **Primärluftzuführung** muss **so** ausgeführt sein, **dass** das **Glutbett** sehr **gleichmässig durchströmt** wird. Zum Beispiel sollte der Lufteinlass aus vielen, relativ kleinen und gut verteilten Öffnungen bestehen. Nur so kann sichergestellt werden, dass im ganzen Glutbett eine ausgeprägte Sauerstoffarmut besteht und somit geringe Partikelemissionen entstehen.
- Die **Feuerung** muss **so dicht** sein, dass effektiv eine ausgeprägte Sauerstoffarmut im Glutbett erzeugt und auch geregelt werden kann. Insbesondere muss verhindert werden, dass durch den Brennstoff-Förderungskanal grössere Luftmengen zuströmen (z.B. durch den Einsatz von Zellradschleusen).

10.2 Marktumsetzung für homogene Brennstoffe

Die Problematik der Regelung zur Erreichung sehr geringer Partikelemissionen kann vermindert werden, wenn sichergestellt wird, dass die Brennstoffvariation sehr gering ist. Für den einen verwendeten Brennstoff können dann die Luftzuführungs-Volumenströme für einen Low-Particle-Betrieb in Abhängigkeit des Leistungsbedarfs erfasst werden um dann eine handelsübliche Regelung dementsprechend einzustellen. Unter Berücksichtigung der in Kapitel 10.1 zusammengestellten geometrischen Anforderungen kann davon ausgegangen werden, dass bei einem fixen Brennstoff eine geeignete handelsübliche Feuerung mit verhältnismässig geringem Aufwand im Low-Particle-Betrieb gefahren werden kann.

10.3 Marktumsetzung für wechselnde Brennstoffe und Leistungen

Wesentlich anspruchsvoller ist die Umsetzung für den Fall, welcher in der Praxis meist anzutreffen ist, nämlich wechselnde Brennstoffe kombiniert mit einem wechselnden Leistungsbedarf. Um eine Feuerung in diesem Fall konstant auf einem Low-Particle-Betriebspunkt zu halten, bedarf es Regelungskonzepte, welche zuerst noch entwickelt werden müssen. Insbesondere ist zu berücksichtigen, dass bei geringem Glutbett-Luftüberschuss und dem daraus resultierenden hohen Glutbett die Dynamik bei einem Abfall des Leistungsbedarfs eingeschränkt ist; denn die thermische Zersetzung des bereits im Feuerraum befindlichen Holzes kann nur beschränkt verzögert werden. Dies kann auch Konsequenzen auf das Gesamtsystem (Heizsystem) haben, in das die Feuerung eingebaut ist. Der Entwicklungsaufwand für ein solches Low-Particle-Regelungssystem ist beträchtlich.

Interessant ist ein auf Primärmassnahmen basierendes Low-Particle-Konzept mit neu zu entwickelndem Regelungssystem lediglich für Anlagen in einem gewissen Grenzwertbereich, in dem die Kosten für die alternativen Filter eingespart werden können; denn hohe Grenzwerte können auch ohne neues Regelungssystem eingehalten werden und sehr tiefe Grenzwerte (z.B. 20 mg/Nm³ bei 13 Vol.-% O₂) können auch mit dem Low-Particle-Konzept nicht garantiert werden. Für Energieholz-Sortimente wie Waldhackschnitzel und Holzpellets aber auch Spanplatten-Restholz bleibt somit ein Grenzwertbereich zwischen etwa 50 und 100 mg/Nm³ (13 Vol.-% O₂), in dem ein auf Primärmassnahmen basierendes Low-Particle-Konzept von Interesse ist. Das Marktpotenzial ist somit stark abhängig von den zukünftigen Grenzwerten.

10.4 Low-Emission-Feuerung

Die beiden bedeutendsten Schadstoffe aus der Holzverbrennung sind die Partikel und die Stickoxide [Kessler et al. 2000], weshalb für die Marktumsetzung einer Low-Particle-Feuerung auch die Auswirkungen auf die Stickoxidemissionen von Interesse sind.

Auf der Versuchsanlage liegen beim Betrieb mit tiefsten Partikelemissionen nicht gleichzeitig die tiefsten Stickoxidemissionen vor (Bild 12.2). Allerdings sind die Stickoxidemissionen bei diesen Messungen insgesamt auf tiefem Niveau (im Vergleich zu Praxismessungen [Hasler et al. 2000]). Zudem sind keine speziellen Massnahmen zur Stickoxidminderung ergriffen worden (Luft- und Brennstoffstufung nach [Nussbaumer 1989, 1997 a+b, 1998, Keller et al. 1993, Salzmann und Nussbaumer 2001]). Eine Low-Emission-Feuerung im Sinne einer Kombination von Low-Particle- und Low-NO_x-Betrieb setzt zusätzliche Massnahmen und zusätzlicher Entwicklungsaufwand voraus.

Alternativ zur kombinierten Minderung der Partikel- und Stickoxidemissionen durch Primärmassnahmen kann eine Low-Emission-Feuerung auch realisiert werden, indem nur eine der beiden Schadstoffe über Primärmassnahmen und die andere über Sekundärmassnahmen reduziert werden. In Frage kommen z.B. eine Low-Particle-Feuerung mit Denox-Einrichtung oder eine Low-NO_x-Feuerung mit Staubabscheider.

11. Literaturverzeichnis

- [Baumbach 1994] Baumbach G.: Luftreinhaltung. Springer Verlag, Berlin 1994
- [Biollaz und Nussbaumer 1996] Biollaz S., Nussbaumer Th.: Einsatz von Rostfeuerungen für Holz und Halmgüter. 4. Holzenergie-Symposium, 18. Oktober 1996, ETH Zürich, Bundesamt für Energie, Bern 1996, 9–41
- [Bollard 1958] Bollard E.: Nitrogenous compounds in tree xylem sap. The physiology of forest trees, Ronald Press, New York 1958
- [Bosshard 1984] Bosshard H.: Holzkunde 2: Zur Biologie, Physik und Chemie des Holzes. 2. Auflage, Birkhäuser Verlag, Basel 1984
- [Braun 2001] Braun-Fahrlander Ch.: Health effects of aerosols: What is the epidemiologic evidence? Aerosols from biomass combustion, international seminar, International Energy Agency (IEA) and Swiss Federal Office of Energy, ISBN 3-908705-00-2, Zurich 2001, 11-18
- [Brunner et al. 2001] Brunner T., Obernberger I., Jöller M., Arich A., Pölt P.: Behaviour of ash forming compounds in biomass furnaces – measurement and analyses of aerosol formed during fixed-bed biomass combustion. Aerosols from biomass combustion, international seminar, International Energy Agency (IEA) and Swiss Federal Office of Energy, ISBN 3-908705-00-2, Zurich 2001, 75-80
- [Christen 1978] Christen HR.: Chemie. 11. Auflage, ISBN 3-425-05393-0, Frankfurt a.M. 1978
- [Clancy et al. 2002] Clancy L., Goodman P., Sinclair H., Dockery D.: Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study. The Lancet, Vol. 360, 2002, 1210-1214
- [Dockery et al. 1993] Dockery D., Pope C., Xu X., Spengler J., Ware J., Fay M., Ferris B., Speizer F.: An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. The New England Journal of Medicine 24, Vol. 329, 1753-1759, 9. Dez. 1993
- [Ehrler und Schaber 1997] Ehrler F., Schaber K.: Spontane Kondensation und Aerosolbildung. VDI-Wärmeatlas, 8. Auflage, VDI-Verlag, Düsseldorf 1997
- [Fissan et al. 1979] Fissan H., Helsper C., Ahrens W.: Entwicklung eines Messsystems zur direkten Bestimmung der Partikelgrößenverteilung von Aerosolen aus Verbrennungsvorgängen. Forschungsbericht des Landes Nordrhein-Westfalen Nr. 2827, Westdeutscher Verlag, 1979
- [Flagan und Seinfeld 1988] Flagan R., Seinfeld J.: Fundamentals of air pollution engineering. Prentice Hall. Inc., New Jersey 1988
- [Friedlander 2000] Friedlander S.: Smoke, Dust, and Haze: Fundamentals of Aerosol Dynamics. Second Edition, John Wiley & Sons, New York 2000
- [Fuchs 1964] Fuchs N.: The mechanics of aerosols. Pergamon press, New York 1964
- [Gaegauf et al. 2001] Gaegauf Ch., Wieser U., Macquat Y.: Field investigation of nanoparticle emissions from various biomass combustion systems. Aerosols from biomass combustion, international seminar, International Energy Agency (IEA) and Swiss Federal Office of Energy, ISBN 3-908705-00-2, Zurich 2001, 81-85

- [Gehrig und Vonmont 1998] Gehrig R., Vonmont H.: Partikelemissionen des Strassenverkehrs. Projekt NFP 41, Seminar EMPA, Zentrum für Abgas- und Partikelanalytik, Dübendorf, 7. Mai 1998
- [Good 1992] Good J.: Verbrennungsregelung bei automatischen Holzfeuerungen. Diss. ETH Zürich Nr. 9771, Zürich 1992
- [Gretschner 2000] Gretschner H.: Entstehung von Aerosolen durch heterogene Keimbildung bei der Absorption und Kondensation. Fortschritts-Bericht VDI Reihe 3 Nr. 650, VDI-Verlag, Düsseldorf 2000
- [Haberfellner et. al. 1999] Haberfellner R., Nagel P., Becker M., Büchel A., von Massow H.: Systems Engineering: Methodik und Praxis. 10. Auflage, Verlag Industrielle Organisation, Zürich 1999
- [Hasler et al. 2000] Hasler Ph., Nussbaumer Th., Jenni A.: Praxiserhebung über Stickoxid- und Partikelemissionen automatischer Holzfeuerungen. Bundesamt für Energie, Bern 2000
- [Hasler und Nussbaumer 1997] Hasler Ph., Nussbaumer Th.: Partikelgrößenverteilung bei der Verbrennung und Vergasung von Biomasse. Bundesamt für Energie, Bern 1997
- [Hasler und Nussbaumer 1998] Hasler Ph., Nussbaumer Th.: Particle Size Distribution of the Fly Ash from Biomass Combustion. Biomass for Energy and Industry. 10th European Conference and Technology Exhibition, Würzburg 8.-11. Juni 1998, 1623-1625
- [Helsper et al. 1980] Helsper C. et al. Particle number distributions of Aerosols from Test Fires. J. Aerosol Sci. 11, 1980, 439-446
- [Hidy 1984] Hidy G.: Aerosols: An industrial and environmental science. Academic press, Orlando 1984
- [Hinds 1998] Hinds W.: Aerosol Technology. Properties, behavior, and measurement of airborne particles. Second Edition, John Wiley & Sons, New York 1998
- [Hoek et al. 2002] Hoek G., Brunekreef B., Goldbohm S., Fischer P., van den Brandt P.: Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. The Lancet, Vol. 360, 1203-1209, 2002
- [Hofbauer und Kaltschmitt 2001] Hofbauer H., Kaltschmitt M.: Vergasung. Energie aus Biomasse, Springer-Verlag, ISBN 3-540-64853-4, Berlin 2001, 427-472
- [Johansson 2002] Johansson L.: Characterisation of particle emissions from small-scale biomass combustion. Chalmers University of Technology, Göteborg 2002
- [Jokiniemi et al. 2001] Jokiniemi J., Lind T., Hokkinen J., Kurkela J., Kauppinen E.: Modelling and experimental results on aerosol formation, deposition and emissions in fluidized bed combustion of biomass. Aerosols from biomass combustion, international seminar, International Energy Agency (IEA) and Swiss Federal Office of Energy, ISBN 3-908705-00-2, Zurich 2001, 31-39
- [Kauppinen und Pakkanen 1990] Kauppinen E., Pakkanen T.: Coal combustion aerosols: A field study. Environ. Sci. Technol., 1990

- [Keller et al. 1993] Keller R., Nussbaumer Th., Suter P.: Untersuchung der Luftstufung mit Reduktionskammer als Primärmassnahme zur NO_x-Minderung bei der Holzverbrennung. 16. Deutscher Flammentag, Clausthal 1993
- [Kessler et al. 2000] Kessler F., Knechtle N., Frischknecht R.: Heizenergie aus Heizöl, Erdgas oder Holz. BUWAL-Bericht, Schriftenreihe Umwelt Nr. 315, Bern 2000
- [Landolt und Börnstein 1961] Landolt H., Börnstein R., Martienssen W., Hellwege K.H.: Numerical data and functional relationships in science and technology. Gruppe 4. Springer-Verlag, Berlin 1961
- [Livbjerg 2001] Livbjerg H.: Aerosol formation from straw combustion – Danish experiences. Aerosols from biomass combustion, international seminar, International Energy Agency (IEA) and Swiss Federal Office of Energy, ISBN 3-908705-00-2, Zurich 2001, 29-30
- [Müller und Pachaly 2003] Müller M., Pachaly R.: Additive bei der Biomasseverbrennung. Moderne Feuerungstechnik zur energetischen Verwertung von Holz und Holzabfällen, Teil 2, Düsseldorf 2003, 208-226
- [Nielsen 1998] Nielsen L.: Combustion aerosols from potassium-containing fuels. Technical University of Denmark, Lyngby 1998
- [Nussbaumer 1989] Nussbaumer Th.: Schadstoffbildung bei der Verbrennung von Holz. Diss. ETH Zürich Nr. 8838, Zürich 1989
- [Nussbaumer 1997a] Nussbaumer Th.: Primärmassnahmen zur Stickoxidminderung bei Holzfeuerungen, Teil 1: Bildungswege von Stickoxiden. Brennstoff Wärme Kraft 49 Nr. 1/2, 1997, 46–49
- [Nussbaumer 1997b] Nussbaumer Th.: Primärmassnahmen zur Stickoxidminderung bei Holzfeuerungen, Teil 2: Luft- und Brennstoffstufung. Brennstoff Wärme Kraft 49 Nr. 3, 1997, 59–62
- [Nussbaumer 1998] Nussbaumer Th.: NO_x-reduction in biomass combustion: Primary and secondary measures. Biomass for energy and industry. 10th European conference and technology exhibition, 8.-11. Juni, Würzburg 1998, 1318–1321
- [Nussbaumer 2000] Nussbaumer Th.: Erneuerbare Energie mit Zukunft. Technische Rundschau Nr. 20, 2000, 26-30
- [Oberberger et al. 2001] Oberberger I., Brunner T., Jöller M.: Characterisation and formation of aerosols and fly-ashes from fixed-bed biomass combustion. Aerosols from biomass combustion, international seminar, International Energy Agency (IEA) and Swiss Federal Office of Energy, ISBN 3-908705-00-2, Zurich 2001, 69-74
- [Oser et al. 2000] Oser M., Nussbaumer Th., Schweizer B., Mohr M., Figi R.: Untersuchung der Einflüsse auf die Partikelemissionen in einer Unterschubfeuerung. 6. Holzenergie-Symposium, 20. Oktober 2000, ETH Zürich, Bundesamt für Energie, Bern 2000, 51–68
- [Overend 1996] Overend R.: Thermochemistry: The key to minerals separation from biomass for fuel use in high performance systems. VTT Symposium 164, Espoo (Finland) 1996, 197-214
- [Römpp et al. 1999] Römpp H., Falbe J., Amelingmeier E.: Römpp Lexikon Chemie. Hrsg. Falbe/Regitz, 10. Auflage, G. Thieme Verlag, Stuttgart 1996-1999

- [Salzmann und Nussbaumer 2001] Salzmann R., Nussbaumer Th.: Fuel staging for NO_x-Reduction in biomass combustion: Experiments and modeling. *Energy & Fuels*, 15, 2001, 575–582
- [Schwartz 1997] Schwartz J.: Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Tucson. *Epidemiology*, Vol. 8, 371-377, 1997
- [Seinfeld 1986] Seinfeld J.: Atmospheric chemistry and physics of air pollution. John Wiley & Sons, New York 1986
- [Wagner 1984] Wagner P.: Aerosole. *Ber. Bunsenges. Phys. Chem.* 88, Nr. 11, S. 1036/1042, 1984
- [Wintermantel und Ha 1996] Wintermantel E., Ha S.: Biokompatible Werkstoffe und Bauweisen. Springer-Verlag, ISBN 3.540-59405-1, Berlin 1996
- [Züst 2000] Züst R.: Einstieg ins Systems Engineering: Systematisch denken, handeln und umsetzen. 2. Auflage, Verlag Industrielle Organisation, Zürich 2000, S. 33

12 Anhang

Die vorliegende Arbeit ist fokussiert auf die Partikelemissionen. Daneben wurden auch andere Schadstoffe mitgemessen, welche in Kapitel 12.1 dargestellt sind. In Kapitel 12.2 sind die Temperaturen in der Feuerung bei verschiedenen Einstellungen und Brennstoffen dargestellt. Kapitel 12.3 zeigt die partikulären Element-Frachten. In Kapitel 12.4 sind weitere Eigenschaften der Partikelkollektive bei unterschiedlichen Verbrennungsbedingungen dargestellt.

12.1 Weitere Schadstoffe

Bild 12.1 zeigt für den Fall der ausgeprägten Luftstufung (z.B. Standardversuchsreihe Std), dass die tiefsten Stickoxidwerte bei einem Glutbett-Luftüberschuss zwischen 0.7 und 0.8 erreicht werden. Dies stimmt mit der Literatur überein, wonach die beste Umsetzungsrate für Stickoxide in diesem Bereich liegt [Nussbaumer 1989]. Sowohl bei höherem als auch bei tieferem Glutbett-Luftüberschuss nehmen die Stickoxidkonzentrationen zu.

In Bild 12.2 ist der Zusammenhang zwischen den beiden bei der Verbrennung von Energieholz bedeutendsten Emissionsgruppen Partikel und Stickoxide gezeigt. Die Messungen an der Versuchsanlage zeigen, dass bei tiefsten Partikelkonzentrationen nicht gleichzeitig die tiefsten NO_x-Konzentrationen erreicht werden. Eine Kombination von Low-Particle- und Low-NO_x-Betrieb wird nicht ohne weiteres erreicht. Um beurteilen zu können, inwiefern sich diese beiden Betriebsarten kombinieren lassen, sind weitere Untersuchungen notwendig.

Ein weiterer Schadstoff ist Kohlenmonoxid, welcher gleichzeitig auch als Indikator für die Ausbrandqualität dient. Die Kohlenmonoxidwerte im Abgas bei unterschiedlichen Betriebsbedingungen und verschiedenen Brennstoffen sind in Bild 12.3 zusammengetragen.

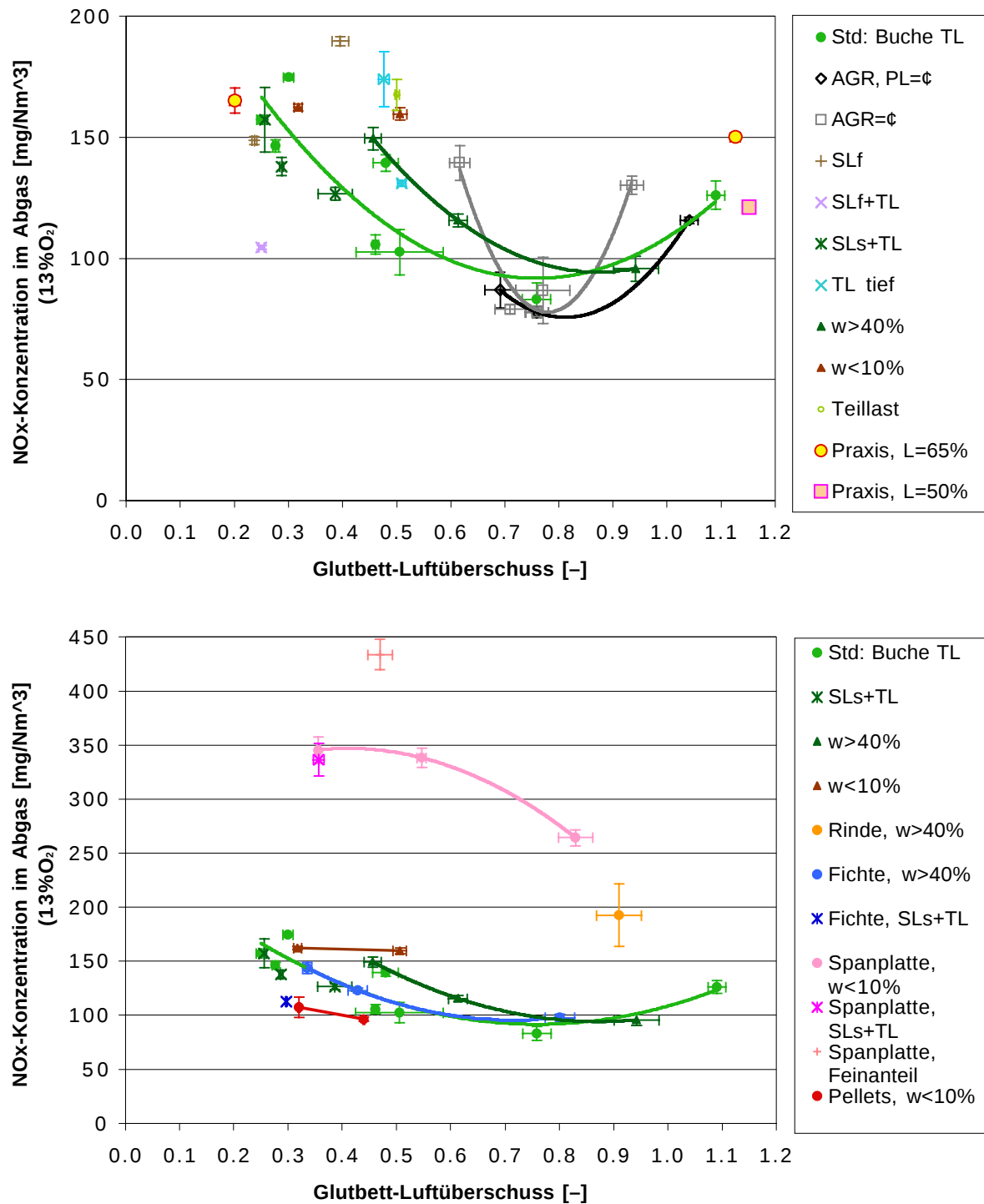


Bild 12.1: Stickoxidemissionen bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss:
oben: Verbrennung von WHS Buche. Zum Vergleich: Messungen auf der Praxisanlage.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

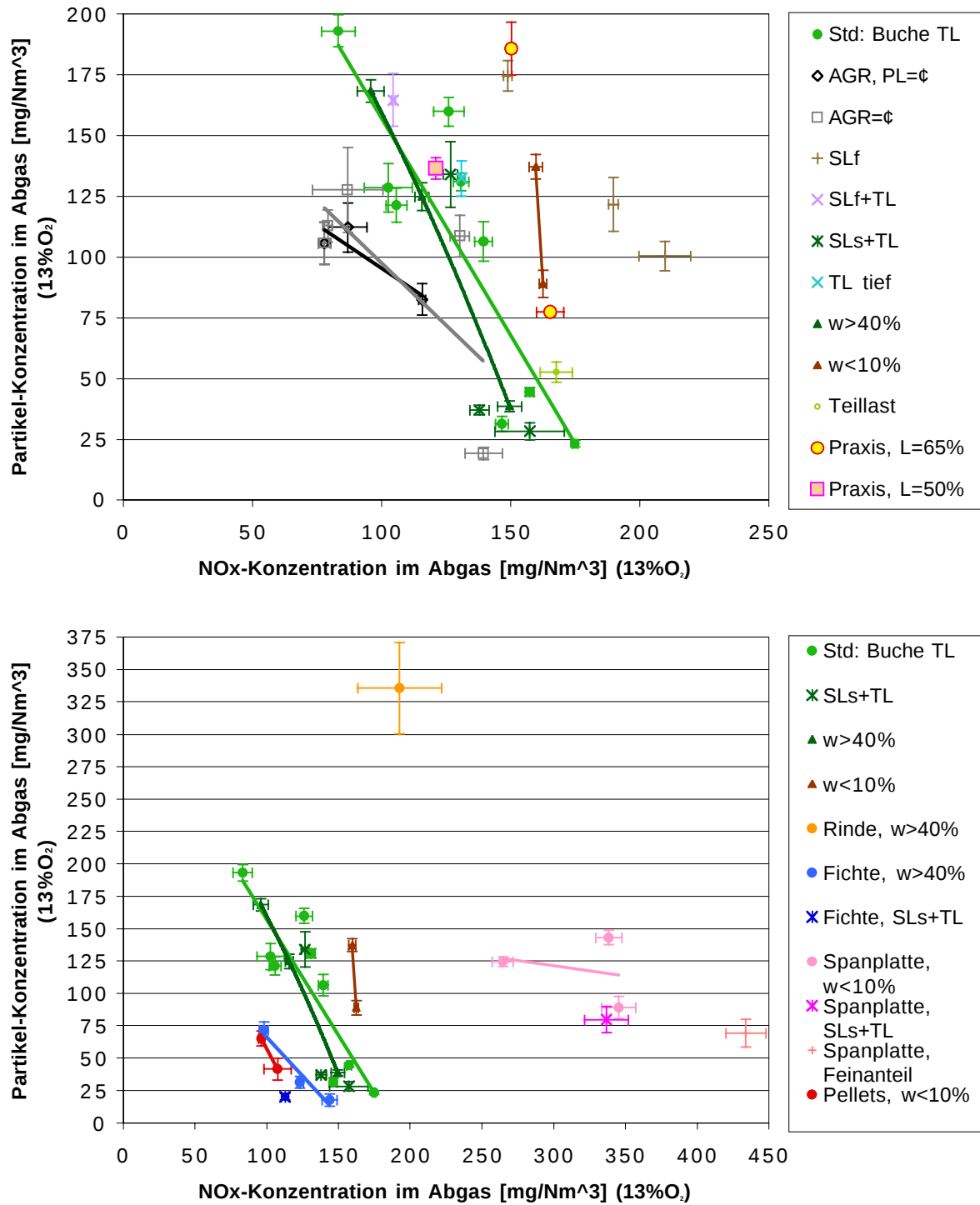


Bild 12.2: Stickoxid- und Partikelemissionen bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage.
oben: Verbrennung von WHS Buche. Zum Vergleich: Messungen auf der Praxisanlage.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

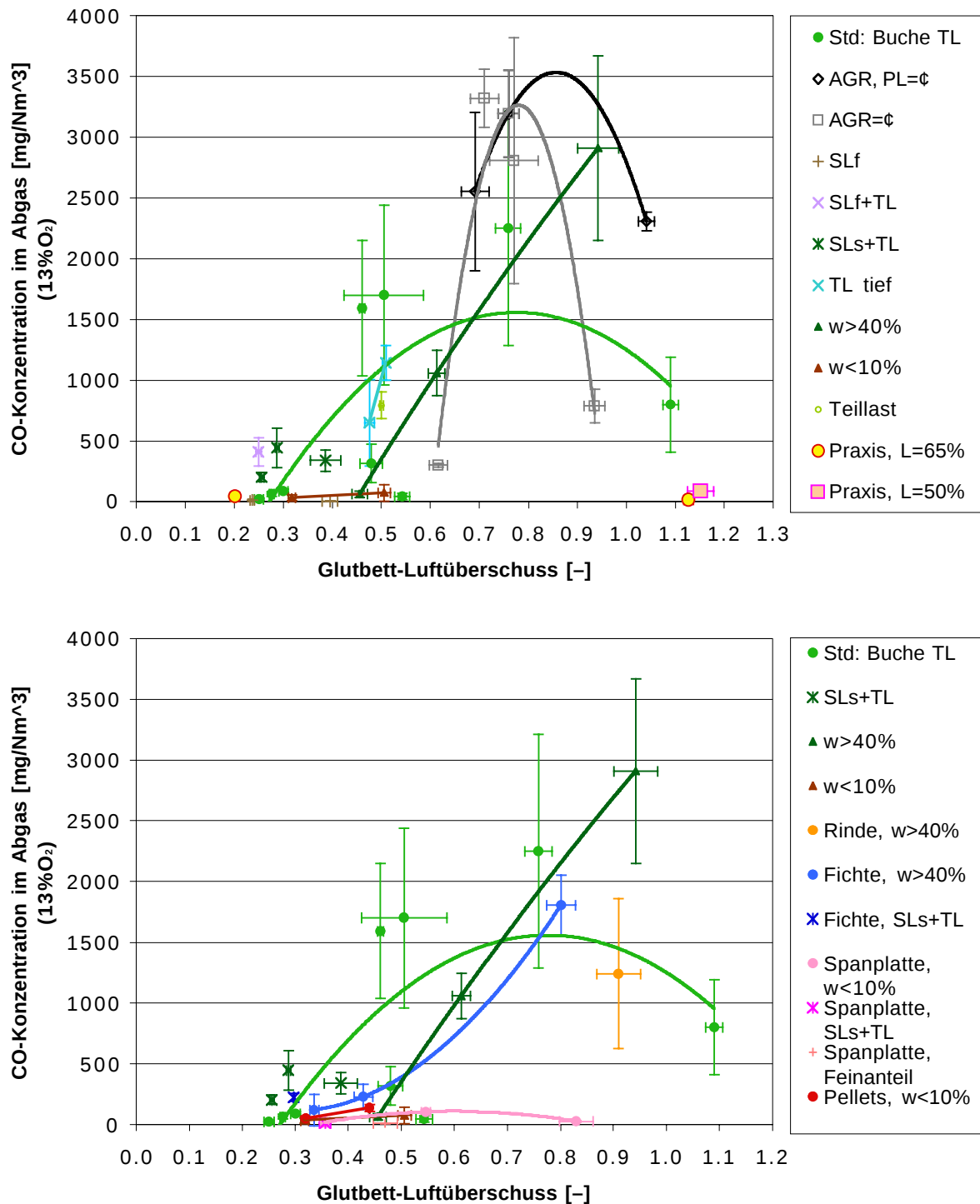


Bild 12.3: Kohlenmonoxidemissionen bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss:
oben: Verbrennung von WHS Buche. Zum Vergleich: Messungen auf der Praxisanlage.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

12.2 Temperaturen in der Feuerung

In der Feuerung wurden jeweils 3 verschiedene Temperaturen gemessen. Zum einen die als Feuerraum-Temperatur bezeichnete Temperatur oberhalb des Glutbetts, dann die mit einem

IR-Temperaturmessgerät erfasste Glutbett-Oberflächentemperatur sowie die an einem fixen Ort in der Retorte gemessene Glutbett-Temperatur.

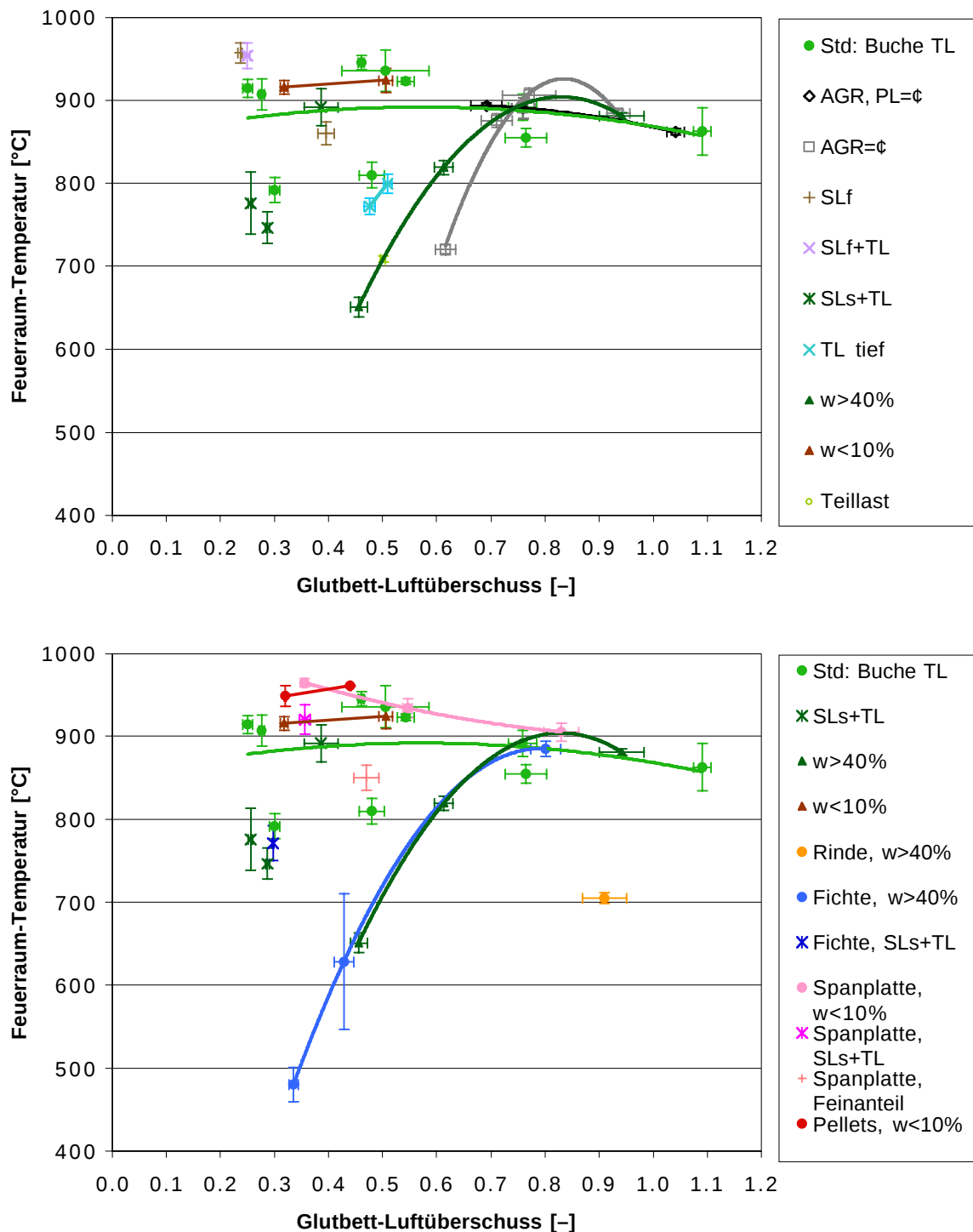


Bild 12.4: Feuerraum-Temperatur bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss:
oben: Verbrennung von WHS Buche.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

Bild 12.4 zeigt, dass bei Wassergehalten bis etwa 35% (Standardbrennstoff) auch bei tiefem Glutbett-Luftüberschuss (z.T. unter 0.3) hohe Feuerraum-Temperaturen (750-950°C) erreicht werden. Deutlich abgesenkt werden die Feuerraum-Temperaturen, wenn gleichzeitig ein

hoher Wassergehalt und ein tiefer Glutbett-Luftüberschuss vorhanden ist, oder eine Abgasrückführung bei relativ tiefem Glutbett-Luftüberschuss eingesetzt wird.

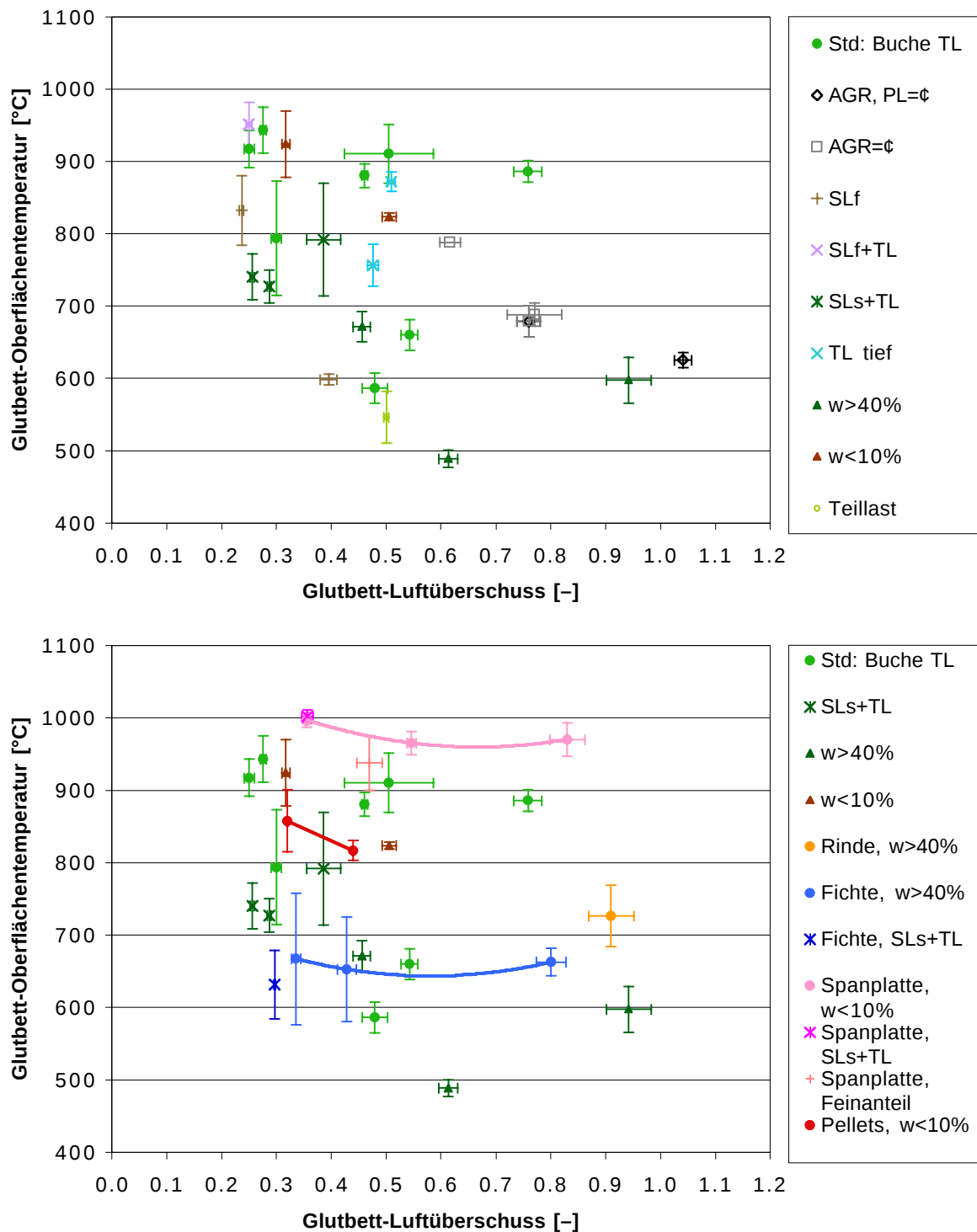


Bild 12.5: Glutbett-Oberflächentemperatur bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss:
oben: Verbrennung von WHS Buche.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

Bei hohem Glutbett-Luftüberschuss ist das Glutbett so klein, dass die sogenannte Glutbett-Temperatur gar nicht im Glutbett sondern darüber gemessen wird. In diesem Sinne kann die Glutbett-Temperatur auch als Funktion der Glutbetthöhe betrachtet werden (Bild 12.6).

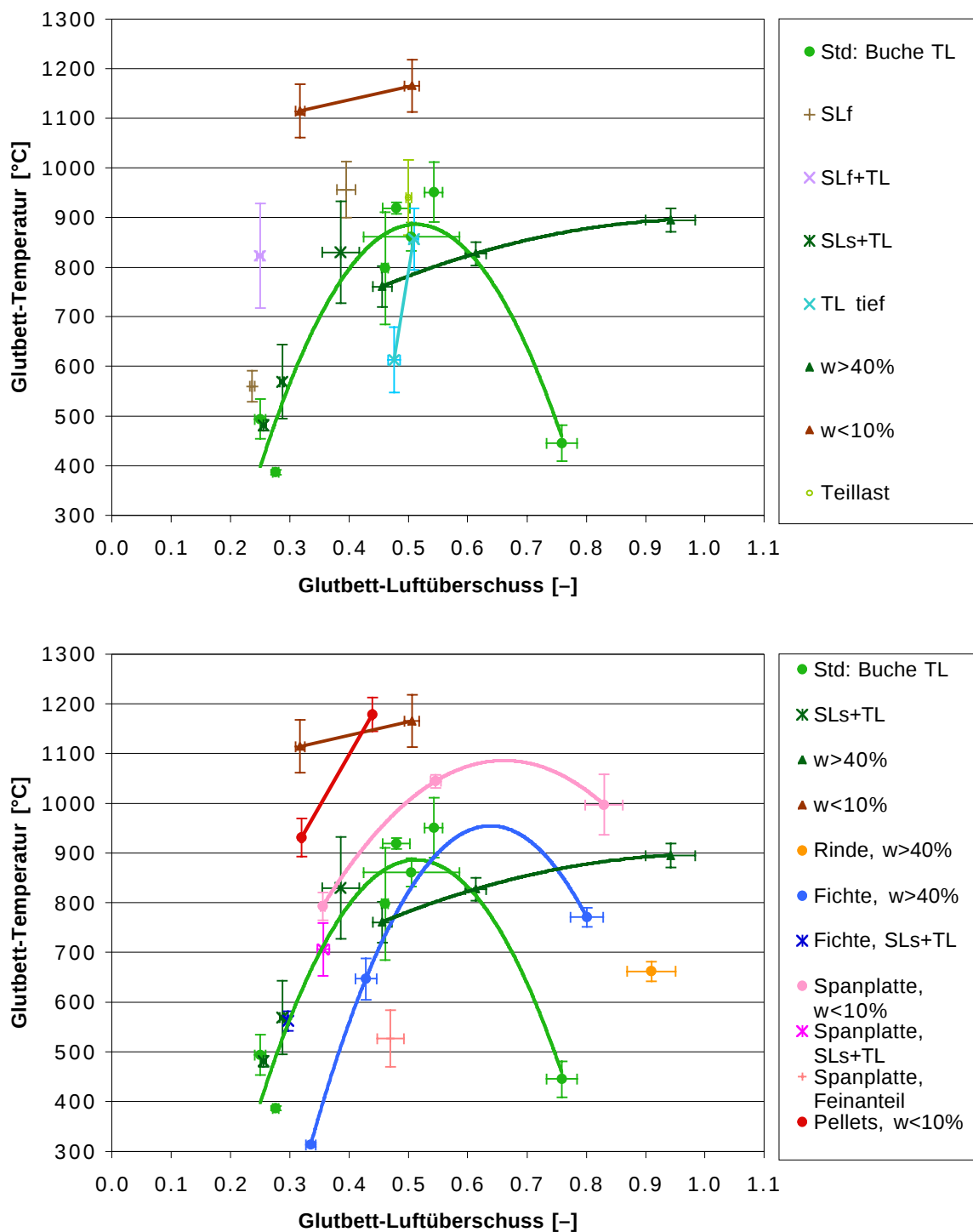


Bild 12.6: Glutbett-Temperatur bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss:
oben: Verbrennung von WHS Buche.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

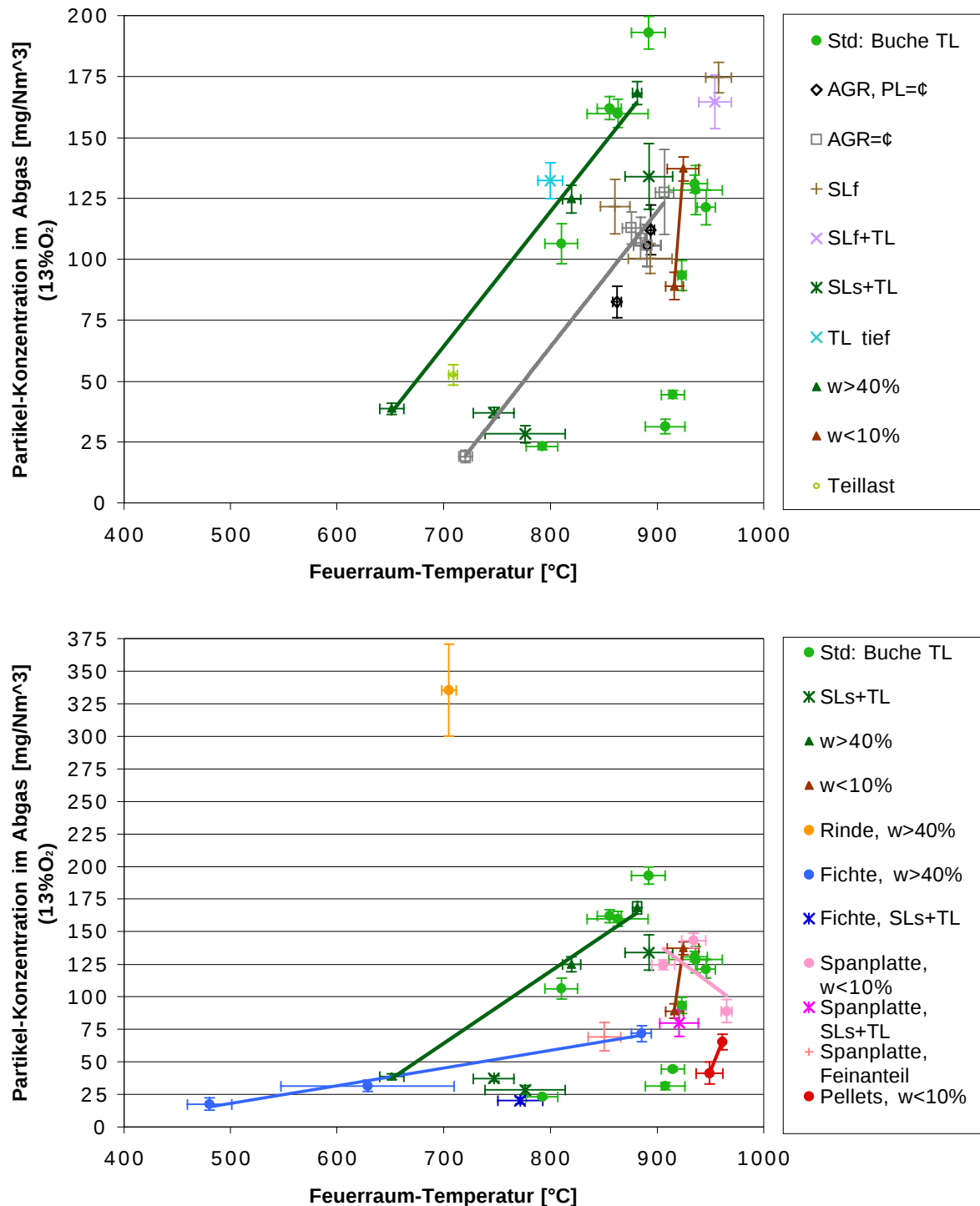


Bild 12.7: Partikel-Massenkonzentration im Abgas bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit von der Feuerraum-Temperatur:
oben: Verbrennung von WHS Buche.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

Bild 12.7 zeigt, dass im allgemeinen keine signifikante Korrelation zwischen der Feuerraum-Temperatur und der Partikel-Massenkonzentration (z.B. Standardversuchsreihe). Dies steht in Einklang mit den theoretischen Überlegungen in Kapitel 4.2, da die chemischen Prozesse bezüglich der Partikel-Massenkonzentration insgesamt bedeutender sind als die physikalischen. Ein Zusammenhang zwischen Feuerraum-Temperatur und Partikel-Massenkonzentration be-

steht dann, wenn bei nassem Brennstoff ($w > 40\%$) aufgrund tiefem Glutbett-Luftüberschuss einerseits die Temperaturen zusammenfallen und andererseits tiefe Partikel-Massenkonzentrationen entstehen.

12.3 Partikuläre Element-Frachten im Abgas

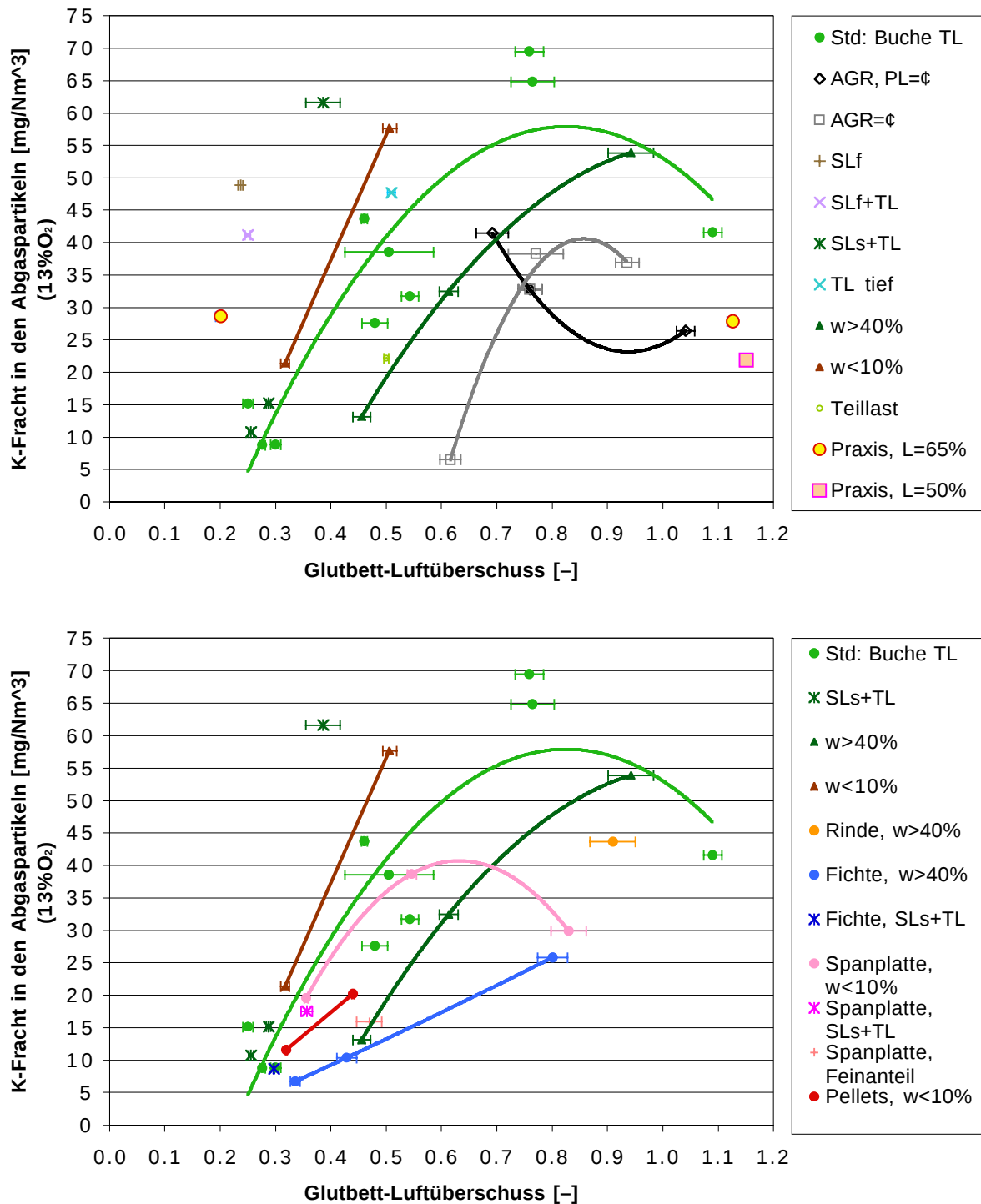


Bild 12.8: Partikuläre K-Fracht im Abgas bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss:
oben: Verbrennung von WHS Buche. Zum Vergleich: Messungen an der Praxisanlage.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

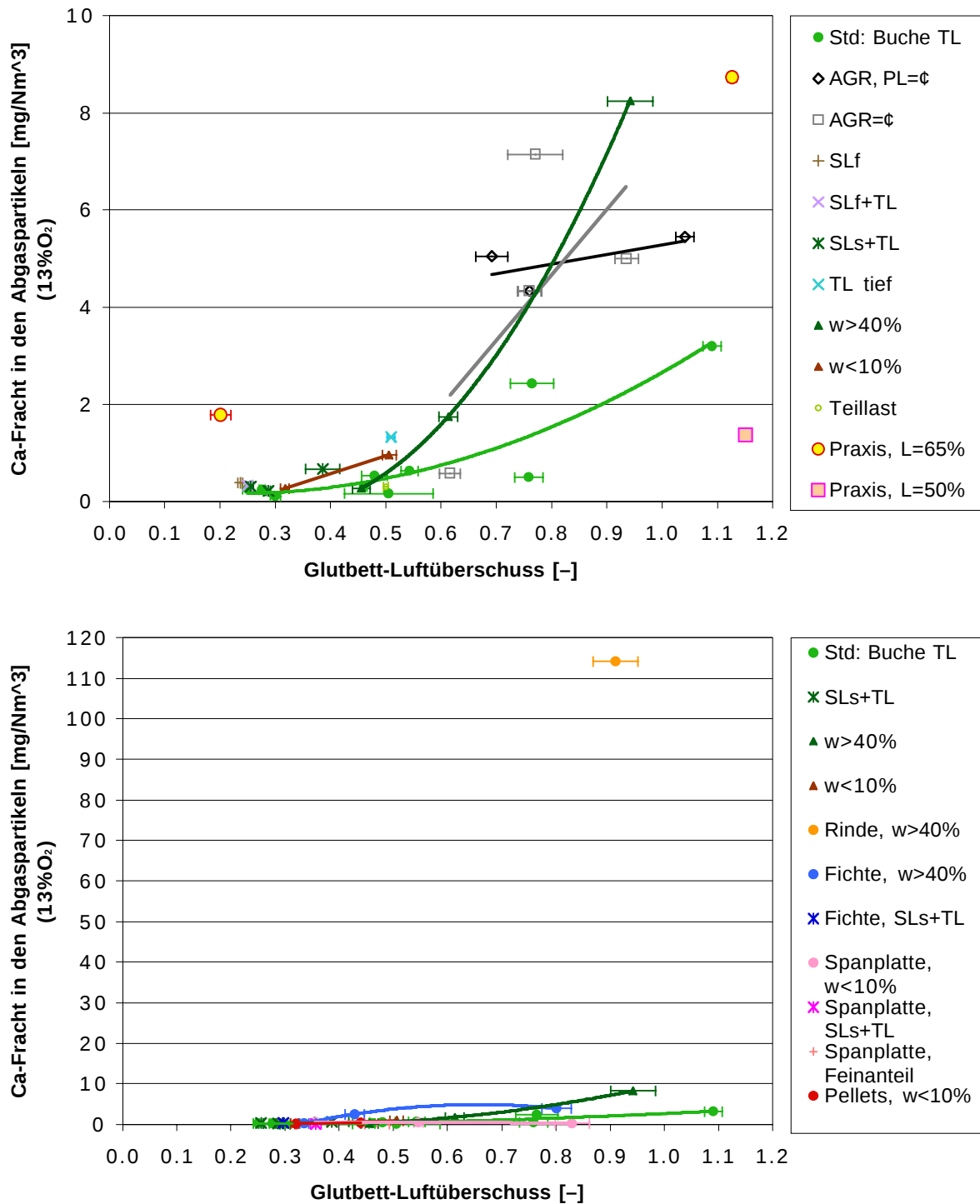


Bild 12.9: Partikuläre Ca-Fracht im Abgas bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss:
oben: Verbrennung von WHS Buche. Zum Vergleich: Messungen an der Praxisanlage.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

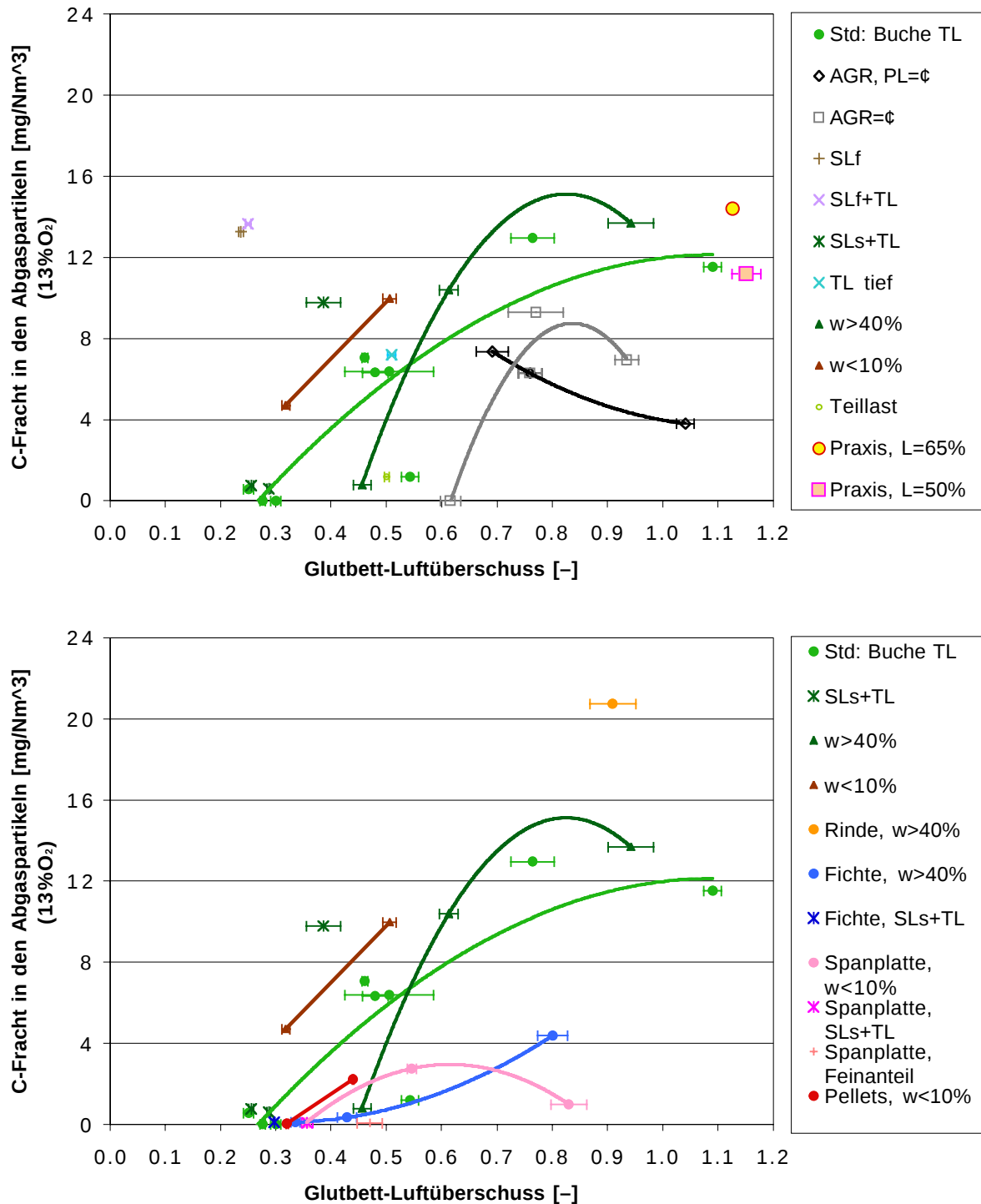


Bild 12.10: Partikuläre C-Fracht im Abgas bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss:
oben: Verbrennung von WHS Buche. Zum Vergleich: Messungen an der Praxisanlage.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

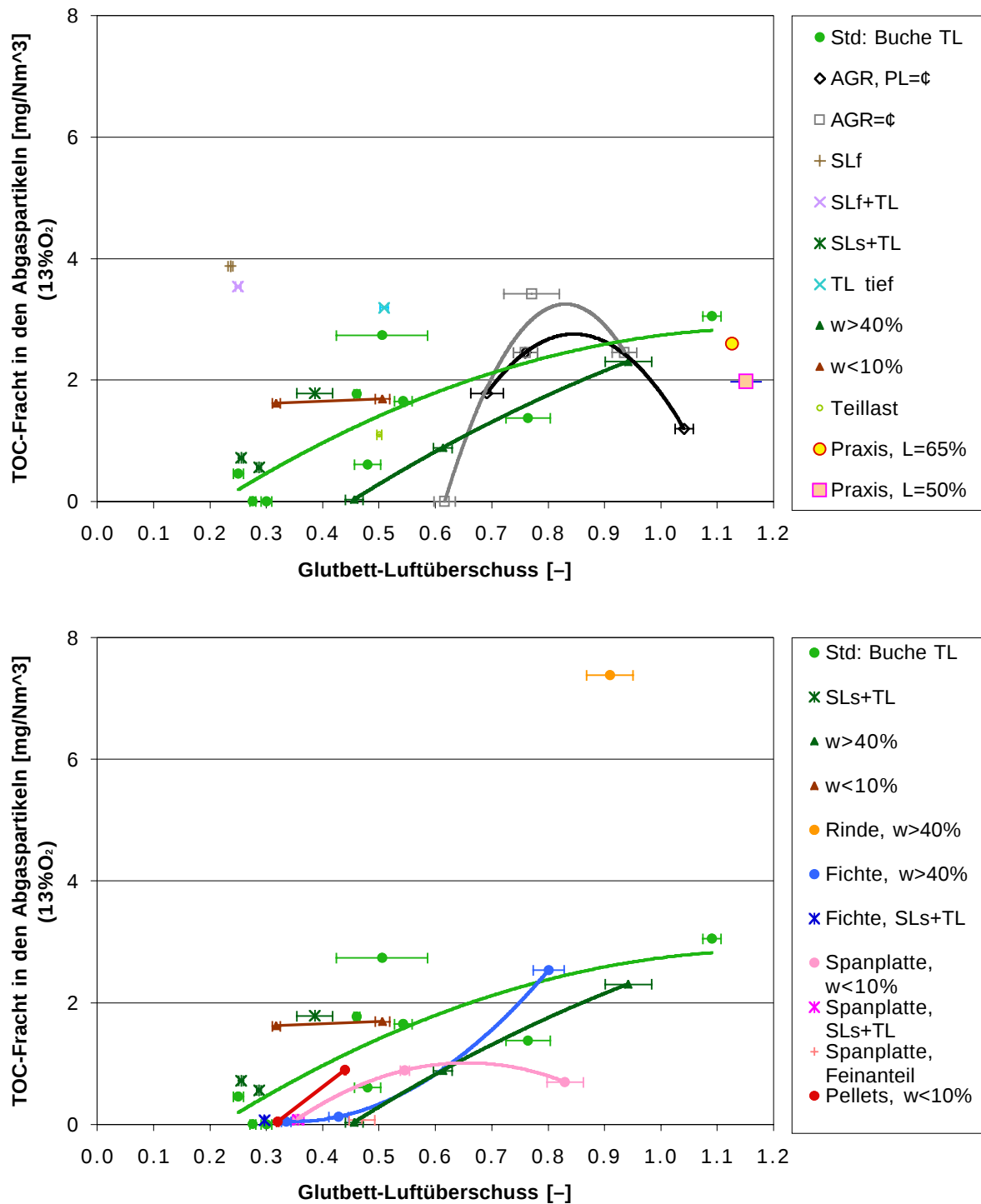


Bild 12.11: Partikuläre organische C-Fracht (TOC) im Abgas bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss:
oben: Verbrennung von WHS Buche. Zum Vergleich: Messungen an der Praxisanlage.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

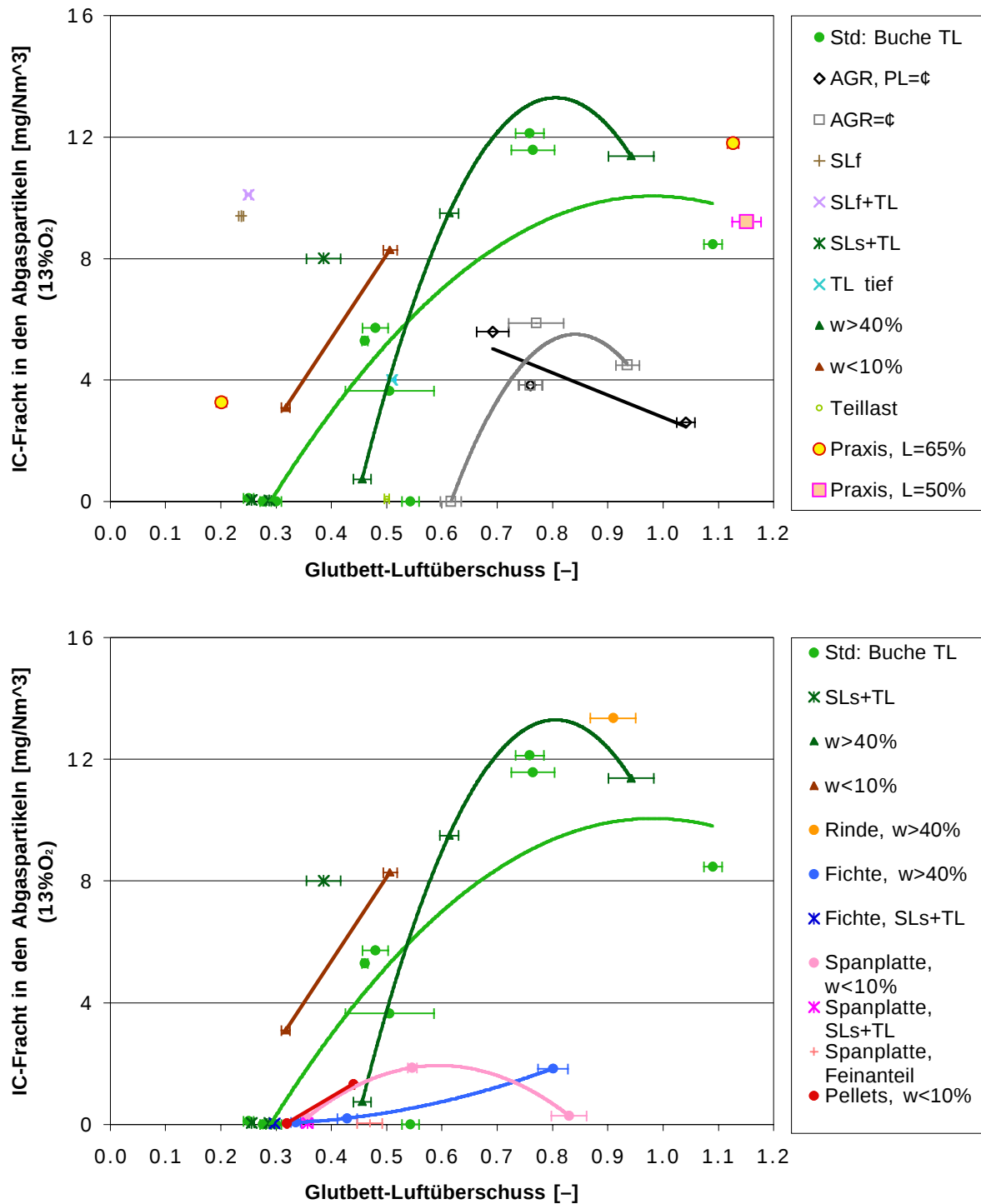


Bild 12.12: Partikuläre anorganische C-Fracht (IC) im Abgas bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss:
oben: Verbrennung von WHS Buche. Zum Vergleich: Messungen an der Praxisanlage.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

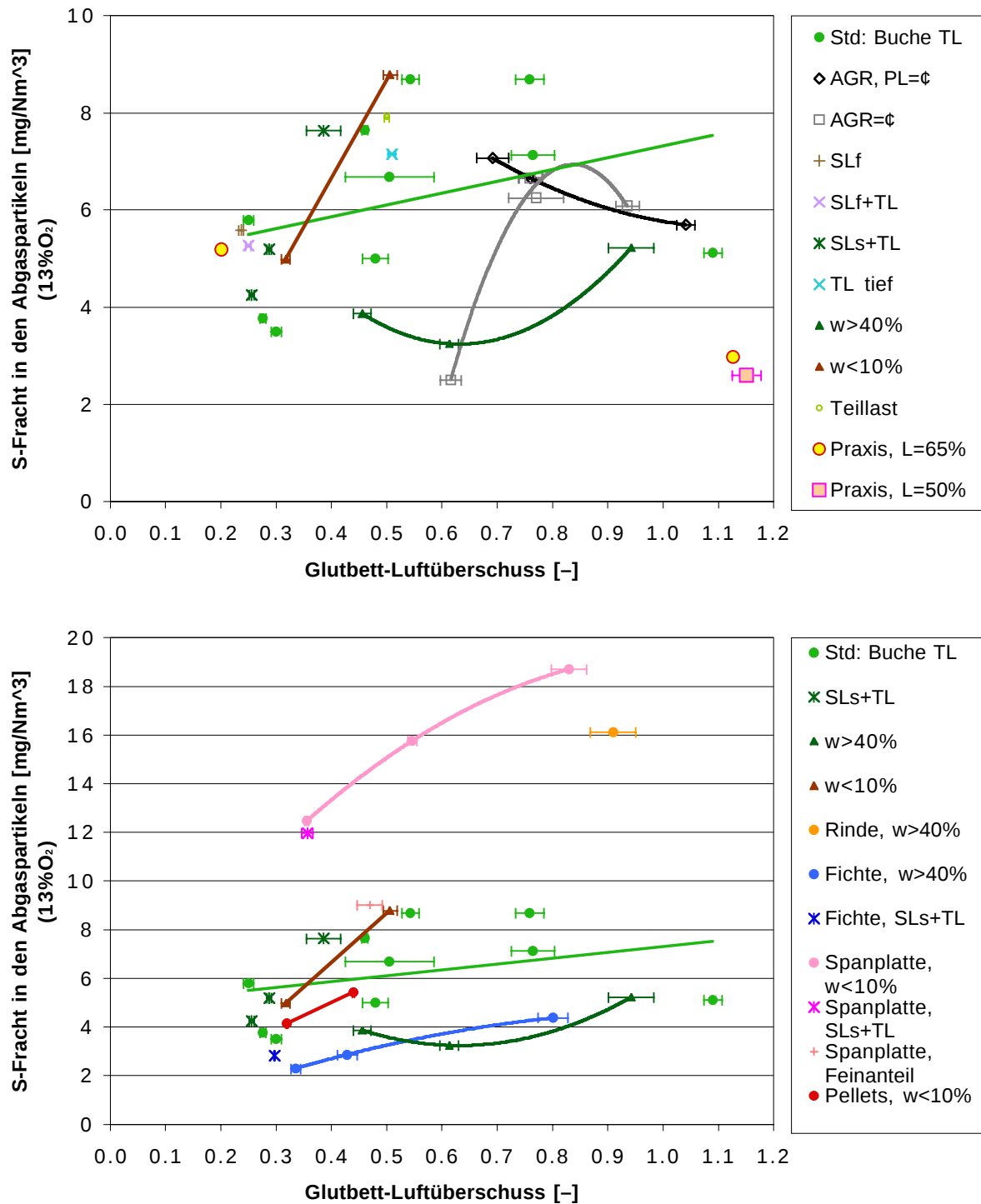


Bild 12.13: Partikuläre S-Fracht im Abgas bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss:
oben: Verbrennung von WHS Buche. Zum Vergleich: Messungen an der Praxisanlage.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

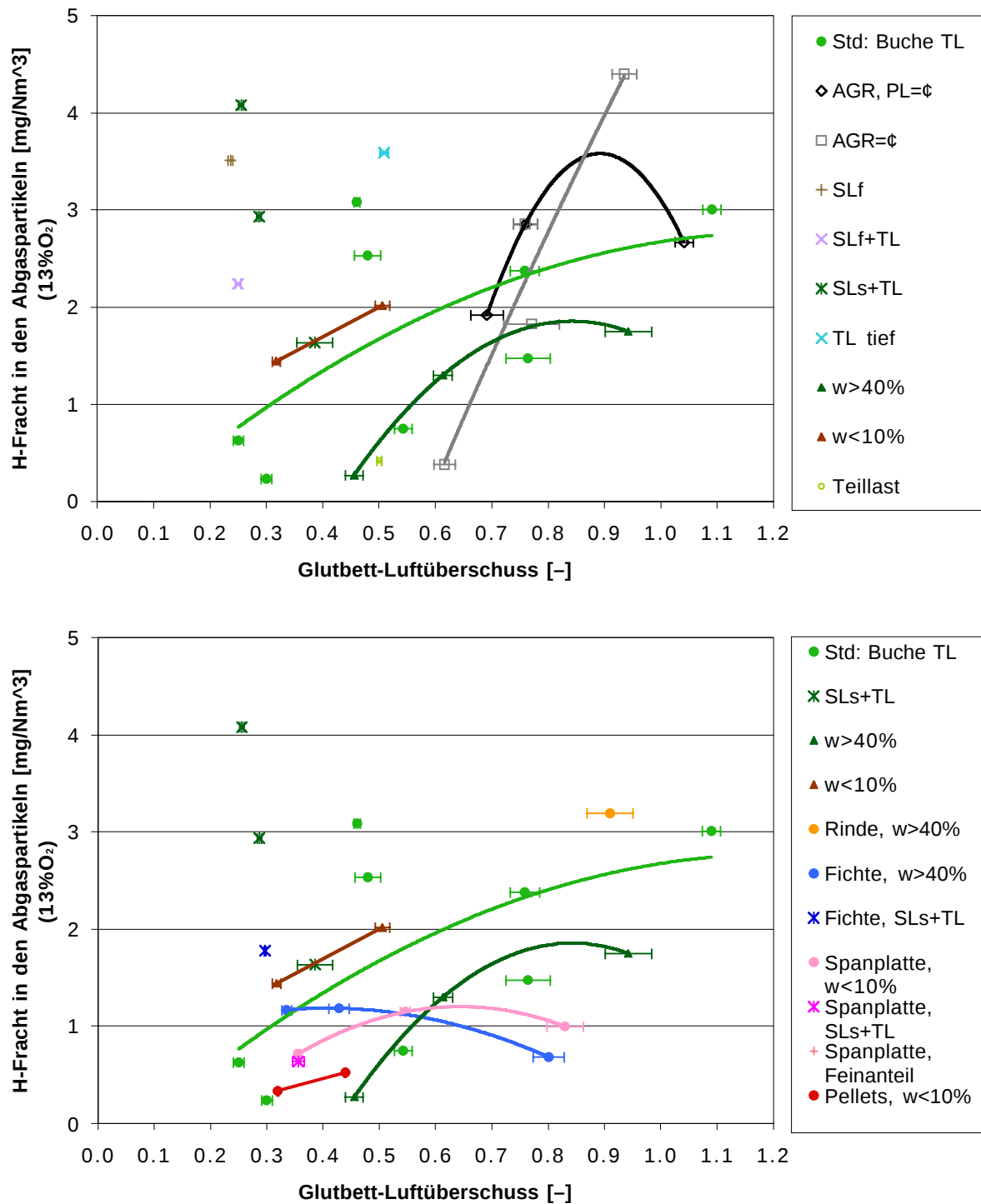


Bild 12.14: Partikuläre H-Fracht im Abgas bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss:
oben: Verbrennung von WHS Buche.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

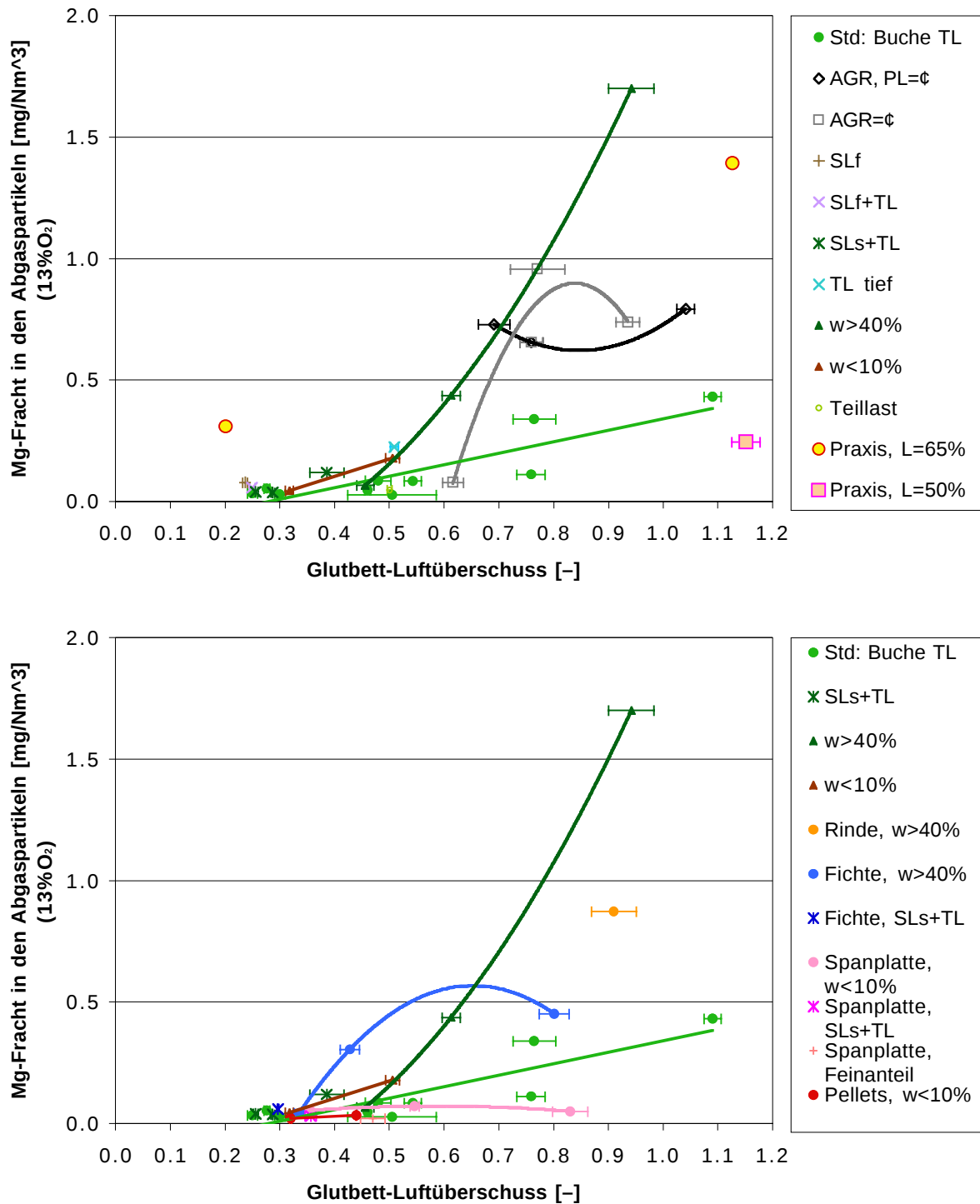


Bild 12.15: Partikuläre Mg-Fracht im Abgas bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss:
oben: Verbrennung von WHS Buche. Zum Vergleich: Messungen an der Praxisanlage.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

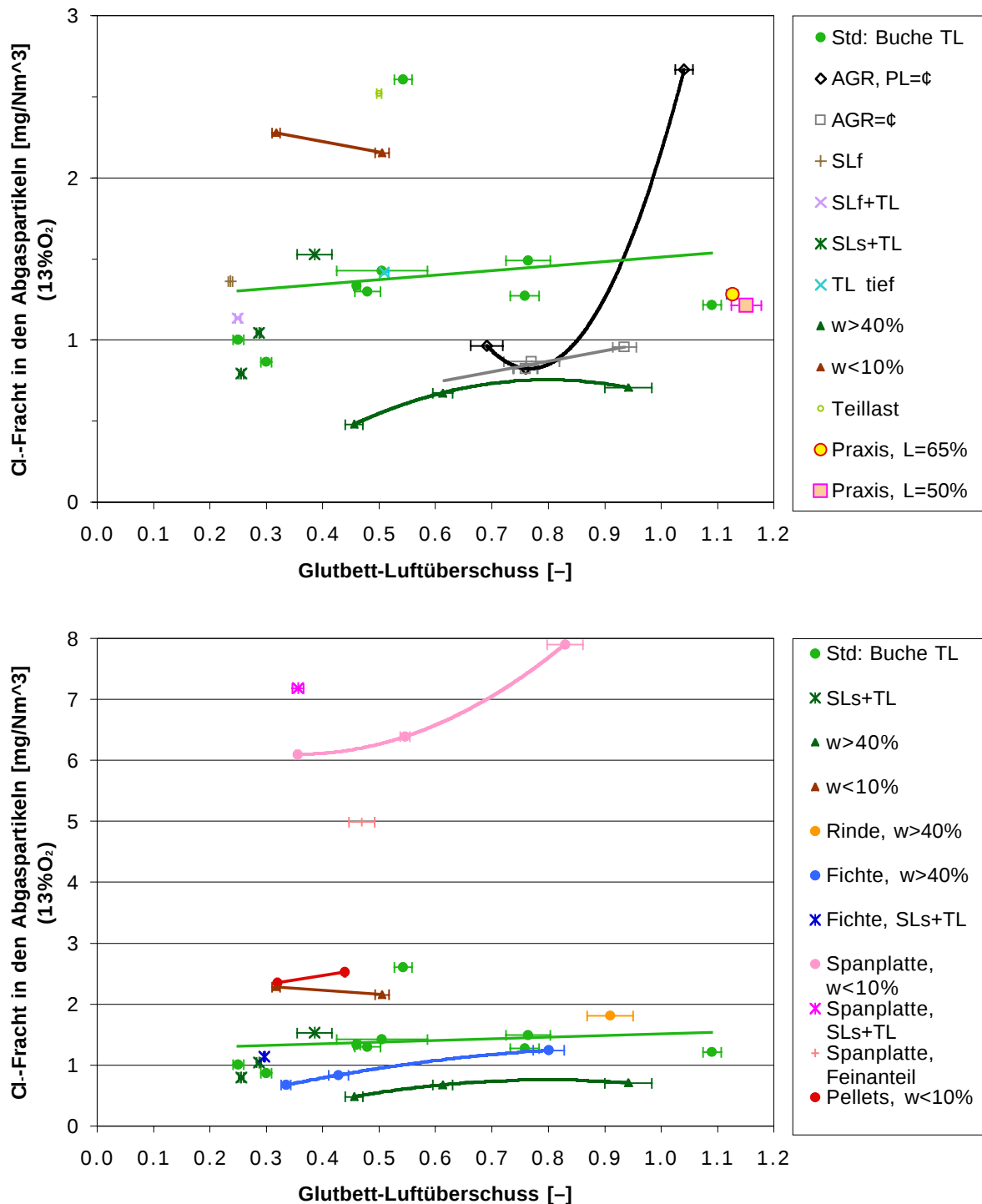


Bild 12.16: Partikuläre Cl-Fracht im Abgas bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss:
oben: Verbrennung von WHS Buche. Zum Vergleich: Messungen an der Praxisanlage.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

Die Partikel-Frachten verschiedener Spurenelemente des Brennstoffes sind vor allem abhängig von der Konzentration im Holz und weniger von den Verbrennungsbedingungen. Durchschnittswerte und Maximalwerte der partikulären Frachten bei der Verbrennung von naturbelassenem Holz (keine reine Rinde) sind in Tabelle 12.1 zusammengestellt. Bei der Verbrennung der eingesetzten Spanplatte sind die Frachten von Na ($6 - 12 \text{ mg/Nm}^3$) und Zn

($0.8 - 1.4 \text{ mg/Nm}^3$) deutlich erhöht. Bei der Verbrennung reiner Buchenrinde sind erhöhte Werte von Fe (1.0 mg/Nm^3) und Mn (0.9 mg/Nm^3) gemessen worden (alle Werte bezogen auf (13 Vol.-% O_2)).

Tabelle 12.1: Durchschnittswerte und Maximalwerte der partikulären Frachten einiger Spurenelemente bei der Verbrennung von naturbelassenem Holz (WHS Buche und WHS Fichte) bei unterschiedlichen Verbrennungsbedingungen.

Chem. Element	Einheit	Durchschnitt	Maximalwert
Na	mg/Nm^3 (13 Vol.-% O_2)	0.32	1.31
P	mg/Nm^3 (13 Vol.-% O_2)	0.29	1.70
Zn	mg/Nm^3 (13 Vol.-% O_2)	0.12	0.32
Fe	mg/Nm^3 (13 Vol.-% O_2)	0.02	0.09
Al	mg/Nm^3 (13 Vol.-% O_2)	0.01	0.02
Mn	mg/Nm^3 (13 Vol.-% O_2)	0.01	0.05

12.4 Weitere Charakterisierung der Partikelkollektive

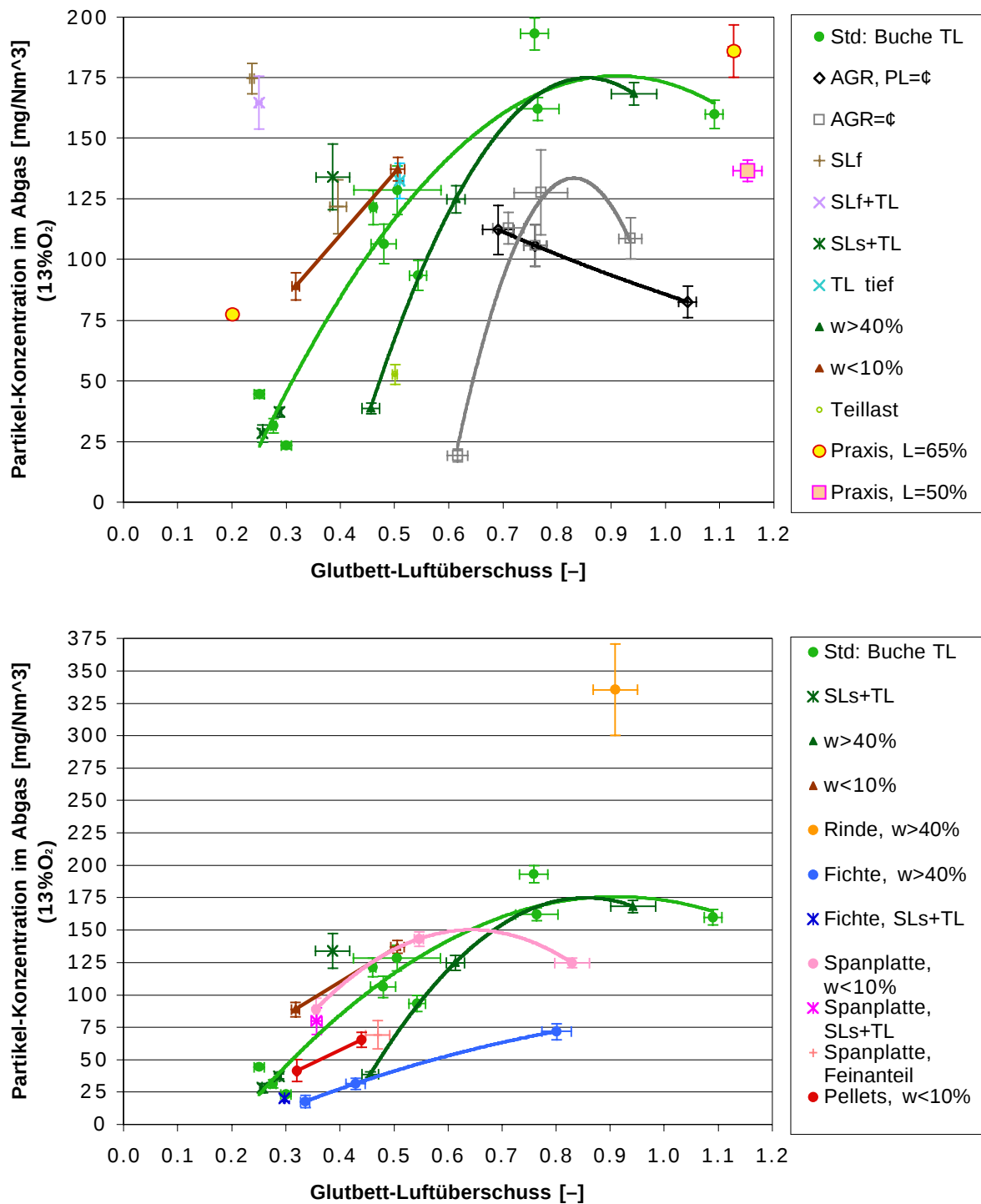


Bild 12.17: Partikel-Massenkonzentration im Abgas bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss:
oben: Verbrennung von WHS Buche. Zum Vergleich: Messungen an der Praxisanlage.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

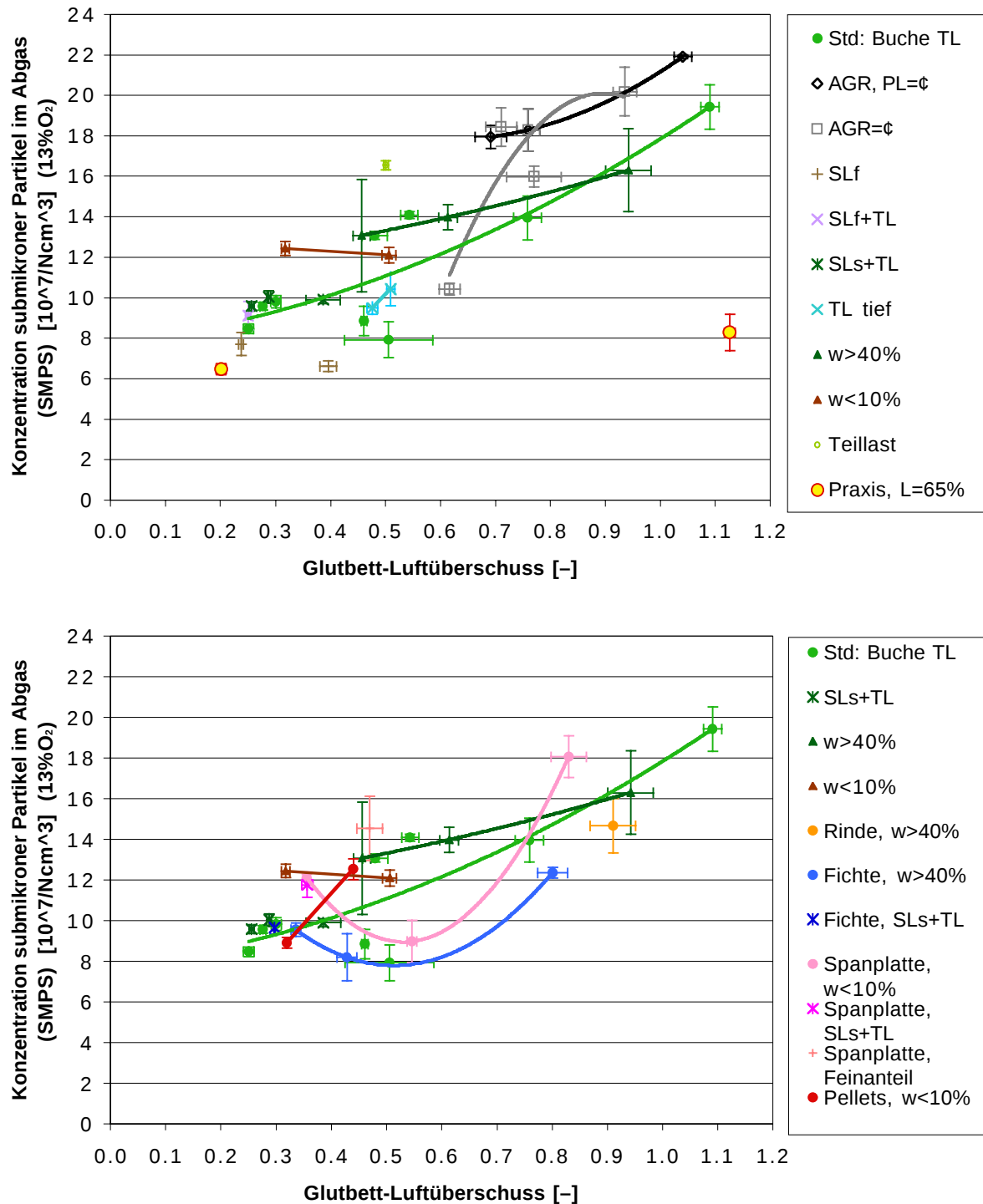


Bild 12.18: Partikel-Anzahlkonzentration im Abgas gemäss SMPS bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss:
oben: Verbrennung von WHS Buche. Zum Vergleich: Messungen an der Praxisanlage.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

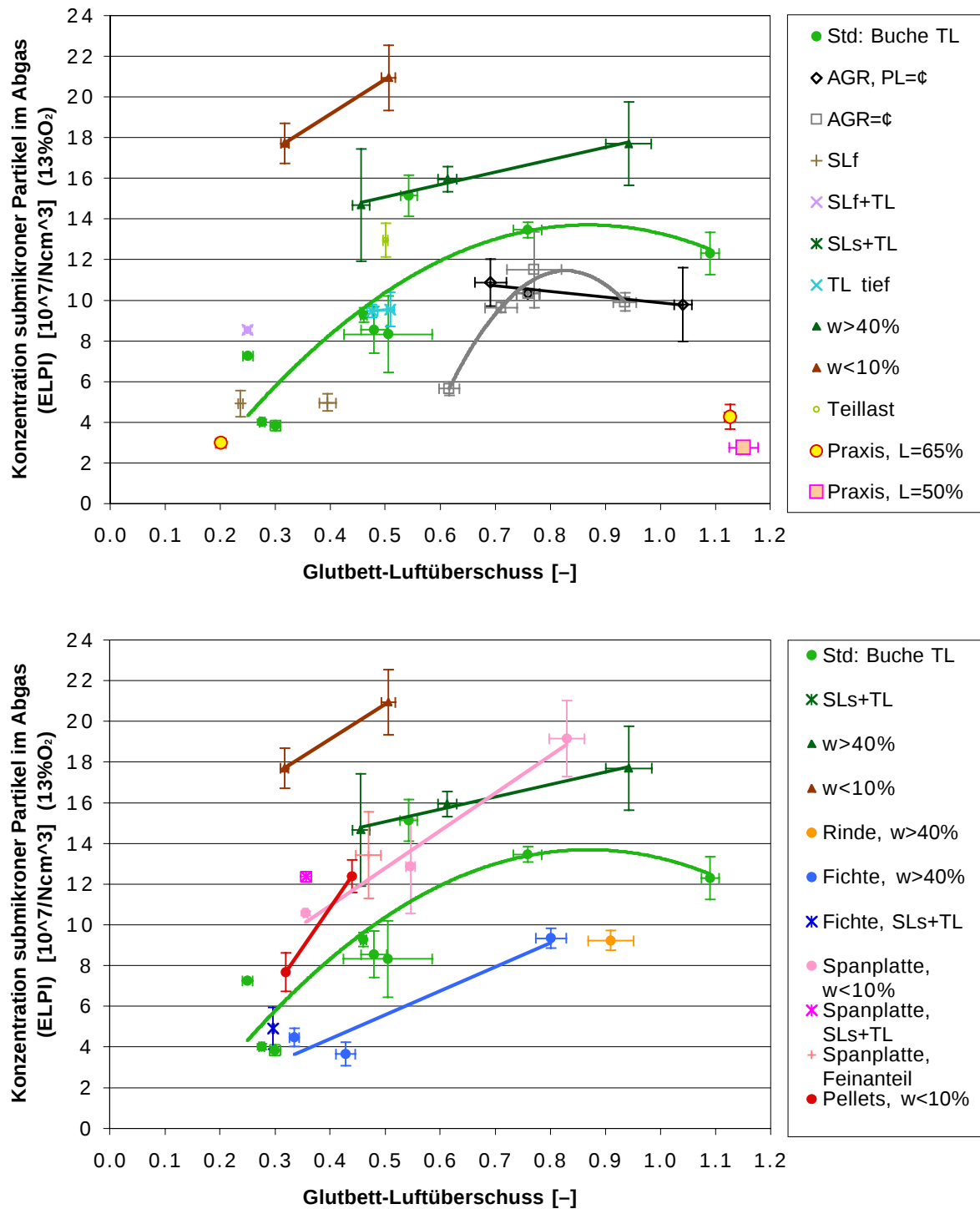


Bild 12.19: Partikel-Anzahlkonzentration im Abgas gemäss ELPI bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss:
oben: Verbrennung von WHS Buche. Zum Vergleich: Messungen an der Praxisanlage.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.

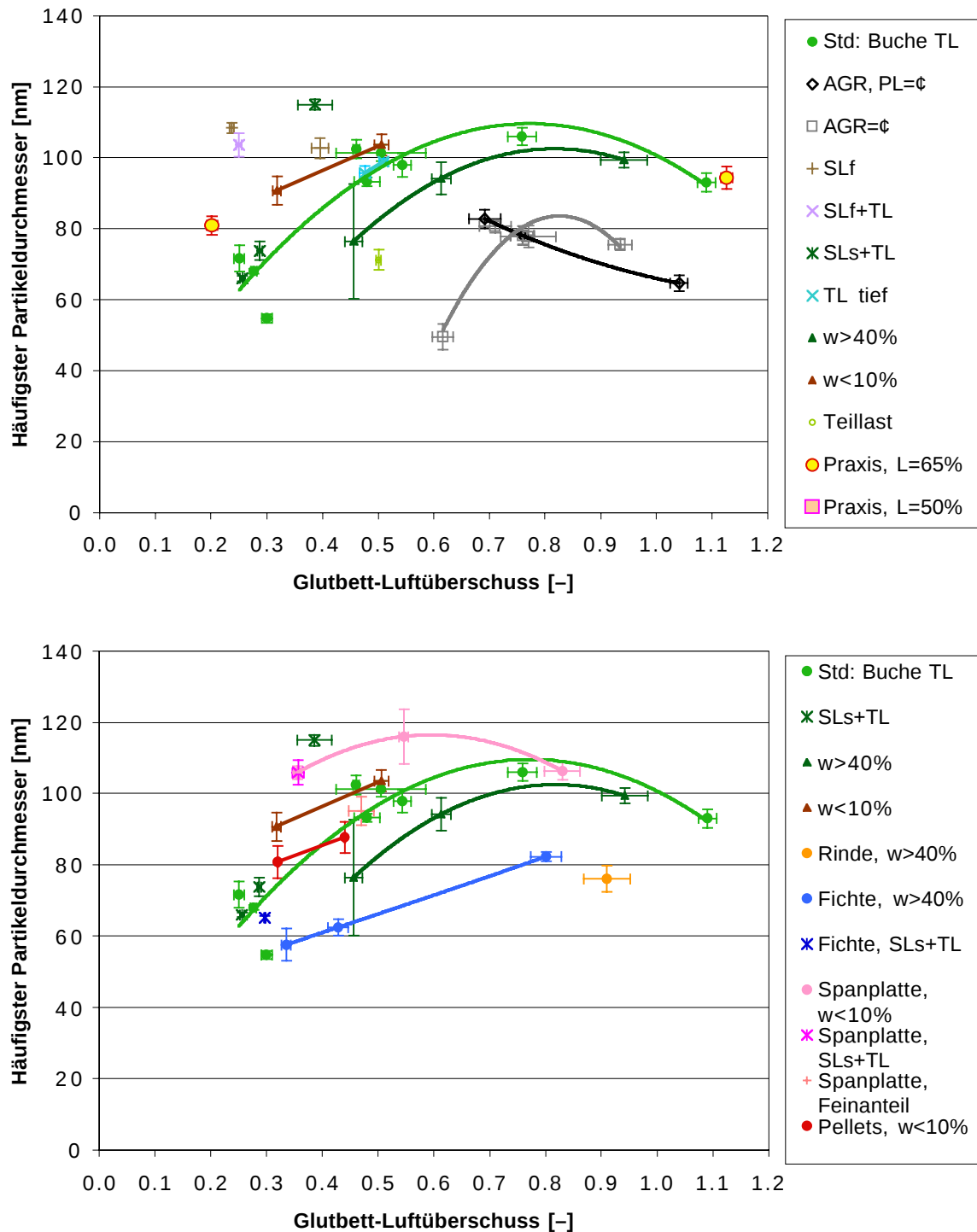


Bild 12.20: Häufigster Partikeldurchmesser im Abgas gemäss SMPS bei unterschiedlichen Betriebspunkten der Versuchsanlage in Abhängigkeit vom Glutbett-Luftüberschuss:
oben: Verbrennung von WHS Buche. Zum Vergleich: Messungen an der Praxisanlage.
unten: Verbrennung von unterschiedlichen Brennstoffen.