



# Energetische Biomassenutzung

Schriftenreihe des BMU-Förderprogramms  
„Energetische Biomassenutzung“

**BAND 8**

## Messmethodensammlung Feinstaub

Methodenvorschlag zur Feinstaubfassung an  
Feuerungsanlagen für feste biogene Brennstoffe

Herausgegeben von  
Volker Lenz, Daniela Thrän, Diana Pfeiffer

### **Autoren:**

DBFZ: Torsten Schröder, Volker Lenz, Justus von Sonntag, Tobias Ulbricht

IFF: Patric Heidecke

Fraunhofer UMSICHT: Esther Stahl

TFZ: Claudia Schön, Hans Hartmann

TUHH: Niels Woltersdorf

ZAE Bayern: Robert Kunde, Mamun Adeili, Florian Volz

Januar 2014

Gefördert vom



Bundesministerium  
für Umwelt, Naturschutz  
und Reaktorsicherheit

Koordiniert vom



Wissenschaftlich  
begleitet vom



# Impressum

**Herausgeber**

Volker Lenz, Daniela Thrän, Diana Pfeiffer

**Kontakt**

DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH

Torgauer Straße 116, D-04347 Leipzig

Telefon: +49 (0)341 2434-554

Telefax: +49 (0)341 2434-133

E-Mail: [diana.pfeiffer@dbfz.de](mailto:diana.pfeiffer@dbfz.de)

[www.energetische-biomassenutzung.de](http://www.energetische-biomassenutzung.de)

**Geschäftsführung**

Wissenschaftlicher Geschäftsführer: Prof. Dr. mont. Michael Nelles

Administrativer Geschäftsführer: Dipl.-Kfm. (FH), LL. M. Daniel Mayer

**Fachliche Koordination**

Volker Lenz

DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH

E-Mail: [feinstaubmessung@dbfz.de](mailto:feinstaubmessung@dbfz.de)

**Bildnachweis**

Umschlag vorn: S. Kronberg/DBFZ, Silke Kaiser/pixelio, Dieter Schütz/pixelio, Günter Havlena/pixelio

Umschlag hinten: DBFZ, DBFZ, DBFZ, DBFZ

Wenn nicht anders am Bild verzeichnet, liegen die Rechte beim DBFZ.

**Layout & Herstellung**

Steffen Kronberg

Angela Gröber

Bianca Stur

**Druck**

Fischer Druck, Leipzig

**Förderung**

Erstellt mit finanziellen Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt,

Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin (BMU)

ISSN 2192-1806

© Copyright: Alle Rechte vorbehalten. Kein Teil dieses Druckerzeugnisses darf ohne schriftliche Genehmigung des Herausgebers vervielfältigt oder verbreitet werden. Unter dieses Verbot fällt insbesondere auch die gewerbliche Vervielfältigung per Kopie, die Aufnahme in elektronische Datenbanken und die Vervielfältigung auf anderen digitalen Datenträgern.

Alle Rechte vorbehalten.

© DBFZ 2014

Foto: Martin Büchbender/pixelio.de

# Inhaltsverzeichnis

|   |           |
|---|-----------|
| <b>Abkürzungsverzeichnis</b>  | <b>5</b>  |
| <b>1 Vorwort</b>  | <b>7</b>  |
| <b>2 Einleitung</b>   | <b>9</b>  |
| <b>2.1 Hintergrund Feinstaubmessung aus der Biomasseverbrennung</b>     | <b>9</b>  |
| <b>2.2 Anwendungsfelder der Staubmessung</b>                            | <b>9</b>  |
| <b>2.3 Programmteilnehmer</b>   | <b>10</b> |
| <b>2.4 Vorgehen zur Erarbeitung der Messmethodensammlung</b>            | <b>11</b> |
| <b>3 Grundlagen</b>   | <b>12</b> |
| <b>3.1 Begriffsbestimmungen</b>   | <b>12</b> |
| <b>3.2 Möglichkeiten zur Charakterisierung der erzeugten Feinstäube</b> | <b>14</b> |
| <b>3.3 Einflussgrößen auf die Staubmessung</b>                          | <b>15</b> |
| <b>4 Messtechnische Grundlagen</b>                                      | <b>16</b> |
| <b>4.1 Temperaturanpassung</b>  | <b>16</b> |
| <b>4.2 Druckmessung</b>   | <b>18</b> |
| <b>4.3 Normbedingungen</b>  | <b>20</b> |
| <b>4.4 Strömungsgeschwindigkeit</b>                                     | <b>21</b> |
| <b>4.5 Strömungsprofilbestimmung nach dem Tangentialverfahren</b>       | <b>25</b> |
| <b>4.6 Theoretische Abgasvolumen und Abgasvolumenstrom</b>              | <b>27</b> |
| <b>4.7 Dichte des Abgases</b>   | <b>30</b> |
| <b>4.8 Sauerstoffmessung</b>  | <b>33</b> |
| <b>4.9 Feuerungsleistung aus Abgasmesswerten</b>                        | <b>35</b> |
| <b>4.10 Kohlenwasserstoffverbindungen</b>                               | <b>36</b> |
| <b>4.11 Probeentnahme zur Analyse gasförmiger Bestandteile</b>          | <b>39</b> |
| <b>4.12 Bezug auf Normsauerstoffkonzentration</b>                       | <b>41</b> |
| <b>4.13 Abgasverdünnung</b>   | <b>44</b> |
| 4.13.1 Berechnungen mit dem Verdünnungsverhältnis                       | 46        |
| 4.13.2 Bestimmungen des Verdünnungsverhältnisses                        | 46        |
| 4.13.3 Fehlerbetrachtung  | 48        |

|          |  |           |
|----------|--|-----------|
| <b>5</b> | <b>Gravimetrische Staubmessung</b>   | <b>49</b> |
| 5.1      | Allgemeines  | 49        |
| 5.2      | Versuchsaufbauten  | 49        |
| 5.3      | Entnahme einer Staubprobe aus dem Abgas  | 52        |
| 5.4      | Fehlerfortpflanzung  | 54        |
| 5.5      | Besonderheiten der Staubprobenahme bei Feldmessungen   | 55        |
| 5.5.1    | Kommunikation mit Anlagenbetreibern und Betroffenen  | 56        |
| 5.5.2    | Auswahl der Anlagen, Vorbereitung der Messung  | 56        |
| 5.5.3    | Messgrößen und Durchführung der Messungen  | 59        |
| 5.5.4    | Abschluss der Messung  | 61        |
| 5.6      | Weitere ergänzende Informationen zu Feldmessungen  | 62        |
| <b>6</b> | <b>Partikelzählverfahren</b>   | <b>66</b> |
| 6.1      | Möglichkeiten der Normierung   | 66        |
| 6.2      | Partikel Mobilitäts Spektrometer (SMPS, DMPS)  | 69        |
| 6.3      | Niederdruck Impaktor mit elektrischem Detektor   | 72        |
| 6.3.1    | Aufbau, Messprinzip und Funktion des ELPI™   | 72        |
| 6.3.2    | Einsatz des ELPI™  | 74        |
| 6.4      | Fast Mobility Particle Sizer™ (FMPS), Modell 3091, Firma TSI   | 76        |
| 6.4.1    | Messablauf   | 78        |
| 6.4.2    | Auswertung   | 79        |
| 6.5      | Weitere Messtechniken  | 81        |
| 6.6      | Probenahme, Verdünnung und Aufbereitung  | 82        |
| 6.7      | Herausforderungen der Ergebnisauswertung und des Vergleichs  | 83        |
| <b>7</b> | <b>Methodenharmonisierung</b>  | <b>85</b> |
| 7.1      | Motivation   | 85        |
| 7.2      | Messstelle/Messort   | 85        |
|          | <b>Literatur</b>   | <b>87</b> |
|          | <b>Anhang</b>  | <b>91</b> |
| 1        | Anleitung zur Bestimmung des Staubgehaltes im Abgas am TFZ   | 91        |
| 2        | Bestimmung des Staubgehaltes (bis 50 mg/m <sup>3</sup> ) im Abgas in kleinen Kanaldurchmessern nach VDI 2066 Blatt 1   | 104       |
| 3        | Vereinfachte Bestimmung des Staubgehaltes im Abgas („70 °C-Messung“)   | 120       |
| 4        | Gravimetrische Gesamtstaubmessung mit 150 mm Quarzfaserfilter  | 133       |
| 5        | Hilfestellung für die gravimetrische Gesamtstaubmessung mit 150 mm Quarzfasermembranfiltern  | 142       |
| 6        | Anleitung zur gravimetrischen Quantifizierung der Staubemissionen bei langen Messzeiträumen und instationärem Emissionsverhalten durch Modifikation der Staubmessmethode nach VDI 2066-1 | 149       |

# Abkürzungsverzeichnis

| <b>Abkürzung</b>     | <b>Erklärung</b>  |
|----------------------|---|
| <b>CPC</b>           | Condensing Particle Counter   |
| <b>DMK</b>           | Differentieller Mobilitäts-Klassierer   |
| <b>ELPI™</b>         | Electrical Low Pressure Impactor -<br>Online Messgerät für Partikelverteilungen |
| <b>FID</b>           | Flammenionisationsdetektor  |
| <b>FMPS™</b>         | Fast Mobility Particle Sizer  |
| <b>FTIR</b>          | Fourier-Transformationsinfrarotspektrometer                                     |
| <b>ges</b>           | Gesamt  |
| <b>HEPA</b>          | High Efficiency Particulate Airfilter   |
| <b>H<sub>u</sub></b> | Unterer Heizwert  |
| <b>IR</b>            | Infraroter Bereich des elektromagnetischen Strahlungsspektrums                  |
| <b>mind</b>          | Mindestens  |
| <b>MW</b>            | Mikrowellenstrahlung  |
| <b>norm</b>          | Normzustand (273,15 K / 1,01325 bar)  |
| <b>NIR</b>           | Nahes Infrarot  |
| <b>O<sub>2</sub></b> | Sauerstoff  |
| <b>OPZ</b>           | Optischer Partikelzähler  |
| <b>sat</b>           | Gesättigt   |
| <b>SMPS</b>          | Scanning Mobility Particle Sizer  |
| <b>SuB</b>           | Service- und Begleitvorhaben des BMU-Förderprogramms                            |
| <b>tats.</b>         | Tatsächlich   |
| <b>TOC</b>           | Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff                                       |
| <b>TVOC</b>          | Gesamter flüchtiger organisch gebundener Kohlenstoff                            |
| <b>UV</b>            | Ultravioletter Bereich des elektromagnetischen Strahlungsspektrums              |
| <b>VIS</b>           | Sichtbarer Bereich des elektromagnetischen Strahlungsspektrums                  |
| <b>VOC</b>           | Flüchtige organische Verbindungen   |
| <b>PME</b>           | Particulate Matter Emission   |
| <b>∅</b>             | Durchmesser   |



# 1 Vorwort

Bereits lange vor der Debatte über den Umbau der Energieversorgung, hin zu mehr erneuerbaren Energien, wurde Holz für die Erzeugung von Wärme verwendet. Gegenwärtig werden knapp drei Viertel aller aus Erneuerbaren Energien bereitgestellten Wärme durch feste biogene Brennstoffe gedeckt (Musiol et al., 2012). Der überwiegende Teil (knapp die Hälfte) kommt dabei aus kleinen Holzfeuerungsanlagen. Die Verbrennung von Holz und anderen festen Brennstoffen biogener Herkunft trägt damit zu einem sehr großen Teil dazu bei, dass die von den Menschen benötigte Energie aus nachwachsenden Rohstoffen erzeugt wird. Die von der Bundesregierung verfolgten Klimaschutzziele sind auch deshalb, ohne die Verbrennung von Holz in Kleinfeuerungsanlagen nicht erreichbar.

Die aktuelle Forschung zeigt allerdings auch, dass die Verbrennung von Holz in Kleinfeuerungsanlagen nennenswerte Emissionen, vor allem auch Feinstaubemissionen, verursacht und so maßgeblich zur Luftbelastung beiträgt (Birmili et al., 2008; Hausmann, 2010; Struschka et al., 2008). Die in der Luft verteilten Feinstäube können sich dabei auf sehr unterschiedliche Weise negativ auswirken. Es können sich bestimmte Komponenten, auf Grund ihrer chemisch-physikalischen Eigenschaften in der Luft anreichern. Die Gefahr diesen Komponenten ausgesetzt zu sein, erhöht unter anderem das Risiko für Atemwegserkrankungen (Dockery et al., 1993).

Daher ist eines der Ziele des Förderprogramms zur Optimierung der energetischen Biomassennutzung des BMU, den vermeintlichen Zielkonflikt zwischen Klimaschutz bzw. Treibhausgasminderung und der Luftreinhaltung durch Projekte zur Minderung von schädlichen Emissionen zu lösen. Dieses Spannungsfeld aus Luftreinhaltung und Ausbau der thermochemischen Biomassekonversion wurde bereits in der Vergangenheit erkannt und es wurden erste Ansätze zur Emissionsminderung aufgezeigt (Lenz et al., 2010). Im Förderprogramm werden nun gezielt innovative Ansätze zur Emissionsminderung entwickelt.

Allen diesbezüglich bearbeiteten Projekten ist gemein, dass Emissionen gemessen werden müssen. Dies betrifft neben den gasförmigen Emissionen insbesondere eben auch die Feinstaubemissionen. Hierbei gibt es in der Praxis eine Reihe unterschiedlicher Randbedingungen, die einen Einfluss auf das Messergebnis haben und die Vergleichbarkeit der Ergebnisse einschränken

können (Typenprüfungen, Labormessungen, Feldmessungen, Schornsteinfegermessungen usw.). Auch die verwendeten Messgeräte und die eingesetzten Messprozeduren unterscheiden sich teilweise deutlich voneinander. Dass das Messen von Staubpartikeln und insbesondere die Beurteilung der Wirkung, die diese Stäube auf den Menschen und die Umwelt ausüben keine leichte Aufgabe ist zeigen regelmäßig vorgestellte Studien (Mudgal & Turbé, 2009; Orthen et al., 2007; Rödelsperger et al., 2009; UBA, 2008; Wiedensohler et al., 2012).

Mit der Novellierung der 1. BImSchV im Jahr 2010 wurden die Emissionsanforderungen, die an kleine Holzfeuerungsanlagen gestellt werden, verschärft. Die Untersuchung und Einführung neuer und vor allem präziser Messverfahren gewinnt seit dem kontinuierlich an Bedeutung. Vor allem für die Weiterentwicklung von Feuerungstechniken mit außerordentlich niedrigen Staubemissionen ist der Einsatz von hochauflösender Messtechnik erforderlich. Die etablierte zeitlich aufwendige gravimetrische Bestimmung von Staubkonzentrationen ist hierbei nicht immer ausreichend. Die zeitaufgelöste Bestimmung der Staubkonzentrationen z. B. durch Zählung von einzelnen Partikeln rückt in den Fokus des Interesses. Verschiedene Anbieter vertreiben Geräte, die auf den ersten Blick verlässliche Messwerte generieren, die aber im Vergleich der Geräte untereinander erhebliche Abweichungen offenbaren. Zudem zeigen die Erkenntnisse der letzten Jahre, dass sich gerade Aerosole aus einer unvollständigen Verbrennung fester Biomasse, abhängig von den Umgebungsbedingungen, erheblich verändern können. Neben diesen eher akademisch-wissenschaftlichen Herausforderungen weist der Alltag der Staubmessung im Labor, aber insbesondere auch im Feld zusätzliche – häufig nicht unerhebliche – Herausforderungen auf, die eine Vergleichbarkeit der Messwerte zwischen verschiedenen Projekten weiter erschweren.

Insofern erscheint es als eine der wesentlichen Herausforderungen eines Begleitprogramms für Projekte zur Minderung von Staubemissionen diese Zielgröße so gut es möglich ist unter vergleichbaren, reproduzierbaren und allgemein anerkannten Methoden zu ermitteln – dies insbesondere auch in dem Kontext zunehmender europäischer Bemühungen, vereinheitlichte Messverfahren festzulegen.

## **Die Autoren**

Leipzig im September 2013

## 2 Einleitung

### 2.1 Hintergrund Feinstaub aus der Biomasseverbrennung

Staubförmige Emissionen aus Verbrennungsprozessen stehen in der Kritik, aufgrund ihrer Lungengängigkeit Erkrankungen der Atemwege bzw. der Atmungsorgane und darüber hinaus auch Erkrankungen des gesamten Herz-Kreislaufsystems hervorzurufen (Dockery et al., 1993). Aus diesem Grund ist es notwendig derartige Emissionen zu begrenzen. Im Automobilsektor wird dieser Tatsache seit Jahrzehnten mittels hochentwickelter nachgeschalteter Filtersysteme und Katalysatoren begegnet, ebenso im Kraftwerksbereich und für alle genehmigungsbedürftigen Anlagen. Als ein weiterer Emittent rückt nun auch die Biomasseverbrennung in die öffentliche Wahrnehmung. Ein steigender Anteil an Biomasseverbrennung zur Wärmebedarfsdeckung im Kleinanlagensektor trägt zunehmend zur lokalen Erhöhung von Feinstaubimmissionen bei. Durch gezielte Weiterentwicklung von Feuerungssystemen, des Regelungsverhaltens und von Nachrüstsystemen können derartige Emissionen jedoch auf ein Mindestmaß reduziert werden. Dafür ist es erforderlich Messtechnik zum Einsatz zu bringen, die gezielt auf die Verbrennungssysteme bzw. deren Abgascharakteristik zugeschnitten ist. Häufig wird Messtechnik verwendet, die nicht für die Messung an Biomassefeuerungen angepasst ist. Das führt dazu, dass diese unterschiedlich eingesetzt wird und ungenaue und ggf. sogar falsche Ergebnisse erzeugt werden. Ziel muss es daher sein, den Fehlereinfluss durch z. B. falsche Handhabung von nicht angepasster Messtechnik zu minimieren, Vorschläge zu unterbreiten, wie Fehlereinflüsse verringert werden und unter welchen Umständen mit Unwägbarkeiten zu rechnen ist. Die mittlerweile zahlreichen vorhandenen Messergebnisse sollen dadurch besser interpretiert und miteinander verglichen werden können.

### 2.2 Anwendungsfelder der Staubmessung

Die Messung von Staubemissionen an kleinen Biomassefeuerungen wird mit sehr unterschiedlichen Zielsetzungen durchgeführt. Einerseits werden Messungen zur Prüfung gesetzlich vorgeschriebener Mindestanforderungen durchgeführt. Diese werden je nach Anlagentyp vor Ort vom Kaminkehrer im Rahmen der gesetzlich vorgeschriebenen Tätigkeiten oder in Form sog. Zulassungsprüfungen für Serienprodukte durchgeführt. Andererseits werden die Staubemissionen auch bereits während der Entwicklung neuer Produkte in den Prüflaboren der Hersteller oder denen beteiligter Forschungseinrichtungen durchgeführt. Darüber hinaus werden aus rein wissenschaftlicher Sicht Feinstaubemissionen bestimmt, um z. B. effektive Emissionsminderungsmaßnahmen oder die Entstehung der Stäube sowie deren Zusammensetzung, deren chemischen sowie physikalischen oder gar toxikologischen Eigenschaften zu erforschen. All diese Zielstellungen werden messtechnisch bewältigt. Dazu werden verschiedene Verfahren eingesetzt, die je nach Aufgabenstellung ggf. angepasst und optimiert werden bzw. werden müssten.

## 2.3 Programmteilnehmer

Die bereits skizzierte Vielfalt der Zielstellungen mit denen Staubmessungen an Biomassefeuerungen durchgeführt werden, macht deutlich, dass eine Harmonisierung der Messmethoden zunächst eine Zusammenfassung aller angewandten Verfahren erfordert. Um einerseits die verschiedenen Ansätze zu beschreiben als auch in einem größeren Rahmen zu diskutieren, wurden und werden seit 2010 im Rahmen des BMU-Förderprogramms „Energetische Biomassenutzung“ mit den betroffenen Programmteilnehmern wiederkehrende Treffen und Messworkshops organisiert. An diesen Treffen waren bislang Wissenschaftler der folgenden Einrichtungen beteiligt:

- Brandenburgische Technische Universität Cottbus (BTU),
- Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH (DBFZ),
- Fraunhofer-Institut für Fabrik-Betrieb und -automatisierung (IFF),
- Fraunhofer Institut UMSICHT,
- Helmholtz Zentrum München,
- Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ),
- Technische Universität Hamburg-Harburg (TUHH),
- Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ),
- Universität Göttingen,
- Universität Leipzig,
- Bayerisches Zentrum für Angewandte Energieforschung e.V. (ZAE Bayern).

Diese Treffen haben dazu beigetragen, generiertes Wissen zusammenzuführen und den Austausch innerhalb der Wissenschaftsgemeinschaft und darüber hinaus mit den Anwendern zu fördern und zu unterstützen. Im Rahmen dieses Austausches wurde auch der Kontakt zu zahlreichen Messtechnikherstellern geknüpft.

## 2.4 Vorgehen zur Erarbeitung der Messmethodensammlung

Die Zielsetzungen der im Förderprogramm durchgeführten, zum Teil bereits abgeschlossenen aber auch neu begonnenen Vorhaben sind sehr unterschiedlich. Das Staub- bzw. das Emissionsmessen ist den meisten zwar gemein, die damit verfolgten Ziele sind jedoch unterschiedlich. Darüber hinaus unterscheiden sich die jeweils beteiligten Personen und Einrichtungen hinsichtlich des wissenschaftlichen Hintergrunds. Dementsprechend gestaltete sich die Zusammenführung der verschiedenen Methoden und ggf. deren Harmonisierung in Form einer solchen Messmethodensammlung zunächst schwierig. In den bislang durchgeführten Workshops wurden deshalb vor allem Vergleichsmessungen durchgeführt um insbesondere die Bandbreite der Bestimmungsmöglichkeiten festzustellen. Es wurde und wird weiterhin ein intensiver Erfahrungsaustausch gepflegt, unter anderem darüber, welchen organisatorischen, materiellen oder personellen Aufwand die jeweils angewandten (Staub) Messverfahren erfordern. Einzelne Messergebnisse wurden auf z. T. internationalen Veranstaltungen vorgestellt und mit Fachleuten diskutiert (Pfeiffer & Schröder, 2011; Schröder, 2011; Schröder et al., 2011; Schröder, 2012). Im Rahmen der Tagungen des BMU-Förderprogramms wurden Arbeitsstände diskutiert und zielgerichtet vorangetrieben. Darüber hinaus wurden in Telefonkonferenzen zusätzlich Erkenntnisse von nicht im Förderprogramm beteiligten Einrichtungen eingeholt. Letztendlich konnte dadurch ein breites Spektrum an Informationen zusammengetragen werden, welches in Form der vorliegenden Messmethodensammlung zusammengefasst wurde. Die Autoren wünschen sich, dass das hier zusammengetragene Wissen als ein guter Einstieg in das Thema „Staubmessen an Biomassefeuerungen“ dient.



## 3 Grundlagen

Neben den in den Standardwerken bekannten Grundlagen zu Verbrennungsprozessen biogener Festbrennstoffe und der dabei auftretenden Feinstaubbildungsmechanismen, die hier nicht weiter erläutert werden sollen, gibt es einige Themenbereiche, die von den Teilnehmern der Arbeitsgruppe zur Erarbeitung dieser Messmethodensammlung als wesentlich für eine Harmonisierung der Feinstaubcharakterisierung angesehen werden. Dabei geht es zunächst um eine einheitliche Begriffswelt. Zur Vollständigkeit schließt sich ein kurzer Überblick zu den Möglichkeiten der Feinstaubcharakterisierung und danach eine kurze Diskussion der wesentlichen Einflussgrößen auf die Feinstaubfassung an. Da auch diese Einflussgrößen messtechnisch erfasst werden müssen, werden die zugehörigen Messverfahren vorgestellt und in ihrer Fehlertoleranz beschrieben. Am Ende steht vielfach eine Normierung und Referenzierung der Messergebnisse z. B. auf einen bestimmten Sauerstoffgehalt im Abgas bzw. ein definiertes Normvolumen bzw. eine definierte Brennstoffmenge respektive Brennstoffenergie.

### 3.1 Begriffsbestimmungen

Im ersten DBFZ-Messtechnikworkshop der Arbeitsgruppe Feinstaub ist die Notwendigkeit der Definition verschiedener Begriffe formuliert worden, um sich auf eine einheitliche Begriffswelt zu einigen. Diese Begriffe wurden unter Zuhilfenahme der genannten Quellen definiert, mit dem Ziel eine für die Dauer der Arbeiten im Rahmen des BMU-Förderprogramms konsistente Begriffsverwendung zu gewährleisten. Die Übersichten unterliegen einer ständigen Aktualisierung und Ergänzung durch alle Programmteilnehmer unter der Leitung des DBFZ.

**Aerosol** ist ein Gemisch (Suspension / Dispersion) aus flüssigen oder festen Teilchen (Partikel) in einem Gas. Beispiele für Aerosole sind Nebel, Rauch oder Wolken. Regen und Hagel sind jedoch keine Aerosole.

**Bezugssauerstoffgehalt.** Um eine durch Zugabe von Luft hervorgerufene Verminderung der Konzentration bestimmter Abgasbestandteile (im Allgemeinen gesetzlich limitierter Abgasbestandteile) zu eliminieren, werden die jeweils messtechnisch bestimmten Abgasbestandteile auf einen Bezugssauerstoffgehalt umgerechnet. Bei gegebenem Brennstoff entspricht die Umrechnung auf einen Bezugssauerstoffgehalt zudem einer Umrechnung auf Brennstoffmasse bzw. Brennstoffheizwert.

**Einzelraumfeuerungsanlagen (ERF)** sind Feuerungsanlagen, die vorrangig zur Beheizung des Aufstellraumes verwendet werden. Dazu zählen z. B. Kaminöfen, aber auch Herde (mit oder ohne indirekt beheizte Backvorrichtung), offene Kamine und andere (Lenz et al., 2010). In Deutschland stellen die ERF mit über 90 % zahlenmäßig den größten Anteil an Kleinf Feuerungsanlagen zur Verbrennung fester biogener Energieträger. In der 1. BImSchV wie auch bei der Ökodesignrichtlinie (LOT 15) werden ERF anders behandelt als Heizungsanlagen, die über einen Wärmeträgerkreislauf verfügen.

**Emissionen** sind die im Zusammenhang mit der Biomasseverbrennung von einer Feuerungsanlage ausgehenden Luftverunreinigungen [Bundesministerium für Umwelt, Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen – 1. BImSchV, Januar 2010)].

**Feinstaub** ist eine Fraktion des Schwebstaubs mit einem aerodynamischen Durchmesser von 2,5 µm und kleiner. Verbrennungsfeinstaub ist die Gesamtheit aller festen oder flüssigen, mit dem Abgasstrom transportierten Bestandteile, die aus der Verbrennung resultieren. Als Feinstaub kann sowohl die z. B. filternd gewonnene Gesamtmasse als auch die Menge (Anzahl) an Kalibrier aerosoläquivalenten bezeichnet werden (EPA, 2014a) und ggf. (DIN EN 481, 1993).

**Feinstaubpartikel.** Ein Feinstaubpartikel (auch nur Partikel) ist ein Objekt mit einer definierten Phasengrenzfläche und einer sehr kleinen Masse im kondensierten, d. h. festen oder flüssigen Aggregatzustand. Partikel unterscheiden sich häufig in ihren chemischen und physikalischen Eigenschaften (Zusammensetzung, geometrische Abmessung).

**Kalibrierung** ist die Bestimmung des Zusammenhanges zwischen einem vom Messgerät ausgegebenen Wert zu einem dazugehörigen, von einem Referenzmaterial dargestellten Wert (DIN, 2004).

**Kleinste Wärmeleistung** ist die vom Hersteller nach den Anforderungen der EN 303-5 in Abhängigkeit des Brennstoffes festgelegte kleinste Wärmeleistung, bei der die Feuerung lt. Hersteller noch betrieben werden kann (DIN EN 303-5, 1999). Entsprechend 4.4.6 der EN 303-5:2012 darf die kleinste Wärmeleistung nicht größer sein als 30 % der Nennwärmeleistung, die Feuerung muss also auf unter ein Drittel der Nennwärmeleistung geregelt werden können.

**Messunsicherheit.** Dem Messergebnis zugeordneter Parameter, der die Streuung der Werte kennzeichnet, die vernünftigerweise der Messgröße zugeordnet werden könnten (DIN, 2004).

Aus Messungen gewonnener Kennwert, der zusammen mit dem Messergebnis zur Kennzeichnung eines Wertebereichs für den wahren Wert der Messgröße dient (DIN, 2004).

**Nenn-Wärmeleistung.** Die Nenn-Wärmeleistung ist die vom Hersteller genannte Wärmeleistung der Feuerstätte, die bei der Verbrennung des festgelegten Prüfbrennstoffes unter Prüfbedingungen erreicht wird (DIN EN 13240, 2010) sowie (DIN EN 303-5, 1999).

**Probenahme.** Unter der Bezeichnung Probenahme wird im Kontext der Bewertung von Abgasen aus der Biomasseverbrennung die gezielte Entnahme von Abgasteilströmen bzw. (seltener) Abgasbestandteilen für deren anschließende messtechnische Bewertung verstanden. Die Probenahme sollte dabei durch Angaben zur Funktionalität des Probenahme-Verfahrens und den Probenahme-Bedingungen genauer beschrieben werden. Bei der Bewertung von Emissionen, insbesondere der Feinstaubemissionen aus der Biomasseverbrennung hat die Probenahme einen besonderen Stellenwert, der nicht unterschätzt werden sollte.

**Probenahme-Verfahren.** Als Probenahme-Verfahren wird im Allgemeinen eine Abfolge verschiedener Arbeitsschritte zur Gewinnung einer messtechnisch zu untersuchenden Teilmenge verstanden.

**Teillast.** Teillast ist der Quotient aus Wärmeleistung und Nenn-Wärmeleistung, ausgedrückt in Prozent (DIN EN 303-5, 1999).

**Verdünnung.** Im Kontext der Bestimmung des Feinstaubgehaltes in Abgasen von Biomassefeuerungen ist mit Verdünnung eine Vermischung der Abgase mit einem anderen Gas bzw. Gasgemisch, im Allgemeinen gefilterte Luft, gemeint.

**Volllast.** Volllast entspricht dem Betriebszustand einer automatischen Feuerungsanlage mit einer Wärmeleistung von 100 %. Darüber hinaus entspricht es dem Betriebszustand mit der höchsten unter Beachtung der Herstellerangaben erreichbaren Wärmeleistung einer manuellen Feuerung. Unter Prüfbedingungen und bei Verwendung des Prüfbrennstoffs sollte die abgegebene Wärmeleistung der Nenn-Wärmeleistung entsprechen (DIN EN 13240, 2010).

## 3.2 Möglichkeiten zur Charakterisierung der erzeugten Feinstäube

Die Art und Weise den aus Biomasse Kleinf Feuerungsanlagen emittierten Feinstaub zu charakterisieren, hängt stark von der verfolgten Zielstellung sowie den verwendeten Verfahren ab. So verwendet der Schornsteinfeger für seine regelmäßigen, gesetzlich vorgeschriebenen Staubmessungen zur Prüfung der Einhaltung vorgeschriebener Massenkonzentration bisher ein sehr robustes Verfahren, was neben den im Regelfall weniger interessanten Rohwerten den einen, geforderten Wert ausgibt. Auch im Bereich der Zulassungsprüfungen wird mit Messverfahren gearbeitet, die dafür bestimmt sind nachzuweisen, inwieweit vorgeschriebene Grenzwerte eingehalten werden. Diese Verfahren sind in Normen und rechtlichen Vorschriften weitestgehend beschrieben.

Im Bereich der Forschung werden hingegen zum Teil deutlich aufwendigere Verfahren eingesetzt, da sich die jeweils verfolgten Zielstellungen hierbei deutlich unterscheiden. So kann einerseits die Untersuchung von Feinstaubbildungsmechanismen oder andererseits die Auswirkung der Feinstaubemissionen auf die Immissionssituation oder die menschliche Gesundheit Gegenstand der jeweiligen Forschungsaufgabe sein. Die in diesen Fällen eingesetzte Messtechnik unterscheidet sich dann bereits erheblich von denen in der Praxis und im Rahmen von Zulassungsprüfungen eingesetzten Verfahren. Der Grad der Komplexität kann hierbei schnell steigen, so dass häufig ein etwas tieferes Verständnis über die Funktionsweisen der eingesetzten Verfahren und deren Grenzen erforderlich ist. Viele der in Forschung und Entwicklung eingesetzten Verfahren werden eigens für die jeweilige Aufgabe angepasst. Hierbei müssen nicht selten auch chemische und physikalische Grundlagen beachtet werden. Diese Grundlagen können zum Teil noch unbekannt sein und sind sogar Gegenstand der Forschung. Betrachtet man den Feinstaub als ein einzelnes Partikel, so wäre es hinsichtlich seiner physikalischen Parameter und seiner chemischen Zusammensetzung beschreibbar. Da jedoch bei der Verbrennung übliche Anzahlen von ca. 100 Millionen Feinstaubteilchen je Kubikzentimeter diese selektive Beschreibung sehr auf-

wändig machen würde, wird versucht diese festen oder flüssigen Partikelteilchen in ihrer Gesamtheit als Aerosol (solange es fein verteilt in einem Gas vorliegt) zu beschreiben. Dafür bedient man sich unterschiedlicher Verfahren mit dem Ergebnis, dass Kenngrößen wie z.B. Masse, Partikelgrößenverteilung, Dichteverteilung, chemische und physikalische Eigenschaften, Form, Farbe, olfaktorische Kenngrößen, die Hygroskopizität oder die Volatilität für die Gesamtheit des Aerosols bzw. des Staubes ermittelt werden oder werden könnten. Darüber hinaus wurde in den letzten Jahren begonnen neben diesen rein deskriptiven (beschreibenden) Größen auch bewertende Indikatoren zu erforschen, die die toxikologische Relevanz der Aerosole als Ganzes oder einzelner ihrer Bestandteile beschreiben sollen. Die Vielfalt der Charakterisierungsmöglichkeiten macht deutlich, warum viele der bisher üblichen Messverfahren an ihre Grenzen stoßen. Aus den durch eine erweiterte Beschreibung der Aerosole gewonnenen Erkenntnissen wurde bereits deutlich, dass die bisher primär erfasste Staubmasse kein allgemeingültiger Messwert sein muss, da sie sich je nach Zusammensetzung und Umgebungsbedingungen zum Teil erheblich ändern kann. Insofern gewinnt eine umfangreichere Beschreibung der Aerosole zunächst in der Forschung, voraussichtlich aber auch in der zukünftigen regulatorischen Einordnung, immer mehr an Bedeutung.

### 3.3 Einflussgrößen auf die Staubmessung

Die bisherige Praxis Staubgrenzwerte allein an der Masse – in neueren Regelungen teilweise eingegrenzt auf bestimmten Partikelgrößen – zu orientieren, unterstellt eine Massenbezogenheit der Wirkung der zu messenden Partikel und Tröpfchen. Die aktuelle Forschung zeigt jedoch zunehmend, dass gerade die Aerosole aus der Verbrennung biogener Festbrennstoffe eine erhebliche Veränderung im Verlauf der Ausbreitung erfahren, angefangen von dem Ausgang der Feuerstätte bis hin zu ihrer Wirkung in der Umwelt. Zu dieser Veränderung tragen äußere Bedingungen maßgeblich bei. Dies sind vor allem die Temperatur, die in der Verbrennungszone auf weit über 800 °C ansteigen kann und auch am Ausgang der Feuerstätte vielfach noch 100 bis 300 °C betragen kann sowie die herrschenden Partialdrücke und chemischen Konstellationen (Abgaszusammensetzung).

Ähnlich wie bei chemischen Gemischen das *Prinzip des kleinsten Zwanges* (LE CHATELIER) einen Gleichgewichtszustand herbeiführt, so stellt sich auch bei den Aerosolen und deren Veränderung zu einem jeweiligen Zeitpunkt ein Gleichgewichtszustand ein, der wiederum maßgeblich von den äußeren Bedingungen abhängt und die zum Beispiel durch eine ungewollte oder gewollte Verdünnung erheblich verändert werden können.

Zu den Einflussgrößen zählen neben den bereits Aufgeführten vor allem die Konzentration der Partikel, deren Größe und elektrische Ladung. Durch die Einwirkung anderer gasförmiger Komponenten sowie der UV-Strahlung kann es zu weiteren Alterungsprozessen der Aerosole kommen, so dass sich Partikel verändern sowie neue Partikel entstehen können. Anhand der beeinflussenden Größen wird deutlich, dass eine vergleichbare Aussage über Staubemissionen nur dann möglich ist, wenn ein Mindestmaß an Einflussgrößen ebenfalls messtechnisch erfasst und dokumentiert wird. Hierzu sind im Folgenden die üblichen Messverfahren dargestellt. In späteren Kapiteln wird im Detail auf die zu dokumentierenden Größen im Rahmen von vorhandenen und zu harmonisierenden Verfahren eingegangen.

## 4 Messtechnische Grundlagen

Die Bestimmung der Staubkonzentration im Abgas von Biomassekleinfeuerungen ist nur dann sinnvoll, wenn sie mit anderen Werten vergleichbar ist. Dies erfordert deshalb nicht nur die Messung des Staubes selbst, sondern auch die Messung zusätzlicher physikalischer Größen, wie z. B. der Temperatur und dem Druck sowie weiterer gasförmiger Abgasbestandteile. Zum Nachweis der jeweiligen Einflussgrößen wird häufig auf diejenigen spezifischen Eigenschaften zurückgegriffen, die für die jeweils zu bestimmende Größe charakteristisch sind. Generell ist zu beachten, dass viele Messgeräte Konzentrationen im kalten, entfeuchteten Abgas, andere im heißen Abgas ermitteln, so dass für die Angabe von absoluten Gehalten eine weitgehend vollständige Beschreibung der Abgaszusammensetzung notwendig ist. Dies erfolgt häufig durch die aus Standardwerken bekannte Verbrennungsrechnung. Besonderes Augenmerk ist in der Praxis auf den bei Biomasseverbrennungen immer vorhandenen Wasserdampf im Abgas zu richten, da es hier durch Taupunkts-Unterschreitungen im Abgas oder in Messleitungen leicht zu Veränderungen der Gaszusammensetzung durch die Kondensation oder auch die Wiederverdampfung kondensierten Wassers kommen kann. Im Folgenden werden deshalb die für die Staubmessung zusätzlich durchzuführenden Messungen in ihrer Anwendung näher erläutert.

### 4.1 Temperaturmessung

Wie bei nahezu allen technischen Prozessen ist auch bei der Staubmessung an Biomassefeuerungen die Temperatur eine wichtige zu bestimmende Größe. Die physikalische Größe **Temperatur** wird mit dem Formelzeichen  $T$  bei Angabe in Kelvin und  $\vartheta$  bzw.  $t$  bei Angabe in  $^{\circ}\text{C}$  im internationalen Einheitensystem SI angegeben. Entsprechend der in Abbildung 1 dargestellten unterschiedlichen Messaufgaben wird die Temperatur hierbei je nach Zielsetzung aus unterschiedlichen Gründen und zum Teil auf unterschiedliche Art und Weise bestimmt. Die in Frage kommenden Möglichkeiten der messtechnischen Erfassung werden dabei im Allgemeinen durch die geforderten bzw. erforderlichen Messunsicherheiten sowie durch die Prozessbedingungen bestimmt. Darüber hinaus entscheiden Kriterien wie Haltbarkeit, Langzeitstabilität, Neigung zum Driften aber auch der Preis darüber wie die Messaufgabe zu lösen ist. Die Möglichkeiten der Temperaturmessung sind in der einschlägigen Fachliteratur umfangreich beschrieben (Bauer et al., 2007). Es wird daher an dieser Stelle ausschließlich auf die Besonderheiten bei der Messung an Biomassefeuerungen, im Kontext der Staubmessung anhand exemplarischer Beispiele, näher eingegangen. Für weitergehende Informationen zur Temperaturmessung wird an dieser Stelle auf die Fachliteratur verwiesen. Zur Bestimmung der Staubkonzentration wird die Temperatur an den folgenden Stellen gemessen:

- A. die Abgastemperatur nahe der Staubsonde,
- B. die Umgebungstemperatur, strahlungsgeschützt in der direkten Nähe der Feuerung,
- C. die Temperatur des Teilvolumenstromes an der Gasuhr.

Die Temperaturmessung im Abgas nahe der Staubsonde ist erforderlich, um die zu bestimmende Größe für spätere Vergleiche vom Betriebszustand auf Normbedingungen umrechnen zu können. Die Messung der Umgebungstemperatur ist aus unterschiedlichen Gründen erforderlich. Zum einen kühlt die Messstrecke, aber auch die Feuerungsanlage, bei stark unterschiedlichen Umgebungstemperaturen unterschiedlich stark ab. Dies hat bei raumluftabhängigen Geräten einen Einfluss auf die Verbrennung und die Abgastemperaturen und bei raumluftunabhängigen Geräten auch einen Einfluss auf das Abstrahlungsverhalten der Feuerung. Derartige Temperaturänderungen sind zu vermeiden. Um die Umgebungstemperatur während einer Messung zu dokumentieren schreibt zum Beispiel die Norm über die Zulassungsprüfung von Kaminöfen (DIN EN 13240, 2010) vor, dass die Raumtemperatur mit einer Genauigkeit von mindestens 1,5 K kontinuierlich mindestens einmal je Minute aufzuzeichnen ist. Zusätzlich wird vorgeschrieben wo der Sensor anzubringen ist und wie eine Strahlungsabschirmung aussehen muss. Ebenso ist die Temperatur des Teilvolumenstromes zu bestimmen.

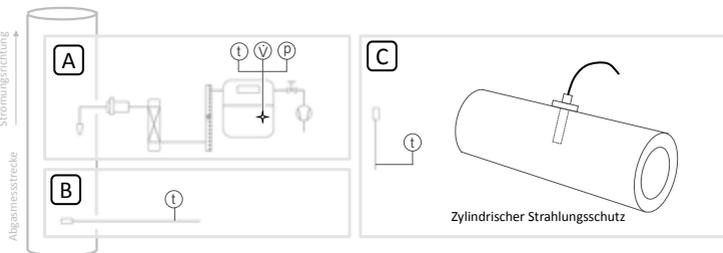


Abbildung 1: Beispielhafte Darstellung der unterschiedlichen Temperaturmesssorte. A) Temperatur des Teilvolumenstromes, B) Temperatur des Abgases, C) Umgebungstemperatur mit Strahlungsschutz nach EN 13240

Die Temperatur wird im Allgemeinen mit Berührungsthermometern durchgeführt. Es werden Widerstandsthermometer oder Thermoelemente eingesetzt wobei sich die Auswahl nach der geforderten Genauigkeit, der Temperatur und ggf. dem Preis richtet. Die beiden Thermometer unterscheiden sich in ihrer physikalischen Wirkungsweise voneinander.

Widerstandsthermometer sind aus metallischen Leitern aufgebaut, deren elektrische Leitfähigkeit bzw. deren Widerstand sich in Abhängigkeit von der Temperatur, denen dieser Leiter ausgesetzt ist, ändert. Üblich sind Thermometer aus Nickel oder aus Platin. Die Genauigkeiten und Einsatzbereiche sind in Normen definiert. Um Fehlereinflüsse durch Beiträge der Messleitung und elektrischen Verbindungen zu minimieren und die Präzision der Messung zu steigern können Widerstandsthermometer unterschiedlich verschaltet werden. Es wird häufig in 2-, 3- oder 4-Leiterschaltungen unterschieden, wobei die Verschaltungsart auch vom eingesetzten Messumformer abhängt. Widerstandsthermometer können je nach Material bis zu 850 °C eingesetzt werden. Für höhere Temperaturen sollten Thermoelemente verwendet werden.

Thermoelemente sind ebenfalls aus elektrischen Leitern aufgebaut. Das Messprinzip beruht jedoch anders als bei den Widerstandsthermometern auf einer durch eine Temperaturdifferenz hervorgerufenen Spannungsänderung. Das Thermoelement besteht aus zwei elektrischen Leitern aus unterschiedlichen Materialien, die am Messort miteinander verbunden sind. Zwischen den nicht miteinander verbundenen Enden (die sich außerhalb

des Messortes befinden) bildet sich eine Spannungsdifferenz, die durch die unterschiedlichen Materialeigenschaften der elektrischen Leiter hervorgerufen wird. Ändert sich die Temperatur an der Verbindungsstelle, dann verändert sich auch die elektrische Spannung zwischen den offenen Enden. Anhand von Kennlinien kann der Zusammenhang zwischen der Temperatur und der Spannungsdifferenz hergestellt werden. Es gibt Thermoelemente aus unterschiedlichen Materialpaarungen, z. B. NiCr-Ni oder Fe-CuNi und andere. Die Eigenschaften, die Kennlinien, die Genauigkeiten und die Temperaturverträglichkeit sind in Normen definiert, auf die an dieser Stelle verwiesen wird.

## 4.2 Druckmessung

Die Messung von Staubgehalten in Abgasen erfordert zusätzlich auch die Bestimmung von Drücken. Insbesondere zur Bestimmung von Strömungsgeschwindigkeiten und Differenzdrücken sowie zur Umrechnung auf Normzustände wird der Druck als eine weitere wichtige physikalische Größe gemessen. Die physikalische Größe **Druck** mit dem Formelzeichen  $p$  wird im Internationalen Einheitensystem SI in Pascal mit dem Einheitenzeichen Pa angegeben. Die physikalische Größe Druck fasst die spezifische, auf eine Fläche ( $A$ ) wirkende, Kraft ( $F$ ) in einer Größe zusammen. Dabei entspricht die Kraft von einem Newton, die auf eine Fläche von einem Quadratmeter wirkt einem Druck von exakt einem Pascal.

$$p = F/A \quad (1)$$

Es ergeben sich dadurch die folgenden Beziehungen zwischen den Einheiten. Neben der SI Einheit Pascal (Pa) werden weitere Einheiten, wie (bar), (Torr), (at) oder (psi) verwendet. Diese Einheiten sind zum Teil noch auf älteren Messgeräten und in verschiedenen Vorschriften angegeben oder werden in anderen Einheitensystemen verwendet. Die beispielhafte Umrechnung zwei noch häufig verwendeter Größen in die SI Größe Pa sind in der folgenden Tabelle 1 angegeben. Im Kontext der Staubbmessung wird die Einheit „bar“ bzw. „mbar“ für Millibar und „hPa“ für Hektopascal sehr häufig verwendet. Insbesondere die Angabe des atmosphärischen Druckes wird häufig in mbar angegeben.

Tabelle 1: Umrechnung zwischen den gängigen Einheiten für den Druck

|        |   |          |      |
|--------|---|----------|------|
| 1 Pa   | = | 0,00001  | bar  |
|        | = | 0,0075   | Torr |
| 100 Pa | = | 1        | mbar |
|        | = | 1        | hPa  |
| 1 bar  | = | 100000   | Pa   |
|        | = | 750,0638 | Torr |
| 1 Torr | = | 133,3    | Pa   |
|        | = | 0,001333 | bar  |

Im Bereich der Staubmessung in strömenden Gasen, wie dem Abgas von Biomassefeuerungen, werden üblicherweise sehr kleine Differenzdrücke gemessen. So wird z. B. für den Betrieb von Scheitholzöfen im Rahmen von Zulassungsprüfungen im Abgasrohr ein um 12 Pa gegenüber dem atmosphärischen Umgebungsdruck vermindertes Druck gefordert. Dieser wird hier auch als Zug bzw. Förderdruck bezeichnet und ist auf 2 Pa genau zu bestimmen. Ein Pa entspricht etwa dem Druck, den das Gewicht eines Blatt Papier auf die Unterlage ausübt. Dieser Unterdruck (Zug) stellt sich im Betrieb des Ofens dadurch ein, dass die gegenüber der Umgebungstemperatur stark erhöhten Abgastemperaturen für einen Auftrieb im Abgasrohr sorgen. Dieser Auftrieb befördert das heiße Abgas durch den Schornstein in die Atmosphäre und lässt frische Raumluft in die Feuerung nachströmen. Die Abbildung 2 zeigt beispielhaft, die an einem Scheitholzkaaminofen üblicherweise auftretenden Druckverhältnisse bzw. die Berechnung des Förderdruckes aus dem statischen Absolutdruck im Abgas und dem statischen Umgebungsdruck.

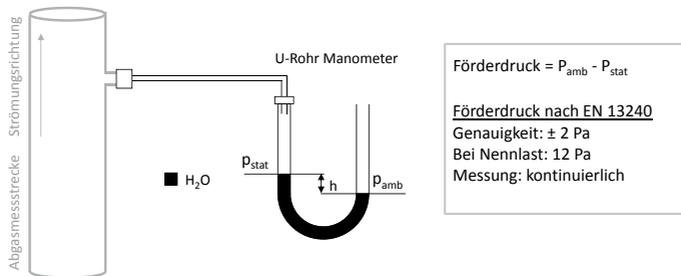


Abbildung 2: Vereinfachte Darstellung der statischen Druckverhältnisse im Abgasrohr einer Kleinf Feuerungsanlage, bei Unterdruck

Üblicherweise erfolgt die Druckmessung heute mit elektronischen Messschreibern, so dass nach Abschluss der Messungen ein zeitlicher Verlauf der Differenzdrücke möglich ist. Dieser Verlauf kann insbesondere dann von Interesse sein, wenn während längerer Messungen (z. B. auf einem Prüfstand oder im Feldmessbetrieb) unvorhergesehene Ereignisse eintreten. Diese können z. B. durch sich rasch ändernde Umgebungsbedingungen (Öffnen oder Schließen einer Zimmertür oder hohe Windgeschwindigkeiten an der Schornsteinöffnung) aber auch Vorgänge in der Feuerung selbst (zusammenfallender Brennstoff, Glutabbrand etc.) hervorgerufen werden. Es lassen sich Ursachen im Nachhinein so deutlich besser erkennen und die Verwertbarkeit der erzielten Ergebnisse besser beurteilen. Hinsichtlich des Messaufbaus sollte vor allem auch darauf geachtet werden, dass nicht nur das Messgerät den erforderlichen Genauigkeiten entspricht (geforderte Messunsicherheit nach DIN EN 13240 (2010)  $\leq 2 \text{ Pa}$ ) sondern auch der gesamte Messaufbau die Einhaltung der geforderten Genauigkeiten ermöglicht. Für die Umrechnung auf den Normzustand wird zudem der Unterdruck an der Gasuhr erfasst.

### 4.3 Normbedingungen

Um gemessene Größen vergleichbar zu machen ist es erforderlich diese auf den Normzustand umzurechnen. Der Normzustand ist durch eine Temperatur von 273,15 K und einen Druck von 101.325 Pa gekennzeichnet. Zur vereinfachten Formulierung des physikalischen Zusammenhangs wird hier die folgende, für ideale Gase geltende Zustandsgleichung für eine abgeschlossene Gasmenge verwendet.

$$p \cdot V = n \cdot R \cdot T \quad (2)$$

| Formelzeichen | Größe                      | Einheit         |
|---------------|----------------------------|-----------------|
| $p$           | Statischer Druck des Gases | Pa              |
| $V$           | Gasvolumen                 | $\text{m}^3$    |
| $n$           | Stoffmenge                 | mol             |
| $R$           | Universelle Gaskonstante   | 8,314 J/(K·mol) |
| $T$           | Gasstemperatur (in Kelvin) | K               |

Aus dem formelmäßigen Zusammenhang lässt sich eine direkte lineare Abhängigkeit der Größen: Druck, Temperatur, Volumen und Stoffmenge erkennen. Ändert sich eine der Größen, so wirkt sich dies direkt auf die anderen Größen aus. Die geforderte Messgenauigkeit der jeweiligen Abgaskomponente bestimmt demnach auch die Genauigkeit mit der die Temperatur zu bestimmen ist.

Die Umrechnung soll anhand eines Beispiels erläutert werden. Es wurde eine Staubmasse von 90 mg ermittelt, die sich in einem Gasvolumen von  $1 \text{ m}^3$  verteilt. Dieses Gasvolumen wurde durch einen Balgengaszähler ermittelt. Das Gas hatte dabei eine Temperatur von  $28^\circ\text{C}$  und einen statischen Überdruck von 20 Pa gegenüber der Umgebung. Der Umgebungsdruck lag bei 101.500 Pa (die entsprechenden Kenngrößen sind mit dem Index „1“ versehen). Ziel ist es zu ermitteln, welche Staubmasse in einem  $\text{m}^3$  Gas unter Normbedingungen enthalten ist (Index „N“). Die Umrechnung erfolgt anhand des oben genannten formelmäßigen Zusammenhangs, wobei die Stoffmenge  $n$  als konstante Größe vorausgesetzt wird.

$$\frac{p_1 \cdot V_1}{T_1} = n \cdot R = \frac{p_N \cdot V_N}{T_N} \quad (3)$$

Nach  $V_N$  umgestellt ergibt sich folgende Berechnungsvorschrift:

$$\frac{p_1 \cdot V_1 \cdot T_N}{T_1 \cdot p_N} = V_N, \text{ mit Werten: } \frac{(20 \text{ Pa} + 101500 \text{ Pa}) \cdot (1 \text{ m}^3) \cdot 273,15 \text{ K}}{(273,15 \text{ K} + 28 \text{ K}) \cdot 101325 \text{ Pa}} = 1,36 \text{ m}^3 \quad (4)$$

Mit den eingesetzten Größen ergibt sich ein Normvolumen von  $1,36 \text{ m}^3$ . Die ermittelte Staubkonzentration von 90 mg bezieht sich somit auf ein Normvolumen von  $1,36 \text{ m}^3$  und es ergibt sich somit eine Konzentration von  $66 \text{ mg}/\text{m}^3$  i. N. ( $90 \text{ mg}/1,36 \text{ m}^3$ ).

## 4.4 Strömungsgeschwindigkeit

Eine weitere wichtige Größe, deren Kenntnis für die Messung von Staubgehalten in strömenden Gasen erforderlich ist, ist die Strömungsgeschwindigkeit. Die Strömungsgeschwindigkeit ist wichtig, da durch sie die tatsächlich erzeugten Abgasmengen unter Berücksichtigung des dazugehörigen Profilmfaktors (abhängig von Messgerät und Rohrdurchmesser) bestimmbar werden. Darüber hinaus kann die Strömungsgeschwindigkeit innerhalb bestimmter Bereiche einen Einfluss auf die homogene Verteilung von Abgasbestandteilen über den Rohrquerschnitt haben. Dies ist vor allem dann von Bedeutung, wenn sich charakteristische Strömungszustände (laminares und turbulentes Strömungsprofil) ändern oder in Bereichen gemessen wird, in denen diese Strömungsprofile ineinander übergehen. Es wird dabei grundsätzlich zwischen turbulenter und laminarer Strömung unterschieden. Ein turbulentes Strömungsprofil (höhere Geschwindigkeiten) ist durch ein abgeflachtes Profil im Rohrquerschnitt gekennzeichnet und bewirkt eine hohe Durchmischung des Abgases über den gesamten Strömungsquerschnitt. Eine laminare Strömung (geringe Strömungsgeschwindigkeiten) begünstigt dagegen eine Schichtung des Abgases über dem Strömungsquerschnitt. Bei einer laminaren Strömung treten keine nennenswerten Turbulenzen auf, die eine Vermischung der Schichten untereinander bewirken. Für die Messung der Staublast sollte immer ein turbulentes Strömungsprofil erreicht werden. Der Strömungszustand (laminar oder turbulent) wird durch die dimensionslose Zahl  $Re$  (Reynoldszahl) angegeben. Sie errechnet sich für Rohrströmungen über den folgenden formelmäßigen Zusammenhang.

$$Re = \frac{w \cdot d}{\nu} \quad (5)$$

| Formelzeichen | Größe                               | Einheit           |
|---------------|-------------------------------------|-------------------|
| $d$           | Rohrinnendurchmesser                | m                 |
| $w$           | Mittlere Strömungsgeschwindigkeit   | m/s               |
| $\nu$         | Kinematische Viskosität des Fluides | m <sup>2</sup> /s |

Die Reynoldszahl von 2300 kennzeichnet den Übergang zwischen turbulenter und laminarer Strömung, sie wird als  $Re_{krit}$  (kritische Reynoldszahl) bezeichnet. Strömungen mit  $Re < 2300$  haben ein laminares, Strömungen mit  $Re \gg 2300$  ein überwiegend turbulentes Strömungsprofil. Bei einer Reynoldszahl im Bereich von 2300 wird von einem Übergangsbereich gesprochen, da die Randbedingungen, die zu einer laminaren oder turbulenten Strömung führen nie vollständig exakt bestimmbar sind. Der als  $d$  in die Berechnung eingehende Rohrinnendurchmesser berücksichtigt nicht unbedingt nur die Nennweite des Rohres sondern auch die Rauigkeit und Beschaffenheit der Oberfläche des durchströmten Rohres. Für ein mit Rußablagerungen behaftetes Abgasrohr ist dies nicht immer bestimmbar, weshalb aus Gründen der Übersichtlichkeit, an dieser Stelle nur die Nennweite des Rohres als Ersatzgröße verwendet wird. Um ausreichend hohe Geschwindigkeiten im Abgas zu erreichen, kann der Rohrinnendurchmesser verringert werden. Das gewährleistet zum einen eine genauere Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit und zum anderen führt

dies eher zu einer turbulenten Strömung. Der Querschnitt muss jedoch noch so groß sein, dass eine Staubprobenahmesonde eingebracht werden kann.

Für eine in der Praxis ausreichende Näherung können die folgenden Tabellenwerte zur Berechnung des Strömungszustandes in einem von Verbrennungsabgasen durchströmten Rohr üblicher Nennweite und üblicher Rauigkeit zugrundegelegt werden.

Tabelle 2: Ausgewählte Stoffwerte sowie ein Berechnungsbeispiel<sup>1</sup>

| Beispiele      | Kinematische Viskosität ( $\nu$ )       | Berechnungsbeispiel <sup>2</sup> |   |
|----------------|---|----------------------------------|---|
|                |   |                                  |   |
| Wasser (20 °C) | $1 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$  | $\nu$                            | 2 m/s                                   |
| Luft (20 °C)   | $15 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ | $d$                              | 0,15 m                                  |
| Luft (200 °C)  | $47 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ | $\nu$                            | $20 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ |
| Abgas (200 °C) | $31 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ | $Re$                             | 15000                                   |

Anhand des Berechnungsbeispiels in Tabelle 2 zeigt sich, dass die Berechnung des Strömungsprofils eine Frage der Größenordnungen ist. Solange die Strömungsgeschwindigkeit in einem Rohr mit 150 mm Nennweite bei deutlich über einem m/s liegt, kann von einer turbulenten Strömung ausgegangen werden. Würde sich die Geschwindigkeit auf ein Zehntel reduzieren, wären die Bedingungen für eine laminare Strömung nahezu erreicht. Für Strömungsmessungen, wie sie im Kontext der Messmethodensammlung durchgeführt werden, wird vor allem sehr robuste Messtechnik verwendet. Die Messtechnik muss den Abgasbedingungen (hohe Staublast, hohe Temperaturen) dauerhaft standhalten können. Darüber hinaus sind die Strömungsgeschwindigkeiten gerade bei sehr kleinen Biomassefeuerungen derart gering, dass sich die Auswahl geeigneter Messtechnik auf sehr wenige Verfahren beschränkt.

Sehr häufig angewandt wird die Messung mittels Prandtl'schem Staurohr (Prandtlsonde). Bei diesem Verfahren kann, durch Messungen des durch die Strömung hervorgerufenen Staudruckes, auf eine Geschwindigkeit umgerechnet werden. Daneben existieren weitere Verfahren. Diese können in der Anschaffung im Vergleich zur Prandtlsonde jedoch teurer und auch empfindlicher gegenüber den Abgasbedingungen sein.

Die folgenden Stichpunkte geben eine Auswahl üblicher Sensortypen wieder, die für Strömungsmessungen in Abgasen von Biomassefeuerungen eingesetzt werden.

- Prandtl'sches Staurohr (Prandtlsonde)
- Flügelradanemometer
- Vortexsensor
- Messblende
- Hitzdrahtanemometer

<sup>1</sup> Werte sind Tabellenwerte.

<sup>2</sup> Die für das Beispiel angenommenen Werte sind fiktiv, sie könnten für eine Feuerungsanlage mit einer Wärmeleistung im zweistelligen KW-Bereich zutreffen.

Die Messung mit der Prandtlsonde kann unter bestimmten Voraussetzungen (genauer Drucksensor, geringe äußere Einflüsse, kurze Messleitung) selbst bei Strömungsgeschwindigkeiten von unter 1 m/s noch durchgeführt werden. Sie eignet sich deshalb und auch wegen der Robustheit gut für Messung in strömenden Abgasen. Im Folgenden wird die Messung mit der Prandtlsonde vorgestellt. Mit den Erläuterungen zur Berechnung der Strömungsgeschwindigkeit aus den gemessenen Staudrücken ergibt sich so auch ein besseres Verständnis über die physikalischen Zusammenhänge.

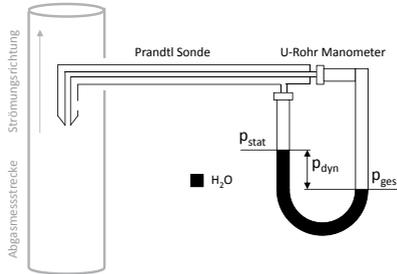


Abbildung 3: Vereinfachte Darstellung zur Messung des Staudruckes mittels Prandtlsonde

Die Abbildung 3 zeigt die Funktionsweise der Prandtlsonde zur Bestimmung des durch das strömende Abgas hervorgerufenen, dynamischen Druckes  $p_{dyn}$ . Dieser dynamische Druck ergibt sich aus dem Gesamtdruck im Abgasrohr ( $p_{ges}$ ) abzüglich des statischen Druckes im Abgasrohr ( $p_{stat}$ ). Dieser so ermittelte dynamische Druck  $p_{dyn}$  entspricht dem Druck, der ausschließlich durch das strömende Abgas hervorgerufen wird. Der dynamische Druck  $p_{dyn}$  wird einerseits durch die Strömungsgeschwindigkeit des Abgases und andererseits durch die Dichte des strömenden Gases beeinflusst. Die Bestimmung der Dichte des Abgases wird im Abschnitt 4.7 beschrieben. Für die folgenden Erläuterungen wird sie als bekannt vorausgesetzt. Für die Berechnung einer Strömungsgeschwindigkeit aus einem gemessenen dynamischen Druck  $p_{dyn}$  wird hier der Übersichtlichkeit halber die verkürzte bernoullische Druckgleichung angewendet. Der wichtigste Term enthält nur die Beziehung zwischen Geschwindigkeit und Dichte des Gases sowie dem sich daraus ergebenden dynamischen Druck.

$$\frac{\rho_1}{2} \cdot w^2 = p_{dyn} \tag{6}$$

Umgestellt nach w:

$$w = \sqrt{\frac{2 \cdot p_{dyn}}{\rho_1}} \tag{7}$$

| Formelzeichen | Größe                                      | Einheit           |
|---------------|--|-------------------|
| $\rho_1$      | Dichte des Gases unter Betriebsbedingungen | kg/m <sup>3</sup> |
| w             | Strömungsgeschwindigkeit                   | m/s               |
| $p_{dyn}$     | Gemessener dynamischer Druck               | Pa                |

In der vollständigen bernoullischen Gleichung werden außerdem noch die geodätische Höhe, der statische Druck und die Kompressibilität des Gases berücksichtigt. Dies wird jedoch aus Gründen der Übersichtlichkeit und zum Verständnis der grundsätzlichen Zusammenhänge an dieser Stelle vernachlässigt, da es für die gestellte Aufgabe (der Geschwindigkeitsmessung von strömenden Abgasen) kaum nennenswerte Genauigkeitssteigerungen bringt. Mit der im Abschnitt 4.7 beispielhaft ermittelten Dichte des Abgases von  $0,76 \text{ kg/m}^3$  können über die beschriebenen Zusammenhänge nun die Abgasgeschwindigkeiten bzw. Volumenströme für verschiedene, gemessene Staudrücke beispielhaft berechnet werden. Als Ergänzung zu diesem Beispiel wird hierbei noch unterstellt, dass die Strömungsmessung im Kernstrom in einem Abgasrohr mit einem Querschnitt von 150 mm gemessen wurde. Als Kernstrom wird hier derjenige Ort im Rohr bezeichnet, der die höchsten Geschwindigkeiten aufweist. Die Strömungsgeschwindigkeit in runden Rohren nimmt im Allgemeinen von den Rändern zur Mitte hin zu. Entsprechend muss bei der Messung im Kernstrom die ungleiche Verteilung der Strömungsgeschwindigkeiten im Abgasrohr für die Berechnung des Abgasvolumenstromes hierbei noch korrigiert werden. Für die korrekte Berechnung dieser Korrektur wird an dieser Stelle auf die Fachliteratur verwiesen, da diese Korrektur durchaus komplex sein kann und abgewogen werden muss inwieweit eine solche Korrektur für die gestellte Aufgabe erforderlich ist. Für das gewählte Beispiel wird hier ein Profilkoeffizient  $K$  von 0,9 angesetzt. Aus diesen weiteren Größen kann nun ein Abgasvolumenstrom wie folgt berechnet werden. Der Profilkoeffizient hängt hauptsächlich vom verwendeten Messgerät, dem Rohrdurchmesser und den Einlaufstrecken ab und sollte vorzugsweise für jede aufgebaute Messstrecke experimentell ermittelt werden. In Feldmessungen sollten die vom Hersteller angegebenen Profilkoeffizienten Anwendung finden.

$$\dot{V} = w \cdot A \cdot K = w \cdot \frac{\pi \cdot d^2}{4} \cdot K \quad (8)$$

| Formelzeichen | Größe                         | Einheit               |
|---------------|-------------------------------|-----------------------|
| $\dot{V}$     | Abgasvolumenstrom             | $\text{m}^3/\text{s}$ |
| $w$           | Strömungsgeschwindigkeit      | $\text{m}/\text{s}$   |
| $A$           | Durchströmter Rohrquerschnitt | $\text{m}^2$          |
| $d$           | Innendurchmesser des Rohres   | $\text{m}$            |
| $\pi$         | Kreiszahl                     | 3,14                  |
| $K$           | Profilkoeffizient             | 0,9 (exemplarisch)    |

Die folgende Abbildung 4 zeigt die bei verschiedenem Drücken, für das gegebene Beispiel, ermittelten Strömungsgeschwindigkeiten und Abgasvolumenströme. Das Diagramm zeigt ein weitestgehend realistisches Bild über die Zusammenhänge zwischen den gemessenen Staudrücken und daraus berechneten Strömungsgeschwindigkeiten bzw. Volumenströmen im Abgas von Biomassefeuerungen. Vor allem bei der Betrachtung sehr kleiner Volumenströme (unter  $50 \text{ m}^3/\text{h}$  → Diagrammausschnitt) wird deutlich wie niedrig die Strömungsgeschwindigkeiten bei Rohrquerschnitten von 150 mm sein können. Die verwendeten Drucksensoren sollten vor allem bei Feuerungsanlagen mit sehr kleiner Leistung eine hohe Auflösung haben und auch Zehntel Pascal zuverlässig messen können.

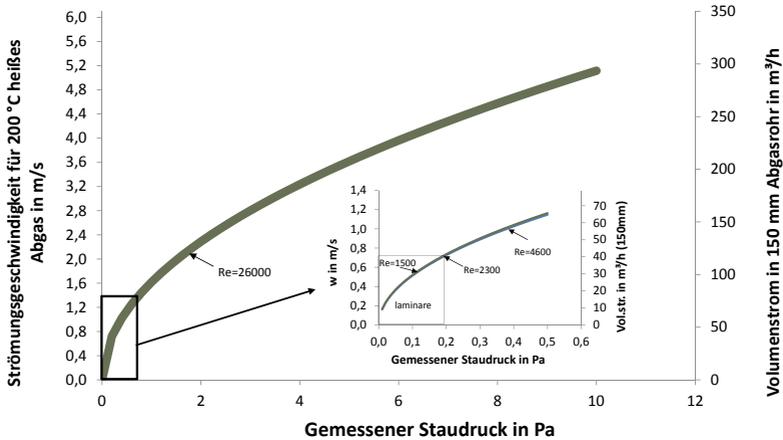


Abbildung 4: Durch Staudruckmessung ermittelte Strömungsgeschwindigkeiten und Volumenströme für unterschiedliche gemessene Staudrücke eines 200 °C heißen Abgasstromes in einem Abgasrohr mit einem Durchmesser von 150 mm

Anhand des Beispiels wird deutlich, dass an Feuerungen mit sehr kleinen Abgasvolumenströmen in Abgasrohren mit 150 mm Rohrquerschnitt Strömungsmessungen nicht ohne weiteres möglich sind, da hier die Strömungsgeschwindigkeiten sehr gering sind. Die Verjüngung des Querschnittes kann hier Abhilfe schaffen, so dass sich einerseits die Strömung nicht mehr im Übergangsbereich befindet und sich andererseits Staudrücke aufbauen, die für eine Messung mit Prandtlsonden und oder Flügelradanemometern notwendig sind.

## 4.5 Strömungsprofilbestimmung nach dem Tangentialverfahren

Zur Berechnung eines Abgasvolumenstroms aus einer Strömungsgeschwindigkeit wird ein Profifaktor benötigt. Im einfachsten Fall, einer idealen Pfropfenströmung, ist dieser 1,0, für reale Strömungsprofile unter der Voraussetzung, dass die Strömungsgeschwindigkeit im Punkt ihres Maximums gemessen wird, zwischen 1,0 und 0,5 (für ausgebildet laminare Strömungen). Die Kenntnis des Strömungsprofils ist jedoch nicht nur für diese Umrechnung bedeutend, sondern wird auch von verschiedenen Normen gefordert, um eine repräsentative Probenahme sicher zu stellen (1. BlmSchV, 2010; BS ISO 9096, 2003; DIN EN 13284-1, 2004; VDI 2066-1, 2006), Anlage 2.

Die Querschnitte von Abgaskanälen sind typischerweise kreisrund oder rechteckig. Mögliche Messachsen sind meist nur eine, seltener zwei und nur in Ausnahmefällen mehr als zwei verfügbar. Als Aufgabe stellt sich damit, durch Messungen an Punkten entlang einer bzw. maximal zwei Achsen ein Strömungsprofil so zu bestimmen, dass es repräsentativ für den Querschnitt ist.

Dabei sollte versucht werden, jedem Messpunkt die gleiche Teilflächengröße zu zuordnen. Da es sich bei den Teilflächen quasi um Teile eines „Tortenstücks“ handelt, von denen wiederum die radial innen liegenden Tortenstücke abgezogen werden, und davon wiederum die Flächenschwerpunkte bestimmt werden müssen ist die Geometrie nicht trivial. Wie in

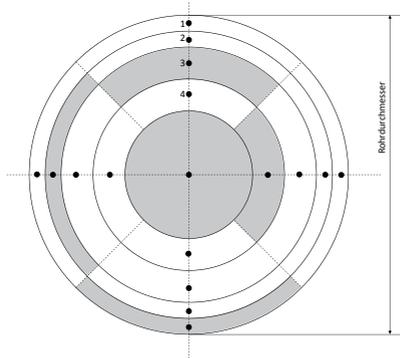


Abbildung 5: Positionen der Messpunkte (nach DIN EN 13284). Die schraffierten Bereiche besitzen gleiche Flächen

Abbildung 5 gezeigt, müssen die Messpunkte auf den Flächenschwerpunkten der Teilflächen liegen. In den obengenannten Normen sind die Formeln jedoch beschrieben, so dass diese mit etwas Adaption auf die Fragestellung der Strömungsprofilbestimmung angewandt werden können.

Zunächst wird der effektive Sondenradius bestimmt. Dieser Wert gibt an, wie nah die Spitze des Staurohrs an die Kanalwandung kommt. Dazu wird das Staurohr mit einem Lineal versehen, das Staurohr voll eingeschoben und damit der Wert  $a_i$  an der vom Messstutzen abgewandten Seite abgelesen, das Staurohr voll ausgezogen und der Wert in der Nähe des Messstutzens  $a_a$  abgelesen. Der effektive Sondenradius  $r_e$  beträgt (mit Kenntnis des Kanaldurchmessers  $D$ ):

$$r_e = \frac{D - (a_a - a_i)}{2} \quad (9)$$

Der effektive Sondenradius sollte nicht deutlich größer sein als der wirkliche Radius des Staurohrs (Plausibilitätskontrolle).

Nach VDI 2066 (ähnlich auch in EN 13284-1 bzw. ISO 9096) betragen die Koordinaten der Messpunkte  $i$  für  $n$  Messpunkte:

$$x_i = \frac{D}{2} \left[ 1 - \sqrt{\frac{n(n_D - 2i) + 1}{n(n_D - 1) + 1}} \right] \quad \text{für } i < \frac{n_D + 1}{2} \quad (10)$$

$$x_i = \frac{D}{2} \quad \text{für } i = \frac{n_D + 1}{2} \quad (11)$$

$$x_i = \frac{D}{2} \left[ 1 + \sqrt{\frac{n(2i - 2 - n_D) + 1}{n(n_D - 1) + 1}} \right] \quad \text{für } i > \frac{n_D + 1}{2} \quad (12)$$

| Formelzeichen | Größe  | Einheit |
|---------------|--|---------|
| $i$           | Index des Messpunktes auf dem Durchmesser                              | -       |
| $n_D$         | Anzahl der Messpunkte auf jeder Messachse (einschließlich Mittelpunkt) | -       |
| $n$           | Entweder Anzahl der Messachsen oder Anzahl der Durchmesser             | -       |
| $x_i$         | Abstand des Punktes $i$ von der Kanalwand                              | m       |
| $D$           | Kanaldurchmesser   | m       |

Die erste dieser Formeln lässt sich auch umgekehrt nach  $n_D$  auflösen, wenn für  $x_i$  der effektive Sondenradius und für  $i$  entsprechend 1 eingesetzt wird. Die damit bestimmte Anzahl  $n_D$  wird auf die nächste ungerade Zahl aufgerundet um eine ganzzahlige Anzahl an Messpunkten zu bekommen.

$$n_D = \frac{n - 1 + \left(1 - 2 \frac{r_e}{D}\right)^2}{n - n \left(1 - 2 \frac{r_e}{D}\right)^2} \quad (13)$$

Anschließend kann mit obenstehenden Formeln wieder die anzufahrenden Messpunkte berechnet werden. Der am Lineal einzustellende Wert berechnet sich dann wie folgt:

$$x_{\text{lineal},i} = a_a - r_e + x_i \quad (14)$$

## 4.6 Theoretisches Abgasvolumen und Abgasvolumenstrom

Die Verbrennung fester Biomasse ist eine chemische und im Idealfall in Summe exotherme Reaktion. Durch die Reaktion der im Brennstoff enthaltenen Elemente und Verbindungen mit dem in der Umgebungsluft und im Brennstoff enthaltenen Sauerstoff wird Energie in Form von Wärme und Licht freigesetzt, die zuvor im Brennstoff, in den chemischen Verbindungen gebunden war. An dieser Reaktion nimmt nahezu die vollständige Masse des Brennstoffes teil. Der überwiegende Teil des Brennstoffes geht, bis auf einen kleinen Teil des Brennstoffes, der als Asche übrig bleibt, dabei in den gasförmigen Zustand über, zumindest unter bestimmten Abgasbedingungen. Diese entstehenden gasförmigen Produkte, zuzüglich der mit ihnen transportierten festen Teilchen (dem Staub) machen die Summe des Abgases aus. Bei kontinuierlicher Verbrennung entsteht ein Abgasvolumenstrom, der gemessen werden kann. Aus dem grundsätzlichen Verständnis der chemischen und physikalischen Zusammenhänge kann dieser entstehende Abgasvolumenstrom, zumindest für den Idealfall auch berechnet werden. Das hilft letztendlich, um sich in der Praxis besser vorzubereiten, bestimmte Vorhersagen zu treffen, seine Messtechnik entsprechend einzustellen und nicht zuletzt, um die Plausibilität der erzielten Messergebnisse bereits zum Zeitpunkt der Messung einschätzen zu können.

Bei der überschlägigen Berechnung eines Abgasvolumens ist zunächst die Zusammensetzung des Brennstoffes wichtig. Die Zusammensetzung wird im Allgemeinen durch eine

Elementaranalyse bestimmt. Im theoretischen Idealfall, der für die weitere Erläuterung zugrunde gelegt wird, setzt sich der trockene (wasserfreie) Brennstoff (in diesem Fall Holz) im Wesentlichen aus Kohlenstoff, Sauerstoff und Wasserstoff zusammen. Hinzukommt ein nicht unwesentlicher Anteil Wasser. Das Wasser ist als solches im Brennstoff gebunden und verdampft bei der Verbrennung. Das Wasser macht dadurch ebenfalls einen gewissen Anteil am Abgasvolumenstrom aus. Die Brennstoffzusammensetzung wird jedoch meist im trockenen Zustand angegeben. In der folgenden Aufstellung wird daher in „Trockenes Holz“ und „Feuchtes Holz“ unterschieden.

Für die weitere theoretische Betrachtung werden die folgenden Anteile zugrundegelegt.

| Element     | Symbol | Mittlere Brennstoffzusammensetzung in kg/kg <sub>Bst</sub> |               |
|-------------|--------|--|---------------|
|             |        | Trockenes Holz   | Feuchtes Holz |
| Kohlenstoff | c      | 0,49   | 0,45          |
| Wasserstoff | h      | 0,06   | 0,05          |
| Sauerstoff  | o      | 0,44   | 0,40          |
| Stickstoff  | n      | <0,01  | <0,01         |
| Wasser      | w      | 0,00   | 0,09          |

Tatsächlich setzt sich der Brennstoff aus einer Vielzahl weiterer Elemente zusammen, die zum Teil auch an der Reaktion teilnehmen. Für die Bestimmung des Abgasvolumenstromes liefern sie jedoch einen Beitrag, der für diese Erläuterungen vernachlässigt werden kann. Für die folgenden Erläuterungen wird unterstellt, dass sich der Brennstoff ausschließlich aus den genannten Elementen zusammensetzt.

Wird ein Kilogramm des Brennstoffs, in der hier angegebenen Zusammensetzung, vollständig verbrannt, dann ergibt sich unter üblichen Bedingungen ein bestimmtes Abgasvolumen. Erfolgt die Verbrennung dabei kontinuierlich, wie z. B. in einer Pelletfeuerung mit automatischer Brennstoffförderung, dann ergibt sich auch ein weitestgehend kontinuierlicher Abgasvolumenstrom. Erfolgt die Verbrennung chargenweise, wie z. B. in einem Scheitholzofen, dann ergeben sich jeweils über die Dauer eines Abbrandes unterschiedliche momentane Abgasvolumenströme. Um die Staubkonzentration an einem Scheitholzofen zu bestimmen ist es daher sinnvoll den gesamten Abbrand der jeweiligen Charge zu betrachten, während an einer automatischen Feuerung meist kürzere Zeiträume ausreichen.

Für ein besseres Verständnis erfolgen die weiteren Erläuterungen zur Bestimmung des Abgasvolumens anhand eines Beispiels. Es werden die folgenden Eckdaten für die Verbrennung in einer automatischen Feuerung mit einer kontinuierlichen Brennstoffzufuhr zugrunde gelegt.

| Formelzeichen | Bedeutung                      | Beispielhafte Werte      |
|---------------|--------------------------------|--------------------------|
| $P_{NWL}$     | Nennwärmeleistung der Feuerung | 15 kW                    |
| $\lambda$     | Luftverhältniszahl             | 2,2                      |
| $H$           | Wirkungsgrad der Feuerung      | 80 %                     |
| $H_i$         | Heizwert von Holz (feucht)     | 5 kWh/kg (bzw. 18 MJ/kg) |

Aus der Nennwärmeleistung und dem Wirkungsgrad kann zunächst die erforderliche Brennstoffwärmeleistung ( $P_{BWL}$ ) gemäß nachfolgender Formel bestimmt werden. Sie gibt an, welche über den Brennstoff an chemisch gebundener Energie der Feuerung je Zeiteinheit zuzuführen ist.

$$\frac{P_{NWL}}{\eta} = P_{BWL} \quad (15)$$

Mit dem für Holz bekannten Heizwert  $H_i$  kann über den folgenden Zusammenhang der stündliche Brennstoffbedarf berechnet werden.

$$\frac{P_{BWL}}{H_i} = \dot{m}_{Bst} \quad (16)$$

Es ergeben sich die folgenden Zahlenwerte für das angegebene Beispiel.

| Formelzeichen   | Bedeutung                      | Werte    |
|-----------------|--------------------------------|----------|
| $P_{BWL}$       | Brennstoffwärmeleistung        | 19 kW    |
| $\dot{m}_{Bst}$ | Brennstoffmassenstrom (feucht) | 3,8 kg/h |

Es wird weiterhin unterstellt, dass die wichtigsten oxidierbaren Bestandteile des Brennstoffes (Wasserstoff, Kohlenstoff) vollständig mit dem Sauerstoff aus der zugeführten Umgebungsluft bzw. aus dem Brennstoff zu Wasser und Kohlenstoffdioxid oxidiert werden. Weitere energetische Beiträge, wie z. B. die Reaktion des Stickstoffs oder des Schwefels mit Sauerstoff werden hier vernachlässigt.

Die für die vollständige Verbrennung eines kg Brennstoffes mindestens benötigte trockene Luftmenge (Umgebungsluft)  $L_{min}$ , wird über die für die Reaktion mindestens erforderliche Sauerstoffmenge berechnet. Für die Oxidation von 1 kg C zu  $CO_2$  sind  $1,87 \text{ m}^3 O_2$  und für die Oxidation von 1 kg  $H_2$  zu  $H_2O$  sind  $5,6 \text{ m}^3 O_2$  erforderlich<sup>3</sup>. Werden die Werte aus der weiter oben angegebenen Elementaranalyse in die folgende Formel (Kaltschmitt et al., 2009) eingesetzt ergibt sich ein Mindest-Umgebungsluftbedarf von  $4,5 \text{ m}^3/\text{kg}$  Brennstoff (Normzustand).

$$L_{min} = \frac{1,87 c + 5,6 h - 0,7 o}{0,21} \quad (17)$$

Über die bekannte elementare Zusammensetzung des Brennstoffes sowie den sich durch die Reaktion mit Sauerstoff ergebenden Produktgasen (Kohlenstoffdioxid, Wasserdampf), der Luftverhältniszahl sowie dem Mindestluftbedarf, lässt sich wiederum die tatsächliche theoretische Abgasmenge in  $\text{m}^3$  je kg Brennstoff, auf den Normzustand ( $101.325 \text{ Pa}$ ,  $0^\circ \text{C}$ ) bezogen, bestimmen. Die bei vollständiger stöchiometrischer Verbrennung mindestens anfallende trockene Abgasmenge  $V_{A,tr,min}$  wird dabei wie folgt berechnet (Schwefel und Stickstoff im Brennstoff wurden vernachlässigt).

$$V_{A,tr,min} = 1,87 \cdot c + 0,79 \cdot L_{min} \quad (18)$$

Die tatsächliche trockene Abgasmenge  $V_{A,tr}$  berechnet sich wiederum wie folgt. Bei  $\lambda = 1$  ist sie identisch mit  $V_{A,tr,min}$ .

<sup>3</sup> Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird hier jedoch auf eine Erläuterung dieser Reaktionen verzichtet. Diese sind in der Literatur hinreichend beschrieben (Kaltschmitt et al., 2009).

$$V_{A,tr} = V_{A,tr,min} + (\lambda - 1) \cdot L_{min} \quad (19)$$

$$V_{A,tr} = 1,87 \cdot c + (\lambda - 0,21) \cdot L_{min} \quad (20)$$

Es ergibt sich somit eine Mindest-Trockenabgasmenge von 4,5 m<sup>3</sup>/kg Brennstoff bei  $\lambda=1$ .

Die feuchte Abgasmenge  $V_f$  berücksichtigt dann noch das Wasser, welches durch die Verbrennung des Wasserstoffs sowie die Verdampfung des im Brennstoff enthaltenen Wassers ebenfalls im Abgas enthalten ist.

$$V_f = 1,87 \cdot c + (\lambda - 0,21) \cdot L_{min} + 11,2 \cdot h + 1,24 \cdot w \quad (21)$$

Die entsprechenden Werte eingesetzt, ergibt sich für den Brennstoff in der oben genannten Zusammensetzung (feuchtes Holz) eine spezifische Abgasmenge von 8,7 m<sup>3</sup> (im Normzustand) je kg Brennstoff. Bei der stündlichen Verbrennung von 3,8 kg dieses Brennstoffes mit einer Luftverhältniszahl von 2 ergibt sich ein durchschnittlicher Abgasvolumenstrom von ca. 33 m<sup>3</sup> je Stunde im Normzustand (101325 Pa, 0 °C). Umgerechnet auf eine Abgastemperatur von 130 °C ergibt sich für das zugrunde gelegte Beispiel ein tatsächlicher Volumenstrom von 49 m<sup>3</sup>/h.

Auf diese geschilderte Weise lässt sich bereits vor Versuchsbeginn eine Abschätzung treffen mit welchen Abgasmengen im Versuch zu rechnen ist. Bei Kenntnis des Querschnittes des Abgasrohres lässt sich zudem die mittlere zu erwartende Strömungsgeschwindigkeit berechnen. Daraus kann dann wiederum abgeleitet werden, welche Staubsonden-Querschnitte für eine isokinetische Staubprobeentnahme einzusetzen sind.

## 4.7 Dichte des Abgases

Die Kenntnis der Dichte des Abgases ist vor allem für die Berechnung von Strömungsgeschwindigkeiten aus der Staudruckmessung mittels Prandtlsonde wichtig. Das Abgas ist hierbei kein reines Gas sondern ein Gemisch aus bekannten und unbekanntem Stoffen. Hinzukommt ein nicht unerheblicher Anteil an festen und flüssigen Bestandteilen (Staub und Flüssigkeitstropfen), die jedoch an dieser Stelle zunächst vernachlässigt werden. Die Bestimmung der Abgasdichte im Rahmen der Staubmessung muss in erster Linie nicht auf die letzte Nachkommastelle genau erfolgen. Sie hat hier einen vor allem praktischen Nutzwert, der bei der Bedienung und Einstellung der verwendeten Messgeräte zum Tragen kommt. Das Gasgemisch des Abgases wird deshalb als ein ideales Gas behandelt.

Die Dichte des Abgases ist durch dessen Zusammensetzung aus den verschiedenen Abgasbestandteilen sowie durch den Druck und die Temperatur des Abgases bestimmt. Für eine physikalisch exakte Bestimmung der Abgasdichte kommen noch weitere Faktoren, wie z. B. Realgasfaktoren zum Einsatz, die jedoch hier an dieser Stelle, der Übersichtlichkeit halber vernachlässigt werden.

Die wesentlichen Schritte zur Bestimmung der Dichte des Abgases werden im Folgenden näher beschrieben. Es wird auf die wichtigsten physikalischen Zusammenhänge näher eingegangen.

Die physikalische Größe Dichte mit dem griechischen Formelzeichen  $\rho$  (Rho) ist eine stoffspezifische Größe. Sie gibt die Masse in kg an, die sich ergibt, wenn der jeweilige Stoff ein Volumen von einem  $\text{m}^3$  ausfüllt. Insbesondere bei Gasen ist die Dichte stark von den Zustandsgrößen abhängig und wird vor allem durch die Temperatur und den Druck beeinflusst. Für einen Großteil bekannter Gase spricht man von sogenannten idealen Gasen. Die temperatur- und druckabhange Dichteänderung lassen sich für ideale Gase über den folgenden Zusammenhang mathematisch beschreiben.

$$\rho_n = \frac{M}{V_{m,n}} \tag{22}$$

Das molare Normvolumen  $V_{m,n}$  kann über den folgenden Zusammenhang berechnet werden.

$$V_{m,n} = \frac{R}{p_n} \cdot T_n \tag{23}$$

Damit ergibt sich die Dichte eines Gases mit der molaren Masse  $M$  unter Normbedingungen, der universellen Gaskonstante  $R$ , dem Normdruck  $p_n$  und der Normtemperatur  $T_n$  über den folgenden Zusammenhang.

$$\rho_n = \frac{M \cdot p_n}{R \cdot T_n} \tag{24}$$

| Formelzeichen | Bezeichnung                     | Wert bzw. Einheit   |
|---------------|---------------------------------|---|
| $\rho_n$      | Dichte unter Normbedingungen    | $\text{kg}/\text{m}^3$  |
| $M$           | Molare Masse (Stoff spezifisch) | $\text{kg}/\text{mol}$  |
| $V_{m,n}$     | Molares Normvolumen             | $0,022414 \text{ m}^3/\text{mol}$   |
| $p_n$         | Druck unter Normbedingungen     | $101325 \text{ Pa}$ bzw. $\text{kg}/(\text{ms}^2)$  |
| $T_n$         | Normtemperatur                  | $273,15 \text{ K}$  |
| $R$           | Realgaskonstante                | $8,314 \text{ J}/(\text{K}\cdot\text{mol}) = \text{kg}\cdot\text{m}/(\text{s}^2\cdot\text{K}\cdot\text{mol})$ |

Das molare Normvolumen  $V_{m,n}$  entspricht exakt dem Volumen, welches ein Mol eines idealen Gases unter Normbedingungen ( $273,15 \text{ K}$  und  $101.325 \text{ Pa}$ ) einnimmt. Sobald sich die Bedingungen von den Normbedingungen unterscheiden muss eine Korrektur der Dichte vorgenommen werden. Diese Korrektur erfolgt mithilfe eines Dreisatzes, der die Temperatur- bzw. Druckänderung berücksichtigt, analog zu der bereits im Abschnitt 4.3 durchgeführten Berechnung.

$$\frac{p_n}{\rho_n \cdot T_n} = \frac{p_{AG}}{\rho_{AG} \cdot T_{AG}} \tag{25}$$

Umgestellt nach  $\rho_{AG}$ :

$$\rho_{AG} = \frac{p_{AG} \cdot \rho_n \cdot T_n}{p_n \cdot T_{AG}} = \frac{p_{AG} \cdot M_{AG}}{T_{AG} \cdot R} \tag{26}$$

| Formelzeichen | Bezeichnung                          | Einheit                       |
|---------------|--------------------------------------|-------------------------------|
| $\rho_{AG}$   | Dichte unter Betriebsbedingungen     | kg/m <sup>3</sup>             |
| $p_{AG}$      | Druck unter Betriebsbedingungen      | Pa bzw. kg/(ms <sup>2</sup> ) |
| $T_{AG}$      | Temperatur unter Betriebsbedingungen | K                             |
| $M_{AG}$      | Molare Masse des Abgases             | kg/mol                        |

Über den bis hier her beschriebenen physikalischen Zusammenhang kann die Dichte eines Gases, so auch des Abgases, ermittelt werden sofern die folgenden Größen bekannt sind:

- Die Temperatur des Abgases
- Die molare Masse bzw. die chemisch/physikalische Zusammensetzung des Abgases
- Der absolute Druck des Abgases

Da das Abgas ein Gemisch aus verschiedenen Gasen ist, muss die molare Masse des Abgases über die Abgaszusammensetzung berechnet werden. Dies setzt die Kenntnis der Konzentration der Abgasbestandteile voraus, die z. B. durch eine Emissionsmessung (z. B. mittels CO-Sensor, FID, FTIR, O<sub>2</sub>-Sensor etc.) ermittelt wird.

Zur besseren Verständlichkeit erfolgen die folgenden Erläuterungen anhand eines ausgewählten Beispiels.

In diesem Beispiel hat die Emissionsmessung die folgende Zusammensetzung des Abgases ergeben:

| Chem. Formel     | Name                                    | Konzentration $c_i$ in m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> <sub>Abgas</sub> |
|------------------|---|--|
| O <sub>2</sub>   | Sauerstoff                              | 0,1  |
| CO <sub>2</sub>  | Kohlenstoffdioxid                       | 0,09   |
| H <sub>2</sub> O | Gasförmiges Wasser                      | 0,02   |
| CO               | Kohlenstoffmonoxid                      | 0,001  |
| HCO              | Sonstige Gase als (HCO) zusammengefasst | 0,009  |
| N <sub>2</sub>   | Stickstoff                              | 0,78   |
|                  | Summe                                   | 1  |

Die Messung wurde bei einer Abgastemperatur  $T_{AG}$  von 200 °C bzw. 473,15 K und einem Förderdruck von 20 Pa gegenüber einem Umgebungsdruck von 101.500 Pa, was einem statischen Druck im Abgas  $p_{AG}$  von 101.520 Pa entspricht, durchgeführt. Mit der chemischen und physikalischen Zusammensetzung, der Temperatur und dem Druck sind alle Angaben gegeben die erforderlich sind, um die Dichte des Abgases für genau diese Betriebsbedingungen zu ermitteln. Es sind zunächst die molaren Massen der jeweiligen Gase mit Hilfe des Tafelwerkes oder des Periodensystems der Elemente zu bestimmen.

| Chem. Formel     | Berechnung von $M$  | $M_i$      |
|------------------|---------------------|------------|
| O <sub>2</sub>   | 2 · 16 kg/kmol      | 32 kg/kmol |
| CO <sub>2</sub>  | 12 + 2 · 16 kg/kmol | 44 kg/kmol |
| H <sub>2</sub> O | 1 · 2 + 16 kg/kmol  | 18 kg/kmol |
| CO               | 12 + 16 kg/kmol     | 28 kg/kmol |
| HCO              | 1 + 12 + 16 kg/kmol | 29 kg/kmol |
| N <sub>2</sub>   | 2 · 14 kg/kmol      | 28 kg/kmol |

Die Abgasdichte kann nun wie folgt berechnet werden:

$$\rho_{AG} = \frac{\sum(c_i \cdot M_i)}{V_{AG}} = \frac{p_{AG} \cdot \sum(c_i \cdot M_i)}{T_{AG} \cdot R} \quad (27)$$

| Formelzeichen | Bezeichnung                                | Einheit   |
|---------------|--|---|
| $\rho_{AG}$   | Dichte des Abgases                         | kg/m <sup>3</sup>                               |
| $c_i$         | Konzentration der jew. Komponente im Abgas | m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> <sub>Abgas</sub> |
| $M_i$         | Molare Masse der jew. Komponente im Abgas  | kg/kmol   |
| $T_{AG}$      | Abgastemperatur                            | K   |
| $p_{AG}$      | Druck unter Betriebsbedingungen            | Pa bzw. kg/(m·s <sup>2</sup> )                  |
| $V_{AG}$      | Molares Volumen unter Betriebsbedingungen  | m <sup>3</sup> /mol                             |

Für das angegebene Beispiel errechnet sich die Dichte mit den zugrunde gelegten Daten des Abgases  $\rho_{AG}$  zu 0,76 kg/m<sup>3</sup>. Die Dichte ist dabei nur gut halb so hoch wie unter Normbedingungen, was vorwiegend auf die Verdopplung der Temperatur von 273 K (bei Normbedingungen) auf 473 K (unter Betriebsbedingungen) zurückzuführen ist.

## 4.8 Sauerstoffmessung

Der Sauerstoffgehalt im Abgas ist für weitere Vergleiche der Staubgehalte relevant, da gemäß der 1. BImSchV die Gesamtstaubkonzentrationen stets auf 13 Vol.-% Sauerstoff bezogen werden. Das Gleiche gilt für weitere gasförmige Schadstoffe.

Für die Bestimmung der Konzentrationen an molekularem Sauerstoff im Abgas wird häufig dessen paramagnetische Eigenschaft ausgenutzt. Aufgrund der besonderen Spinverteilung des Sauerstoffmoleküls besitzt dieses gegenüber den meisten anderen Molekülen ein magnetisches Moment, weshalb es von einem Magnetfeld angezogen wird. Dieses Verhalten macht man sich zunutze.

Das klassische paramagnetische Verfahren arbeitet nach dem magnetomechanischen Messprinzip. Dabei wird ein Hantelkörper, der sich in einem inhomogenen Magnetfeld befindet, durch die im Messgas vorhandenen Sauerstoffmoleküle aus diesem Magnetfeld gedrängt. An der Hantel selbst befindet sich eine Leiterschleife durch die ein elektrischer

Strom geleitet wird. Der elektrische Strom bewirkt, dass die Hantel in die entgegengesetzte Richtung bewegt wird. Die Höhe des elektrischen Stroms, die erforderlich ist um die Hantel wieder in ihre Ausgangslage zu bringen, ist proportional zur Sauerstoffkonzentration im Messgas. Dieses Verfahren zählt zu den genauesten für die quantitative Sauerstoffbestimmung im Bereich von 0-100 %. Es ist aufgrund der bewegten Teile jedoch anfällig für mechanische Belastungen wie Erschütterungen und Vibrationen. Weiterhin ist der Einsatz aufgrund des komplexeren Aufbaus und der damit verbundenen Anfälligkeit für korrosive Komponenten im Messgas eingeschränkt.

Bei paramagnetischen Sauerstoffsensoren basierend auf dem thermomagnetischen Messprinzip wird ein Teil des Gasstromes durch das Vorhandensein eines inhomogenen Magnetfeldes (Permanentmagnet) beeinflusst. Die Sauerstoffmoleküle werden dabei im Magnetfeld abgelenkt. Diese Veränderung bzw. Ablenkung des Gasstromes kann messtechnisch nachgewiesen werden, wobei die Intensität der Ablenkung ein Maß für die Konzentration des im Messgas vorhandenen Sauerstoffs ist. Allgemein sind Einflusseffekte von Durchfluss, Temperatur und Luftdruck beim thermomagnetischen Messprinzip größer als beim magnetomechanischen.

Nach HOFFMANN (1996) haben Messgeräte, die auf diese Weise arbeiten hohe Querempfindlichkeiten, d. h. andere (Stör-)Gase können die Messung beeinflussen.

Um diese Nachteile zu umgehen, sind Sensoren auf Basis von **Festkörperelektrolyten** entwickelt worden, welche allgemein sehr geringe Querempfindlichkeiten aufweisen. Bei dem Festkörperelektrolyt handelt es sich im Wesentlichen um Zirkondioxid  $ZrO_2$ , welches zur Erhöhung der Sauerstoffionenleitfähigkeit mit Yttriumoxid  $Y_2O_3$  dotiert wird. Die Sauerstoffionenleitfähigkeit ist die für dieses Messprinzip wesentliche Eigenschaft des Festkörperelektrolyten. Sie setzt ab Temperaturen  $> 350\text{ °C}$  ein. Die erforderliche Betriebstemperatur des Sensors wird durch eine integrierte elektrische Beheizung eingestellt.

Für die Bestimmung des Sauerstoffpartialdrucks in einem Messgas wird ein Referenzgas mit bekanntem Sauerstoffpartialdruck benötigt. In der Regel handelt es sich dabei um Umgebungsluft. Im Sensor sind Messgas und Referenzgas durch den beheizten Festkörperelektrolyt voneinander getrennt.

Die Sauerstoffatome eines mit dem Festkörperelektrolyten in Kontakt stehenden Gases stehen mit den Sauerstoffionen im Elektrolyten (entsprechend des Sauerstoffpartialdruckes) des Gases im Gleichgewicht. Fungiert nun der Elektrolyt als Trennwand zwischen zwei Gasen unterschiedlicher Sauerstoffpartialdrücke, bildet sich aufgrund der Sauerstoffpartialdruckdifferenz eine Potentialdifferenz  $\Delta U$  zwischen den beiden Grenzflächen (über den Elektrolyten) aus.

Über zwei Platinelektroden, welche sich auf beiden Seiten des Festkörperelektrolyten befinden, kann die Potentialdifferenz gemessen werden (potentiometrisches Messprinzip). Die Elektroden müssen porös sein um den Kontakt der Gasphase mit dem Festkörperelektrolyten zu ermöglichen.

Entsprechend der Nernst-Gleichung kann der unbekannte Sauerstoffpartialdruck ( $p_1$ ) im Messgas berechnet werden:

$$\Delta U = \frac{RT}{nF} \ln \frac{p_2}{p_1} \quad (\text{mit } n = 4). \quad (28)$$

| Formelzeichen | Bezeichnung                           | Einheit              |
|---------------|---------------------------------------|----------------------|
| $\Delta U$    | Potenzialdifferenz                    | V                    |
| $F$           | Faraday-Konstante                     | As mol <sup>-1</sup> |
| $T$           | Temperatur im Sensor                  | K                    |
| $p_1$         | Sauerstoffpartialdruck im Messgas     | mbar                 |
| $p_2$         | Sauerstoffpartialdruck im Referenzgas | mbar                 |
| $n$           | Anzahl ausgetauschter Elektronen      |                      |

Die Festkörperelektrolytsauerstoffsensoren werden vor Allem bei der Bestimmung der Luft-verhältniszahl im Abgaskatalysator von Kraftfahrzeugen mit Ottomotor und zur Regelung automatischer Feuerungsanlagen verwendet. Gerade im Bereich von  $\lambda = 1$  weisen sie eine sehr hohe Empfindlichkeit auf. Aber auch bei der Sauerstoffspurenanalyse finden sie Verwendung.

Den **elektrochemischen Sauerstoffsensoren** liegt eine 2-Elektroden-Anordnungen zugrunde. Es handelt sich zum einen um eine Platinelektrode (Arbeitselektrode), die als Kathode geschaltet wurde, und zum anderen um eine Ag/AgCl-Elektrode oder alternativ auch Pb-Elektrode (Gegenelektrode), die als Anode fungiert. Beide Elektroden befinden sich in einer meist alkalischen Elektrolytlösung. Zwischen den beiden Elektroden wird ein festes Potential angelegt.

Über eine Membran (üblicherweise PTFE) kann Sauerstoff aus dem Messgas in die Elektrolytlösung diffundieren und daraufhin zur Platinelektrode. An der Platinelektrode findet dann (aufgrund des angelegten Potentials) die Reduktion des Sauerstoffs statt. An der Gegenelektrode erfolgt die Oxidation des entsprechenden Metalls. Aufgrund des Ladungsausgleichs resultiert ein elektrischer Strom (Diffusionsgrenzstrom) zwischen den beiden Elektroden. Dieser wird gemessen. Die Stärke des Diffusionsgrenzstroms ist abhängig von dem im Messgas herrschenden Sauerstoffpartialdruck.

## 4.9 Feuerungsleistung aus Abgasmesswerten

Wie später beschrieben, ist es bei bekannter Brennstoffzusammensetzung möglich, aus einem Abgasvolumen im Normzustand, bei einem bekannten Sauerstoffgehalt die dazugehörige Energiemenge auszurechnen. In verschiedenen Ländern ist es üblich, Emissionen entweder bezogen auf ein Normvolumen bei einem Bezugssauerstoffgehalt im Abgas anzugeben. So ist in Deutschland die folgende Angabe für Kleinf Feuerungsanlagen mit festen Brennstoffen üblich: m<sup>3</sup> i. N. bei 13 % O<sub>2</sub>. In anderen Ländern, wie z. B. in Österreich oder der Schweiz werden sogenannte Emissionsfaktoren gebildet, die sich auf den Brennstoffheizwert beziehen. Hier ist die Angabe MJ Heizwert atro (absolut trocken) üblich. Beide Angaben haben ihre Berechtigung. Die Umrechnung dieser beiden Größen soll im Folgenden erläutert werden. In der Schweiz sind feste Umrechnungsfaktoren rechtlich verankert (BAFU, 2009).

Da ein Normvolumen Abgas bei einem Bezugssauerstoff einer Energie entspricht, entspricht der Normvolumenstrom einer Leistung, der Feuerungsleistung. Der Normvolumen-

strom kann mit Kenntnis des Strömungs- und Temperaturprofils unter Berücksichtigung der Abgasdichte (für deren Bestimmung wie oben erwähnt die Kenntnis der Sauerstoffkonzentration notwendig ist) entsprechend Kapitel 4.5 bzw. Kapitel 4.6 berechnet werden. Nach Umrechnung auf Bezugssauerstoff und Korrektur für die Abgasfeuchte kann die Feuerleistung für Biomassen entsprechend folgender Formel berechnet werden:

$$\dot{Q} = \dot{V} \frac{p}{p_0} \frac{T_0}{T} \times \frac{21\% - 13\%}{21\% - O_2} \times 0.67 \frac{MJ}{m^3 \text{ i. N. } 13\% O_2} \times (87\% + 58\% \times O_2) \quad (29)$$

Hierbei stellt der erste Term die Berechnung des Normvolumenstroms (feucht) dar, der zweite Term die Bezugsbildung auf Sauerstoffbezug, der dritte Term die Umrechnung auf eine Leistung und der letzte Term die Korrektur für den Abgaswassergehalt.

## 4.10 Kohlenwasserstoffverbindungen

Im Kontext der Biomasseverbrennung nehmen Kohlenwasserstoffe (KW) eine bedeutende Rolle ein. Als KW werden hierbei alle chemischen Verbindungen bezeichnet, die zu sehr unterschiedlichen Anteilen aus Kohlenstoff und Wasserstoff und ggf. weiteren Elementen zusammengesetzt sind. Bei der Verbrennung fester Biomassebrennstoffe, wie sie im Kapitel 4.6 beispielhaft für eine vollständige Reaktion angenommen wurde, würden alle Kohlenstoffatome und alle Wasserstoffatome vollständig zu Kohlenstoffdioxid und Wasser umgesetzt werden. KW würden hierbei nicht auftreten. In der Realität ist dies nicht der Fall, da stets Produkte der unvollständigen Verbrennung auftreten. Von den als Kohlenwasserstoffe von Biomassefeuerungen emittierten Emissionen, besitzen einige Verbindungen aufgrund ihrer chemisch-physikalischen Eigenschaften, ein gesundheitlich bedenkliches Potential. Sie sind deshalb häufig Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen. Für die aus Biomasseverbrennungen emittierten KW gibt es keine einheitlichen Konventionen, wie diese zu bestimmen, zu unterteilen und zu bewerten sind. Es existieren verschiedene Kenngrößen, die sich bei der Emissionsmessung und der Bewertung der Emissionen etabliert haben, ohne dass sie einheitlich verbindlich geregelt sind (US EPA) (EPA, 2014b). Im Kontext der Biomasseverbrennung werden die folgenden Bezeichnungen für Kohlenwasserstoffverbindungen verwendet:

- VOC – Volatile organic compound (flüchtige organische Verbindungen)
- VVOC – Very volatile organic compound (sehr flüchtige Verbindungen)
- SVOC – Semi volatile organic compound (schwer flüchtige Verbindungen)
- NMVOC – Non-Methane volatile organic compound (Nicht-Methan VOC)
- TC – Total carbon (Gesamtkohlenstoff)
- OC – Organic carbon (organischer Kohlenstoff)

- EC – Elemental carbon (anorganischer Kohlenstoff)
- TOC – Total organic carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)
- OGC – Organic gaseous carbon (organisch gasförmiger Kohlenstoff)
- PAK bzw. PAH – Polycyclic aromatic hydrocarbons (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe)
- Ges-C – Gesamtkohlenstoff

Die hier aufgeführten Bezeichnungen werden häufig dann verwendet, wenn es darum geht Abgase aus der Biomasseverbrennung zu beschreiben und zu charakterisieren. Die Gruppen können dabei nach unterschiedlichen Kriterien weiter zusammengefasst, aber auch unterschieden werden. Je nach Differenzierungsgrad können hier auch noch weitere Gruppen hinzukommen oder auch wegfallen.

In den überwiegenden Fällen bestimmt das eingesetzte Messverfahren um welche Gruppe es sich bei den nachgewiesenen Kohlenwasserstoffverbindungen handelt.

Es existieren verschiedene Messverfahren, die je nach Funktionsweise eine mehr oder weniger detaillierte Auskunft über die tatsächliche chemische Zusammensetzung der KW geben können. Grundsätzlich sollte unterschieden werden, in welchem Aggregatzustand die KW im Abgasstrom vorliegen (fest, flüssig oder gasförmig). Der Aggregatzustand ist von entscheidender Bedeutung, da dies der für die einzusetzende Messtechnik maßgebliche Faktor ist. In die weiteren Erläuterungen werden zunächst nur diejenigen KW einbezogen, die gasförmig im Abgas vorliegen. Die Abgastemperatur und der Druck unter dem die Messung erfolgt beeinflusst das Ergebnis der Messung. So liegen einige Kohlenwasserstoffverbindungen in heißen Abgasen gasförmig und in abgekühlten oder verdünnten Abgasen flüssig oder fest, z. B. in Form von Staubpartikeln oder auf Staubpartikeln, vor.

Kohlenwasserstoffe, die gasförmig im Abgas vorliegen, werden häufig mittels Flammenionisationsdetektor (FID) erfasst. In einem Flammenionisationsdetektor erfolgt die thermische Ionisierung der Messgaskomponenten in einer Knallgasflamme. Dazu werden der Messgasstrom und Wasserstoff vermischt und mittels einer Düse in Luft verbrannt. Die Düse zur Erzeugung der Flamme und die Flammenspitze selbst fungieren als Kathode. Über der Flamme befindet sich eine Sammelelektrode (Gitterelektrode), die als Anode fungiert. Die bei der Ionisation der KW in der Flamme freigesetzten Elektronen gelangen zur Anode und können als ein elektrischer Strom detektiert werden.

Die Höhe des Stromes ist in erster Näherung proportional zur Menge an oxidierbaren Kohlenstoffatomen im Messgas. Jedoch zeigt ein FID gegenüber verschiedenen KW-Verbindungen, aufgrund der unterschiedlichen Molekülstrukturen, ein unterschiedliches Ansprechverhalten. In diesem Zusammenhang findet der Begriff „Responsfaktor“ Anwendung.

Der Responsfaktor  $R_{f,x}$  stellt dabei das Verhältnis von mit dem FID detektierten Konzentration einer Verbindung und tatsächlicher Konzentration der Verbindung im Messgas dar und ist Messgeräte abhängig. Der FID ist dabei üblicherweise auf Propan kalibriert.

$$R_{f,x} = \frac{S_{FID}}{c_x} \quad (30)$$

| Formelzeichen | Bezeichnung   | Einheit |
|---------------|---|---------|
| $R_{iX}$      | Responsefaktor einer Verbindung X                                 |         |
| $S_{FID}$     | Vom Gerät angezeigte Konzentration der Verbindung X               | ppm     |
| $c_x$         | Tatsächlich im Messgas vorliegende Konzentration von Verbindung X | ppm     |

Bei einem Gasgemisch mit unbekannter Zusammensetzung, wie dem Abgas aus einer Biomasseverbrennung, bedient man sich allerdings der Annahme, dass die Responsefaktoren des Großteils der in einem Abgas enthaltenen KW nicht deutlich voneinander abweichen und damit, wie eingangs erwähnt, das Messsignal proportional zur Menge an oxidierbaren Kohlenstoffatomen im Messgas ist. Die Konzentrationsangabe der im Abgas enthaltenen gasförmigen Kohlenwasserstoffe (Gesamt-Kohlenstoff) erfolgt dabei entweder als Methan- oder als Propanäquivalente (TESTA, 2012). Im gesetzlich geregelten Bereich ist auch die Angabe als  $\text{mg}/\text{m}^3$  an oxidierbarem Kohlenstoff üblich.

Mit einem FID lassen sich besonders gut die Verbindungen mit C-H- und C-C-Bindungen detektieren. Verbindungen mit C-O-, C-N- und C-S-Bindungen sind ebenfalls detektierbar. Nicht oder kaum detektierbare Verbindungen sind u. a.  $\text{N}_2$ ,  $\text{O}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{NO}_2$  und Edelgase. Damit einher geht die geringe Querempfindlichkeit gegenüber diesen Verbindungen und auch gegenüber dem Trägergas. Thermisch besonders instabile KW sind ebenfalls schwer erfassbar, da sie bereits vor dem Eintritt in die Flamme zerfallen (ChemgaPedia, 2012).

Kritische Anmerkungen, Zitat aus DIN EN 12619 (2011: 17):

„Der FID ist mit einer Vorrichtung zur Reinigung des Messgases ausgestattet, um eine Verschmutzung des Geräts durch Partikel und/ oder Kondensation zu verhindern. Langkettige KW, die in das Messgerät als Feststoffe eintreten, werden somit herausgefiltert und folglich nicht gemessen. Obwohl die Richtlinien die Messung von TOC (gesamter organisch gebundener Kohlenstoff) vorschreiben, misst der FID nur TVOC (gesamter flüchtiger organisch gebundener Kohlenstoff). Dies wird im Allgemeinen von der Industrie und den zuständigen Behörden akzeptiert. [...] Aerosolhaltige Abgase oder die Anwesenheit hochmolekularer VOC können somit unbestimmbare Messunsicherheiten verursachen. Dies sollte bei der Messplanung berücksichtigt werden.“

Um derartige Vorgänge zu unterbinden sollte die Temperatur in der (beheizten) Messgasleitung kontrolliert werden.

Aerosole mit hochsiedenden Kohlenwasserstoffen können zur Verunreinigung des Probenahmesystems führen und damit zu unkontrollierbaren Memoryeffekten, die durch Adsorptions- und Desorptionsprozesse verursacht werden. Dies kann z. B. eine verzögerte Nullpunkteinstellung bei der Aufgabe von Nullgas zur Folge haben. Werden Aerosole aus dem Abgas im Filter zurückgehalten oder in der Probenahmeleitung agglomeriert und ist die Temperatur von Filter oder Probenahmeleitung höher als die Verdampfungstemperatur dieser Aerosole, gehen sie in die Gasphase über und werden vom FID gemessen (DIN EN 2619, 2011).

Neben dem beschriebenen Verfahren, sind Verfahren, die die Spektroskopie zur Grundlage haben, sehr vielfältig vorhanden. Die Spektroskopie ist ein wichtiges und unentbehrliches physikalisches Hilfsmittel der analytischen Chemie (Lindner et al., 2006). Grundsätzlich

kann man zwischen Emissions- und Absorptionsspektroskopie unterscheiden. Grundlage der Spektroskopie ist, dass Gasmoleküle, die elektromagnetischer Strahlung ausgesetzt sind, mit dieser wechselwirken. Die Absorptionsspektroskopie nutzt dabei den Effekt aus, dass bei Bestrahlung mit Licht bestimmter Wellenlänge diskrete Strahlungsanteile absorbiert werden. Durch diese Absorption werden die Energiezustände der äußeren Elektronen verändert, es entstehen sog. Valenzelektronenspektren (Skoog & Leary, 1996). Die durch das Fehlen eines bestimmten Strahlungsanteils im Vergleich zum eingestrahlichten Licht verringerte Strahlungsintensität ist proportional zur Teilchenkonzentration des jeweiligen Stoffes. Die Absorptionsspektroskopie kann hinsichtlich der Lage der Spektren der Gase auf der Skala des elektromagnetischen Strahlungsspektrums unterschieden werden. So werden nach STAB (1994) Gasspektrometer in drei Gruppen unterteilt:

- (1) Ultraviolett (UV), Sichtbare (VIS) und nahes Infrarot (NIR),
- (2) Infrarot- (IR) - Spektrometer und
- (3) Mikrowellen(MW)-Spektrometer.

Für die Gasanalyse werden am häufigsten IR-Spektrometer eingesetzt. Es kann weiterhin zwischen der dispersiven- (DIR) und der Nichtdispersiven-Infrarot-Spektrometrie (NDIR) unterschieden werden. Bei der Infrarotabsorptionsspektroskopie wird die Eigenschaft bestimmter Gase, infrarote Strahlung zu absorbieren, ausgenutzt. Mit Hilfe von IR-Absorptionsanalysenmessgeräten lassen sich unter anderem Gase, bestehend aus den Molekülen  $\text{CO}$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{C}_3\text{H}_8$  usw. nachweisen.

## 4.11 Probeentnahme zur Analyse gasförmiger Bestandteile

Der Aufbau der Messtechnik erfordert häufig die Entnahme eines repräsentativen Teilgasvolumenstromes und der Überführung dessen zum eigentlichen Detektor. Die Teilstromentnahme erfolgt üblicherweise über eine beheizte Probenahmesonde sowie eine beheizte Probenahmeleitung. Wichtig hierbei ist, dass die Temperaturen oberhalb des Sättigungszustandes kondensierbarer Bestandteile liegen.

Durch hohe Feinstaubkonzentrationen können die jeweils eingesetzten Filterelemente verschmutzen, diese sind in regelmäßigen Abständen zu reinigen. Bei dem Einsatz einer unbeheizten Probenahmeleitung kann es zur Auskondensation von Wasser kommen. Für diesen Fall sind entsprechende Kondensatfallen erforderlich. Die meisten Messgeräte verfügen jedoch bereits über eine solche.



Abbildung 6: Abbildungen zur Teilgasstromentnahme, A: unbeheizte Sonde zur Gasprobeentnahme, B: Kondensatfalle zur Entfernung des Wassers aus der Gasphase sowie Filterpatronen (Aktivkohle und Natriumpermanganat) (Foto: Eheim Messtechnik), C: beheizte Sonde zur Gasprobeentnahme, D: beheizte Probeentnahmeleitung (Foto: Eismann & Ströbe GbR)

Abbildung 6 zeigt eine Auswahl an üblichen Ausrüstungsgegenständen, die für die Entnahme eines Teilgasstromes aus dem heißen Abgas einer Biomassefeuerung verwendet werden. Bild A zeigt eine unbeheizte Sonde, mit der gleichzeitig die Temperatur am Ort der Absaugung und der Unterdruck im Abgasrohr gemessen werden kann. Wird eine solche Sonde in heißen Abgasen verwendet, so ist zu beachten, dass sich das entnommene Gas auf dem Weg durch die Messgasleitung abkühlt. Das noch im heißen Abgas gasförmig vorliegende Wasser kondensiert dabei aus. Es kann sich im ungünstigsten Fall an den Innenwänden der Entnahmeleitung niederschlagen und dadurch die Messleitung verschmutzen. Da dieses Auskondensieren in der Messleitung im Allgemeinen unkontrolliert abläuft, wird das Messgas, noch bevor es in den Analysator geleitet wird von Schwebstoffen (Staub) und Wasser befreit. Dies erfolgt mittels einer Kondensatfalle (hier in Kombination mit Aktivkohle und Natriumpermanganat) und einer Filterstrecke, wie sie exemplarisch in Bild B dargestellt ist. Diese Gerätschaften sind vor allem bei länger anhaltenden Messungen täglich zu wechseln und zu säubern, um vor allem auch eine Beschädigung der Sensorik zu vermeiden. Das Bild C zeigt eine elektrisch beheizte Sonde. Beheizte Sonden werden immer in Verbindung mit einer beheizten Messleitung (Bild D) verwendet. Derartige Gerätschaften werden dann eingesetzt, wenn das Messgerät in der Lage ist bei Temperaturen oberhalb des Wassertaupunktes zu arbeiten. Mit einigen Geräten lässt sich so auch der Wasseranteil in der Gasphase bestimmen. Auch hier werden Filterelemente verwendet, die regelmäßig zu reinigen sind.

Die mit einem „heiß messenden“ Gerät bestimmten Gaskonzentrationen unterscheiden sich von denen mit einem „kalt-messenden“ Gerät. Dies muss für die weitere Auswertung beachtet werden. Für eine Angabe von Konzentrationen wird häufig die Angabe „trocken“ ergänzt. Damit ist eindeutig, dass es sich bei der angegebenen Konzentration um eine Abgaszusammensetzung handelt, die kein gasförmiges Wasser enthält. Wird die Messung oberhalb des Wassertaupunktes durchgeführt so sollte die Zusatzangabe „feucht“ ergänzt werden. Sollen Konzentrationen, die im trockenen Abgas gemessen wurden mit denen, die im feuchten Abgas gemessen wurden miteinander verglichen werden so kann der Wasseranteil über die folgende Formel herausgerechnet werden.

$$c_{i,tr} = \frac{c_{i,f} \cdot 100}{100 \% - H_2O} \quad (31)$$

| Formelzeichen | Bezeichnung   | Einheit |
|---------------|---|---------|
| $c_{i,f}$     | Konzentration eines Abgasbestandteiles „i“ im feuchten Abgas  | Vol.-%  |
| $c_{i,tr}$    | Konzentration eines Abgasbestandteiles „i“ im trockenen Abgas | Vol.-%  |
| $H_2O$        | Wasserkonzentration in der Gasphase                           | Vol.-%  |

## 4.12 Bezug auf Normsauerstoffkonzentration

Je nach Funktionsweise der Biomassefeuerung sind die Konzentrationen der verschiedenen Abgasbestandteile sowohl von Anlage zu Anlage als auch im zeitlichen Verlauf an ein und derselben Anlage unterschiedlich und zeitlichen Schwankungen unterlegen. Während für chargenweise betriebene Feuerungsanlagen, wie z. B. für Kaminöfen und Scheitholzkessel, Konzentrationsunterschiede während eines Abbrandes typisch sind, weisen voll automatisch betriebene Pellet- und Hackschnitzelfeuerungen zeitlich deutlich konstantere Konzentrationen auf. Die Höhe der Konzentrationen kann dabei sowohl von der Güte der Verbrennung, dem Brennstoff selber aber auch von den Einstellungen der Luftklappen abhängen. Biomassefeuerungen werden üblicherweise so betrieben, dass mehr Verbrennungsluft zugeführt wird als stöchiometrisch zur Umsetzung des Brennstoffes erforderlich ist (sog. Luftüberschuss). Dies hat zur Folge, dass neben dem Abgas selber, im Abgasrohr der Feuerung, immer auch ein Teil der von außen zugeführten Verbrennungszuluft enthalten ist. Dies ist immer dann der Fall, wenn der Sauerstoff in noch nennenswerten Konzentrationen im Abgas detektiert wird.

Biomassefeuerungen werden häufig mit einer Luftüberschusszahl zwischen 1 und kleiner 3 betrieben. Die Luftüberschusszahl Lambda ( $\lambda$ ) wird über das Verhältnis der Sauerstoffkonzentration der zugeführten Luft und der Differenz zur Sauerstoffkonzentration im Abgas bestimmt.

$$\lambda = \frac{0,21}{0,21 - O_{2,AG}} \quad (32)$$

| Formelzeichen | Bezeichnung                      | Einheit |
|---------------|----------------------------------|---------|
| $\lambda$     | Luftüberschusszahl Lambda        | -       |
| $O_{2,AG}$    | Sauerstoffkonzentration im Abgas | Vol.-%  |

So entspricht eine Sauerstoffkonzentration von 10,5 % im Abgas einem Verbrennungsluftverhältnis von zwei und eine Konzentration von 14 % einem Verhältnis von 3. Ein Verbrennungsluftverhältnis von 1 wäre gegeben, wenn genau 0 % Sauerstoff im Abgas gemessen werden würden. Die Abbildung 7 stellt den Einfluss unterschiedlicher Luftüberschusszahlen (Verbrennungsluftverhältnisse) und die damit verbundene Verminderung der Schadstoffkonzentration im Querschnitt des Abgasrohres bildlich dar. Die unterschiedlichen Grautöne symbolisieren die, durch unterschiedlich hohe Verbrennungsluftzufuhr herbeigeführte, Verdünnung der Staubkonzentration im Abgas der Feuerung.

Eine Abgasmessung (egal ob Staub oder CO u. a.), wie sie üblicherweise an Biomassefeuerungen durchgeführt wird, erfasst nie die absolute, bei der Verbrennung einer bestimmten Menge Brennstoff, emittierte Menge der jeweiligen Komponente. Die momentane Konzentration kann ermittelt werden, nicht aber die absolute Menge. Die Messung ist damit immer ein zeitlich begrenzter Ausschnitt eines, über einen längeren Zeitraum andauernden Vorganges. Aus diesem Grund ist es erforderlich zu erkennen, in wieweit die zum jeweiligen Zeitpunkt durchgeführte Messung vergleichbar bzw. repräsentativ ist. Für die unterschiedlichen Feuerungstechniken werden deshalb repräsentative Zeiträume bzw. Abbrandperio-

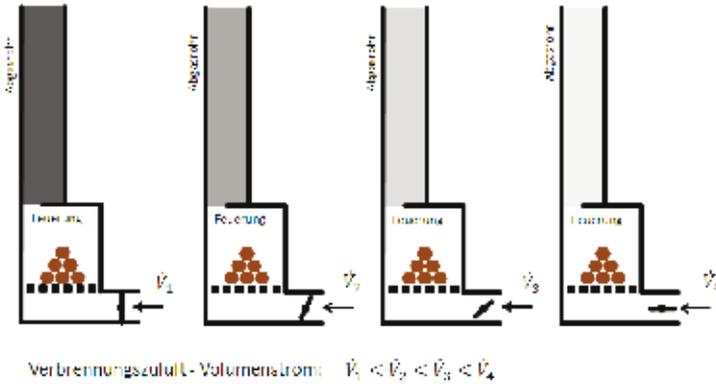


Abbildung 7: Schematische Darstellung einer Feuerung bei unterschiedlichen Verbrennungszuluft-Volumenströmen und damit verbundene Änderung der Schadstoffkonzentrationen im Abgas (Abnahme der Schwärzung symbolisiert die abnehmende Konzentration infolge der Verdünnung)

den ausgewählt in denen diese Messungen durchgeführt werden sollen. Aber auch dann sind die Ergebnisse noch nicht miteinander vergleichbar, da auch unterschiedliche Luftteinstellungen vorgenommen werden können. In der Praxis wird daher neben der Temperatur immer auch eine Sauerstoffmessung, parallel zur eigentlichen Emissionsmessung durchgeführt, da die Konzentration des Sauerstoffes im Abgas ein gutes Indiz für eine mögliche Abgasverdünnung ist.

Die mittlere, über die Zeit der Staubmessung bestimmte Sauerstoffkonzentration wird benötigt, um die jeweils ermittelte Konzentration der gemessenen Komponente (z. B. Staub oder CO oder andere) in einen, mit anderen Werten vergleichbaren Wert, mittels der folgenden Formel zu normieren.

$$c_B = \frac{21 - O_{2,B}}{21 - O_2} \cdot c_M \quad (33)$$

| Formelzeichen | Bezeichnung  | Einheit                |
|---------------|--|------------------------|
| $c_B$         | Auf Bezugssauerstoffgehalt umgerechnete Konzentration    | mg/m <sup>3</sup> i.N. |
| $c_M$         | Gemessene mittlere Schadstoffkonzentration               | mg/m <sup>3</sup> i.N. |
| $O_{2,B}$     | Bezugssauerstoffgehalt (13 % 1. BImSchV)                 | Vol. %                 |
| $O_2$         | Gemessener mittlerer Sauerstoffgehalt im trockenen Abgas | Vol. %                 |

Für die aufgeführten Variablen sind die entsprechende Mess-, bzw. Bezugsvariablen einzusetzen.  $O_{2,B}$  ist hierbei der Bezugssauerstoffgehalt. In der 1. BImSchV (1. BImSchV, 2010) ist ein Bezugswert von 13 % festgelegt. Für andere Anlagen, die z. B. nicht in der 1. BImSchV geregelt sind, werden zum Teil andere Bezugswerte zugrundegelegt. Für  $O_2$  wird die gemessene und gemittelte Sauerstoffkonzentration in Prozent im wasserfreien Zustand eingesetzt. Die mittlere gemessene Konzentration eines Abgasbestandteils  $c_M$  geht in die

Berechnung in Milligramm je Kubikmeter Abgas im Normzustand ( $\text{mg}/\text{m}^3$  i. N.), ( $101.325$  Pa,  $273,15$  K) ein.

Bei der Normierung auf den Bezugssauerstoffgehalt ist weiterhin zu beachten, dass sich die Schwankung der Sauerstoffkonzentration im Abgas, auch auf die Genauigkeit der zu normierenden Komponente  $c_M$  auswirkt. Dies wird insbesondere dann deutlich, wenn hohe Sauerstoffkonzentrationen ( $> 13\%$ ) bei gleichzeitig stark schwankenden Konzentrationen (Streuung  $s > 2\%$ ) gemessen werden. Der Einfluss der Streuung ( $s$ ) verstärkt sich dabei mit steigenden Sauerstoffkonzentrationen im Abgas, wie Abbildung 8 in Verbindung mit Tabelle 3 zeigt. Mit anderen Worten, je größer der mittlere gemessene Sauerstoffgehalt gegenüber dem Bezugssauerstoffgehalt wird, desto verheerender wirkt sich die Streuung der Sauerstoffmessung auf die Präzision des zu normierenden Wertes aus. Ebenfalls verringert sich die Messgenauigkeit der Sauerstoffmessung bei hohen Sauerstoffgehalten, da meist die Messgeräte auf maximal  $21$  Vol.-% Sauerstoff kalibriert sind.

Anhand der Abbildung 8 wird deutlich, dass sich bei einer Restsauerstoffkonzentration im Abgas von z. B. im Mittel  $8\%$  (die einer angenommenen Streuung ( $s$ ) von  $2,5\%$  unterliegt), die Präzision des normierten Emissionswertes um  $20\%$  verschlechtert (siehe Tabelle 3). Eine beispielhafte, auf  $13\%$   $\text{O}_2$  normierte Konzentration an Staub von z. B.  $61 \text{ mg}/\text{m}^3$  kann damit im Grunde nur auf  $\pm 12 \text{ mg}/\text{m}^3$  genau bestimmt werden. Je nach Betriebsweise der Feuerung schwankt die Sauerstoffkonzentration unterschiedlich stark. Der Sauerstoffgehalt steigt stark an bei einem Chargenabbrand, wenn die Flammen erloschen sind und nur noch der Restkohlenstoff glüht. Dies zeigt sich auch in den deutlich steigenden  $\text{CO}$ -Konzentrationen im Abgas. Die Schwankungen in der Abgaskonzentration von kontinuierlich betriebenen Feuerungen sind dabei im Allgemeinen geringer, als die chargenweise betriebener Feuerungen.

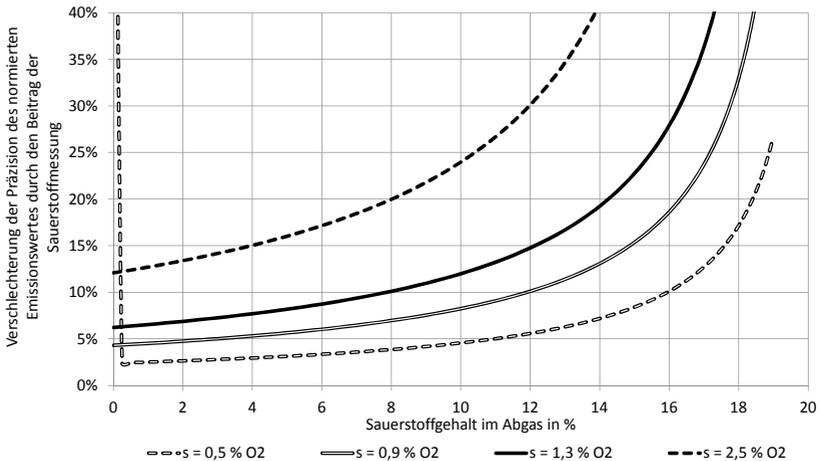


Abbildung 8: Einfluss unterschiedlich stark streuender Sauerstoffkonzentrationen im Abgas auf die Präzision einer auf den Bezugssauerstoffgehalt zu normierenden Abgaskomponente. Die Variable  $s$  steht für die Streuung der Messwerte für die Sauerstoffkonzentration.

Tabelle 3: Gegenüberstellung mehrerer auf 13 % O<sub>2</sub> normierter gravimetrisch gemessener Staubkonzentrationen von 100 mg/m<sup>3</sup>. Es werden mittlere Sauerstoffgehalte im Abgas von 2 bis 18 % zugrunde gelegt, die bei unterschiedlicher Streuung (s) ermittelt wurden, wodurch sich unterschiedliche Präzisionen ergeben. Bei den rot markierten Feldern überschreitet die Streuung 15 % des normierten Staubwertes.

| Ø O <sub>2</sub> im Abgas in % | 100 mg/m <sup>3</sup> , normiert auf 13% O <sub>2</sub> | Verschlechterung der Präzision eines normierten Staubwertes durch mittlere Sauerstoffkonzentrationen mit unterschiedlicher Streuung im mg/m <sup>3</sup> (13 % O <sub>2</sub> ) |             |             |             |
|--------------------------------|---|---|-------------|-------------|-------------|
|                                |   | S = ± 0,5 %   | s = ± 0,9 % | s = ± 1,3 % | s = ± 2,5 % |
| 2                              | 42,1  | ±1,1  | ±2,0        | ±2,9        | ±5,6        |
| 4                              | 47,1  | ±1,4  | ±2,5        | ±3,6        | ±7,1        |
| 6                              | 53,3  | ±1,8  | ±3,2        | ±4,66       | ±9,1        |
| 8                              | 61,5  | ±2,4  | ±4,3        | ±6,22       | ±12,3       |
| 10                             | 72,7  | ±3,3  | ±6,0        | ±8,7        | ±17,4       |
| 12                             | 88,9  | ±5,0  | ±9,0        | ±13,1       | ±26,8       |
| 14                             | 114,3   | ±8,2  | ±14,9       | ±22,0       | ±46,8       |
| 16                             | 160   | ±16,2   | ±29,8       | ±44,6       | ±106,7      |
| 18                             | 266,7   | ±45,7   | ±87,9       | ±142,3      | ±727,3      |

Die geschilderten Zusammenhänge zeigen, dass die Messung und der Vergleich von mittleren Konzentrationen einzelner Abgasbestandteile unterschiedlichen Einflüssen unterschiedlich stark unterliegen.

### 4.13 Abgasverdünnung

Für eine Reihe von messtechnischen Aufgaben ist eine Abgasverdünnung sinnvoll oder tritt ungewollt auf. Bei Typenprüfungen oder bei Schornsteinfegermessungen wird das Abgas nicht verdünnt, sondern es erfolgt die Gesamtstaubbestimmung direkt im heißen Abgas. Die Verdünnung des heißen Abgases tritt jedoch in der Realität (spätestens nach der Schornsteinmündung) zwangsläufig auf. Die Messung in technisch verdünntem Abgas kommt einer Immissionsmessung näher als die Messung im heißen Abgas der Feuerung. Die gezielte Verdünnung wird derzeit vor allem im wissenschaftlichen Bereich angewendet. In anderen Staaten ist die Abgasverdünnung Teil der Zulassungsprüfung. Eine im verdünnten Abgas ermittelte Staubkonzentration wird hierbei nicht wie bei der Rohgasmessung auf eine bestimmte Sauerstoffkonzentration normiert, sondern meist auf die erzeugte bzw. eingesetzte Energie bezogen. Diese Konvention erleichtert die Vergleichbarkeit der auf unterschiedliche Weise ermittelten Konzentrationen.

In Deutschland werden die Grenzwerte für emittierte Luftschadstoffe jedoch meist in g/m<sup>3</sup> (bezogen auf einen bestimmten Restsauerstoffgehalt im Abgas) angegeben. Da die Sauerstoffkonzentration im verdünnten Abgas sehr hoch ist (nahe 21 %), kann ein im verdünnten Abgas ermittelter Wert nicht ohne weitere Umrechnung in mg/m<sup>3</sup> (tr., i. N., 13 % O<sub>2</sub>) umgerechnet werden (vgl. vorherigen Abschnitt). Für diesen besonderen Fall ist eine Verdünnungsrate oder ein Verdünnungsverhältnis auf geeignete Art und Weise zu ermitteln.

Im Regelfall wird als Verdünnungsmittel gereinigte oder ungereinigte Raum- oder Außenluft oder aufbereitete Druckluft verwendet.

Eine Abgasverdünnung führt zu folgenden Effekten:

- Die Temperatur des verdünnten Abgases ist niedriger als die des Abgases.
- Der Taupunkt des verdünnten Abgases ist niedriger als der des Abgases, meist ist ein Taupunkt unterhalb von Raumtemperatur erwünscht.
- Durch die Verdünnung sinkt die Schadstoffkonzentration.
- Es treten Phasenübergänge auf.
- Die Strömungsgeschwindigkeit erhöht sich.
- Bei hohen Gehalten an organischen gasförmigen Kohlenwasserstoffen können diese teilweise während des Verdünnungsprozesses abkühlen, kondensieren und so die Staubkonzentration im Abgas erhöhen.

Während es im allgemeinen Sprachgebrauch üblich ist, als Verdünnungsverhältnis das Verhältnis von einer Zutat zu der Summe aller anderen Zutaten zu bezeichnen, ist es im wissenschaftlichen Bereich üblich und zweckmäßig, das Verdünnungsverhältnis als Verhältnis der relevanten Zutat zur Gesamtgröße (Masse, Volumen, Menge) zu definieren (United Nations, 1997). Die Bilanzierung folgt dabei dem Massenerhaltungssatz. Damit definiert sich das Verdünnungsverhältnis „DR“ (*dilution ratio*) aus dem Verhältnis der Massen bzw. der Massenströme wie folgt:

$$DR = \frac{m_{ges}}{m_{AG}} = \frac{m_{VL} + m_{AG}}{m_{AG}} \text{ bzw. } DR = \frac{\dot{m}_{ges}}{\dot{m}_{AG}} = \frac{\dot{m}_{VL} + \dot{m}_{AG}}{\dot{m}_{AG}} = \frac{m_{ges}}{m_{ges} - m_{VL}} \in [1, \infty[ \quad (34)$$

| Formelzeichen                 | Bezeichnung                                       | Einheit |
|-------------------------------|---|---------|
| $DR$                          | Verdünnungsverhältnis                             | -       |
| $m_{ges}$ ( $\dot{m}_{ges}$ ) | Gesamtmasse(nstrom) aus Verdünnungsluft und Abgas | g (g/s) |
| $m_{AG}$ ( $\dot{m}_{AG}$ )   | Masse(nstrom) des unverdünnten Abgases            | g (g/s) |
| $m_{VL}$ ( $\dot{m}_{VL}$ )   | Masse(nstrom) der Verdünnungsluft                 | g (g/s) |

Die Gesamtmasse  $m_{ges}$  setzt sich dabei zusammen aus der Masse der Verdünnungsluft  $m_{VL}$  und der Masse des unverdünnten Abgases  $m_{AG}$ . Für Massenströme gilt dies analog. Da die Gesamtmasse (der Gesamtmassenstrom) nicht kleiner werden kann als eine Teilmasse (ein Teilmassenstrom), ergibt sich ein Wertebereich von  $\geq 1$  und  $< \infty$ . Ein Verdünnungsverhältnis von 1 ist damit gleichbedeutend mit dem unverdünnten Abgas.

#### 4.13.1 Berechnungen mit dem Verdünnungsverhältnis

Erfolgt die Messung im verdünnten Abgas, so stellt sich meist die Frage nach der Konzentration der jeweiligen Komponente im unverdünnten Abgas, z. B. um Vergleiche durchzuführen. Die Möglichkeiten einer solchen Umrechnung werden daher im Folgenden geschildert. Unter der Maßgabe, dass die zu verdünnende Komponente (Index  $i$ ) in der Verdünnungsluft nicht enthalten ist, ergibt sich für ebendiese Komponente im verdünnten Abgas die folgende Berechnungsvorschrift.

$$c_{i,AG} = c_{i,ges} \cdot DR \quad (35)$$

| Formelzeichen | Bezeichnung   | Einheit   |
|---------------|---|-----------|
| $c_{i,AG}$    | Konzentration einer Komponente $i$ im unverdünnten Abgas  | z. B. ppm |
| $c_{i,ges}$   | Konzentration einer Komponente $i$ im verdünnten Abgas    | z. B. ppm |
| $c_{i,VL}$    | Konzentration einer Komponente $i$ in der Verdünnungsluft | z. B. ppm |

Für den Fall, dass die zu verdünnende Komponente (Index  $i$ ) hingegen auch in der Verdünnungsluft enthalten ist, ergibt sich der folgende Zusammenhang:

$$\dot{m}_{i,ges} = c_{i,ges} \cdot \dot{m}_{ges} = c_{i,AG} \cdot \dot{m}_{AG} + c_{i,VL} \cdot \dot{m}_{VL} \quad (36)$$

Gekürzt durch den Abgasmassenstrom  $\dot{m}_{AG}$  ergibt sich:

$$c_{i,ges} \cdot DR = c_{i,AG} + c_{i,VL} \cdot (DR - 1) \quad (37)$$

#### 4.13.2 Bestimmung des Verdünnungsverhältnisses

Das Verdünnungsverhältnis eine Größe, die bei verschiedenen Berechnungen linear eingeht. Es stellt sich daher die Frage, wie diese Größe mit möglichst geringem Aufwand und möglichst genau bestimmt werden kann. Folgende Möglichkeiten können dafür infrage kommen.

- Bestimmung der Massenströme
- Bestimmung über Konzentrationen von Leitsubstanzen
- Temperatur bzw. Temperaturunterschiede

Diese Möglichkeiten sowie deren Grenzen und Genauigkeiten werden im Folgenden näher erläutert.

Das Verdünnungsverhältnis, wie es zuvor erläutert wurde kann aus den Massenströmen der Zuluft und des Abgases, des Abgases und der Verdünnungsluft oder des verdünnten Abgases und der Verdünnungsluft berechnet werden. Preisgünstige Methoden für eine direkte Massenflussbestimmung staubbelasteter Gase mit wechselnder Zusammensetzung sind nicht bekannt.

Allerdings hat sich es sich bewährt, Strömungsgeschwindigkeiten zu ermitteln und über die Dichte des Abgases einen Massenstrom zu bestimmen (vgl. dazu Abschnitt 4.7). Die Strömungsgeschwindigkeit kann z. B. mit der Prandtlsonde gemessen werden (vgl. dazu Abschnitt 4.4). Dafür ist die Kenntnis des Profilkoeffizienten der Strömung im entsprechenden Rohrabschnitt erforderlich (vgl. hierzu Abschnitt 4.5). Wahlweise kann die Bestimmung der mittleren Geschwindigkeit auch mit dem Flügelradanemometer bzw. einem Vortex-Strömungssensor erfolgen. Gleichzeitig wird die Kenntnis der dazugehörigen Temperatur und des Unterdrucks vorausgesetzt, um die Volumenströme normieren zu können.

Eine weitere Möglichkeit das Verdünnungsverhältnis zu ermitteln ist dadurch gegeben, an Stelle von Massenströmen, sog. Leitsubstanzen zu bestimmen. Geeignete Leitsubstanzen sind z. B.  $O_2$ ,  $CO_2$  oder CO. Diese sind meist in der Verdünnungsluft, dem Abgas oder dem verdünnten Abgas in detektierbaren Mengen enthalten. Die Zusammensetzung der Zuluft kann in der Regel aus Tabellenwerken entnommen werden. Die Messung der Konzentrationen im verdünnten und unverdünnten Abgas sollte mit vergleichbaren Messgeräten erfolgen. Die Berechnung erfolgt dann entsprechend den im Abschnitt 4.13.1 geschilderten Zusammenhängen.

Das Verdünnungsverhältnis kann über die Temperatur bzw. über Temperaturunterschiede bestimmt werden. Grundlage dafür bildet anstelle der Massenerhaltung die Energieerhaltung. Durch Nullpunktsetzung bei  $0^\circ C$  kann eine Enthalpiebilanz analog zur Massenerhaltung aufgestellt werden. Anstelle von Konzentrationen wird das Produkt aus mittlerer kalorischer Wärmekapazität und Temperatur an der jeweiligen Messstelle eingesetzt.

$$\bar{c}_{p,ges} \cdot \vartheta_{ges} \cdot \dot{m}_{ges} = \bar{c}_{p,AG} \cdot \vartheta_{Abgas} \cdot \dot{m}_{AG} + \bar{c}_{p,VL} \cdot \vartheta_{VL} \cdot \dot{m}_{VL} \quad (38)$$

| Formelzeichen      | Bezeichnung  | Einheit    |
|--------------------|--|------------|
| $\bar{c}_{p,ges}$  | Mittlere isobare Wärmekapazität des verdünnten Abgases | J/(kg · K) |
| $\bar{c}_{p,AG}$   | Mittlere isobare Wärmekapazität des Abgases            | J/(kg · K) |
| $\bar{c}_{p,VL}$   | Mittlere isobare Wärmekapazität der Verdünnungsluft    | J/(kg · K) |
| $\vartheta_{ges}$  | Temperatur des verdünnten Abgases                      | K          |
| $\vartheta_{p,AG}$ | Temperatur des Abgases                                 | K          |
| $\vartheta_{p,VL}$ | Temperatur der Verdünnungsluft                         | K          |

In einer ersten Näherung können die Unterschiede in den mittleren Wärmekapazitäten vernachlässigt werden, wodurch sich diese Gleichung zu folgender Gleichung reduziert.

$$DR = \frac{\vartheta_{AG} - \vartheta_{VL}}{\vartheta_{ges} - \vartheta_{VL}} \quad (39)$$

Bei Einsatz von nicht speziell kalibrierten Thermoelementen liegt deren Fehler oberhalb des durch diese Näherung eingeführten Fehlers, beim Einsatz von Widerstandsthermofühlern ist eine Korrektur entsprechend SEIDLER (2011) sinnvoll.

### 4.13.3 Fehlerbetrachtung

Im Folgenden werden verschiedene Möglichkeiten zur Bestimmung des Verdünnungsverhältnisses miteinander verglichen: Bestimmung über die Leitsubstanzen  $O_2$  sowie  $CO_2$  und die Bestimmung anhand von Temperaturen, einmal gemessen mit Thermoelement und einmal mit Widerstandsthermometer. Die Messungen sind jeweils mit unterschiedlichen Fehlern behaftet, wodurch sich wiederum unterschiedliche Toleranzen für das Verdünnungsverhältnis ergeben. Für die folgende Abbildung wurden die folgenden Fehlerannahmen getroffen:

- $O_2$ :  $\pm 0,3$  Vol-%. Dieser Fehler ist typisch für elektrochemische Zellen. Wenn zwei hochwertige Messeinrichtungen auf Basis des Paramagnetismus zur Verfügung stehen, kann auch eine Fehlerannahme von  $\pm 0,1$  Vol-% gerechtfertigt werden.
- $CO_2$ :  $\pm 0,2$  Vol-%. Diese Fehlerannahme setzt zwei gut kalibrierte Messsysteme voraus und ist gegebenenfalls zu überprüfen.
- Temperatur:  $\pm 1$  K für Thermoelemente,  $\pm 0,15$  K für Widerstandsthermometer. Der erstere Wert ist eine plausible, jedoch nicht maximale Fehlerabschätzung für die Thermoelemente Typ K bei Vergleich mit einer gemeinsamen Datenerfassung. Speziell angepasste Widerstandsthermometer können noch kleinere Abweichungen erreichen.

Abbildung 9 zeigt einen Vergleich der vier Varianten das Verdünnungsverhältnis zu bestimmen. Die Varianten weisen unterschiedliche Toleranzen auf, die sich in Abhängigkeit vom Verdünnungsverhältnis auch unterschiedlich stark auf die Genauigkeit des rechnerisch ermittelten Verdünnungsverhältnisses auswirken. Die Messung von Temperaturen scheint aufgrund der hohen Genauigkeit der Temperaturfühler, im Vergleich zur Messung von Leitsubstanzen, die genaueste zu sein. Um diese vergleichsweise hohe Genauigkeit auch praktisch zu gewährleisten, ist es wichtig auf korrekte Aspekte, wie die Einbaulage, eine gute Durchmischung des zu messenden Gases, Vermeidung von Strahlungsanteilen zu achten.

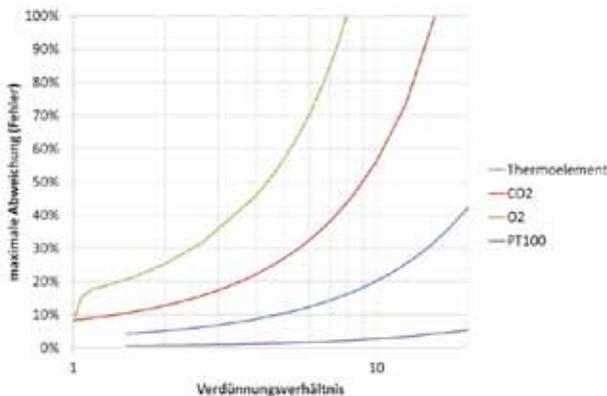


Abbildung 9: Vergleich der Abweichungen bei Bestimmung des Verdünnungsverhältnisses mit verschiedenen Messmethoden. Die Bestimmung über Widerstandsthermometer ist mit großem Abstand die genaueste Methode.

## 5 Gravimetrische Staubmessung

### 5.1 Allgemeines

Die Bestimmung des Gehaltes an festen bzw. flüssigen Komponenten des Abgases stellt eine der Hauptaufgaben in der Emissionsmessung dar. Hierbei ist es von entscheidender Bedeutung diese für das menschliche Auge einzeln kaum sichtbaren Komponenten in der Häufigkeit ihres Auftretens reproduzierbar zu erfassen. Die Rückführbarkeit auf bekannte Größen ist wie bei allen anderen Größen von entscheidender Bedeutung, denn ohne Rückführbarkeit auf bekannte Größen kann keine Messung reproduziert werden. Für die gravimetrische Gesamtstaubmessung stellt das Urkilogramm das Normal dar, auf welches Gewichtskraft ausübende Massen zurückgeführt werden. Verglichen mit Methoden, die auf anderen Normalen als dem Urkilogramm aufbauen, stellt trotz der bei Emissionsmessungen üblicherweise auftretenden, vergleichsweise kleinen Massen die gravimetrische Staubmessung, vor allem für die Messung an Kleinfeuerungsanlagen, nach wie vor das Maß der Dinge dar. Die Qualität bzw. die Reproduzierbarkeit von gravimetrischen Feinstaubemissionsmessungen muss deshalb durch klare Definitionen der Messbedingungen sichergestellt werden. Für die Messung an Biomassefeuerungen sind dies unter anderem Normen wie die VDI 2066 Blatt 1, DIN EN 13284 und das Verfahren nach dem Zertifizierungsprogramm DINplus (DIN CERTO, DIN SPEC 1101:2010-02) und anderen. Daneben befassen sich verschiedene wissenschaftliche Studien damit diese Verfahren weiterzuentwickeln und an die Besonderheiten der Kleinfeuerungsanlagen anzupassen. In den folgenden Abschnitten werden verschiedene Punkte erörtert, die bei Staubmessungen in strömenden Abgasen generell und an Biomassefeuerungen im Besonderen zu beachten sind.

### 5.2 Versuchsaufbauten

In diesem Abschnitt werden verschiedene Versuchsaufbauten vorgestellt, die für die Bestimmung der Staubkonzentration im Abgas verwendet werden oder verwendet wurden. Da neben der Staubmessung häufig auch weitere gasförmige Bestandteile gemessen werden, ist ebenfalls auch der Aufbau dieser weiteren Gerätschaften erläutert. Als Versuchsaufbau ist hierbei die Anordnung der für die Staubmessung erforderlichen Geräte sowie des Zubehörs an der Biomassefeuerung bzw. im Abgaskanal der Biomassefeuerung gemeint. Die Abbildung 10 stellt die Anordnung der Messgeräte für eine gravimetrische Staubprobenahme im Labor zunächst beispielhaft dar. Es ist eine Feuerstätte mit senkrechter Abgasführung zu erkennen. Ein Teil der senkrechten Abgasstrecke ist mit Messstutzen versehen, so dass entsprechende Sonden in den Abgasstrom eingebracht werden können. Es ist so die gleichzeitige Messung der Abgastemperatur, der Strömungsgeschwindigkeit, des Förderdruckes, der Staubkonzentration und gasförmiger Abgasbestandteile möglich. Die Sonden müssen unter Beachtung von Ein- und Auslaufstrecken sowie mit entsprechenden Mindestabständen zwischen den Messöffnungen untereinander angeordnet werden. Vor allem darf die Abgasmessstrecke keine strömungsbehindernden Einbauten aufweisen, da durch die Bildung von Strömungsverwirbelungen Entmischungen und somit Konzentrationsunterschiede auftreten könnten. Auch ein Rohrbogen stellt in diesem Zusammenhang

eine Strömungsbehinderung dar. Daneben zählen unter anderem auch Knicke, Abzweigungen und Probeentnahmeöffnungen zu den strömungsbehindernden Einbauten. Die in der Abbildung dargestellten Messpunkte A bis D stehen stellvertretend für die im Rahmen einer qualifizierten Staubmessung mindestens zu erfassenden Messgrößen. Es ist neben der reinen Staubmessung vor allem der Sauerstoffgehalt, die Abgastemperatur und auch die Strömungsgeschwindigkeit sowie der Förderdruck zu bestimmen. Für weiterführende Emissionsmessungen können noch weitere Messpunkte hinzukommen. So wird vor allem für die komplexe Beschreibung der auftretenden Emissionen eine über die reine Sauerstoffmessung hinausgehende Gasmesstechnik eingesetzt. Für Partikelmessung kommt ebenfalls eine weitere Entnahmeverrichtung hinzu. Sollten letztlich auch Messungen, wie z. B. die Toxizitätsbewertung ebenfalls Bestandteil der Messaufgabe sein, so muss noch eine weitere Probeentnahmestelle vorgesehen werden.

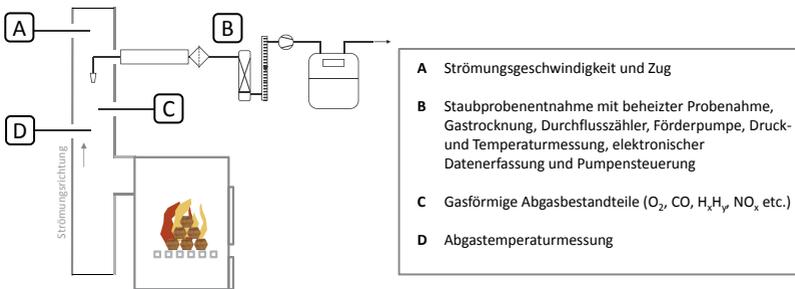


Abbildung 10: Exemplarische Darstellung der gravimetrischen Gesamtstaubmessung an einer Feuerstätte für feste Brennstoffe

Je nach Verfahren unterscheiden sich damit die Anzahl der eingesetzten Messsonden und deren Anordnung. Allerdings können Sonden für die Sauerstoffmessung bereits mit Temperaturfühlern kombiniert sein, ebenso wie auch die Strömungsmessung bereits in das Staubmessequipment integriert sein kann. Damit reduziert sich die Zahl der Messöffnungen wieder. Dies kann aber je nach eingesetzter Messtechnik sehr unterschiedlich sein. Folgende weitere Aufbauten werden zur Bestimmung der Emissionen, insbesondere der Staubemissionen, eingesetzt.

Beispielsweise erfolgt die Emissionsmessung nach HKI (2012) an einer modifizierten Abgasmessstrecke nach EN 13240. Die Staubmessung ist hier nicht vorgesehen. Es werden nur gasförmige Bestandteile (vor allem  $CO$  und  $O_2$ ) gemessen. Die Abbildung 11 zeigt einen Vergleich verschiedener Abgasmessstrecken. Die Messstrecken A und B entsprechen den Vorgaben der EN 13240 (DIN EN 13240, 2010), wobei die Bemaßung sich hierbei auf einen Rohrquerschnitt von 150 mm bezieht. Die Messstrecke C ist der Abbildung der DIN SPEC 1101:2010-02 nachempfunden worden und die Messstrecke D wird am DBFZ eingesetzt. Die Messstrecken haben meist einen Durchmesser von 150 mm. Allerdings ist dieser, in der Norm angegebene Durchmesser vergleichsweise groß. So kann es passieren, dass aufgrund der sehr kleinen Wärmeleistungen der Feuerungen, nur sehr geringe Strömungsgeschwindigkeiten im Abgasrohr erzielt werden. Dies erschwert eine isokinetische

Staubprobenentnahme erheblich, da die hierfür erforderliche Strömungsmesstechnik nicht mehr zuverlässig arbeitet. Darüber liegen die Strömungsgeschwindigkeiten im Bereich des Überganges zwischen turbulenter und laminarer Strömung, was eine Ungleichverteilung der Abgasbestandteile über den Rohrquerschnitt begünstigen kann.

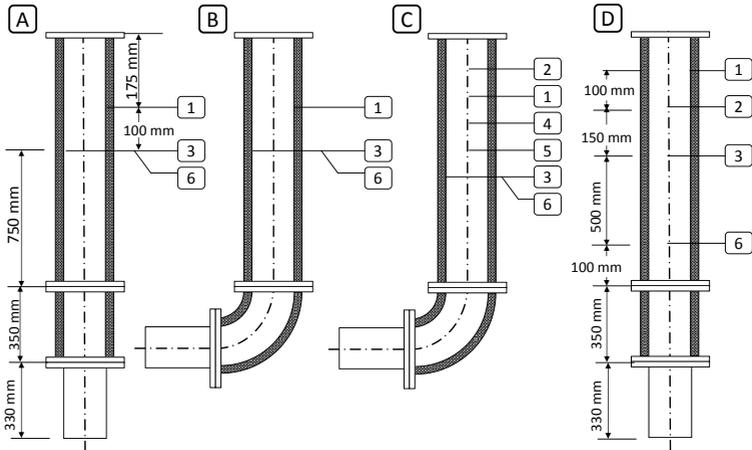


Abbildung 11: Verschiedene Aufbauten von Abgasmesstrecken für die Messung an Einzelraumfeuerstätten, die Maßangaben beziehen sich auf einen Rohrinne Durchmesser von 150 mm

Die in der Abbildung 11 verwendeten Ziffern stehen stellvertretend für die Messstutzen bzw. die Messsonden für folgende Abgasanalysen.

- |   |                               |
|---|-------------------------------|
| 1 | Statischer Förderdruck        |
| 2 | Gravimetrische Staubmessung   |
| 3 | Temperatur                    |
| 4 | Kohlenwasserstoffverbindungen |
| 5 | Stickoxide                    |
| 6 | Abgaszusammensetzung          |

Für die Probenahme ist es weiterhin wichtig, Mindestabstände zwischen den einzelnen Messstellen und Mindestabstände zu strömungsbehindernden Einbauten einzuhalten. So sind in der EN 13240 (DIN EN 13240, 2010) die Abstände zwischen den Messstellen und die Länge der Einlaufstrecke in Abhängigkeit vom Durchmesser exakt bemessen (Abbildung 11 A und B). Die am DBFZ verwendete Messstrecke hat die in Abbildung 11 C angegebenen Abmessungen.

In der Literatur werden zahlreiche weitere Messaufbauten beschrieben. Die folgende Abbildung zeigt eine Auswahl verschiedener, in der Literatur beschriebener Aufbauten.

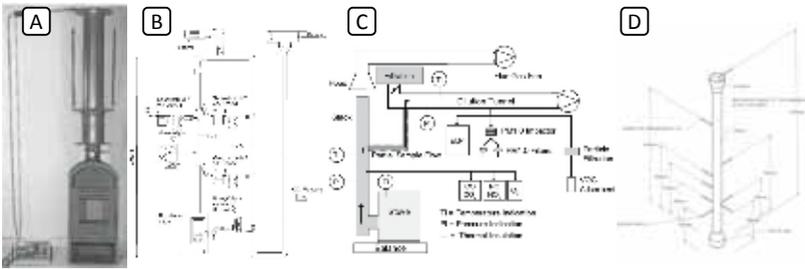


Abbildung 12: Beispiele für verschiedene, in der Literatur beschriebene Messaufbauten A: Abbildung aus STIFTUNG WARENTEST (2011), B: Abbildung aus ELLNER-SCHUBERTH et al. (2010), C: Abbildung aus SIPPULA et al. (2006), D: Abbildung DBFZ-Standardmessstrecke

Die Kenntnis der sich, über den Rohrquerschnitt, verteilenden Strömungsgeschwindigkeit ist darüber hinaus vor allem auch für die Staubprobenahme, aber auch für generelle Emissionsmessungen von Bedeutung. So haben Messungen an einem Abgasströmungsrohr gezeigt, dass größere Messstutzen durch Verwirbelungen eine Verzerrung des Strömungsbildes bewirken können.

Neben dem Einbringen der Messsonden in den Querschnitt des Abgasrohres kann die Ausrichtung der Leitung von Bedeutung sein. Um Fehler bei der gravimetrischen Staubmessung gering zu halten, sollte die Messung generell in dem vertikalen Teil des Abgasrohres erfolgen. Darüber hinaus ist die Messung in horizontalen Abschnitten möglich sofern rechnerisch nachgewiesen werden kann, dass Verluste durch Sedimentation, Impaktion, Agglomeration und anderen, die Staubkonzentration beeinflussenden Vorgänge vernachlässigbar sind. Andernfalls sind die dadurch auftretenden Fehler mathematisch zu korrigieren und zu beziffern.

### 5.3 Entnahme einer Staubprobe aus dem Abgas

Die Staubprobeentnahme kann auf unterschiedliche Art und Weise erfolgen. Es werden sowohl unterschiedliche Verfahren als auch unterschiedliche Filtermaterialien und Filterformen verwendet. Die Beladung des Filtermaterials kann außerhalb des Abgasrohres oder direkt im Abgasrohr erfolgen. Dementsprechend wird zwischen Instack-Methode (im Schornstein) und Outstack-Methode (außerhalb des Schornsteines) unterschieden. Weiterhin kann mit automatisch geregelten Absaugvorrichtungen gearbeitet werden oder mit manuell gesteuerten oder nicht regelnden automatischen Verfahren. Wie groß der Fehleinfluss der jeweiligen Verfahren auf das erzielte Messergebnis ist, ist häufig nicht exakt bekannt. Das liegt vor allem auch daran, dass bei Messungen an einer realen Anlage häufig nicht unterschieden werden kann, ob eine aus Mehrfachmessungen herrührende Abweichung auf das Messgerät oder auf die durch die Feuerung verursachten Schwankungen zurückzuführen ist.

Ungeachtet dessen existiert eine Reihe an grundsätzlichen Regeln, die bei Beachtung zu einer Steigerung der Messgenauigkeit beitragen können. Zu diesen grundsätzlichen Regeln zählt die Beachtung der Isokinetik. Isokinetik bedeutet, dass die Entnahme eines Abgasvolumenstromes mit der gleichen Strömungsgeschwindigkeit des Abgases erfolgt. Dabei ist es nicht nur wichtig, dass die Geschwindigkeiten vom Betrag her gleich sind sondern auch vom Vektor.

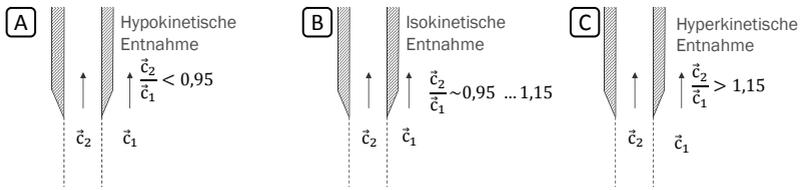


Abbildung 13: Schematische Darstellung einer Probenahmesonde mit den Geschwindigkeitsvektoren der Absaugung ( $\vec{c}_2$ ) sowie des Abgases ( $\vec{c}_1$ ), 3 verschiedene Fälle bei der Entnahme eines Teilstromes aus einem strömenden Abgas. Den Idealfall in der Praxis stellt die isokinetiche Probenahme nach VDI 2066 Blatt 1 dar (Bild B).

Die Abbildung 13 stellt den Sachverhalt der Isokinetik bildlich dar. Abgebildet ist der Kopf einer Probeentnahmesonde, die einen Teilstrom aus einem strömenden Abgas entnimmt. Die Variable  $\vec{c}_1$  stellt den Strömungsvektor des strömenden Abgases, die Variable  $\vec{c}_2$  den des abgesaugten Teilstromes dar. Im Falle einer nicht-isokinetischen Probeentnahme, kann sich das Verhältnis zwischen Staubkörnern, die sich mit der sich ändernden Strömungsrichtung mitbewegen und jenen, die träge genug sind ihre Bewegungsrichtung trotz sich ändernder Strömungsrichtung beizubehalten, verändern. Im Falle der hypokinetiche Probeentnahme (Abbildung 13, Bild A), bei der die Geschwindigkeit in der Entnahmesonde kleiner ist als die des Abgasstromes, erhöht das den gemessenen Staubgehalt. Während sich im Falle der hyperkinetiche Probeentnahme (Abbildung 13, Bild C), bei der die Geschwindigkeit in der Entnahmesonde größer ist als die des Abgasstromes, ein Minderbefund einstellt.

Je nach Untersuchungsziel erfolgt die Staubmessung mehr oder weniger unter Beachtung der vorgenannten Randbedingungen. So kann einerseits eine Staubprobeentnahme erfolgen, um die Einhaltung eines Grenzwertes zu überprüfen, wie sie z. B. durch den Kaminkehrer erfolgt. Die begrenzenden Randbedingungen sind hier vor allem die Zeit oder z. B. die Geräteabmessungen.

Andererseits werden Staubmessungen durchgeführt, um Inhaltsstoffe und Zusammensetzung des Staubes zu erforschen. Hier stellt weniger die Zeit sondern viel mehr die Art und Weise der Probeentnahme einen wichtigen Aspekt dar.



Abbildung 14: Beispielhafter Ablauf einer gravimetrischen Gesamtstaubprobenahme nach VDI 2066 Blatt 1, wie sie für Untersuchungszwecke im Labor durchgeführt wird. A: Vorbereitung des Planfilters, vgl. dazu SOP in der Anlage, B: Einsetzen des vorbereiteten Filters in die Probenahmesonde, C: Abbildung der fertigen Probenahmesonde, D: Nachbehandeln der beladenen Filterprobe, insbesondere das Auswiegen zur Bestimmung der Beladung.

Die Abbildung 14 zeigt ausgewählte Schritte einer Staubmessung, wie sie im Labor durchgeführt wird. Bei der Staubmessung ist insbesondere seitens der Probenahme auf eine saubere und akkurate Arbeitsweise zu achten. So enthält der Anhang dieses Leitfadens eine beispielhafte Auswahl an unterschiedlichen Standardarbeitsanweisungen zur Probenentnahme und zum Umgang mit den jeweils verwendeten Gerätschaften. Diese Anweisungen können als Leitlinie dienen reproduzierbare Staubmessungen mit hoher Genauigkeit durchzuführen.

## 5.4 Fehlerfortpflanzung

Bei der Berechnung eines mittleren Fehlers (und unter Angabe eines Vertrauensbereichs eines erweiterten Fehlers) wird die Wurzel aus der Summe der Quadrate der partiellen Ableitung der Berechnungsvorschrift mal der Fehlerannahme für jeden Messparameter gebildet. Jene ist ein Maß für den mittleren Fehler unter der (in diesem Fall wohl gerechtfertigten) Annahme, dass die einzelnen Parameter voneinander unabhängig sind, eine Abweichung im Luftdruck z. B. nicht mit einer Abweichung bei der Temperaturbestimmung korreliert ist. Für die Berechnung der Fehlerfortpflanzung muss zunächst einmal in expliziter Form eine Berechnungsvorschrift für die Zielgröße, in diesem Falle die Staubkonzentration im Teilstrom, aufgestellt werden. Die Staubkonzentration ( $c$  in  $\text{kg}/\text{m}^3$ ) berechnet sich wie folgt:

$$c = \frac{m}{V_{i.N.}} \quad (40)$$

Die Bestimmung des abgesaugten Volumens erfolgt bei Raumtemperatur und Druck, benötigt wird jedoch das Normvolumen:

$$V_{i.N.} = \frac{p}{1013 \text{ mbar}} \frac{273 \text{ K}}{\vartheta} V \quad (41)$$

Zur Umrechnung auf einen Bezugssauerstoff muss nach 1. BImSchV die folgende Formel aus Abschnitt 4.12 verwendet werden. Zusammengesetzt ergibt sich damit:

$$c_{13\%O_2} = \frac{21\% - 13\%}{21\% - O_2} \frac{m}{V} \frac{1013 \text{ mbar}}{p} \frac{\vartheta}{273 \text{ K}} \quad (42)$$

Der Gesamtfehler berechnet sich zu:

$$\Delta c_{13\%O_2} = \sqrt{\sum_{i=O_2}^{\vartheta} \left( \frac{\delta c_{13\%O_2}}{\delta i} \Delta i \right)^2} \quad (43)$$

Die einzelnen Fehlerbeiträge sind im Folgenden (nach entsprechenden Umformungen) dargestellt:

$$\left( \frac{\Delta c_{13\%O_2}}{\delta O_2} \right) \Delta O_2 = \left( \frac{c_{13\%O_2}}{21\% - O_2} \right) \Delta O_2$$

$$\begin{aligned} \left(\frac{\Delta c_{13\%O_2}}{\delta m}\right) \Delta m &= \left(\frac{c_{13\%O_2}}{m}\right) \Delta m \\ \left(\frac{\Delta c_{13\%O_2}}{\delta V}\right) \Delta V &= \left(\frac{c_{13\%O_2}}{V}\right) \Delta V \\ \left(\frac{\Delta c_{13\%O_2}}{\delta p}\right) \Delta p &= \left(\frac{c_{13\%O_2}}{p}\right) \Delta p \\ \left(\frac{\Delta c_{13\%O_2}}{\delta \vartheta}\right) \Delta \vartheta &= \left(\frac{c_{13\%O_2}}{\vartheta}\right) \Delta \vartheta \end{aligned}$$

Damit ergibt sich eine Gesamtfehlerdarstellung von:

$$\Delta c_{13\%O_2} = c_{13\%O_2} \sqrt{\left(\frac{\Delta O_2}{21\% - O_2}\right)^2 + \left(\frac{\Delta m}{m}\right)^2 + \left(\frac{\Delta V}{V}\right)^2 + \left(\frac{\Delta p}{p}\right)^2 + \left(\frac{\Delta \vartheta}{\vartheta}\right)^2} \quad (44)$$

Der Beitrag der einzelnen Messparameter zum Gesamtergebnis ist unterschiedlich und hängt von der gewählten Messkonfiguration ab.

## 5.5 Besonderheiten der Staubprobenahme bei Feldmessungen

Die in diesem Abschnitt zusammengefassten Informationen befassen sich mit den Besonderheiten, die bei sogenannten Feldmessungen auftreten können. Feldmessungen sind in diesem Zusammenhang Messungen, bei denen sich der Messaufbau sowie die Umgebungsbedingungen stark von denen im Labor unterscheiden. Als Feldmessungen werden hierbei häufig Messungen bezeichnet, die an real ausgeführten Anlagen unter Betriebsbedingungen durchgeführt werden. Typische Feldmessbedingungen findet der Kaminkehrer vor, wenn er Emissionsmessungen im Rahmen seinerkehr- und Überprüfungsstätigkeit in den Haushalten seineskehrbezirkes durchführt. Feldmessungen sind häufig auch solche Messungen, die im Rahmen von Forschungsvorhaben durchgeführt werden, um das praktische Betriebsverhalten abzubilden. Die dafür eingesetzte Messtechnik kann dabei der Prüfstandsmesstechnik sehr ähnlich sein.

Bei der Planung und Durchführung von Feldmessungen sind es vor allem rein praktische Aspekte von Bedeutung. Es ist grundsätzlich wichtig zwischen Messungen zu unterscheiden, die unter Betriebsbedingungen (im Feld) stattfinden und Messungen, die auf dem Prüfstand im Labor erfolgen, vor allem im Hinblick auf die Interpretation der gewonnenen Ergebnisse. So können beispielsweise bestimmte Probeentnahmeöffnungen im Feld nicht vorhanden sein oder so verstellt sein, dass sie nicht genutzt werden können. Zudem gibt es nicht immer die Möglichkeit alle Messgeräte gleichzeitig einzusetzen, da schlichtweg der Platz fehlt. Weitere einschränkende Bedingungen können durch die Örtlichkeit gegeben sein. Eine Messung, die bei Umgebungstemperaturen um den Gefrierpunkt erfolgt, kann nicht mit Ergebnissen aus Messungen bei deutlich höheren Temperaturen verglichen werden. Dies ist vor allem bei der Auswertung und der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen. Da es sich um teils umfangreiche Messungen handelt, ist eine gute Vorbereitung der Messungen wichtig. An dieser Stelle werden die von den Arbeitsteilnehmern praktizierten Verfahren und die bei der praktischen Durchführung gewonnenen Erfahrungen dargestellt.

### 5.5.1 Kommunikation mit Anlagenbetreibern und Betroffenen

Die Kommunikation unterscheidet sich grundsätzlich in zwei Fälle. Zum Einen kann ein Anlagenbetreiber das Bedürfnis haben, Messungen an seiner Anlage aufgrund einer speziellen Fragestellung durchzuführen. Hier ist automatisch mit Hilfsbereitschaft zu rechnen. Wenn zum Anderen die Messungen aus Eigeninteresse geschehen, um eine eigene Fragestellung zu bearbeiten oder eine Datenbank zu erweitern, ist es wichtig zu vermitteln, dass kein Nachteil für den Anlagenbetreiber entsteht. Die Beeinträchtigung von Anwohnern (Messung in Wohnhäusern) oder Betriebsabläufen (Messung in gewerblichen Objekten/ Industrieanlagen) sollte dargestellt werden und das Vorgehen auf die Gegebenheiten angepasst werden. Hierzu zählt, dass der benötigte Platz erläutert wird und eine entsprechende Fläche zugewiesen wird. Auch der Zeitpunkt der Messung sollten an die Abläufe vor Ort angepasst werden. Die notwendigen Bohrlöcher im Rauchgaspfad müssen angekündigt und entsprechend vom Betreiber genehmigt werden. Für das Verständnis seitens des Betreibers hilft es zu betonen, dass die Anlage selber nicht verändert wird und nur am Rauchgasrohr Bohrungen vorgenommen werden. Die Kontaktaufnahme über den Bezirksschornsteinfeger bietet sich hier an, da sein Urteil über die Beeinflussung der Anlage durch weitere Bohrungen akzeptiert ist. Um das weitestgehend unversehrte Zurücklassen der Anlage zu unterstreichen, empfiehlt es sich, verschiedene Arten zum Verschließen der Öffnungen zur Probenahme nach der Messung anzubieten. Die drei geläufigen Arten, Löcher im Rauchgasweg zu schließen sind: Probenahmeverschlusskappen, Aluminium-Aufkleber und Schrauben.

Es ist wichtig, die von den Messungen betroffenen Personen vorher zu informieren. So kann der Ausfall von Warmwasser und Heizung, Lärmbelästigung oder das Zustellen von Wegen als nicht zumutbar empfunden werden, wenn Anwohner im Vorfeld nicht ausreichend unterrichtet

wurden. Das Anfertigen eines Aushanges zur Information von Betroffenen schafft Toleranz gegenüber den Messungen seitens Betroffener. Bewohner direkt angrenzender Wohnungen sollten bei Einsatz lautstärkeintensiver Messinstrumente (z.B. Kompressor, Vakuumpumpen) persönlich über den Hintergrund der Messungen und das zeitliche Ausmaß informiert werden.

### 5.5.2 Auswahl der Anlagen, Vorbereitung der Messung

Da sich die Umgebungsbedingungen bei jeder Feldmessung unterscheiden, sollte die Feuerstätte vor der eigentlichen Messung besichtigt werden. Bei dieser „Erstbegehung“ ist besonders auf folgende Faktoren zu achten:

- **Zugangsmöglichkeiten:** Zu vielen Kesseln gibt es mehr als einen Zugang. Der sicherste, schnellste und einfachste Weg zur Anlage, unter Berücksichtigung der verwendeten Messtechnik muss gefunden werden. Es muss geklärt werden, wie am Tag der Messungen der Zugang zur Anlage ermöglicht wird. Bei Messungen in Industriebetrieben eignet sich ein Mitarbeiter. Bei Messungen in Wohngebäuden kommt ein Hauswart oder eine hilfsbereite Person, die am Termin der Messung im Haus ist in Frage (Rentner, Familie mit Kindern).

- **Stromversorgung:** Für fast alle Messinstrumente ist eine externe Stromversorgung notwendig. Es ist zu überprüfen, wie viele Steckdosen zur Verfügung gestellt werden können und wie die zur Verfügung stehenden Steckdosen abgesichert sind. Von der Sicherung der Steckdosen hängt die maximal zu entnehmende Leistung ab. Meistens handelt es sich um 16-A-Sicherungen. Es ist zu empfehlen, die eingesetzte Messtechnik derart in verschiedene Komponentengruppen zu unterteilen, dass die Nennleistung jeder Komponentengruppe 10 % unter der maximal verfügbaren Leistung (bei 16 A und 230 V: 3,68 kW) einer Steckdose liegt. So ist beim Aufbau immer klar, welche Komponenten problemlos zusammen an eine Steckdose angeschlossen werden können. Dieses Vorgehen spart Zeit und beugt dem Auslösen von Sicherungen vor. Wenn ein Starkstromanschluss mit 400 V (IEC 60309) an der Anlage verfügbar ist, kann dieser sehr gut genutzt werden. Dafür sollte ein Adapter zum Umspannen auf Schutzkontakt 230 V mitgeführt werden, da sich hiermit ein Großteil der benötigten Leistung abdecken lässt.
- **Platzprobleme:** Die Größe des Heizungskellers ist entscheidend, da je nach verwendeter Messtechnik eine bestimmte Menge an Stellraum benötigt wird. Es ist oft möglich, Peripheriegeräte in angrenzende Fahrradräume oder in den Hausflur zu stellen. Dies ist bei der Erstbegehung zu klären.
- **Rauchgaswege:** Der Rauchgasweg muss bestimmte Anforderungen erfüllen, um eine Messung durchführen zu können. Die Anforderungen hängen von der Anzahl und der Art der angestrebten Messungen ab. Anforderungen sind z. B. eine bestimmte Länge des Rauchgasweges und möglichst lange gerade Teilstücke. Die Höhe des den Kessel verlassenden Rauchgaswegs sollte notiert werden, damit Befestigungen für Sonden zur Rauchgasentnahme schon vor dem Tag der Messung vorbereitet werden können.
- **Pufferspeicher:** Ein Pufferspeicher ist sehr vorteilhaft für Feldmessungen, weil er eine Wärmesenke darstellt. Das Vorhandensein einer Wärmesenke ermöglicht eine ausreichende Dauer für angestrebte Messungen. Mit dem Betreiber des Kessels ist abzusprechen, ob es eine Möglichkeit gibt, den Puffer in weitgehend entladenen Zustand bei Beginn der Messungen zur Verfügung zu stellen.

Um die Messung reibungsfrei durchzuführen, sollte im Vorfeld eine detaillierte Checkliste angefertigt werden. Diese Liste hilft den Überblick über die mitgeführte Ausrüstung zu behalten. Tabelle 4 kann hierfür als Beispiel dienen. Weitere erforderliche Utensilien können hier ergänzt werden.

Tabelle 4: Beispielhafte Checkliste mit Equipment für eine Feldmessung

| Werkzeug/ Messgerät                      | Anzahl                        | An                       | Ab                       |
|--|-------------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Schraubendreher                          | 4 (2 Kreuz, 2 Schlitz)        | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Maulschlüssel (verschiedene Nennweiten)  | 6 – 17 mm                     | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Kabelbinder                              | 1 Satz                        | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Schrauben (Öffnungen verschließen)       | 4 x 8, 10, 12, 14 mm          | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Kabeltrommel                             | 1                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Adapter IEC 60309 auf Schuko             | 1                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Bohrmaschine mit Bohrer                  | 2 (Stufenbohrer & 4 mm)       | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Wartungsequipment für Messgeräte         | 1                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Verlängerungsschnur                      | 2                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Stromverteilerschnur                     | 2                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Notizblock                               | 1                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Schreibgeräte                            | 2                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Zollstock                                | 1                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Taschenlampe                             | 1                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Spiegel (verdeckte Öffnungen)            | 1                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Stahldraht zum Fixieren                  | 1 Rolle                       | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Klapphocker/Leiter                       | 1                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Lappen/ Reiniger/Wischtuch               | Jeweils 1x                    | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Hinweisschilder für Anwohner             | 3                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Tesafilem/Klebestreifen                  | 1                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Kombizange                               | 1                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Wasserpumpenzange                        | 1                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Kneifzange                               | 1                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Handschuhe                               | 1 Paar                        | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Spannklemmen (verschiedene Ausführungen) | mindestens 3 Stück            | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Sondenköpfe                              | 3 (verschiedene Querschnitte) | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Klappheizung                             | 1                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Absaugvorrichtung                        | 1                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Trockengel                               | 1                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| vorbereitete Filter                      | 5                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Saubere Transportgefäße                  | 5                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Pinzette                                 | 2                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Aluminiumfolie                           | 1 Rolle                       | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Haltevorrichtungen                       | 4                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Türstopper                               | 3                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |
| Trittleiter                              | 1                             | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

### 5.5.3 Messgrößen und Durchführung der Messungen

Die zu messenden Größen hängen stark von der jeweiligen Zielsetzung ab. Die Messung des Sauerstoff Gehalts ( $O_2$ ) im Rauchgas sollte erfolgen, da die deutsche Gesetzgebung in der 1. BImSchV Grenzwerte auf einen Bezugssauerstoffgehalt bezieht. Bei Feuerungen kleiner 500 kW sind die Emissionen von Kohlenstoffmonoxid (CO) und Staub über die 1. BImSchV reglementiert. Deshalb ist deren Messung bei Anlagen dieser Größenordnung üblich. Die Umgebungsparameter wie relative Luftfeuchte  $\varphi$ , Druck  $p$  und Temperatur  $T$  können hilfreiche Randwerte für eine detaillierte Auswertung sein. Messgrößen, die nicht automatisch aufgezeichnet werden, sollten schon vor Beginn der Messung zusammengestellt werden und in einem vorgedruckten Formular in regelmäßigen Abständen (5, besser: 2 Minuten) eingetragen werden. Jegliche Vorkommnisse oder Unregelmäßigkeiten sollten ebenfalls dokumentiert werden, um eine ausreichende Interpretation der Messungen zu gewährleisten. Die Rauchgastemperatur kann durch ein Thermoelement Typ K ermittelt werden. Diese Größe ist hilfreich, um den Wärmeverlust über den Schornstein abzuschätzen. Auch kann anhand der Rauchgastemperatur abgeschätzt werden, ob es sich um einen stationären Betriebspunkt handelt. Die Rauchgaskonzentrationen von  $O_2$  und CO sind der Temperatur jedoch zur Ermittlung stationärer Zustände vorzuziehen. In den meist 150 mm durchmessenden Rauchgasrohren sind Rauchgasgeschwindigkeiten  $v$  zwischen 1,5 und 3,5 m/s üblich. Zur Ermittlung der Rauchgasgeschwindigkeit ist deshalb ein auf 0,1 Pa genau funktionierender Differenzdrucksensor im Zusammenspiel mit einem Prandtl´schen Staurohr zu empfehlen, da eine Messung auf 1 Pa zu große Ungenauigkeiten bei der Ermittlung der Strömungs-geschwindigkeit mit sich bringen würde.

Am Ende der Messung können bei Bedarf Proben des Brennstoffes und der Rückstände für eine spätere Analyse genommen werden. Hierbei stellt sich die Frage der Repräsentativität der Probe. Zum Einen variiert die Zusammensetzung naturbelassener biogener Festbrennstoffe (z. B. Scheitholz) stark. Zum anderen sind bei normierten biogenen Festbrennstoffen (z. B. Pellets) unterschiedliche Chargen in relativ großen Lagern zusammengeschüttet so dass eine repräsentative Probenahme nicht bzw. sehr schwer möglich ist. (Abbildung 15, A) Auch die Asche aus biomassebefeuerten Anlagen kann stark inhomogen sein, wie Abbildung 15 B zeigt. Um eine hinreichende Repräsentativität zu erreichen, sollte die Probeentnahme nach DIN 51701-2 erfolgen.



Abbildung 15: Pelletlager einer realen Praxisanlage (Bild A), Asche und Verbrennungsrückstände aus einer Pelletfeuer (Bild B).

**Anordnung der Messtechnik:** Die im Rahmen von Feldmessungen eingesetzte Messtechnik muss immer individuell auf die jeweilige Problemstellung der Feldmessung angeordnet werden. In diesem Abschnitt wird zunächst auf allgemeine Hinweise zur Installation eingegangen und anschließend eine erprobte Anordnung der möglichen Messstellen erläutert. Um unterschiedlichen Verdünnungen des Rauchgases an verschiedenen Messstellen während desselben Messzeitpunktes zu verhindern, sollte immer vor der Verdünnungsklappe gemessen werden. Es kann ebenfalls vorteilhaft sein, Rohrverbindungen mit hitzebeständigem (Alu-)Klebeband abzukleben, da viele Rauchgaswege nicht ausreichend abgedichtet sind. Andernfalls kann der Falschlufanteil des Rauchgases aufgrund des meist vorliegenden Unterdrucks über den Rauchgasweg zunehmen. Auch die Öffnungen, in welche die Sonden eingeführt werden, sollten mit hitzebeständigem Klebeband abgedichtet werden, um sie als mögliche Eintrittsstellen für Falschluff auszuschließen. Die Rauchgastemperatur sollte direkt am Rauchgasaustritt aus dem Kessel gemessen werden, da dies als Grenze für den Bilanzraum des Kessels am eindeutigsten ist. Es handelt sich um eine vergleichsweise kleine Messöffnung, die wenig Platz für weitere Messgeräte am Rohr in unmittelbarer Nähe einnimmt. Wird die Rauchgastemperatur aufgenommen, sollte beachtet werden, dass sie über den Querschnitt des Abgasrohres nicht konstant ist. Die so gemessene Temperatur ist daher eher ein Anhaltswert. Die Messung liefert eine Größenordnung, die jedoch um bis zu  $\pm 15 \text{ }^\circ\text{C}$  im Querschnitt schwanken kann. Die Rauchgaszusammensetzung sollte möglichst an der zweiten Messstelle nahe dem Rauchgasaustritt gemessen werden. So wird die Gefahr des Falschluffeintrags minimiert und die weitere Länge des Rauchgasrohres kann für eine Gesamtstaubprobe genutzt werden.

Bei der Wahl der Stelle für die Gesamtstaubprobenahme können die Vorschriften der VDI 2066 in den seltensten Fällen umgesetzt werden. In den seltensten Fällen ist eine senkrechte Messstrecke vorhanden. Der fünffache hydraulische Durchmesser vor und nach der Messstelle ist bei kleinen Anlagen ebenfalls nur selten einhaltbar. Hier muss ein Kompro-



Abbildung 16: Beispiel für Rauchgasrohr vor (Bild A) und nach Installation der Messtechnik (Bild B)

miss gefunden werden (siehe Abbildung 16). Es hat sich bewährt, die längste gerade Rohrstrecke zu dritteln und zwei Drittel der Strecke als Einlaufstrecke zu nutzen. Läuft der Ofen kontinuierlich ( $\text{CO}$ ,  $\text{O}_2$  konstant) ändert sich die Rauchgasgeschwindigkeit meist kaum. Es kann vor- und nach der Messung die Strömungsgeschwindigkeit an der Messstelle ermittelt werden und die abgesaugte Rauchgasmenge entsprechend eingestellt werden. Der vor der Messung ermittelte Wert dient als Wert zur Einstellung des Absaugvolumenstroms. Anhand der nach der Probenahme gemessenen Geschwindigkeit wird überprüft, ob die Annahme der konstanten Strömungsgeschwindigkeit gerechtfertigt war. Wenn ein weiteres Messgerät z. B. zur Online-Partikelzählung eingesetzt wird, kann dieses für die letzte Messstelle verwendet werden.

**Zeitmanagement während der Messung:** Um während der Messung möglichst schnell zu arbeiten, ist der Aufbau genau zu planen. Es ist vorteilhaft, Equipment, das sich vor Beginn der Messung aufheizen muss, frühzeitig vor dem restlichen Aufbau einzuschalten, um spätere Wartezeiten zu vermeiden. Anschließend sollten Messstellen festgelegt und die entsprechenden Öffnungen gebohrt werden bevor zu viel weiteres Equipment den einfachen Zugang zu Messstellen verbaut. Danach kann die weitere Messtechnik installiert werden und mit der eigentlichen Messung begonnen werden.

#### 5.5.4 Abschluss der Messung

Nachdem die Messung abgeschlossen ist, sollten die elektronisch gewonnen Messdaten auf ein zweites Speichermedium kopiert werden, um einem transportbedingten Datenverlust vorzubeugen. Die Messtechnik sollte abgebaut werden, wobei zunächst mit Equipment begonnen werden sollte, das Zeit benötigt, um abzukühlen oder mit Luft gespült werden muss. Dies verhindert unnötig lange Wartezeiten. Sind alle Sonden aus dem Rauchgasweg entfernt worden, sollten alle Öffnungen zur Probenahme wie vorher abgestimmt verschlossen werden. Zum Abschluss sollte mit dem Betreiber abgestimmt werden, ob der Zustand der Anlage seinen Vorstellungen entspricht. Anhand der Checkliste, die beim Einpacken der Instrumente und Werkzeuge abgehakt wurde, sollte die Vollständigkeit des wieder eingepackten Equipments überprüft werden.

## 5.6 Weitere ergänzende Informationen zu Feldmessungen

Über die in den vorangegangenen Abschnitten hinaus genannten Punkte sind im Rahmen einer Diskussion mit der Universität Stuttgart weitere hilfreiche Informationen zusammengetragen worden. Diese sind nachfolgend zusammengefasst dargestellt.

Die im Rahmen von Feldmesskampagnen gewonnenen Ergebnisse sind nicht ohne weiteres untereinander vergleichbar, da sich Mess- und Umgebungsbedingungen stark voneinander unterscheiden können. Für die Messungen ist ein repräsentativer und kontinuierlicher Betriebszustand unter Einsatz von Regelbrennstoffen anzustreben. Ein häufig auftretendes Problem ist die selbsttätige Regelung der Feuerung während der Messung. Die Regelung erfolgt im überwiegenden Fall über den Restsauerstoffgehalt im Abgas der Feuerung oder der jeweiligen aktuellen Wärmeabnahme im Heizungsnetz. Derartige Schwankungen im Betrieb der Feuerung wirken sich auch auf die Messung aus. Im ungünstigsten Fall kann die fehlende Wärmeabnahme im Heizungsnetz zu einer Abschaltung der Heizungsanlage führen. Derartigen Fällen sollte vorgebeugt werden z. B. durch vorherige Entleerung des Pufferspeichers oder Sicherstellung der Wärmeabnahme. Die folgenden Stichpunkte vermitteln einen Eindruck welche Bedingungen im Rahmen von Feldmessungen gegeben sein könnten.

- Eine isokinetische Probennahme ist meist schwierig zu realisieren. Es sollte zumindest annähernd geschwindigkeitsproportional gemessen werden, um Repräsentativitätsfehler zu vermeiden.
- Eine konstante Volumenstromentnahme ist eher kritisch, da eine „proportionale Staubprobennahme“ somit nicht möglich ist. Das Verhältnis der Betriebsvolumenströme zu konstant abgesaugtem Volumenstrom ist nicht immer gleich.
- Der daraus generierte Fehler kann sehr groß sein.
- Start-Stopphasen sind unbedingt zu vermeiden.
- Es sollte gemessen werden, wenn die CO-Konzentration und die Temperatur konstant sind.
- Kritisch ist auch die Staubmessung über eine gesamte Abbrandphase, da stark unterschiedliche Volumenströme und Konzentrationen die Vergleichbarkeit stark einschränken.
- Die Einstellung eines konstanten Betriebspunktes ist zu empfehlen (ca. 25 min). Dabei tritt das Hauptproblem auf, dass ein konstanter Betrieb im Feld für 25 min erreicht wird (die Betriebsart der Feuerung hängt immer von der jeweiligen Wärmeanforderung ab). Kleine dezentrale Biomassefeuerungen laufen häufig in diskontinuierlicher Betriebsweise (insbesondere schwankende Brennstoffzufuhr bzw. -bewegung im Feuerraum).

- Die Messergebnisse werden von unterschiedlichen Bedingungen beeinflusst, wie z. B. durch die Einbaulage der Messgeräte, die Peripherie, die Art und Weise der Installation.
- Die Aussagen, die aus der Staubmessung bzw. aus dem Messergebnis abgeleitet werden, gelten nur für den einen speziellen Messtag und die speziellen Umstände. Dies muss so akzeptiert werden. Die Gründe dafür sind vor allem folgende Faktoren, die in der Praxis häufig unterschiedlich sind:
  - Tageszeit,
  - Temperatur im Pufferspeicher,
  - Heizungsnetz,
  - Einstellung der Kesselsteuerung
  - Es sollten immer auch die Prüfstandswerte als begleitende Parameter mit protokolliert werden.
  - Im Vorfeld ist auch abschätzen, ob die Anlage richtig dimensioniert bzw. ausgelegt worden ist.
  - Bei Kleinfeuerungsanlagen treten oft auch unterstöchiometrische Reaktionen auf. Eine Kohlenwasserstoff- Messung (z. B. mit FID) ist daher ratsam.

#### **Messort/Messtelle:**

- Bei Feldmessungen sind meist keine Prüfstandsbedingungen (keine Ein- und Auslaufstrecke) gegeben. Das muss so hingenommen werden.
- Das Verschließen der Abgasklappe kann ggf. problematisch sein.
- Der Zugbegrenzer könnte abgedichtet werden, die Risiken sollten jedoch vorher abgeschätzt werden.
- Rohre können provisorisch mit Aluminiumband abgedichtet werden.
- Strömungsprofile lassen sich nur schwer aufnehmen.
- Sofern es möglich ist sollte der Kernstrom durch Ermittlung der max. Abgastemperatur über dem Rohrquerschnitt bestimmt werden.
- Das Rauchrohr ist vor Beginn der Messungen zu reinigen (Staubsauger).
- Bei jeder Messung sollten Fotos angefertigt werden, das erleichtert die Auswertung im Nachhinein.

- Messöffnungen müssen ggf. selber gebohrt werden. Der Eigentümer sollte vorher darauf angesprochen werden. Die dafür erforderliche Ausrüstung ist mitzubringen. Es sind vernünftige, an die Örtlichkeit angepasste Abstände zu wählen, ggf. muss der Rauchgaskanal verlegt werden.
- Der Ort der Staubsonde sollte zuerst festgelegt werden. Gase, Temperatur sind daran anschließend vor Ort festzulegen.
- Falls Rohrstücke gegen eine Messstrecke ausgetauscht werden müssen, sollte das unbedingt vorher mit dem Eigentümer abgestimmt werden (dies sollte nur als allerletzte Möglichkeit in Erwägung gezogen werden).
- Messöffnungen sind nach Abschluss der Messungen wieder ordnungsgemäß und dauerhaft zu verschließen (z. B. Schrauben eindrehen).
- Arbeiten an den vor Ort befindlichen Anlagenteilen sollten nur durch eine externe Fachfirma erfolgen, da bei Beschädigung Haftungsansprüche entstehen könnten.
- Feuerungen können platzsparend eingehaust sein oder unter freiem Himmel stehen. Die bringt platzbedingte und klimatische Einschränkungen für Messtechnik mit sich. Insbesondere geringe Umgebungstemperaturen können die Messtechnik negativ beeinflussen.
- Die Temperatur am Aufstellungsort der Messtechnik sollte den Ansprüchen der Messtechnik gerecht werden (z. B. Gefahr des Einfrierens oder der Überhitzung).
- Die Stromversorgung der Messtechnik ist vorab zu klären. Nötigenfalls sind Verlängerungskabel und Mehrfachsteckdosen oder auch eigene Stromversorgung mitzubringen (z. B. Drehstrom 16A/400V über CEE-Stecker, wasser- und staubfreie Druckluftversorgung).

**Messdauer:**

- Die Dauer der Messungen kann von Anlage zu Anlage variieren, zwei Anlagen pro Tag sind möglich (Schornsteinfegermessung).
- Wenn mehr Messgeräte zum Einsatz kommen (ELPI™, Verdünner, etc.), dann sollte mehr Zeit eingeplant werden (eine Anlage pro Tag max.).
- Bei umfangreichen Messungen sollte für den Umbau der Messgeräte ein Tag Puffer eingeplant werden, unter anderem auch zum Reinigen der Ausrüstung.

- Bei der Inbetriebnahme der Messgeräte ist auf die Auslegung des Stromnetzes zu achten. Es besteht ggf. Gefahr des Auslösens des Fehlerstromschutzschalters beim Einschalten der Pumpe für die automatische Absaugung.
- Abgasvolumenstrom
  - Ein Flügelradanemometer ist sehr zweckmäßig bei sehr kleinen Strömungsgeschwindigkeiten, Nachteil: 28 mm Bohrung erforderlich.
  - Die Messung der Strömungsgeschwindigkeit mittels Prandtl-Staurohr erfordert eine sehr genaue Druckmessung.
  - Bei Einsatz eines Flügelradanemometers ist eine regelmäßige Reinigung z. B. mit Aceton vorzusehen.
  - Die Verwendung von Hitzdrahtanemometern ist möglich, Probleme könnten durch die begrenzte Einbautiefe gegeben sein.
- Probenbehandlung
  - Anwendung der VDI 2066 mit leichten Abwandlungen (nicht so hoch ausheizen, Quarzfilter nur einmal ausheizen (Beseitigung von Herstellungsresten) und dann nur im Exikkator trocknen), ähnlich zur Schornsteinfegermessung.
  - Gegebenenfalls sind Filterhülsen erforderlich.
  - Die Dauer der Absaugung ist je nach Staubkonzentration anzupassen. Es müssen einige mg auf den Filter vorhanden sein.

**Sonstiges:**

- Gasuhr nicht auf der Saugseite anschließen.
- Bei der Partikelmessung mit ELPI™ erfolgt die Probennahme mit Dekati-Verdüner, die Verwertung der Ergebnisse ist zu diskutieren.
- Durchführung einer Vorabgasmessung (Temperatur, Druck, Geschwindigkeit, Wasserdampfkonzentration) kann bei der Auswahl geeigneter Messtechnik helfen.

## 6 Partikelzählverfahren

Im Kontext dieser Messmethodensammlung werden unter dem Begriff „Partikelzählung“ alle zum Zeitpunkt der Erstellung der Messmethodensammlung in den Vorhaben des Forschungsprogrammes für die Messung an Biomassefeuerungen angewandten Verfahren zusammengefasst, die an Stelle der Bestimmung der Masse der staubförmigen Emissionen eine Anzahl ermitteln.

Je nach Messverfahren können die als Anzahl gemessenen staubförmigen Abgasbestandteile als Gesamtsumme pro Volumeneinheit oder als in Größenklassen zusammengefasste Anzahlkonzentrationen ermittelt werden. Die Maßeinheit für die Anzahl ist hierbei sehr stark abhängig vom jeweils eingesetzten Messverfahren. Die Ergebnisse können sich je nach Messgerät und Art der Probenaufbereitung (Probennahme) voneinander unterscheiden. Die im Rahmen des BMU-Förderprogramms „Energetische Biomassenutzung“ durchgeführten Partikelmessungen haben gezeigt, dass sich messgerätspezifisch durchaus unterschiedliche Ergebnisse erzielen lassen. Darüber hinaus fehlt aufgrund der unterschiedlichen angewandten Verfahren eine Möglichkeit der Rückführung dieser so erzielten Messergebnisse auf bekannte Größen, wie es z. B. bei der Massenbestimmung der Fall ist. Die Masse lässt sich zurückführen auf das Urkilogramm. Bei der Erfassung einer Anzahl ist eine eindeutige und reproduzierbare Trennung aller Einheiten erforderlich, was bei den betrachteten Abgasen jedoch aufgrund der sehr geringen Größe der Partikel, deren großer Anzahl sowie der Tendenz zur Agglomeration noch erheblicher Forschung bedarf; vor allem auch im Hinblick auf die Probenahme. Dennoch bieten die angewandten Verfahren sehr gute Anhaltspunkte beispielsweise zur Optimierung von Verbrennungsbedingungen. Gegenüber der gravimetrischen Staubmessung liefert die Partikelmessung nahezu ohne zeitliche Verzögerung ein qualitatives Bild zu den aktuellen Staubemissionen. Das kann z. B. für Optimierungsprozesse, die Verbrennung betreffend, von Bedeutung sein. Entscheidend ist dabei, dass die Messungen hinsichtlich Messtechnik, Aufbau und Probenahme weitestgehend identisch sind. Es erscheint nicht sinnvoll eine Vorher-Nachher Messung mit zwei unterschiedlichen Verfahren durchzuführen. Bei den im Rahmen der wissenschaftlichen Programmbegleitung durchgeführten Vergleichsmessungen wurden die folgenden Partikelzählverfahren eingesetzt. Die Verfahren, sowie deren Anwendung in den Projekten des Förderprogrammes, werden in den folgenden Abschnitten näher beschrieben.

### 6.1 Möglichkeiten der Normierung

Die anhand von partikelzählenden Verfahren bestimmten Anzahlen an Staubteilchen werden je nach Messverfahren auf unterschiedliche Weise normiert. Das Ziel dieser Normierung ist es eine Größenangabe auszugeben, die für den Anwender verständlich und gut nachvollziehbar ist. Die Kugel ist eine sehr gängige geometrische Form. Aufgrund ihrer eindeutigen Geometrie lässt sich die Kugel mathematisch gut beschreiben, weshalb bei den partikelzählenden Verfahren häufig auf den Durchmesser eines kugelförmigen (sphärischen) Teilchens referenziert wird. Die realen Staubteilchen, deren Geometrie insbesondere bei agglomerierten Partikeln wie Ruß, z. T. deutlich von der Form einer Kugel abweichen, können dabei auf unterschiedliche Weise, je nach Messverfahren normiert werden.

So veranschaulicht die Abbildung 17 die Normierung eines Teilchens beliebiger Geometrie anhand des durch dieses Teilchen verdrängten Volumens.

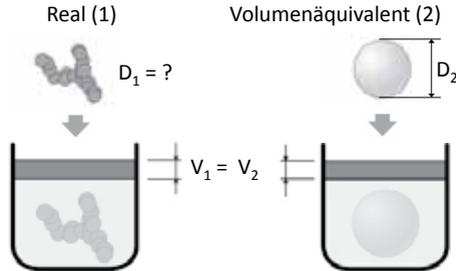


Abbildung 17: Normierung der realen Staubteilchen auf volumenäquivalente sphärische Teilchen

Bei der Angabe des volumenäquivalenten Durchmessers wird ein geometrisch schwierig zu beschreibendes Teilchen durch ein sphärisches Teilchen gleichen Volumens ersetzt. Dessen Durchmesser lässt sich anhand der folgenden bekannten Formel ermitteln.

$$D = \sqrt[3]{6 \cdot V / \pi} \tag{45}$$

| Formelzeichen | Bezeichnung   | Einheit        |
|---------------|---|----------------|
| $D$           | Durchmesser des volumenäquivalenten sphärischen Teilchens | m              |
| $V$           | Volumen   | m <sup>3</sup> |

Eine weitere Möglichkeit zur Vereinfachung der realen Geometrie des Staubteilchens ist durch den Bezug auf ein sphärisches Teilchen mit gleichem aerodynamischem Verhalten gegeben. Abbildung 18 veranschaulicht den Zusammenhang zwischen einem Staubteilchen mit realer Geometrie und einem aerodynamisch äquivalenten kugelförmigen (sphärischen) Teilchen.

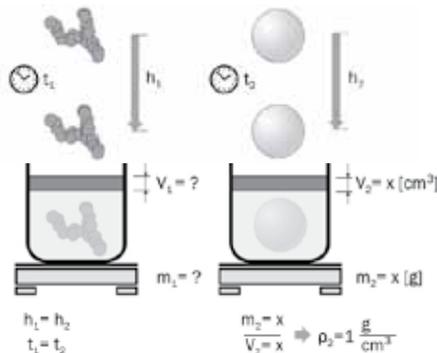


Abbildung 18: Normierung der Staubteilchen auf sphärische Teilchen mit aerodynamisch äquivalentem Durchmesser

Das sphärische Teilchen hat dabei eine festgelegte Dichte von  $1 \text{ g/cm}^3$ , was der Dichte von Wasser unter Umgebungsbedingungen entspricht. Dieses sphärische Teilchen ist dem realen Teilchen dann äquivalent, wenn es die gleiche Sinkgeschwindigkeit in ruhender Luft aufweist. Die Sinkgeschwindigkeit ist auch hier, für das sphärische Teilchen mathematisch bekannt und unter anderem vom Durchmesser abhängig. Der Zusammenhang zwischen Sinkgeschwindigkeit und Durchmesser kann vereinfacht durch den folgenden mathematischen Zusammenhang beschrieben werden. Dieser hier dargestellte mathematische Zusammenhang gilt unter bestimmten Bedingungen, in bestimmten Grenzen und für eine vereinfachte Betrachtung.

$$D = \sqrt[2]{\frac{18 \cdot v \cdot \eta}{\rho_p \cdot g \cdot C_c}} \quad (46)$$

| Formelzeichen | Bezeichnung   | Einheit          |
|---------------|---|------------------|
| $D$           | Durchmesser des volumenäquivalenten sphärischen Teilchens | m                |
| $v$           | Sinkgeschwindigkeit                                       | m/s              |
| $\eta$        | Dynamische Viskosität des Mediums                         | kg/(m · s)       |
| $g$           | Fallbeschleunigung  | m/s <sup>2</sup> |
| $C_c$         | Korrekturfaktor   |                  |

Bei Messverfahren, die sich diese Form der Normierung zu Nutze machen spricht man von einem aerodynamischen Äquivalentdurchmesser.

Die folgende Möglichkeit zur Normierung realer Staubteilchen ist dem aerodynamischen Durchmesser sehr ähnlich. Dieser Äquivalentdurchmesser wird hier als Stokes Äquivalentdurchmesser bezeichnet. Ein sphärisches Teilchen ist einem realen Teilchen demnach dann äquivalent, wenn es die gleiche Sinkgeschwindigkeit in ruhender Luft aufweist und auch die gleiche Dichte wie das reale Teilchen besitzt.

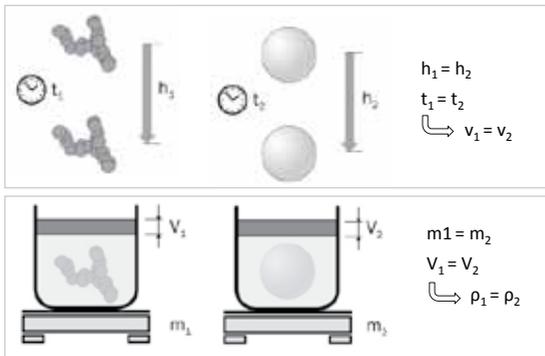


Abbildung 19: Normierung der Staubteilchen auf äquivalente sphärische Teilchen mit Stokes-Durchmesser

Auch hier lässt sich ein formelmäßiger Zusammenhang formulieren, der jedoch aufgrund der Komplexität der Zusammenhänge einer eingehenderen Beschreibung bedarf. Für die Erläuterung der mathematischen Zusammenhänge wird an dieser Stelle deshalb auf die Fachliteratur verwiesen.

Eine weitere Möglichkeit zur Normierung der Staubteilchen ist durch die Fähigkeit der Staubteilchen gegeben, je nach Größe unterschiedliche elektrische Ladungen aufzunehmen. Der Zusammenhang ist experimentell untersucht worden (Wiedensohler et al., 1986; Wiedensohler, 1988). Abbildung 20 veranschaulicht diesen Zusammenhang.

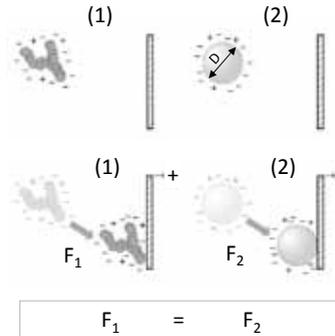


Abbildung 20: Staubteilchen mit gleicher elektrodynamischer Mobilität

Demnach weist ein Staubteilchen mit realer Geometrie (1) die gleiche elektrodynamische Mobilität auf wie ein sphärisches Staubteilchen (2), wenn es sich in Folge einer ähnlichen elektrischen Ladung in einem elektrischen Feld ebenso stark ablenken lässt wie das sphärische Staubteilchen. Auch hier konnte eine Korrelation zwischen elektrischer Mobilität und dem Durchmesser für sphärischer Teilchen innerhalb bestimmter Grenzen ermittelt werden.

## 6.2 Partikel Mobilitäts Spektrometer (SMPS, DMPS)<sup>4</sup>

Partikel Mobilitäts Spektrometer sind Messgeräte, bei denen Partikel nach ihrer elektrodynamischen Mobilität (vergleiche Erläuterung zu Abbildung 20) klassiert und anschließend gezählt werden. Durch die zusätzliche Erfassung des Volumenstromes kann so die Anzahl der Partikel mit jeweils gleicher elektrischer Mobilität je Volumeneinheit bestimmt werden. Partikel Mobilitätsspektrometer sind bereits seit über 30 Jahren kommerziell verfügbar (Wiedensohler et al., 2012). Die Messgeräte werden vor allem für die Messung atmosphärischer Aerosole eingesetzt. In der jüngeren Vergangenheit sind diese Messgeräte nochmals weiterentwickelt worden. Sie sind damit auch hinsichtlich Handhabbarkeit und Transport robuster. Sie rücken dadurch auch mehr in den Fokus jener Messaufgaben, für die Parti-

<sup>4</sup> SMPS: Scanning Mobility Particle Sizer, DMPS: Differential Mobility Particle Sizer



Das Aerosol wird auf geeignete Weise an den Aerosoleinlass des Messgerätes (links) geleitet. Nachdem das Aerosol den Einlass passiert hat, erfolgt eine Abtrennung von Partikeln, die aufgrund ihrer Größe vom Gerät nicht mehr zuverlässig erfasst werden können. Dies erfolgt durch einen Impaktor bzw. Abscheider, der Partikel mit aerodynamischem Durchmesser  $> 1 \times 10^6 \text{ m}$  abscheidet und Partikel mit kleineren Durchmessern passieren lässt. Durch die Abscheidung der Fraktionen  $> \text{PM}_{10}$  soll zum einen verhindert werden, dass das Gerät verschmutzt. Zum anderen ist die Abtrennung größerer Partikelklassen erforderlich, da das Messergebnis, insbesondere bei nennenswerten Mengen größerer Partikel im Aerosol, stark verfälscht werden kann. Das Aerosol passiert anschließend einen sog. Neutralisator. Dieser Neutralisator dient der Herstellung einer bekannten (i. d. R. einer universellen) elektrischen Ladungsverteilung. Dies erfolgt auf unterschiedliche Weise z. B. mit einem radioaktiven Strahler oder auch mit elektrisch betriebenen Geräten.

Es ist nachgewiesen worden, dass Partikel gleicher Größe mit einer bestimmten statistischen Sicherheit stets die gleiche Anzahl elektrischer Ladungsträger besitzen. Dieser Zusammenhang zwischen elektrischer Ladung und Größe der Partikel ermöglicht es Partikel mit gleicher elektrischer Mobilität aus dem Aerosol abzutrennen. In der Abbildung ist dies durch das Diagramm dargestellt. Es zeigt die Häufigkeit mit der Partikel im Bereich zwischen 1 und 1.000 nm ein- bzw. zweifach elektrisch positiv oder negativ geladen sind. So sind beispielsweise sphärische Partikel mit Durchmessern im Bereich zwischen 10 und 100 nm deutlich häufiger nur einfach geladen.

Nachdem das Aerosol den Neutralisator passiert hat erfolgt eine Abtrennung bestimmter Größenfraktionen durch einen differentiellen Mobilitätsklassierer DMK. Ähnlich einem elektrostatischen Staubfilter werden Partikel unterschiedlicher elektrischer Mobilität durch Anlegen unterschiedlicher elektrischer Spannungen aus dem Aerosol abgetrennt. Die so selektierten Partikel jeweils einer Größenfraktion, werden im nächsten Schritt, im Kondensationskernzähler durch eine gesättigte Atmosphäre geleitet, durch Kondensation vergrößert und mit einem optischen Partikelzähler gezählt. Je größer hierbei der DMK ist desto mehr Größenklassen können bestimmt werden. Da beim SMPS stets eine Größenfraktion nach der anderen gemessen wird, kann die Bestimmung einer Anzahl Größenverteilung mehrerer Minuten in Anspruch nehmen. Für Aerosole mit zeitlich sich rasch ändernder Partikel Anzahl-Größenverteilung ( $< 5$  Minuten) ist die Messung mit dem hier verwendeten SMPS daher ungeeignet. Für diese Fälle sollten geeignete Maßnahmen ergriffen werden z. B. die Homogenisierung des Aerosols oder die Verwendung von Messgeräten mit Mehreren DMK bzw. CPC. In den in WIEDENSOHLER et al. (2012) vorgestellten Vergleichsmessungen wurde für Mobilitätsspektrometer unterschiedlicher Bauart, unter kontrollierten Laborbedingungen (u. a. Standardaerosol), im Größenbereich zwischen 20 nm bis 200 nm, nach Korrektur interner Verluste eine Messunsicherheit von 10 % festgestellt. Im Bereich größerer Partikel stieg die Unsicherheit auf 30 %, wobei die Gründe hierfür nicht erklärt werden konnten.

Ein SMPS ermöglicht die kontinuierliche Bestimmung einer Partikel Anzahl Größenverteilung in einem Aerosol über eine extraktive Probenahme. Je nach Bauart können Partikel mit einem Äquivalentdurchmesser zwischen wenigen Nanometern bis zu mehreren 100 nm detektiert werden. Die SMPS Messung gibt die Anzahl Größenverteilung des gemessenen Aerosols als elektrodynamischen Mobilitätsdurchmesser aus.

## 6.3 Niederdruck Impaktor mit elektrischem Detektor

Ein weiteres Messgerät, welches für Messungen an Biomassefeuerungen im Förderprogramm eingesetzt wird ist der ELPI™ (Electrical Low Pressure Impactor) ein Niederdruckimpaktor mit elektrischem Detektor der Firma Dekati®. Die Funktionsweise des Messgerätes ist in der Abbildung 22 schematisch dargestellt. Die Partikel werden hierbei nach Größenklassen stufenweise auf den einzelnen Platten des Impaktors abgeschieden. Vor dem Eintritt in den Impaktor erhalten die Partikel eine elektrische Ladung. Sobald die Partikel sich auf einer der Impaktorplatten abscheiden findet ein Ladungsausgleich statt. Dieser Ladungsausgleich wird elektrisch detektiert.

Die Abscheidung der Partikel auf den Impaktorstufen erfolgt nach den von Stokes formulierten Gesetzmäßigkeiten. Die Abscheidung der Partikel ist dabei abhängig von der Geschwindigkeit des Aerosols in der Düse der Impaktorstufe, dem Düsendurchmesser, der Partikeldichte, dem Partikeldurchmesser, der Viskosität der Luft und einem Korrekturfaktor.

Sehr kleine Partikel können auf den Impaktorplatten vor allem dann besonders gut abgeschieden werden, wenn auch die Viskosität der Luft sehr klein ist. Dies wird durch einen starken Unterdruck (Niederdruck) erreicht, der im ELPI™ durch eine Vakuumpumpe erzeugt wird. Aufgrund der bei diesem Verfahren zugrundeliegenden physikalischen Zusammenhänge spricht man zur Beschreibung, der auf den Impaktorplatten abgeschiedenen Partikeln, umgangssprachlich auch vom Stokes Durchmesser (vgl. Erläuterungen zu Abbildung 19).

Die Klassierung beruht beim ELPI™ auf dem Impaktor-Prinzip. Je nach Konfiguration und Bauart des ELPI™ in bis zu 14 Fraktionen von 0,006 – 10 µm. Die Messung erfolgt hierbei in Echtzeit. Die Echtzeitmessung wird dadurch ermöglicht, dass die im einströmenden Aerosol enthaltenen Partikeln durch eine Korona elektrisch geladen werden. Die Partikeln geben ihre Ladung auf den Impaktor-Sammelplatten in einzelnen Stufen ab. Die elektrischen Impulse werden vom ELPI™ verarbeitet und über eine Software in eine .dat Datei geschrieben. Der Hersteller stellt auf seiner Homepage (Dekati, 2012) weitere Informationen zur Verfügung.

### 6.3.1 Aufbau, Messprinzip und Funktion des ELPI™

Das ELPI™ kann aus verschiedenen Gründen nicht ohne Peripherie betrieben werden. Welche Peripheriegeräte benötigt werden, hängt vom genauen Anwendungsfall ab. Eine Vakuumpumpe muss bei allen Messungen eingesetzt werden, um den für den Betrieb des ELPI™ notwendigen Unterdruck bereit zu stellen. Dieser wird an einem Drosselventil zwischen ELPI™ und Vakuumpumpe von Hand eingestellt. Zur Datenerfassung wird bei dem älteren Modell (ELPI™) als weiteres Peripheriegerät ein Computer benötigt. Mit der Software EPLIVI, die von Dekati® bereitgestellt wird können alle wichtigen Funktionen vom Computer aus gesteuert werden. Das neuere Modell ELPI+™ verfügt über einen USB-Port, an dem alle erzeugten Daten direkt auf einem USB-Stick gespeichert werden können. Ein Verdünnungssystem ist notwendig, wenn die maximale zulässige Konzentration an Partikeln im Aerosol oder die zulässige Aerosoltemperatur (60 °C) überschritten wird (ELPI Manual, /S. 2-1) (Dekati, 2012). Ist eine der beiden Bedingungen nicht erfüllt, muss ein Verdünnungssystem

vor dem ELPI™-Eintritt verwendet werden. Die Sammelplatten können nur bis zu einer maximalen Beladung genutzt werden (Daumenregel: 1 mg Partikel pro Stufe, hängt aber von Art und Form der Partikel ab), bis sie gereinigt werden müssen (ELPI-Manual, A1.5.; A-6) (Dekati, 2012). Deshalb ist der Einsatz eines Verdünnungssystems auch bei Einhaltung der oben genannten Betriebsbedingungen sinnvoll, wenn Messungen über einen längeren Zeitraum durchgeführt werden sollen. Wird ein Verdünnungssystem verwendet, sollte auf eine hohe Reinheit der bereitgestellten Luft geachtet werden, um das Ergebnis der Messung nicht zu verfälschen.

Anhand der folgenden Abbildung soll der Aufbau und das grundlegende Prinzip des ELPI™ veranschaulicht werden.

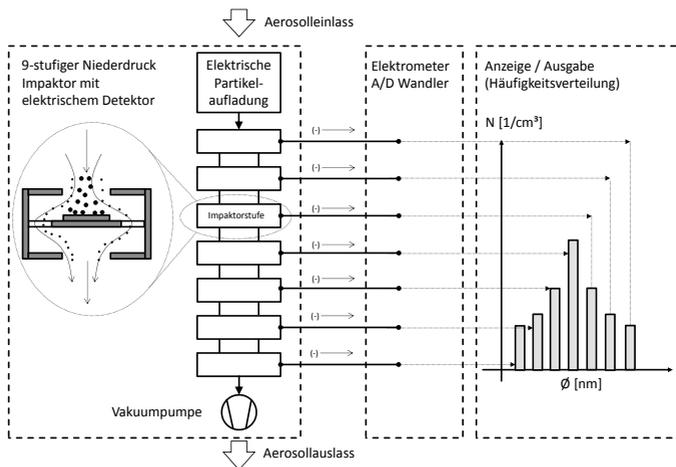


Abbildung 22: Schematischer Aufbau des ELPI™, Quelle: DBFZ

Die ins ELPI™ eintretende Probe wird im Auflader an einer einpoligen, positiv geladenen Nadel vorbei gelenkt. Dadurch werden die Partikel durch Koronaentladung elektrisch aufgeladen. Nachdem die Partikel im Aerosol durch die Korona elektrisch geladen wurden, durchläuft das Aerosol einen kleinen Elektrofilter, der geladene Teilchen, die kleiner als die Trennkorngröße der untersten Stufe sind, durch eine angelegte Spannung abscheidet. Dass in diesem Elektrofilter auch größere Partikel abgeschieden werden wird durch die in der ELPI™ Software einzustellende Beladereffizienz kompensiert. Anschließend tritt das Aerosol in einen mehrstufigen Impaktor ein. Hier werden die Partikel entsprechend ihres aerodynamischen Durchmessers klassiert. Je nach Bauart und Konfiguration des ELPI™ werden hierbei bis zu 14 nacheinander durchströmte Impaktorstufen eingesetzt (ELPI+™). Jede Stufe besteht aus einem Düsenboden und einer danach liegenden Sammelplatte. Die Stufen sind durch Teflonringe gegeneinander isoliert. In jeder Stufe wird die Probe durch einen Düsenboden beschleunigt und anschließend um die Sammelplatten herum abgelenkt. Aufgrund der unterschiedlichen Beschaffenheit der verschiedenen Partikel wirken auf jedes Partikel individuelle Trägheits- und Reibungskräfte. Ist die durch das umgebene Fluid

entstehende Reibung im Verhältnis zu den auf das Partikel wirkenden Trägheitskräften groß genug, wird das entsprechende Partikel der Stromlinie der Gasphase um die Sammelplatte herum folgen. Ist die Trägheitskraft zu groß, wird es auf der entsprechenden Sammelplatte abgeschieden (siehe Abbildung 22, Detail links). Der Absolutdruck am ELPI™ Ausgang wird konstant bei 100 mbar (+/- 5 mbar) eingestellt. Dadurch ergeben sich in allen Stufen reproduzierbare Strömungsverhältnisse und Abscheidkurven. Mit abnehmender Stufenzahl (Stufe 1 liegt unten) werden die Düsenöffnungen in den Düsenböden kleiner. Dadurch werden immer kleinere Partikeln aufgrund der höheren Beschleunigung abgeschieden. Der zunehmende Unterdruck von Stufe zu Stufe sorgt zusätzlich dafür, dass die Reibung am Fluid abnimmt und das Verhältnis von Trägheitskräften zu Reibungskräften weiter steigt. Dieser Effekt unterstützt das Abscheiden der sehr feinen Partikeln in den unteren Stufen zusätzlich. Von Elektrometern, die an die jeweils isolierten Stufen angeschlossen sind, wird die an der Sammelplatte der Stufe abgegebene elektrische Ladung registriert. Die elektrische Ladung jeder Stufe ist proportional zu den abgeschiedenen Partikeln. Somit kann aus dem fließenden Strom die Anzahl abgeschiedener Partikeln berechnet werden. Dieser Wert wird durch einen A/D Wandler an einen angeschlossenen Computer übertragen und wird von der bereitgestellten Dekati® Software interpretiert.

### 6.3.2 Einsatz des ELPI™

Beim Einsatz des ELPI™ ist immer darauf zu achten, dass die von Dekati® ermittelten Kalibrierungsdaten korrekt in der ELPI-VI Software eingetragen sind. Die Kalibrierungsdaten hängen von der gewählten Einstellung des ELPI™ ab. Das ELPI™ kann in vier verschiedenen Einstellungen betrieben werden. Zum einen ist die Art der Sammelplatten zu wählen. Hier kann zwischen Sammelplatten, auf denen Aluminiumfolie fixiert wird und gesinterten Sammelplatten gewählt werden. Aluminiumfolie hat den Vorteil, dass die in den einzelnen Stufen gesammelten Partikeln nachträglich untersucht werden können. Beispiele für solche Nachuntersuchungen sind REM und EDX. Gesinterte Platten haben eine zehn- bis zwanzigmal höhere Aufnahmekapazität, wodurch Messungen über einen längeren Zeitraum realisiert werden können. Des Weiteren besteht die Möglichkeit, das ELPI™ mit oder ohne Filterstufe zu betreiben. Die Filterstufe wird als letzte Stufe unter Stufe eins eingebaut und erweitert die kleinste angezeigte Partikelgröße von 0,03 µm auf 0,007 µm. Je nach gewählter Einstellung müssen die Einstellungen in der Software ELPI-VI angepasst werden. Da die Klassierung des Aerosols im ELPI™ auf Strömungsvorgängen beruht, die durch minimale Änderungen beeinflusst werden, ist die mittlere Trennkorngröße D50% jeder Stufe bei jedem ELPI™ individuell. Diese Unterschiede werden durch die Eingabe der Kalibrierungsdaten in die ELPI-VI Software berücksichtigt. Man kann die Kalibrierungsdaten in einer .bin-Datei sichern, um sie nicht bei jeder Anwendung erneut eintragen zu müssen. Nicht korrekt eingetragene Werte können noch nach der Messung über die Software korrigiert werden. Die Kalibrierungsdaten hängen auch von der gewählten ELPI™ Konfiguration ab. Sie ändern sich, wenn statt Aluminium Sammelplatten gesinterte Sammelplatten eingesetzt werden. In Tabelle 5 sind die in ELPI-VI Parametergruppen aufgeführt, die hinterlegt werden müssen und bei wechselnder Konfiguration geändert werden müssen.

Tabelle 5: Übersicht über Änderungen der ELPIVI-Einstellung je nach ELPI™ Konfiguration

| ELPIVI-Parameter                                  | Bei welcher Konfigurationsänderungen zu ändern           |
|---|--|
| Druck in Impaktorstufen;<br>Verweilzeit in Stufen | Immer konstant   |
| Mittlere Trennkorngröße D50%                      | Bei Wechsel von Aluminium- zu gesinterten Sammelpplatten |
| Belader-Einstellung                               | Bei Einsatz mit/ ohne Filterstufe                        |

Der Arbeitsbereich der Elektrometer des ELPI™ können unterschiedlich eingestellt werden. Die vier verschiedenen Arbeitsbereiche sind jeweils nach der maximal pro Stufe messbaren Ströme benannt: 10.000 fA (kleinste einstellbare Strommenge) bis 400.000 fA (größte einstellbare Strommenge). Die Messbereiche haben zwei Hauptunterscheidungsmerkmale: Die kleineren Messbereiche haben ein geringeres Hintergrundrauschen. Dafür sind sie träger. Für die großen Messbereiche gilt das Gegenteil. Der optimale Arbeitsbereich ist von der Art des Aerosols abhängig. Umso größer die Konzentration an Partikeln im Aerosol ist, desto größer sollte auch der maximal messbare Strom eingestellt werden. Bei geringen Beladungen sollte entsprechend eine kleinere Strommenge eingestellt werden. Unmittelbar vor jeder Messung sollte ein Abgleich des Nullpunktes durchgeführt werden, um reproduzierbare „saubere“ Werte zu messen. Hierbei werden die Abweichungen der Elektrometer ausgeglichen. Der Abgleich des Nullpunktes sollte im selben Messbereich durchgeführt werden, in dem auch die anschließende Messung durchgeführt wird. Vor dem Abgleich sollten sich die vom ELPI™ gemessenen Nullwerte stabilisiert haben und eine konstante Betriebstemperatur erreicht sein. Deshalb sollte das ELPI™ einen Vorlauf von ca. einer Stunde haben. Um saubere Luft durch das ELPI™ zu führen, kann die Spülfunktion genutzt werden („Flush Pump“). Hierbei wird Gas über einen HEPA-Filter durch das ELPI™ gefördert. Der Probengaseingang muss im Spülbetrieb immer geöffnet sein, da hier das Spülgas austritt. Wenn der Eintritt geschlossen ist, besteht die Gefahr dass die Spülpumpe Schaden nimmt. Für den Abgleich des Nullpunktes muss der Impaktordruck der letzten Stufe – wie bei allen Messungen – auf 100 mbar eingestellt sein. Wenn die Spülfunktion aktiviert ist und sich die kontinuierlich gemessenen Werte aller Stufen (ELPIVI- Software) nicht verändern, kann mit dem Nullpunktgleich begonnen werden.

- Feuerungen jeglicher Art
- Reinigung/ Wartung des ELPI

## 6.4 Fast Mobility Particle Sizer™ (FMPS), Modell 3091, Firma TSI

Das FMPS ist ein Aerosolspektrometer, das Partikel im Submikronbereich zwischen 5,6 und 560 nm misst. Das Messgerät zeigt die Partikelanzahlverteilung in 16 Kanälen pro Dekade mit einer zeitlichen Auflösung von einer Sekunde an. Dabei wird als Messprinzip die elektrische Mobilität der Partikel genutzt.

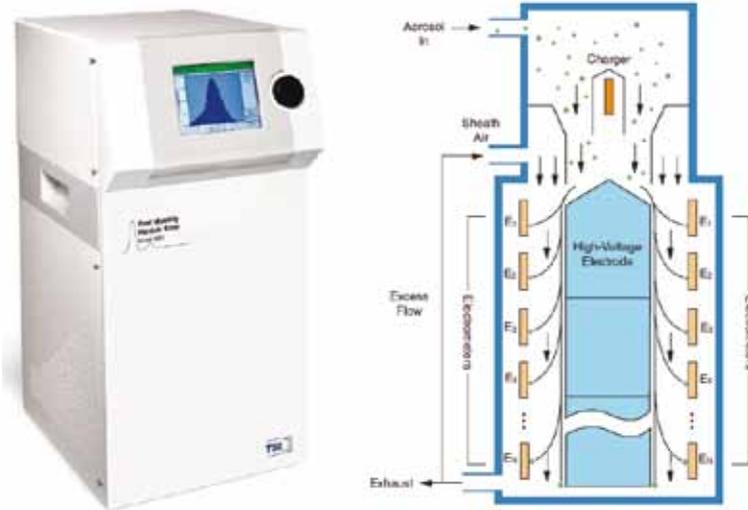


Abbildung 23: Fast Mobility Particle Sizer™, Model 3091, Fa. TSI, Foto (links) und schematische Darstellung des Messprinzips (rechts) (TSI, 2006)

Das Messprinzip ist in Abbildung 23 (rechte Seite) dargestellt. Vor Eintritt der Partikel in das Messgerät werden Partikel oberhalb des Messbereichs durch einen Zyklon mit einer Trenngrenze ( $D_{50}$ ) von  $1\ \mu\text{m}$  entfernt. Die verbleibenden Partikel werden dann bei Durchströmung durch einen zweistufigen, unipolaren Diffusionsauflader (electrical diffusion charger) zunächst auf ein definiertes Ladungsniveau gebracht. Anschließend wird der Partikelstrom von oben nach unten durch einen Ringspalt zweier Zylinder geführt. Am inneren Zylinder liegt eine positive Hochspannung an, so dass ein elektrisches Feld zwischen dem inneren und dem äußeren Zylinder vorliegt. Positiv geladene Partikel werden von der Hochspannungselektrode abgestoßen, überwinden, in Abhängigkeit ihrer elektrischen Mobilität den Spülluftstrom und treffen auf den äußeren Zylinder auf. Dieser besteht aus 22 elektrisch isolierten Elektrodenringen (Messelektroden), die jeweils mit einem Ladungsverstärker, einem so genannten Elektrometer, verbunden sind. Die von den auftreffenden Partikeln abgegebene Ladung wird von den Elektrometern verstärkt und anschließend digitalisiert und von einem Mikrocontroller ausgelesen. Die Partikelgrößenverteilung wird über mehrere verschachtelte Berechnungsalgorithmen ermittelt (TSI, 2004). Das Messgerät wird mit monodispersen Latexpartikeln kalibriert, deren Größe zuvor am SMPS bestimmt wurde. Der messbare Konzentrationsbereich ist von der Partikelgröße abhängig. Bei kleinen Partikeln

sind höhere Konzentrationen aufgrund der vorliegenden (ungünstigen) Ladungsverteilung und des stärkeren Einfluss des Elektrometerrauschens für eine Messung erforderlich als bei größeren Partikeln.

### **Einsatzbereich**

Das Gerät ist bei Umgebungstemperaturen zwischen 0 und 40 °C und einer relativen Luftfeuchtigkeit zwischen 0 und 90 % (nicht kondensierend) zu betreiben. Starke Vibrationen des Untergrunds führen zu Fehlmessungen und sind zu vermeiden. Anders als beim SMPS ist das Gerät ohne Umgangsgenehmigung betreibbar. Aufgrund der maximalen Partikelanzahlkonzentration von beispielsweise  $1 \cdot 10^{10} \text{ \#/cm}^3$  für Partikeldurchmesser von ca. 50 nm und der maximalen Aerosoltemperatur von 52 °C ist eine Gasverdünnung und-kühlung bei der Messung in Abgasströmen zwingend erforderlich. Für die zu verwendende Verdünnungseinheit gelten folgende Anforderungen:

- Probenahmestrom 10 L/min
- Aerosoltemperatur zwischen 10 und 52 °C
- Druckbereich zwischen 700 und 1034 mbar
- Tolerierbare Partikelkonzentrationen abhängig vom Messkanal (Handbuch)

Sollte der erforderliche Probenahmestrom nicht an der Verdünnungseinheit eingestellt werden können, kann partikelfreie Luft im Bypass über ein T-Stück mit angeschlossenem HEPA-Filter dem Messgerät zur Verfügung gestellt werden. Es hat sich bewährt, die angesogene Luftmenge mit einem Durchflussmessgerät zu kontrollieren und darüber das erzielte Verdünnungsverhältnis des Bypasses zu ermitteln.

### **Geräte und Material**

- FMPS Model 3091
- Zyklon am Aerosoleinlass zur Abscheidung von zu groben Partikeln
- Hepa-Filter zur Offsetüberprüfung der Elektrometer
- PC/Laptop zur Datenaufzeichnung
- Aerosolverdünnung gemäß Vorgaben wie oben
- ggf. Durchflussmessgerät
- Leitfähiger Schlauch, der zur Vermeidung von Diffusionsverlusten möglichst kurz sein sollte

### 6.4.1 Messablauf

#### 1. Vorbereitung der Messung

Wie auch bei den übrigen hier beschriebenen Messgeräten ist die Wahl eines geeigneten Messortes und des Probenahmesystems erforderlich. Je nach Partikelkonzentration ist ein Verdünnern anzuschließen und vor dem Beginn der Messung in Betrieb zu nehmen.

Vor dem Start des FMPS sollte der vorgeschaltete Zyklon auf Sauberkeit kontrolliert und am Aerosoleinlass des FMPS angebracht werden. Eine verbesserte Abscheideeffizienz lässt sich durch ein leichtes Einfetten der Innenwände und der Bodenplatte des Zyklons erreichen. Dann wird das FMPS gemäß Herstellerangabe aufgestellt, der Netzstecker an die Stromversorgung angeschlossen und der Laptop mittels Datenkabel mit dem FMPS verbunden. Das Gerät darf niemals ohne Zyklon betrieben werden, da sonst eine massive Verschmutzung der Messelektroden und der im Messgerät vorhandenen Filter zu befürchten ist. Nach Einschalten des FMPS erfolgt eine Aufwärmphase des FMPS von ca. 10 min. Die Betriebsbereitschaft wird auf dem Gerätedisplay angezeigt. Während der Aufwärmphase kann die Gerätesoftware auf dem Laptop gestartet werden. Vor der eigentlichen Messung sind eine Überprüfung der Elektrometerschmutzung (Offset) sowie eine Anpassung der Messoptionen in der Software vor der Messdatenaufzeichnung erforderlich. Ohne Software ist keine Messdatenaufzeichnung möglich.

#### Kontrolle der Elektrometerschmutzung

Zunächst wird der mitgelieferte HEPA-Filter an den Aerosoleinlass angeschlossen. Nun sollten die Histogrammbalken der einzelnen Kanäle größtenteils unterhalb der gelben Linie liegen, die den unteren Messbereich markiert. Ablesbar ist dies auf dem LCD-Monitor des Messgeräts. Zur genauen Überprüfung der vorliegenden Elektrometeroffsets ist das Dialogfeld „Instrument Status“ zu öffnen. Dieses erreicht man in der Software über folgenden Pfad:

Menü → View → Instrument Status bzw. über <Strg><I>

Im Dialogfeld muss der Button „Electrometer Offsets and RMS...“ betätigt werden. Anschließend erscheint eine tabellarische Übersicht aller Elektrometeroffsets. Diese sollten laut Herstellerangabe jeweils 10 fA (Th. Krinke: 100 fA) nicht überschreiten. Der RMS (Root Mean Square, quadratischer Mittelwert) sollte kleiner als 2 fA sein. Ist dies der Fall kann durch Nullen der Elektrometer (Button „Zero the Electrometers...“ im Dialogfeld „Instrument Status“) eine Verbesserung des Messergebnisses erreicht werden. Sind die Elektrometeroffsets über 10 fA und/oder die Histogrammbalken deutlich oberhalb der gelben Linie, liegt eine stärkere Verschmutzung des Messgeräts vor und eine Reinigung ist erforderlich (siehe Punkt Wartung). Nach erfolgter Nullung kann der HEPA-Filter entfernt werden. Werden fast gar keine Partikel gemessen, kann auf das Nullen der Elektrometer verzichtet werden. Im Dialogfeld „Instrument Status“ können auch alle weiteren Parameter kontrolliert werden (z. B. aktueller Probenahmestrom am Einlass, der die Summe aus dem „Sample Flow“ und dem „Extraction Flow“ darstellt). Das Ablesen der Elektrometeroffsets sowie das Nullen der Elektrometer können auch über das Messgerät selber erfolgen. Dazu durch Drehen und Drücken des Steuerknopfes den Punkt „Menu“ auswählen und dann „User Settings“. Von dort aus kann der Punkt „Zero Electrometer“ ausgewählt werden.

### Anpassung der Messoption vor der Messdatenaufzeichnung

Vor dem eigentlichen Start der Messung können die Ansichten bzw. weitere Anzeigeeinstellungen geändert werden. Dazu muss über den Pfad „file → new“ bzw. das entsprechende Symbol in der Symbolleiste eine neue Datei angelegt werden. Die Software erfragt den Speicherort und den Namen der zu erstellenden Datei. Anschließend werden verschiedene Fenster mit Ansichten und Informationen zur laufenden Messung angezeigt. Diese Anzeige ist variabel. Neben der Wahl der Fenster sind wesentliche Anpassungsmöglichkeiten die Änderung der zeitlichen Auflösung, der Autoscale- Funktion oder der angezeigten Einheiten (dN oder dN/dlogDp).

Es ist empfehlenswert, das FMPS über einen längeren Zeitraum aufzuwärmen, wenn das Gerät vor der Messung bei anderen Temperaturen gelagert wurde.

## 2. Messung

Zum Start der Messdatenaufzeichnung über den Pfad „Run → Start Data Collection“ wählen bzw. den Button mit dem roten runden Punkt in der Symbolleiste drücken. Anschließend erscheint das Fenster „Properties – New Run“. Hier können der Titel der Messung eingetragen und Länge bzw. Startzeit der Messung, einmalige oder kontinuierliche Messung, sowie der Datentyp gewählt werden. Es empfiehlt sich, die Länge der Messung auf den Maximalwert von 12 Stunden bei kontinuierlichem Betrieb einzustellen und als Datentyp „Concentration“ zu wählen. Mit dem Drücken des OK-Buttons wird die Messdatenaufzeichnung gestartet.

Anschließend kann die Messung wie geplant durchgeführt werden. Sollten während der Messung die erforderlichen Betriebsparameter nicht mehr eingehalten werden, wird auf der Softwareoberfläche und auf dem LCD-Monitor eine Warnmeldung ausgegeben. Diese ist auch in der aufgezeichneten Datei enthalten. Eine Kontrolle der Parameter erfolgt wieder über „Instrument Status“. Dort kann auch kontrolliert werden, ob die Störung noch anhält oder nur kurzfristig vorlag, z. B. bei einem zu geringen oder zu hohen Probenahmestrom aufgrund einer Störung im Verdünnungs- oder Probenahmesystem.

Die Beendigung der Messdatenaufzeichnung erfolgt über den Pfad „Run → Stop Data Collection“ bzw. über den Button mit einem schwarzen Quadrat in der Symbolleiste.

Bei der nächsten Messung erscheinen im Dialogfenster die gleichen Einstellungen. Eine Anpassung ist nun nur noch bei der Bezeichnung der Messung erforderlich.

## 3. Nachbereitung der Messung

Die Nachbereitung der Messung ist bezogen auf das FMPS unproblematisch. Das Gerät kann am Ausschalter am Gerät ausgeschaltet und anschließend durch Ziehen des Netzsteckers vom Netz getrennt werden.

### 6.4.2 Auswertung

Eine Übersichtsauswertung der Messung kann über das Programm selbst erfolgen. Für eine detaillierte Auswertung ist der Export der Datei nach Microsoft Excel (oder ein anderes Tabellenbearbeitungsprogramm) erforderlich.

### Übersichtsauswertung mit der mitgelieferten Software

Zur Übersichtsauswertung muss die entsprechende Datei mit der FMPS-Messsoftware geöffnet werden. Anschließend kann entweder die gesamte Messung im Zeitraffer abgespielt oder gezielt einzelne Messzeitpunkte angewählt und die entsprechenden Werte abgelesen werden. Die Steuerung des Zeitraffers erfolgt über die Symbolleiste mit bekannten Symbolen von Video/DVD- oder andern Medienspielern. Die Zeitraffereinstellungen werden zu Beginn des Laufs abgefragt.

### Detailauswertung mit Excel

Zur Detailauswertung in Excel muss zunächst die erstellte Datei im txt-Format aus der Messsoftware exportiert und dann nach Excel importiert werden. Ein direkter Export von der Messsoftware in eine xls-Datei ist zwar möglich, liefert aber keine guten Ergebnisse.

Der Export erfolgt über den Pfad „File → Export“. Dazu muss die zu exportierende Datei geöffnet sein. Es erscheint das Dialogfenster „Export Data Options“. Je nach Ziel der Auswertung müssen die zu exportierenden Informationen und die Darstellungsart angewählt werden. Wichtig ist die Wahl von „Text“ bei „Output File Type“.

Nach der Speicherung muss Excel geöffnet werden. Anschließend über den Pfad „Daten → Externe Daten importieren → Daten importieren“ (Excel 2003) die zu importierende Datei auswählen. Es erscheint der Textkonvertierungs-Assistent. Bei Schritt 1 von 3 (erstes Fenster) muss der Dateiusprung auf Mitteleuropäisch eingestellt werden. Im zweiten Fenster muss das beim Export gewählte Trennzeichen (Tabstopp o.ä.) gewählt werden. Im dritten Fenster kann man über den Button „Weitere“ die verwendeten Trennzeichen der numerischen Daten eingeben. Aufgrund des amerikanischen Dateiusprungs werden Dezimaltrennzeichen als Punkt und Tausendertrennzeichen gar nicht dargestellt, was zu falschen Zahlenwerten führt, wenn dies nicht berücksichtigt wird. Im erscheinenden Dialogfenster müssen die entsprechenden Zahlendarstellungen angepasst werden. Anschließend werden die Daten über „Fertig stellen“ importiert und können zur Auswertung bearbeitet werden.

### Wartung

Die Wartungsintervalle der Messgerätekomponenten sind im Gerätehandbuch angegeben:

- Reinigung des Zyklons: 100 Betriebsstunden
- Überprüfung bzw. Reinigung der Aufladernadeln: 100 Betriebsstunden
- Reinigung der Messelektroden sowie der Hochladungselektrode: 500 Betriebsstunden
- Austausch der internen Filterkerzen: > 6.000 Betriebsstunden oder bei Bedarf
- Austausch der Pumpenfilter: > 6.000 Betriebsstunden oder bei Bedarf

Die Durchführung der jeweiligen Wartungsaufgabe ist im Handbuch ausführlich beschrieben. Des Weiteren wird eine halbjährliche Kalibrierung mit Kalibrierpartikeln (oder bei Bedarf) vorgeschlagen. Dies erfordert einen geeigneten Messaufbau. Bei der Messung mit gefilterter

Luft sollten im gereinigten Zustand keine oder nur sehr wenige Partikel gemessen werden. Ist dies nicht der Fall kann eine Undichtigkeit vorliegen. Zudem sollten die laut Handbuch vorliegenden Volumenströme regelmäßig kontrolliert werden, sowie die durchgeführten Wartungen protokolliert werden (BMBF, 2008).

Fehler können folgende Ursachen haben:

- Vorwärmung Gerät
- Zu hoher Offset
- Zu langer Schlauch

Bei Partikelkonzentrationen über  $1 \cdot E5 \text{ \#/cm}^3$  (ca.  $1,5 \cdot E3 \text{ \#/Kanal}$ ) erfolgt keine ausreichende Neutralisierung, wodurch die Messfehler ansteigen. Auch nach elektrostatischen Abscheiden muss mit höheren Fehlern gerechnet werden.

## 6.5 Weitere Messtechniken

Neben den bislang beschriebene Verfahren existieren eine Reihe weiterer Partikelzählverfahren. Diese wurden jedoch im Rahmen des Förderprogrammes nicht eingesetzt. Die folgenden Verfahren bzw. Messgeräte könnten ebenfalls für die Partikelmessung an kleinen Biomassefeuerungen eingesetzt werden. Die Messverfahren werden an dieser Stelle nur der Vollständigkeit halber aufgeführt.

- Aerodynamischer Partikelzähler (APS)
- Tapered element oscillating microbalance (TEOM)
- Beta Gauge
- Nephelometer
- Aethalometer
- Multi Angle Absorption Photometer (MAAP)
- Niederdruckimpaktoren
- Optischer Partikelzähler

## 6.6 Probenahme, Verdünnung und Aufbereitung

Bei der Partikelmessung ist die Probenahme häufig aufwendiger, als bei der reinen gravimetrischen Staubmessung. Das hängt insbesondere damit zusammen, dass die in unverdünnten Verbrennungsabgasen auftretenden Staubpartikelkonzentrationen derart hoch sind, dass sie mit der gegebenen Messtechnik nicht zuverlässig detektiert werden können. Um diesem Umstand zu begegnen muss die Anzahlkonzentration durch z. B. Teilstromverdünnung reduziert werden. Die Verdünnungsluft sollte dabei so gewählt werden, dass weder Staubpartikel eingebracht werden, noch Kondensationsvorgänge stattfinden. Die Verdünnung eines Teilstromes kann hierbei auf unterschiedliche Art und Weise erfolgen. Es existieren eine Reihe unterschiedlicher Teilstromverdünnungssysteme, die für die Messung an Biomassefeuerungen eingesetzt werden. Im Rahmen der Innerhalb des BMU-Förderprogramms abgehaltenen Messworkshops wurden unterschiedliche Teilstromverdünner eingesetzt. Abhängig von dem eingesetzten Messverfahren bzw. der Größenfraktion der Partikel, die mit diesem Verfahren bestimmt werden können ist zu entscheiden in wieweit auf eine isokinetische Probenahme verzichtet werden kann. In wieweit für die Messung von Fraktionen unterhalb eines Äquivalentdurchmessers von  $1\ \mu\text{m}$  bei atmosphärischen Bedingungen auf eine isokinetische Probenahme verzichtet werden kann ist anhand von Literaturauswertungen und gezielten Versuchen zu bestimmen. Für die Messung von Fraktionen mit Äquivalentdurchmessern größer  $1\ \mu\text{m}$  sollte generell eine isokinetische Probenahme vorgesehen werden. Der Querschnitt der Probenahmesonde ergibt sich über den Messgasvolumenstrom, den Volumenstrom des Abgases sowie dem Querschnitt des Abgasrohres. Die Berechnung erfolgt auf Basis strömungstechnischer Grundlagen nach folgendem formelmäßigen Zusammenhang.

$$d_{MG} = \sqrt{\frac{\dot{V}_{MG}}{\dot{V}_{AG}} \cdot d_{AG}^2} \quad (47)$$

| <b>Formelzeichen</b> | <b>Bezeichnung</b>              |
|----------------------|---------------------------------|
| $d_{MG}$             | Durchmesser der Probenahmesonde |
| $d_{AG}$             | Durchmesser des Abgasrohres     |
| $\dot{V}_{MG}$       | Messgasvolumenstrom             |
| $\dot{V}_{AG}$       | Abgasvolumenstrom               |

Sollte der Volumenstrom des Abgases nicht bekannt sein, so ist über die Strömungsgeschwindigkeiten zu rechnen. Wird die Strömungsgeschwindigkeit über dem Staudruck z. B. mithilfe des Prandtl Staurohres ermittelt gilt die Umrechnung nach Bernoulli in die die Dichte des Abgases mit eingeht, welche wiederum nach der weiter oben angeführten Gleichung zu bestimmen ist.

## 6.7 Herausforderungen der Ergebnisauswertung und des Vergleichs

Die Darstellungsart der mittels Partikel zählender Verfahren bestimmten Werte ist näher zu spezifizieren. Als erster Eindruck einer nach Größen aufgelösten Messung eignet sich die für Partikelmessung übliche Darstellung der Partikel-Anzahl-Häufigkeitsverteilung. Für eine bessere Vergleichbarkeit wird die Anzahl normiert auf den logarithmischen Abstand der messgerätspezifischen Größenkanäle als  $dN/d\log(D_p)$ . Durch diese Darstellung können sowohl große Messbereiche in einem Diagramm dargestellt werden als auch Ergebnisse aus Messungen mit stark unterschiedlichen Kanalgrenzen miteinander verglichen werden. Insofern stellt diese Normierung bereits einen ersten Harmonisierungsansatz dar. Weitere, bezüglich der Darstellung zu diskutierende Punkte sind die Folgenden:

- Darstellung des Ergebnisses als Häufigkeitsverteilung,
- Darstellung als Gesamtanzahl,
- Darstellung als Verlauf der Gesamtanzahl, als Verlauf der Häufigkeitsverteilung,
- Bezug auf eine Volumeneinheit, Normierung der Volumeneinheit,
- Herstellung des 13 %-O<sub>2</sub>-Bezuges,
- Darstellung als Anzahl je MJ mit Bezug auf:
  - den Heizwert des Brennstoffes
  - die erzeugte Wärme
  - Darstellung als Massesumme

Zu den Partikelzählverfahren gehören optische Partikelzähler (OPC) und die Geräte SMPS, FMPS und ELPI. Beim Vergleich der Ergebnisse verschiedener Partikelzähler untereinander ist zum Einen der bestimmte Äquivalentdurchmesser zu beachten und zum Anderen gerätespezifische Unterschiede, die bei gleichem bestimmten Äquivalentdurchmesser zu Messunterschieden führen können.

Bei einem optischen Partikelzähler wird der Streulichtäquivalentdurchmesser bestimmt, während beim FMPS oder beim SMPS der Äquivalentdurchmesser der elektrischen Mobilität angegeben wird. Beim ELPI kommen der elektrische Mobilitätsdurchmesser und der aerodynamische Durchmesser zum Tragen. Alle Messverfahren bestimmen die Partikelanzahlverteilung ( $r = 0$ ). Da atmosphärische Partikel und Verbrennungsaerosole nicht absolut sphärisch, sondern unregelmäßig geformt sind, ist ein Vergleich der Partikelgrößenverteilungen unterschiedlicher Messverfahren nur zulässig, wenn ein funktionaler Zusammenhang  $y = f(x)$  zwischen den unterschiedlichen Merkmalen bekannt ist. Dafür ist eine sehr genaue Kenntnis des vorliegenden Partikelsystems erforderlich. Nach ASBACH et al. (2009), HINDS (1999) und SCHMIDT (2001) sind die Zusammenhänge verschiedener Verteilungsfunktionen und einige Beispielrechnungen und -diagramme aufgeführt.

Sowohl das SMPS als auch das FMPS bestimmen den elektrischen Mobilitätsdurchmesser. Dadurch sind die gemessenen Partikelanzahlverteilungen prinzipiell vergleichbar. Zentrale Unterschiede, die die direkte Vergleichbarkeit einschränken sind:

- Höhere Auflösung der Anzahlverteilung SMPS (mehr Kanäle)
- Höhere zeitliche Auflösung FMPS
- Anderer Auflader

Durch die höhere Auflösung des SMPS liegen unterschiedliche Kanalbreiten vor. Zudem ist der Messbereich des SMPS größer als beim FMPS. Daher ist für einen direkten Vergleich die log-normierte Darstellung der Partikelanzahlverteilung erforderlich. Ggf. müssen Messwerte des SMPS, die außerhalb des messbaren Bereichs des FMPS liegen ( $d > 560$  nm) weggeschnitten werden.

Durch die höhere zeitliche Auflösung des FMPS können Veränderungen des Partikelspektrums in Echtzeit und sehr exakt ermittelt werden. Das SMPS scannt jeden Kanal, beim FMPS hingegen werden verschiedene Berechnungsalgorithmen eingesetzt und die Informationen von 22 Sensoren auf insgesamt 32 Kanäle zu verteilen. Bei extremen Partikelgrößenverteilungen, z. B. monodisperser Partikelgrößenverteilung werden Verteilungsdichten errechnet, die (annähernd) eine log-Normalverteilung haben.

## 7 Methodenharmonisierung

### 7.1 Motivation

Bereits die in den vorangegangenen Kapiteln aufgeführten Verfahren machen deutlich, dass die Beurteilung der Feinstaubemissionen aus der Verbrennung fester biogener Brennstoffe in kleinen Feuerungsanlagen auf sehr unterschiedliche Art und Weise erfolgen kann. Im Rahmen des Service- und Begleitvorhabens des BMU-Förderprogramms soll jedoch ein Mindestmaß an Vereinheitlichung erreicht werden. Dazu werden im Folgenden zunächst für die drei wesentlichen Zielsetzungen:

- Staubmassenkontrolle in der Praxis (Schornsteinfeger),
- Gravimetrische Staubmassenerfassung in der Wissenschaft und
- Staubprobenahme für toxikologische Untersuchungen

die typischen Fehlerquellen identifiziert und in Fehlerbäumen dargestellt. Anschließend wird versucht Hinweise für vereinheitlichte Verfahren, sowie Methoden zur Fehlerminimierung aufzuführen und weiterhin Hilfestellungen im Hinblick auf die notwendige Dokumentation zu geben.

### 7.2 Messstelle/Messort

Die nachstehend aufgeführten Stichpunkte kennzeichnen zunächst wichtige Aspekte, die hinsichtlich der Wahl der geeigneten Probenahmestelle relevant sein können. Diese Punkte sind im Zuge der Überarbeitung der Messmethodensammlung zu diskutieren, mit der Literatur (soweit vorhanden) abzugleichen und ggf. anhand gezielter Einzelmessungen genauer zu spezifizieren.

- Abstand der Probenahmestellen untereinander und von Einbauten sowie Rohrkrümmungen etc.
- Messebedingungen
- Abgastemperaturen
- Strömungsprofile
- Bedingungen für Turbulenz (Reynoldszahl)

- übliche Strömungsgeschwindigkeiten und Berechnung des optimalen Querschnittes in Abhängigkeit von der Feuerungsleistung und Luftverhältniszahl
- Bestimmung des Normvolumenstromes (Gasgleichung)
- Bestimmung der Dichte des Abgases über die Konzentration der Abgasbestandteile und der molaren Masse der jeweiligen Komponente
- Umrechnung der Konzentrationen in Frachten

In Vorbereitung darauf zeigt die folgende Abbildung die Ausführung einer Abgasmesstrecke, wie sie am DBFZ verwendet wird, wenn vorgesehen ist; mehr als nur eine Probenahme gleichzeitig durchzuführen. Darüber hinaus können mit einem solchen Aufbau weitere Messaufgaben gleichzeitig durchgeführt werden. Dazu zählen auch Messungen, die der Überwachung der Feuerung dienen. Das können insbesondere die Bestimmung des Unterdruckes im Rauchrohr sowie die Abgastemperatur sein. Daneben eignet sich diese Messstrecke zur Entnahme von gravimetrischen Staubproben. Ein weiterer Aspekt, der bei der Wahl der Dimensionen berücksichtigt wurde ist die Strömungsgeschwindigkeit. Es ist vor allem für die Staubmessung wichtig Strömungsgeschwindigkeiten von deutlich über einem Meter je Sekunde zu erzielen. Um dies auch für sehr kleine Feuerungen zu gewährleisten wurde hier ein Durchmesser von nur 80 mm im Bereich der Probenahmeöffnungen gewählt.

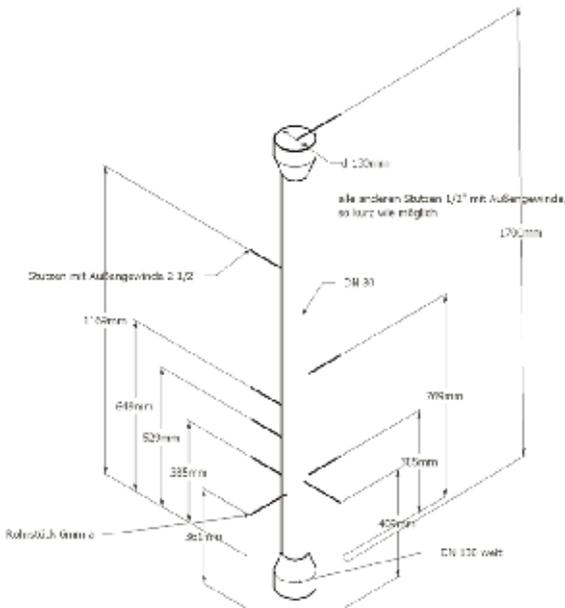


Abbildung 24: Standard Abgasstrecke für Kessel und Einzelfeuerstätten am DBFZ

## Literatur

1. BImSchV (2010): Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen (in Kraft getr. am 22.03.2010) §§ 1 ff).
- Asbach, C.; Kaminski, H.; Fissan, H.; Monz, C.; Dahmann, D.; Mülhopt, S.; Paur, H. R.; Kießling, H. J.; Herrmann, F.; Voetz, M.; Kuhlbusch, T. A. J. (2009): Comparison of four mobility particle sizers with different time resolution for stationary exposure measurements. In: *J. Nanopart. Res.* 11 (2009), S. 1593–1609, doi: 10.1007/s11051-009-9679-x.
- Bauer, R.; Göllés, M.; Brunner, T.; Dourdoumas, N.; Obernberger, I. (2007): Was messen Temperatursensoren in einer Biomasse-Feuerung wirklich? (What is Really Measured by Temperature Sensors in a Biomass Furnace?). In: *Automatisierungstechnik* 55, 600–607.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (LFU Bayern) (2014): Effiziente Druckluftnutzung. URL: <http://www.lfu.bayern.de/energie/druckluftcheck/doc/druckluftnutzung.pdf> (Stand: 04.02.2014).
- Birmili, W.; Brüggemann, E.; Gnauk, T.; Herrmann, H.; Iinuma, Y.; Müller, K.; Poulain, L.; Weinhold, K.; Wiedensohler, A.; Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2008): Einfluss kleiner Holzfeuerungen auf die Immissionssituation – Teil Immissionsmessung. Leipzig.
- BS ISO 9096:2003-02-24 (2003): Emissionen aus stationären Quellen - Bestimmung der Konzentration und der Massenflussrate von Partikeln in geführten Quellen - Manuelle gravimetrische Methode.
- Bundesamt für Umwelt (BAFU) (2009): Information zum Inverkehrbringen von Kohle- und Holzfeuerungen nach Artikel 20 der Luftreinhalteverordnung.
- ChemgaPedia (2012): Detektoren in der Gaschromatographie – Flammionisationsdetektor (FID); URL: [http://www.chemgapedia.de/vsengine/vlu/vsc/de/ch/3/anc/croma/gc\\_detektoren.vlu/Page/vsc/de/ch/3/anc/croma/gc\\_detektoren/flamme/fid1m75te1100.vscml.html](http://www.chemgapedia.de/vsengine/vlu/vsc/de/ch/3/anc/croma/gc_detektoren.vlu/Page/vsc/de/ch/3/anc/croma/gc_detektoren/flamme/fid1m75te1100.vscml.html) (Stand: 10.10.2012).
- Danielsen, P.H.; Møller, P.; Jensen, K.A.; Sharma, A.K.; Wallin, H.; Bossi, R.; Autrup, H.; Mølhave, L.; Ravanat, J.L.; Briedé, J.J.; de Kok, T.M.; Loft, S. (2011): Oxidative Stress, DNA Damage, and Inflammation Induced by Ambient Air and Wood Smoke Particulate Matter in Human A549 and THP-1 Cell Lines. In: *Chem. Res. Toxicol.* 24 (2011), S. 168-184.
- Dehati (2012): Dekati Ltd. Osuusmyllykatu 13, FIN-33700 Tampere, Finland: <http://dehati.com>.
- DIN (2004): Internationales Wörterbuches der Metrologie, zitiert nach Hässelbarth.
- DIN 4702-1: 1990-03 (2003): Heizkessel: Begriffe, Anforderungen, Prüfung, Kennzeichnung.
- DIN EN 12619 (2011): Emissionen aus stationären Quellen – Bestimmung der Massenkonzentration des gesamten gasförmigen organisch gebundenen Kohlenstoffs – Kontinuierliches Verfahren mit dem Flammenionisationsdetektor; Deutsche Fassung prEN 12619:2011.

- DIN EN 13240: 2005-10 (2010): Raumheizer für feste Brennstoffe Anforderungen und Prüfungen.
- DIN EN 13284-1:2002-04 (2004): Emissionen aus stationären Quellen - Ermittlung der Staubmassenkonzentration bei geringen Staubkonzentrationen - Teil 1: Manuelles gravimetrisches Verfahren; Deutsche Fassung EN 13284-1:2001.
- DIN EN 14785: 2006-09 (2009): Raumheizer zur Verfeuerung von Holzpellets – Anforderungen und Prüfverfahren.
- DIN EN 303-3: 2004-10 (2010): Zentralheizkessel für gasförmige Brennstoffe - Zusammenbau aus Kessel und Gebläsebrenner.
- DIN EN 303-5:1999 (1999): Heizkessel – Teil 5: Heizkessel für feste Brennstoffe, hand- und automatisch beschickte Feuerungen, Nenn-Wärmeleistung bis 300 kW Begriffe, Anforderungen, Prüfungen und Kennzeichnung.
- DIN EN 481 (1993): Arbeitsplatzatmosphäre-Festlegung der Teilchengrößenverteilung zur Messungsluftgetragener Partikel. Berlin.
- Dockery, D.W.; Pope III, C.A.; Xu, X.; Spengler, J. D.; Ware, J. H.; Fay, M. E.; Ferris, B. G.; Speizer, F. E. (1993): An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. In: The new England Journal of Medicine, Volume 329, Number 24.
- Ellner-Schuberth, F.; Hartmann, H.; Turowski, P.; Roßmann, P. (2010): Partikelemissionen aus Kleinf Feuerungen für Holz und Ansätze für Minderungsmaßnahmen. Berichte aus dem TFZ – 22, Straubing.
- EN 303-5 (2012): Heizkessel für feste Brennstoffe, manuell und automatisch beschickte Feuerungen, Nennwärmeleistung bis 500 kW - Begriffe, Anforderungen, Prüfungen und Kennzeichnungen; Deutsche Fassung EN 303-5:2012. Hrsg. v. DIN Deutsches Institut für Normung. Berlin: Beuth Verlag.
- Europäische Kommission (2011): „Bericht der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat über die Fortschritte bei der Erfüllung der Kyoto-Ziele“. 07-Okt-2011.
- Hausmann, A.; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.) (2010): Holzkleinf Feuerungsanlagen in Sachsen, Schriftenreihe, Heft 17/2010. Dresden.
- Hinds, W. C. (1999): Aerosol technology: properties, behavior, and measurement of airborne particles. 2. Auflage. New York: John Wiley & Sons.
- Hoffmann, J. (1996): Messen nichtelektrischer Größen. Düsseldorf. VDI-Verlag GmbH.
- Iinuma, Y.; Böge, O.; Gräfe, R.; Herrmann, H. (2010): Methyl-Nitrocatechols: Atmospheric Tracer Compounds for Biomass Burning Secondary Organic Aerosols. In: Environ. Sci. Technol. 44 (2010), doi:10.1021/es102938a.
- Industrieverband Haus-, Heiz- und Küchentechnik e.V. (HKI) (2012): Feuerstättendatenbank zum Nachweis der gesetzlichen Anforderungen an häusliche Feuerstätten für feste Brennstoffe Grundlagen und Anforderungen für den Eintrag. Stand: Aug. 2012.
- Jalava, I., P., Salonen, O., R., Nuutinen, K., Pennanen, S., A., Happonen, S., A., Tissari, J., Frey, A., Hillamo, R., Jokiniemi, J., Hirvonen, M.-R. (2010): Effect of combustion condition on cytotoxic and inflammatory activity of residential wood combustion particles. In: Atmospheric Environment 44 (2010), S. 1691-1698.

- Jokiniemi, J.; Hytötn, K.; Tissari; Obernberger, I.; Brunner, T.; Bärnthaler, G.; Friesenbichler, J.; Salonen, R.O.; Hirvonen, M.R.; Jalava, P.; Pennanen, A.; Happonen, M.; Vallius, M.; Markkanen, P.; Hartmann, H.; Turowski, P.; Roßmann, P.; Ellner-Schubert, F.; Boman, C.; Pettersson, E.; Wiinikka, H.; Hillamo, R.; Saarmio, K.; Frey, A.; Saarikoski, S.; Timonen, H.; Teinilä, K.; Aurela, M.; Sillanpää, M.; Bellmann, B.; Sandström, T.; Sehlstedt, M.; Forsberg, B. (2008): Biomass combustion in residential heating: particulate measurements, sampling, and physicochemical and toxicological characterization – ISSN 0786-4728.
- Kaltschmitt, M.; Hartmann, H.; Hofbauer, H. (Hrsg.) (2009): Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren. 2. Auflage. Berlin: Springer.
- Konsortium des Projekts NanoCare, gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (Hrsg.) (2008): Vorgehensweise bei Partikelmessungen mit dem Fast Mobility Particle Sizer (TSI Model 3091). Standardarbeitsanweisung SAA APM 06, Version 1.0. 14. Juli 2008.
- Lenz, V.; Thrän, D.; Hartmann, H.; Turowski, P.; Ellner-Schubert, F.; Gerth, J. (2010): Bewertung und Minderung von Feinstaubemissionen aus häuslichen Holzfeuerungsanlagen, DBFZ Report Nr. 1. Leipzig.
- Lindner, H.; Siebke, W.; Simon, G.; Wuttke, W. (2006): Physik für Ingenieure. Leipzig: Fachbuchverlag Leipzig im Carl Hanser Verlag.
- Löffler, F. (1988): Staubabscheiden. Stuttgart: Thieme.
- Mudgal, S.; Turbé, A.; Bio Intelligence Service (Hrsg.) (2009): Preparatory Studies for Eco-design Requirements of EuPs (II) Lot 15 Solid fuel small combustion installations Task 1: Scope and Definition. Frankreich.
- Musiol, F.; Nieder, T.; Rütger, T.; Memmler, M.; Rother, S.; Schneider, S.; Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit Referat KI III 1 (Hrsg.) (2012): Erneuerbare Energien 2011, Vorläufige Angaben. Stand 08. März 2012.
- Orthen, B.; Rappolder, M.; Zimmer, R. (2007); Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA); Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR); Umweltbundesamt (UBA): Nanotechnologie: Gesundheits- und Umweltrisiken von Nanomaterialien – Forschungsstrategie.
- Pfeiffer, D., Schröder, T. (2011): Optimization of biomass energy use – measurement and valuation methods for a purposeful development of methods for measuring at biomass combustions as an example, 4. IBC Leipzig, International Biomass Conference – 24./25.05.2011. Leipzig.
- Rödelsperger, K.; Brückel, B.; Podhorsky, S.; Schneider, J.; Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (2009): Charakterisierung von ultrafeinen Partikeln für den Arbeitsschutz – Teil 2. Dortmund/Berlin/Dresden.
- Ruppelt, E. (Hrsg.) (2003): Druckluft-Handbuch, 4. Auflage, (Vulkan-Verlag) Essen, ISBN 3-8027-2548-4.
- Schmidt, E. (2001): Kurz gefasste Grundlagen der Partikelcharakterisierung und der Partikelabscheidung. Aachen: Shaker.

- Schröder T., Lenz V. (2011): Aerosols from domestic biomass heating, characterisation and toxicity – critical pathways towards sustainability of biomass based heating. Proceedings of the satellite workshop within the European Aerosol Conference, DBFZ Conference Report No. 1, Manchester.
- Schröder, T. (2011): Vergleichende Partikelmessung im Abgas von Kleinfeuerungsanlagen für Holzpellets, 9. 25. Aerosol Technologie Seminar – Grundlagen, Anwendung, Zukunft – 12.–13. September 2011, Karlsruhe.
- Schröder, T. (2012): Comparison and harmonization of dust measurement methods: outcomes of a national network project (SuB). Expert Workshop: Dust measuring procedures for small biomass furnaces. Berlin.
- Schröder, T., Helbig, K., Stahl, E., Groll, A. (2011): Measurement Procedures for Particulate Emissions from Residential Wood Combustions, 6. Aerosols from domestic biomass heating, characterization and toxicity - Critical pathways towards sustainability of biomass based heating, Satellite workshop within the European Aerosol Conference EAC 2011, September 3rd and 4th 2011, Manchester.
- Seidler, A. (2011): Entwicklung einer Prüfprozedur für das Ökolabeling von Kleinfeuerungsanlagen für biogene Festbrennstoffe an einem Versuchsstand mit Abgasvollstromverdünner. Leipzig, HTWK, Fak. ME, Masterarbeit.
- Sippula, O.; Hytönen, K.; Tissari, J.; Raunemaa, T.; Jokiniemi, J. (2006): Effect of Wood Fuel on the Emissions from a Top-Feed Pellet Stove. In: Energy & Fuels, 21, 2007, 1151-1160.
- Skoog, D.A.; Leary, J.J. (1996): Instrumentelle Analytik : Grundlagen, Geräte, Anwendungen. Heidelberg: Springer-Verlag.
- Staab, J. (1994): Industrielle Gasanalyse. Wien: R. Oldenbourg Verlag München.
- Stiftung Warentest (Hrsg.) (2011): Wenige feuern gut. In: Stiftung Warentest – test 11/2011 S. 58 – 65, Berlin.
- Struschka, M.; Kilgus, D.; Springmann, M.; Baumbach, G.; Umweltbundesamt (2008): Effiziente Bereitstellung aktueller Emissionsdaten für die Luftreinhaltung. Dessau, (Forschungsbericht 205 42 322, UBA-FB 001217 Texte 44/08, 11. 2008) – ISSN 1862-4804.
- TESTA – Analytische Messsysteme GmbH (2012): Kohlenwasserstoffe richtig messen mit dem FID; URL: <http://www.testa-gmbh.de/index.php?id=richtig> (Stand: 10.10.2012).
- TSI Factsheet FMPS.
- TSI Incorporated (2004): Model 3091 Fast Mobility Particle Sizer™ Spectrometer, Preliminary information; Shoreview, USA, P/N 2980290.
- TSI Incorporated (2006): Model 3091 Fast Mobility Particle Sizer™ Spectrometer. Operation and Service Manual; Shoreview, USA, P/N 1980520, Revision B.
- Umweltbundesamt (Hrsg.) (2008): Luftreinhaltung Leitfaden zur Emissionsüberwachung. Durchgeführt vom TÜV Süd Industrie Service GmbH, München, ISSN 1862-4804.

- United Nations (1997): Glossary of Environment Statistics, Studies in Methods. Series F 67, United Nations: New York.
- United States Environmental Protection Agency (US-EPA) (2014): Indoor Air – Volatile Organic Compounds (VOCs) – Technical Overview. URL: <http://www.epa.gov/iaq/voc2.html> (Stand: 04.02.2014).
- United States Environmental Protection Agency (US-EPA) (2014): Particulate Matter – Basic Information. URL: <http://www.epa.gov/pm/basic.html> (Stand 04.02.2014).
- VDI 2066, Blatt 1 (1975): Messen von Partikeln – Staubmessungen in strömenden Gasen – Gravimetrische Bestimmung der Staubbiladung – Übersicht. Hrsg.: Verein Deutscher Ingenieure. Berlin: Beuth Verlag.
- VDI 2066, Blatt 1 (2006): Messen von Partikeln – Staubmessungen in strömenden Gasen – Gravimetrische Bestimmung der Staubbiladung – Übersicht. Hrsg.: Verein Deutscher Ingenieure. Berlin.
- Wiedensohler, A. (1988): An approximation of the bipolar charge distribution for particles in the submicron size range. In: *Journal of Aerosol Science* Vol. 19, No. 3, S. 387-389.
- Wiedensohler, A.; Birmili, W.; Nowak, A.; Sonntag, A.; Weinhold, K.; Merkel, M.; Wehner, B.; Tuch, T.; Pfeifer, S.; Fiebig, M.; Fjåraa, A. M.; Asmi, E.; Sellegri, K.; Depuy, R.; Venzac, H.; Villani, P.; Laj, P.; Aalto, P.; Ogren, J. A.; Swietlicki, E.; Williams, P.; Roldin, P.; Quincey, P.; Hüglin, C.; Fierz-Schmidhauser, R.; Gysel, M.; Weingartner, E.; Riccobono, F.; Santos, S.; Grüning, C.; Faloon, K.; Beddows, D.; Harrison, R.; Monahan, C.; Jennings, S. G.; O'Dowd, C. D.; Marinoni, A.; Horn, H.-G.; Keck, L.; Jiang, J.; Scheckman, J.; McMurry, P. H.; Deng, Z.; Zhao, C. S.; Moerman, M.; Henzing, B.; de Leeuw, G.; Lösschau, G.; Bastian, S. (2012): Particle mobility size spectrometers: harmonization of technical standards and data structure to facilitate high quality long-term observations of atmospheric particle number size distributions. In: *Atmospheric Measurement Techniques* 5, S. 657-685.
- Wiedensohler, A.; Lütke-meier, E.; Feldpausch, M.; Helsper, C. (1986): Investigation of the bipolar charge distribution at various gas conditions. In: *Journal of aerosol Science* Vol. 17 No. 3, S. 413-416.



# Anhang

## 1

### Anleitung zur Bestimmung des Staubgehaltes im Abgas am TFZ

Claudia Schön  
Technologie- und Förderzentrum (TFZ), Straubing

## 1.1 Prinzip

Diese Anleitung beschreibt das Verfahren zur Bestimmung der Gesamtstaubkonzentration in strömenden Abgasen. Das Verfahren orientiert sich an den Vorgaben der VDI 2066 Blatt 1. Diese Anleitung soll dazu dienen, die Messergebnisse bezüglich Staubemissionen von verschiedenen Institutionen vergleichbarer zu machen. Bisher wird beispielsweise die Nachbehandlung der gesammelten Stäube bei verschiedensten Temperaturen durchgeführt, was zwangsweise zu höheren bzw. niedrigeren Gesamtstaubemissionen führt. Mit dieser Anleitung soll die Bestimmung der Gesamtstaubemissionen harmonisiert werden.

## 1.2 Einsatzbereich

Diese Methodenbeschreibung dient der Bestimmung von Gesamtstaub bei automatisch und handbeschickten Einzelfeuerstätten.

## 1.3 Messprinzip

Für die Messung wird aus dem Kernstrom des Abgases ein Teilstrom isokinetisch (geschwindigkeitsgleich) entnommen. Der Teilstrom wird über geeignete Filtermedien (üblicherweise Quarzfaserfilter mit evtl. vorgeschalteter gestopfter Filterhülse) geleitet, auf welchem der mitgeführte Staub abgeschieden wird. Das Gas des Teilstromes wird in einem Trockenturm getrocknet und das abgesaugte Gasvolumen bestimmt.

Die auf dem Filter befindliche Staubmasse wird ins Verhältnis zur abgesaugten Teilstrommenge gemäß folgender Gleichung gesetzt.

$$c_{\text{Gesamtstaub}} = \frac{(m_{\text{Filter,Aus}} - m_{\text{Filter,Ein}})}{V_{\text{Teilstrom,tr.N}}} \quad (\text{A1.1})$$

| <b>Formelzeichen</b>        | <b>Bezeichnung</b>                            |
|-----------------------------|---|
| $c_{\text{Gesamtstaub}}$    | Gesamtkonzentration                           |
| $m_{\text{Filter,Aus}}$     | Masse des Filters beim Auswiegen              |
| $m_{\text{Filter,Ein}}$     | Masse des Filters beim Einwiegen              |
| $V_{\text{Teilstrom,tr.N}}$ | Abgesaugtes Gasvolumen im Normzustand trocken |

Es wird davon ausgegangen, dass die mittlere Staubkonzentration im Teilstrom der mittleren Staubkonzentration des Abgases entspricht.

## 1.4 Messgeräte und Hilfsmittel

### 1.4.1 Messgeräte

Für die Messung werden folgende Messgeräte (Tabelle 1) benötigt:

Tabelle 1: Messgeräte für die Gesamtstaubbestimmung

| Messgerät  | Verwendungszweck/Bemerkungen   |
|--|--|
| Thermoelement (z. B. Typ K)                                  | Zur Bestimmung der Abgastemperatur an der Messstelle sowie der Bestimmung der Raumlufttemperatur für die Umrechnung des abgesaugten Volumenstromes auf Normvolumen.  |
| Messgerät zur Bestimmung des Wasserdampfgehaltes im Abgas    | Es müssen geeignete Messverfahren verwendet werden. Zum Einsatz können sowohl kontinuierlich arbeitende Messgeräte, z. B. FTIR, sowie auch eine gravimetrische Bestimmung der Feuchte genutzt werden. Der Wasserdampfanteil kann auch aus einer Stoffbilanz errechnet werden (Verbrennungsrechnung).   |
| Gasanalysator zur Bestimmung des Sauerstoffgehaltes im Abgas | Notwendig für die Umrechnung der Staubfracht auf die Bezugsgröße bei 13 % O <sub>2</sub>   |
| Gasanalysator zur Bestimmung des CO <sub>2</sub> -Gehaltes   | Sofern Messungen in einem verdünnten Abgas erfolgen sollen, so die das Verdünnungsverhältnis mittels CO <sub>2</sub> -Messung im unverdünnten und verdünnten Abgas notwendig.  |
| Messgerät zur Bestimmung der Abgasgeschwindigkeit            | Die Bestimmung des Staudruckes erfolgt mit einem standardisierten Prandtl-Staurohr. Bei hohen Staubfrachten neigt dies jedoch zu Verstopfungen. Daher kann bei Temperaturen bis 500 °C ein Flügelrad-Strömungssensor oder bei Temperaturen bis maximal 180 °C ein Vortex-Strömungssensor eingesetzt werden. Neben der Temperatur an der Messstelle ist auch der Messbereich des Gerätes zu beachten. |
| Messgerät zur Bestimmung des statischen Druckes              | Notwendig zur Bestimmung des Drucks an der Gasuhr für eine Umrechnung auf das abgesaugte Normvolumen   |
| Automatisch geregelte Teilstromentnahmeeinheit               | Mit Trockenturm, Pumpe, Gasuhr und Staubprobenahmesonde bestehend aus Düse, Krümmer, Filterkopfgerät mit Heizmanschette und elektrisch beheiztem Absaugrohr  |
| Mikrowaage   | Zur Bestimmung der Masse der Filter bzw. gestopften Filterhülsen vor und nach der Beladung mit einer Genauigkeit von 1 µg. Die Wägung sollte bei möglichst konstanten Raumbedingungen erfolgen (beispielsweise in einer Klimakammer bzw. in einem Klimaschrank).   |

### 1.4.2 Materialien

Für eine Bestimmung des Gesamtstaubes sind zusätzlich folgende Materialien notwendig:

- Ausgeheizte Planfilter Typ Munktell MK 360 (vorzugsweise Quarzfaser) mit einem geeigneten Durchmesser (z. B. 45 mm für Staubprobenahmehalter der Fa. Paul Gothe),
- mit feinfasriger Quarzwatte gestopfte Filterhülse bei hohen Staubbelastungen,
- Aceton zum Spülen der Probenahmesonde,
- destilliertes Wasser zum Spülen der Probenahmesonde,
- Alufolie zum Verpacken der Filter für weitere Analysen (nicht immer erforderlich),
- Zipbeutel zum Verschicken der Proben für weitere Analysen (nicht immer erforderlich),
- Hygro-, Thermo-, Barometer.

### 1.4.3 Hilfsmittel

Folgende Hilfsmittel sind für die Filterhandhabung noch erforderlich:

- Petrischalen,
- Pinzette,
- Bürste/Pinsel,
- Handschuhe (hitzebeständig) für Ein- und Ausbau der Staubprobenahmesonde,
- Laborhandschuhe,
- großes Becherglas,
- Spülbehälter,
- wasserfester Stift für evtl. Probenbeschriftung.

## 1.5 Wahl des richtigen Messorts

Je nach Größe der Feuerstätte ist ein entsprechender Abgasvolumenstrom von der Feuerung abzuführen. Für eine zuverlässige Geschwindigkeitsmessung sind Geschwindigkeiten von mindestens 1 m/s erforderlich. Diese kann durch eine geeignete Wahl des Rohrdurchmessers erreicht werden. So empfiehlt es sich bei einem Kaminofen beispielsweise ein Innendurchmesser von ca. 60 mm, während bei einem Kessel mit einer Wärmeleistung von ca. 30 kW ein Innendurchmesser von ca. 80 mm vorzuziehen ist. Wird das heiße Abgas noch verdünnt, so kann ggf. auch ein Rohrdurchmesser von 150 mm für das verdünnte Abgas gewählt werden.

Für die Messung der Gesamtstaubkonzentration ist sicherzustellen, dass sich die Strömung am Messort gleichmäßig ausgebildet hat. Dazu sind die Einlauf- und Auslaufstrecken der gewählten Geschwindigkeitsmessgeräte gemäß Hersteller zu beachten. Folgende Ein- und Auslaufstrecken nach einer Querschnittsverengung werden empfohlen, Tabelle 2.

Tabelle 2: Empfohlene Ein- und Auslaufstrecken einiger Messgeräte nach einer Querschnittsverengung

| Messgerät                 | Einlaufstrecke/ Auslaufstrecke  |
|---------------------------|---|
| Staubprobenahme-sonde     | jeweils 5 x Rohrdurchmesser   |
| Prandtl-Staurohr          | jeweils 5 x Rohrdurchmesser   |
| Flügelrad-Strömungssensor | Einlaufstrecke mit 15 x Rohrdurchmesser; Auslaufstrecke mit 5 x Rohrdurchmesser |
| Vortex-Strömungssensor    | Einlaufstrecke mit 15 x Rohrdurchmesser; Auslaufstrecke mit 5 x Rohrdurchmesser |

Diese angegebenen Einlaufstrecken verlängern sich, wenn das Messgerät beispielsweise nach einer Querschnittserweiterung oder nach Umlenkungen eingebaut werden soll.

Neben den Einlaufstrecken ist auf eine zentrische Einbauposition des jeweiligen Messgerätes zu achten. Beim Prandtl-Staurohr kann es aufgrund seiner punktuellen Messung bei der ca. der Hälfte des Rohrdurchmessers angeordnet werden. Der Flügelrad-Strömungssensor darf nach dem vollständigen Eintauchen in das Abgasrohr nicht um den halben Durchmesser herausgezogen werden, sonst befindet sich das eigentliche Flügelrad nicht mittig im Abgasrohr.

In der Nähe der Messgeräte sind entsprechende Thermolemente zu platzieren, um eine Aussage zur Probenahmetemperatur treffen zu können.

## 1.6 Durchführung der Messung

### 1.6.1 Vorbereitung der Messung

#### 1.6.1.1 Vorbereiten der Petrischalen für die Lagerung der Planfilter

Für die Lagerung von unbeladenen und beladenen Planfiltern sind saubere Petrischalen zu verwenden. Diese sind vor Gebrauch in einer Laborspülmaschine zu reinigen und anschließend zu trocknen. Idealerweise sind die Probennummern am Deckel und am Boden eingraviert. Ansonsten ist für eine eindeutige Probenbeschriftung zu sorgen.

#### 1.6.1.2 Vorbereiten der Planfilter

Die Planfilter werden mit einer Pinzette aus der Verpackung entnommen und in die beschrifteten Petrischalen gelegt. Anschließend werden die Planfilter in den offenen Petrischalen für eine Stunde bei 120 °C getrocknet, ehe sie für mindestens 8 Stunden im Exsikkator im selben Raum gelagert werden, in welchem das Wiegen selbst erfolgt. Hierbei wird von der VDI 2066-1 abgewichen, in welcher eine Temperatur von 180 °C vorgeschrieben ist (VDI 2066-1, 2006). Die klimatischen Bedingungen (Raumtemperatur, Luftfeuchte und Luftdruck) sind während des Einwiegens einmal zu notieren. Nach dem einfachen Einwiegen werden die Planfilter staubgeschützt in den verschlossenen Petrischalen bis zum Einsatz aufbewahrt.

#### 1.6.1.3 Vorbereiten der gestopften Filterhülsen

Bei hohen Staubkonzentrationen, vor allem bei handbeschrifteten Einzelfeuerstätten wie einem Kaminofen, ist ein Planfilter nicht ausreichend. Vor jedem Einsatz sind die nummerierten (ingraviert) Filterhülsen im Ultraschallbad zu reinigen, mit destilliertem Wasser zu spülen und anschließend zu trocknen. Für die weitere Vorbereitung der Filterhülsen sind Laborhandschuhe zu tragen. Die Filterhülsen werden mit ca. 1,8 g feinfasriger Quarzwatte gestopft. Das Stopfen der Hülsen erfolgt unter einem Abzug. Anschließend sind die gestopften Filterhülsen bei 120 °C für eine Stunde auszuheizen. Vor dem Einwiegen der unbeladenen, aber gestopften Filterhülsen werden diese für mindestens 8 Stunden in einem Exsikkator im gleichen Raum gelagert, wo das Wiegen selbst erfolgt. Die klimatischen Bedingungen (Raumtemperatur, Luftfeuchte und Luftdruck) sind während des Einwiegens einmal zu erfassen. Nach dem einfachen Einwiegen werden die Filterhülsen in Instrumentenschalen einsortiert und bis zum Einsatz gelagert. Die Instrumentenschale mit Deckel wird mit einem Vermerk „eingewogen“ gekennzeichnet.

#### 1.6.1.4 Vorbereiten der Planfilterhalter

Die leeren Planfilterhalter sind vor ihrem Einsatz einer Sichtprüfung zu unterziehen. Sofern noch Faserreste bzw. Verschmutzungen sichtbar sind, so werden diese mit einem Pinsel beseitigt. Bei grober Verschmutzung werden die Planfilterhalter im Ultraschallbad (Leitungswasser) gereinigt. Anschließend werden sie mit destilliertem Wasser abgespült und getrocknet. Die Planfilterhalter selbst werden nicht eingewogen.

### 1.6.1.5 Vorbereiten der Staubprobenahmesonde

Zunächst ist der Filterhalter, Abbildung 1 (rechts), mit einem unbeladenen Planfilter zu bestücken und dieser mit einem Klemmring zu fixieren. Ebenfalls ist die gestopfte Filterhülse bei hohen Staubfrachten mit einzubauen. Auf die notwendigen Dichtringe ist zu achten. Anschließend wird der Filterhalter an die saubere Sonde angeschraubt. Der Düsendurchmesser ist an die Geschwindigkeit in der Messstrecke anzupassen. Dabei sollte der abgesaugte Volumenstrom zwischen 0,4 und 2,2 Nm<sup>3</sup>/h betragen. Bei geringer Staubbelastung des Abgases kann ein größerer Absaugvolumenstrom und somit ein größerer Düsenquerschnitt für eine höhere Messgenauigkeit gewählt werden.



Abbildung 1: Filterhalter für Planfilter und Filterhülsen der Firma Paul Gothe; Bild: TFZ

### 1.6.1.6 Vorbereiten der automatischen isokinetischen Staubabsaugung

Eine Absaugapparatur ist beispielsweise in Abbildung 2 (links) zu sehen. Zu Beginn eines Messtages sind die Trockentürme mit frischen Trockenperlen zu befüllen. Der erste Trockenturm bleibt dabei leer und dient als Kondensatabscheider. Die Kommunikation zwischen Absaugapparatur und Messdatenerfassungssystem ist zu prüfen.

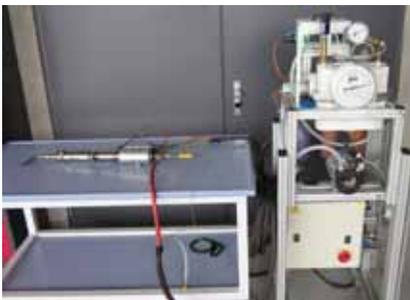


Abbildung 2: Staubprobenahmesonde mit regelbarer Absaugeinheit bestehend aus Trocknungseinheit, regelbarer Pumpe, Gasuhr und Heizeinheit; Bild: TFZ

Durch das Anschließen der Staubsonde mit dem Abgasschlauch ist ein Dichtigkeitsstest durchzuführen. Hierzu wird die Düsenöffnung luftdicht, z. B. mit einem Stopfen, verschlossen und ein Unterdruck von bis zu 0,4 bar durch den Pumpenbetrieb erzeugt. Der Dicht-

heitstest gilt als bestanden, wenn weniger als 0,02 bar Druckverlust über einen Zeitraum von 30 Sekunden zu verzeichnen ist. Bei Nichtbestehen des Dichtheitstests sind die Fehler abzustellen und der Test ist zu wiederholen. Mit der Dichtigkeitsprüfung soll ein Ansaugen von Falschluff unterbunden werden, was sonst zu falschen Messergebnissen führt.

#### 1.6.1.7 Einbau der Staubprobenahmesonde

Die Staubprobenahmesonde ist zentrisch nach ausreichender Einlaufstrecke in die Abgasmessstrecke mindestens 30 Minuten vor Messbeginn einzubauen. Die elektrische Begleitheizung des Absaugrohres sowie die Heizmanschette sind anzubringen. Die Probenahmetemperatur ist der vorherrschenden Abgastemperatur anzupassen. Die maximale Filtrationstemperatur beträgt 180 °C und ist in der Regel bei Kaminöfen im heißen Abgas zu wählen. Bei automatisch beschickten Feuerungen oder beispielsweise Kachelöfen mit Nachheizkasten können bereits Temperaturen von 100 °C im unverdünnten Abgas ausreichend sein. Die Filtrationstemperatur ist zu kontrollieren.

Soll eine Staubprobenahme im verdünnten Abgas stattfinden, so ist die Filtrationstemperatur auf 50 °C einzustellen. Temperaturen über 50 °C haben sich nicht als praktikabel erwiesen (Jokiniemi et al., 2008).

Die Staubprobenahmesonde kann bei gleichen Versuchsbedingungen und der gleichen Messstelle mehrfach genutzt werden. Die ermittelte Staubfracht durch Ablagerungen in der Probenahmesonde ist dann auf die Staubmessungen entsprechend aufzuteilen.

#### 1.6.2 Kernstromsuche

Vor Beginn der Messungen muss mit einem geeigneten Verfahren die Lage des Kernstromes bestimmt werden. Als Messinstrumente bieten sich an:

- Prandtl-Staurohr mit Differenzdruckmessgerät => Kernstrom im Bereich der größten Geschwindigkeit
- Temperaturfühler => Kernstrom im Bereich der höchsten Abgastemperatur

Wenn das Strömungsprofil bekannt ist, kann auf eine Kernstromsuche verzichtet werden. Bei Einhaltung der vorgegebenen Einlaufstrecken kann die Messsonde meist zentrisch eingebaut werden.

#### 1.6.3 Durchführung der Messung

Die Abgaszusammensetzung wird mittels geeigneter Gasanalysegeräte bestimmt und kontinuierlich erfasst. Das Geschwindigkeitsmessgerät mit Thermoelement ist ebenfalls in die Messstrecke einzubauen. Idealerweise sind zwei Messgeräte für die Geschwindigkeitsbestimmung eingebaut (z. B. Prandtl-Staurohr und Flügelrad), um eine zuverlässige Messung zu gewährleisten. Hierbei sind ggf. auftretende Querschnittsverengungen wie beispielsweise dem Flügelrad bei der isokinetischen Staubprobenahme zu berücksichtigen.

Es ist eine geeignete Messdatei für die Staubabsaugung anzulegen. Dazu gehören Informationen wie Planfilternummer, Hülsennummer, Spülbehälternummer, Düsendurchmesser

und Abgasdurchmesser an der Messstelle. Weiterhin sind die Zählerstände der Gasuhr, der Luftdruck und die Temperatur an der Gasuhr für Normierungszwecke mit aufzuzeichnen. Die Absaugdauer ist an die Versuchsbedingungen und Aufgabenstellungen anzupassen. Bei automatisch beschickten Feuerungen beträgt die Messzeit im Regelfall 30 Minuten. Bei einem Chargenabbrand wie beispielsweise in einem Kaminofen sind die Messdauer entsprechend anzupassen und der Endpunkt der Messung klar zu definieren. Der Start der Messung sollte dann direkt nach dem Schließen der Ofentür erfolgen. Messzeiten unter 15 Minuten sollten aufgrund erhöhter Messunsicherheiten vermieden werden. Die Filtrationstemperatur während der Staubprobenahme ist zu kontrollieren und auftretende Abweichungen von der voreingestellten Temperatur sind zu notieren. Ebenso ist ein vorzeitiges Beenden der Probenahme zu protokollieren und die Messung ist ggf. zu wiederholen. Am Ende des Messtages ist die Staubprobenahmesonde samt Filterhalter auszubauen und abkühlen zu lassen.

#### **1.6.4 Nachbereitung der Messung**

##### **1.6.4.1 Ausbau der Staubprobenahmesonde**

Nach Abschluss der Messung sind die Begleitheizung und die Heizmanschette abzustecken bzw. abzunehmen. Der Absaugschlauch und das Thermoelement zur Erfassung der Filtrationstemperatur sind abzustecken.

Der Filterhalter wird abgeschraubt und die Sonde vollständig ausgebaut.

Anschließend wird der Filterhalter zerlegt und die gestopfte Filterhülse in die Instrumentenschale gestellt. Der Klemmring auf dem Planfilter wird abgenommen und der Planfilter dann in die gleiche Petrischale gelegt, aus welcher er entnommen wurde. Somit kann die Einwaage eindeutig zugeordnet werden. Bis zur Nachbehandlung der Filtermedien sind diese staubfrei zu lagern.

##### **1.6.4.2 Nachbehandlung der Filtermedien**

Die Nachbehandlung der Filtermedien richtet sich teilweise nach evtl. gewünschten stofflichen Analysen. Hier soll jedoch zunächst die Methode zur Gesamtstaubbestimmung aufgezeigt werden.

Zur Nachbehandlung werden die beladenen Planfilter und gestopften Filterhülsen bei 120 °C für eine Stunde getrocknet. Diese Trocknungstemperatur ist jeweils den Ergebnissen beizufügen. Anschließend werden diese in einem Exsikkator für mindestens 8 Stunden im gleichen Raum gelagert, wo das Auswiegen stattfindet. Eine Einfachwiegung ist ausreichend. Während des Zurückwiegens sind einmalig die klimatischen Bedingungen (Raumtemperatur, Luftfeuchte und Luftdruck) zu erfassen.

Ist die Temperatur während der Probenahme deutlich unter der Trocknungstemperatur, so können evtl. leicht flüchtige Komponenten während der thermischen Nachbehandlung verloren gehen.

Um eventuell auftretende Schwankungen im Wiegeraum mit zu berücksichtigen, sind pro Messtag mindestens eine Referenz der eingewogenen Planfilter und gestopften Filterhülse den gleichen Behandlungen zu unterziehen wie die beladenen Filtermedien und mit zu-

rückzuwiegen. Mögliche Fehlfunktionen der Mikrowaage können so erkannt werden. Bei Unstimmigkeiten ist das Filtermedium ggf. nochmals zu wiegen. Ein entsprechender Kommentar ist in der Wiegedatei einzufügen. Bei besonderen Verfärbungen bzw. ungleichmäßiger Staubbelastung sind Fotografien zu erstellen.

Die bei 120 °C getrockneten Filtermedien sind für stoffliche Analysen bezüglich Anionen, Kationen und Metalle geeignet. Sind jedoch die organischen Komponenten von Interesse, so ist eine andere Nachbehandlung der beladenen Filtermedien empfehlenswert, da ein Großteil der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) nicht temperaturbeständig ist und somit auch die ermittelte Staubbelastung geringer ausfällt.

#### 1.6.4.3 Nachbehandlung der Sonde

Die Probenahmesonde samt Düse ist nach dem Abkühlen zu spülen. Eine bildliche Abfolge ist Abbildung 3 und Abbildung 4 zu entnehmen. Dabei wird im ersten Schritt die Sonde mit destilliertem Wasser befüllt und dann die Flüssigkeit gleichmäßig in der Sonde verteilt, ehe sie in einem Becherglas aufgefangen wird. Danach wird diese Prozedur zwei bis dreimal mit Aceton wiederholt, bis das Aceton farblos ist. Alle Flüssigkeiten sind zunächst in einem großen Becherglas zu sammeln. Anschließend wird das Wasser-Aceton-Gemisch in einen bereits eingewogenen und nummerierten kleinen Spülbehälter überführt. Zum Schluss wird das große Becherglas nochmals mit destilliertem Wasser ausgespült und ebenfalls in den Spülbehälter überführt. Für jede Staubsonde ist ein separater Spülbehälter erforderlich. Der Spülbehälter wird anschließend in einen explosionsgeschützten Trockenschrank bei 105 °C getrocknet. Ist keine Flüssigkeit mehr im Spülbehälter sichtbar, so kann dieser in den Exsikkator gestellt werden. Er ist dann für mindestens 8 Stunden im Exsikkator und im Raum der Wägung zu lagern. Ein einmaliges Zurückwiegen des Spülbehälters ist ausreichend, die klimatischen Bedingungen im Wiegeraum sind einmal zu erfassen. Als Referenzprobe wird ein eingewogener Spülbehälter mit destilliertem Wasser und Aceton teilweise befüllt und der gleichen Behandlung wie den anderen Spülbehältern unterzogen. Zum Abschluss der Nachbehandlung der Staubprobenahmesonde ist diese mit ölfreier Druckluft durchzublasen.



Abbildung 3: Spülen der Probenahmesonde mit destilliertem Wasser und Aceton, links: Einfüllen der Flüssigkeit in die Sonde, rechts: Verteilen der Flüssigkeit in der Sonde durch Schütteln und Zuhalten beider Öffnungen  
Bild: TFZ



Abbildung 4: Spülen der Probennahmesonde, links: Entleeren der Probennahmesonde in ein großes Becherglas, rechts: Umfüllen der gesamten Spülflüssigkeit (destilliertes Wasser und Aceton) in einen bereits eingewogenen Spülbehälter; Bild: TFZ

## 1.7 Auswertung

### 1.7.1 Bestimmung der absoluten Staubbelastung je Messung

Aus dem Aus- und Einwiegen der Filter und gestopften Filterhülsen kann die Belastung durch Subtraktion errechnet werden. Die Korrektur mit der jeweiligen Referenz ist zu berücksichtigen.

$$m_{\text{Beladung Filter}} = m_{\text{Auswaage Filter}} - m_{\text{Einwaage Filter}} - (m_{\text{Referenzfilter, Auswaage}} - m_{\text{Referenzfilter, Einwaage}}) \quad (\text{A1.2})$$

$$m_{\text{Beladung Filterhülse}} = m_{\text{Auswaage Filterhülse}} - m_{\text{Einwaage Filterhülse}} - (m_{\text{Referenzfilterhülse, Auswaage}} - m_{\text{Referenzfilterhülse, Einwaage}}) \quad (\text{A1.3})$$

$$m_{\text{Beladung Filtermedien}} = m_{\text{Beladung Filter}} + m_{\text{Beladung Filterhülse}} \quad (\text{A1.4})$$

$$m_{\text{Spülung}} = m_{\text{Auswaage Spülbehälter}} + m_{\text{Einwaage Spülbehälter}} - (m_{\text{Referenzspülbehälter, Auswaage}} - m_{\text{Referenzspülbehälter, Einwaage}}) \quad (\text{A1.5})$$

$$m_{\text{Anteil Spülung}} = m_{\text{Beladung Filtermedien}} / \sum (m_{\text{Beladung Filtermedien}}) * m_{\text{Spülung}} \quad (\text{A1.6})$$

Wird die Staubprobennahmesonde mehrfach genutzt, so ist die ermittelte Staubmenge auf die jeweiligen Staubprobenahmen prozentual wie folgt aufzuteilen.

$$m_{\text{Beladung}} = m_{\text{Filtermedien}} + m_{\text{Anteil Spülung}} \quad (\text{A1.7})$$

Die Gesamtbeladung für eine Messung ergibt sich somit aus:

### 1.7.2 Umrechnung der ermittelten Werte auf $\text{mg}/\text{Nm}^3$ @ 13 % $\text{O}_2$

Das über die Filtermedien abgesaugte Betriebsvolumen kann über die Zählerstände der Gasuhr ermittelt werden. Dies ist entsprechend auf Normvolumen umzurechnen. Daher werden die Angaben zur Temperatur an der Gasuhr und dem Luftdruck benötigt.

$$V_{\text{Norm}} = \frac{(V_{\text{Endstand Gasuhr}} - V_{\text{Anfangsstand Gasuhr}}) * P_{\text{Gasuhr}} * T_{\text{Norm}}}{P_{\text{Norm}} * T_{\text{Gasuhr}}} \quad (\text{A1.8})$$

Daraus lässt sich dann die Staubbelastung unter Versuchsbedingungen ermitteln.

$$c_{\text{Staub}} = \frac{m_{\text{Beladung}}}{V_{\text{Norm}}} \quad (\text{A1.9})$$

Für den Bezug auf 13 %  $\text{O}_2$  ist der durchschnittliche Sauerstoffgehalt über die gesamte Messung relevant. Der Umrechnungsfaktor wird wie folgt berechnet:

$$f_{\text{O}_2} = \frac{(21 - O_{2,\text{Bezug}})}{(21 - O_{2,\text{gemittelt}})} \quad (\text{A1.10})$$

Abschließend ist die Staubkonzentration mit dem Umrechnungsfaktor zu multiplizieren.

$$c_{\text{Staub}@13\% \text{O}_2} = c_{\text{Staub}} * f_{\text{O}_2} \quad (\text{A1.10})$$

## 1.8 Allgemeine Hinweise zur Staubprobenahme

Bei der Gesamtstaubbestimmung während Ausbrandphasen bzw. bei sehr geringen Staubgehalten im Abgas (beispielsweise bei automatischen Feuerungen), so ist der Planfilter ausreichend. Wird hier eine gestopfte Filterhülse vorgeschaltet, so kann der Messfehler durch das Wiegen evtl. höher ausfallen als die Staubbelastung selbst.

In allen anderen Fällen ist eine Kombination aus gestopfter Filterhülse und Planfilter zu wählen. Ist eine gestopfte Filterhülse erforderlich, so ist stets ein Planfilter nachzuschalten. Im Zweifelsfall sind geeignete Vorversuche durchzuführen.

## 1.9 Zusammenfassung

Ein ordnungsgemäßer Betrieb der gesamten Staubprobenahme ist für eine zuverlässige Bestimmung der Staubkonzentration wichtig. Ebenso sind die Filtermedien mit großer Sorgfalt ein- und auszuwiegen. Die gewählten Temperaturen während der Staubprobenahme und während der thermischen Nachbehandlung der Filtermedien sind von entscheidender Bedeutung für die ermittelten Werte. Daher sind diese stets aufzuführen.



## 2

# **Bestimmung des Staubgehaltes (bis 50 mg/m<sup>3</sup>) im Abgas in kleinen Kanaldurchmessern nach VDI 2066 Blatt 1**

## **SOP TK-01b**

### **Standardanweisung**

Tobias Ulbricht  
Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ), Leipzig

## 2.1 Zweck / Prinzip

Diese SOP regelt das Verfahren zur Bestimmung der Gesamtstaubkonzentration (Out-Stack) in strömenden Abgasen nach VDI 2066 Blatt 1 für den Einsatzbereich B. Diese SOP bezieht sich auf die VDI 2066 Blatt 1 "Messen von Partikeln/Staubmessung in strömenden Gasen/Gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung" vom November 2006. Bei Änderungen dieser VDI-Richtlinie ist diese SOP umgehend anzupassen. Diese SOP berücksichtigt die am DBFZ übliche Probenahme mittels automatischer isokinetischer Teilstromentnahme (ITES) der Firma Paul Gothe GmbH.

## 2.2 Einsatzbereich

Dieses Verfahren ist anwendbar unter folgenden Bedingungen:

- Rohrrinnendurchmesser kleiner 350 mm
- Erwartete Staubkonzentration 20 – 150 mg/m<sup>3</sup> in Abgasen ohne Wassertropfenanteil
- Staudruck im strömenden Abgas größer 5 Pa
- Verhältnis der höchsten zur niedrigsten örtlichen Gasgeschwindigkeit im Messquerschnitt < 3:1
- es dürfen nur getemperte Quarzfilter z. B. MK 360 von Munktell verwendet werden<sup>1</sup>

## 2.3 Messprinzip

Für die Messung wird aus dem Kernstrom des Abgases ein Teilstrom isokinetisch (geschwindigkeitsgleich) entnommen. Der Teilstrom wird über eine gestopfte Filterhülle und einem nachgeschalteten Planfilter geleitet, in welchen der mitgeführte Staub abgeschieden wird. Das Gas des Teilstromes wird in einem Trockenturm getrocknet und das abgesaugte Gasvolumen bestimmt. Die auf dem Filter befindliche Staubmasse wird ins Verhältnis zur abgesaugten Teilstrommenge gesetzt.

---

<sup>1</sup> Es gelten die Anforderungen an das Filtermaterial nach VDI 2066-1 Punkt 9.1.7: Der Abscheidegrad der Planfilter muss größer 99,5 % für ein Prüfaerosol mit einem mittleren Durchmesser von 0,3 µm oder 99,9 % bei einem Prüfaerosol mit 0,6 µm mittleren Durchmesser sein. Der Abscheidegrad muss zertifiziert sein. Das Filtermaterial darf nicht mit gasförmigen Bestandteilen reagieren oder sie absorbieren.

$$C_{\text{Gesamtstaub}} = \frac{(m_{\text{Filter,Aus}} + m_{\text{Hülse,Aus}} - m_{\text{Filter,Ein}} - m_{\text{Hülse,Ein}})}{V_{\text{Teilstrom,tr.N}}} \quad (\text{A2.1})$$

| Formelzeichen                   | Bezeichnung  | Einheit            |
|---------------------------------|--|--------------------|
| $C_{\text{Gesamtstaub}}$        | Gesamtstaubkonzentration                                   | mg/Nm <sup>3</sup> |
| $m_{\text{Filter,Aus}}$         | Masse des Filters beim Auswiegen                           | mg                 |
| $m_{\text{Filter,Ein}}$         | Masse des Filters beim Einwiegen                           | mg                 |
| $m_{\text{Hülse,Aus}}$          | Masse der Filterhülse beim Auswiegen                       | mg                 |
| $m_{\text{Hülse,Ein}}$          | Masse der Filterhülse beim Einwiegen                       | mg                 |
| $V_{\text{Teilstrom,tr.N,24h}}$ | Abgesaugtes Gasvolumen im Normzustand <sup>2</sup> trocken | Nm <sup>3</sup>    |

Es wird davon ausgegangen, dass die mittlere Staubkonzentration im Teilstrom der mittleren Staubkonzentration des Abgases entspricht.

## 2.4 Geräte und Material

### 2.4.1 Messaufbau

Für die Messung wird ein Filterkopfaufbau für einen Planfilter verwendet:

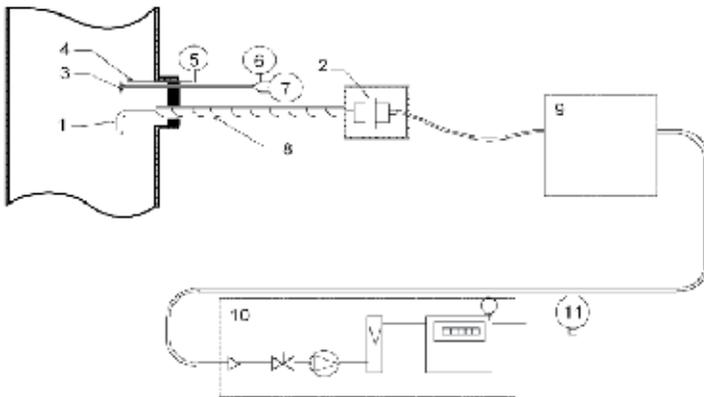


Abbildung 1: Beispiel einer Out-Stack-Probenahmeeinrichtung aus VDI 2066-1 (2006)

- |                    |                              |                           |
|--------------------|------------------------------|---------------------------|
| 1. Entnahmesonde   | 5. Temperaturanzeige         | 9. Trocknungseinrichtung  |
| 2. Filtergehäuse   | 6. Messgerät für stat. Druck | 10. Absaugaggregat (ITES) |
| 3. Staudrucksonde  | 7. Messgerät für dyn. Druck  | 11. Druckmessgerät        |
| 4. Temperatursonde | 8. Absaugrohr                |                           |

<sup>2</sup> Bezogen auf 101,3 kPa und 273 K

Tabelle 1: Notwendige Messgeräte

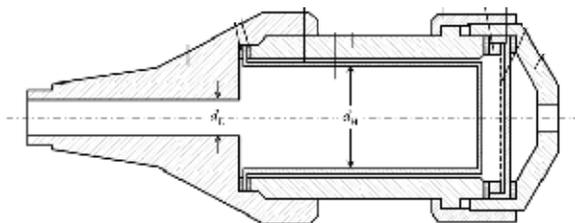


Abbildung 2: Filterkopfgerät für Hülsenfilter und Planfilter aus VDI 2066-1 (2006)

| Gerät  | Bezeichnung / Prüfmittelnummer   | Bemerkungen   |
|--|--|---|
| Messgerät zur Bestimmung des Wasserdampfgehaltes im Abgas    | FTIR 1 / FTIR 2 / HGMS   | Zum Einsatz können sowohl kontinuierlich arbeitende Messgeräte sowie auch eine gravimetrische Bestimmung der Feuchte kommen. Der Wasserdampfanteil kann auch aus einer Stoffbilanz errechnet werden (Verbrennungsrechnung).                               |
| Gasanalysator zur Bestimmung des Sauerstoffgehaltes im Abgas | PM B 7 EHEIM VISIT 02S<br>PM B 2 EHEIM VISIT 02S<br>PM V 4 EHEIM VISIT 02S<br>FTIR 1 / FTIR 2 / HGMS | -   |
| Messgerät zur Bestimmung der Abgasgeschwindigkeit            |  | Die Bestimmung des Staudruckes erfolgt mit einem standardisierten Prandtl-Strauhr.  |
| Automatische Teilstromentnahmeeinrichtung ITES               | PM V 2<br>PM V 3<br>PM V 10<br>PM V 11   | mit Trockenturm, Pumpe, Rechner und Staubsonde bestehend aus Düse, Krümmer, Filterkopfgerät mit Heizung und beheiztes Absaugrohr  |
| Waage  | PM L 2   | Auflösung der Waage:<br>0,01 mg für Referenzwert 0,2 mg/Nm <sup>3</sup><br>0,1 mg für Referenzwert 2 mg/Nm <sup>3</sup><br>Unsicherheit der Wägung: < 5 % des Referenzwertes<br>Die Wägung erfolgt vorzugsweise in einer klimatisierten Wägekabine. (A.2) |
| Trockenschrank   |  | Thermostatiert auf +/- 5 K  |
| Exikkator oder konditionierte Wägekabine/ Wägeraum           | DBFZ-Wägekabine  | Mit Thermometer/Hygrometer in der Nähe der Waage  |

### 2.4.3 Materialien

- Planfilter Typ Munktell MK 360 mit 45 mm Durchmesser (getempert)
- Quarzfilterwatte
- Filterhülse (d=30 mm) aus Titan
- Aceton mit Reinheit „HPLC Grade“
- Destilliertes Wasser
- Parafilm (zum Abdecken der Spülfüssigkeit)
- Alufolie (zum Verpacken der Filter)
- Klebeetiketten zum Beschriften der Proben (ca. 2 x 5 cm)
- Zipbeutel

### 2.4.4 Hilfsmittel

- Pinzetten
- Petrischalen
- Becherglas 150 ml
- Bürste
- Handschuhe (hitzebeständig)
- Laborhandschuhe
- Wasserfester Stift
- Spatel
- Stopfen für Düse

## 2.5 Durchführung der Analyse

### 2.5.1 Vorüberlegungen

#### 2.5.1.1 Messort

Die Messung der Gesamtstaubkonzentration wird an einer Stelle mit konstanten Strömungsbedingungen gemessen. Diese liegen im Allgemeinen vor, wenn mindestens ein Abstand des fünffachen Rohrlinnendurchmessers vor und mindestens des zweifachen Rohrlinnendurchmessers (empfohlen wird der fünffache Rohrlinnendurchmesser) nach der Messstelle als Ein- und Auslaufstrecke eingehalten wird. Es wird empfohlen, die DBFZ-Standardmessstrecken zu verwenden (Abbildung 3).

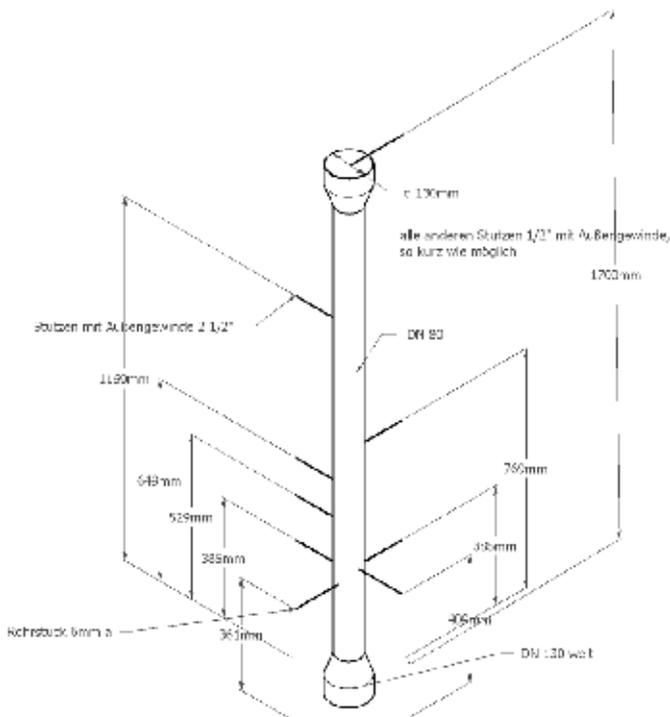


Abbildung 3: Maße der Standardmessstrecke

### 2.5.1.2 Festlegen des Grenzwertes bzw. des Referenzwertes

Vor Messbeginn muss der zu überprüfende gesetzliche Grenzwert bekannt sein. Ist das Ziel der Messung nicht die Prüfung der Einhaltung der Grenzwerte, ist ein Referenzwert festzulegen. Dieser kann z. B. die von einem Hersteller angegebene Staubkonzentration sein. Referenzwerte unter 2 mg/Nm<sup>3</sup> sind nur möglich wenn die Auflösung der Waage mindestens 0,01 mg beträgt.

### 2.5.1.3 Festlegen des Mindestprobenahmevolumens und der Probenahmezeit

Die Staubmasse, welche bei der Probenahme mit Staubkonzentrationen am Grenzwert oder Referenzwert zu sammeln ist, beträgt mindestens das 20-fache der Wägeunsicherheit<sup>3</sup>. Da Hülse und Planfilter separat gewogen werden, muss die doppelte Wägeunsicherheit angesetzt werden. Unsicherheit aus Falls weitere Untersuchungen der Stäube ange-dacht sind, müssen aus die Mindestmengen für diese Untersuchungen betrachtet werden.

Das notwendige minimale Probenahmevolumen wird nach folgender Gleichung bestimmt:

$$v_{\min} = \frac{\Delta m}{G} \quad (\text{A2.2})$$

ehler!

| Formelzeichen | Bezeichnung                 | Einheit           |
|---------------|-----------------------------|-------------------|
| $v_{\min}$    | Minimales Probenahmevolumen | m <sup>3</sup>    |
| $\Delta m$    | Mindest-Staubmasse          | mg                |
| $G$           | Grenzwert oder Referenzwert | mg/m <sup>3</sup> |

Anhand des notwendigen Volumenstromes kann entweder mit Hilfe der Probenahmezeit der Probenahmevolumenstrom oder mit Hilfe des Probenahmevolumenstromes die notwendige Probenahmezeit berechnet werden.

### 2.5.1.4 Festlegen des Düsendurchmessers

Der erforderliche Sondendurchmesser ergibt sich aus der höchsten Gasgeschwindigkeit im Messquerschnitt und dem vorgesehenen Teilvolumenstrom in der Entnahmesonde.

$$d = \sqrt{\frac{4\dot{v}}{\pi \cdot u_{\max}}} \quad (\text{A2.3})$$

| Formelzeichen | Bezeichnung                      | Einheit           |
|---------------|----------------------------------|-------------------|
| $d$           | Düsendurchmesser                 | m <sup>3</sup>    |
| $\dot{v}$     | Vorgesehener Teilvolumenstrom    | mg                |
| $u_{\max}$    | Masse des Filters beim Einwiegen | mg/m <sup>3</sup> |

<sup>3</sup> Unter den Bedingungen am DBFZ beträgt die Wägeunsicherheit derzeit 0,05 mg.

### 2.5.1.5 Festlegen des Behandlungstemperaturen

Die mit dieser SOP ermittelten Staubkonzentrationen enthalten keine bzw. wenig kondensierbare Bestandteile. Diese werden wenn notwendig während der Messungen als VOC gemessen und bewertet. Diese Vorgehensweise entspricht auch dem Normenentwurf DIN EN 303-5 (prEN 303-5:2010 (D)) „Heizkessel für feste Brennstoffe, manuell und automatisch beschickte Feuerungen, Nennwärmeleistung bis 500 kW - Begriffe, Anforderungen, Prüfungen und Kennzeichnungen; Deutsche Fassung EN 303-5:2012“ (EN 303-5, 2012). Deshalb geht im Regelfall die VDI 2066-1 von einer Probenahmetemperatur von 160 °C aus. Diese liegt in den meisten Fällen über dem Wasserdampftaupunkt und Säuretaupunkt von Feuerungsanlagen. Die in dieser SOP angegebenen Temperaturen beziehen sich auf diesen Wert.

Bei Abgasen mit Wassertropfen kann es notwendig sein, die Temperaturen anzupassen. In keinem Fall darf der Taupunkt des Abgases unterschritten werden. Die dann zu verwendenden Temperaturen können aus Tabelle 2 entnommen werden.

Tabelle 2: Temperaturen

| Gerät                                   | Bemerkungen                               |
|---|---|
| Temperatur bei der Probenvorbehandlung  | größer/gleich Probenahmetemperatur + 20 K |
| Probenahmetemperatur                    |   |
| Temperatur bei der Probennachbehandlung | kleiner/gleich Probenahmetemperatur       |

Die gewählten Temperaturen müssen mit dem ausführenden Mitarbeiter im Vorfeld abgestimmt werden. Empfohlen wird eine Probennahmetemperatur von 160 °C. Die zur Verwendung vorgesehenen Filter (Hülsefilter und Planfilter) sind entsprechend zu kennzeichnen. Weiterhin sind diese in den Protokollen und im Messbericht zu erwähnen.

## 2.5.2 Probenvorbereitung

### 2.5.2.1 Vorbereiten der Petrischalen und Aufbewahrungsgefäßen für Hülsen

Die zur Verwendung vorgesehenen Petrischalen und Behälter werden einer Sichtprüfung unterzogen. Werden Verschmutzungen festgestellt, erfolgt eine Reinigung in der Laborspülmaschine. Da dabei Beschriftungen entfernt werden, sind diese neu zu beschriften.

### 2.5.2.2 Vorbereiten der Filterhülsen

Bei den Labortätigkeiten sind Laborhandschuhe zu tragen. Die leeren Hülsefilter werden grob gereinigt, danach 5 min im Ultraschallbad (Leitungswasser) behandelt. Im Ultraschallbad werden die Hülsen in ein geeignetes Gefäß gestellt, so dass das Spülwasser sich nicht mit dem Wasser im Ultraschallbad vermischt. Dem Spülwasser wird etwas laborübliches

Reinigungsmittel (Pulver) zugegeben. Anschließend wird die Filterhülse mit destilliertem Wasser abgespült und getrocknet.

Nun werden die trockenen Filterhülsen mit Quarzwatte gestopft. Die einzufüllende Menge beträgt ca. 2/3 des Hülsenvolumens. Die Füllung soll aus zusammenhängenden Wattedällen bestehen, die möglichst frei von kurzfasrigen Flocken und von Kleinpartikeln sind. Anschließend wird die Watte verdichtet, so dass keine durchgehenden Kanäle vorhanden sind.

Zum Trocknen wird die gestopfte Filterhülse auf dem Unterteil einer Petrischale im Trockenschrank bei 180 °C<sup>4</sup> für mindestens 1 h getrocknet. Die Hülsenfilter auf dem Unterteil der Schale werden vor dem Auswiegen mindestens 8 h in der hygrostatisierten Wägekabine gelagert.

Vor der Wägung muss die Waage mit Normgewichten überprüft werden. Dies kann auch in Form einer automatischen Kalibrierung erfolgen. Das Ergebnis dieser Prüfung ist zu notieren. Weiterhin sind die Temperatur- und Feuchtebedingungen in der Wägekabine aufzuzeichnen.

Das Gewicht der Filterhülsen wird mindestens dreimal gewogen und in der dafür vorgesehenen Datei eingetragen. Liegt die Standardabweichung der Messungen über 0,05 mg ist die Wägung zu wiederholen.

Die ausgewogenen Filterhülsen werden bis zur Verwendung in mit Deckel geschlossenen Glasgefäßen im Staubschutzschrank aufbewahrt. Hülsen, die für einen Probenahmetemperatur von 160 °C vorgesehen sind, werden im Fach „nur für VDI 160 °C“ gelagert.

Bei jeder Messreihe verbleiben drei ausgewogene Hülsen als Kontrollfilter im Labor, um eine scheinbare Gewichtsdivergenz zu ermitteln.

### 2.5.2.3 Vorbereiten der Planfilter

Bei den Labortätigkeiten sind Laborhandschuhe zu tragen. Die leeren Planfilterhalter werden grob gereinigt, danach 5 min im Ultraschallbad (Leitungswasser) behandelt. Im Ultraschallbad werden die Filterhalter in ein geeignetes Gefäß gestellt, so dass das Spülwasser sich nicht mit dem Wasser im Ultraschallbad vermischt. Dem Spülwasser wird etwas laborübliches Reinigungsmittel (Pulver) zugegeben. Anschließend wird der Filterhalter mit destilliertem Wasser abgespült.

Die Planfilter werden mit einer Pinzette in einzeln nummerierte Planfilterhalter eingelegt. Die Planfilterhalter werden ab hier in beschrifteten Petrischalen „VDI 160 °C“ gelagert/transportiert. Sollten andere Temperaturen verwendet werden, muss die Beschriftung deutlich angepasst werden.

Trocknen der Planfilterhalter mit eingelegtem Planfilter im Trockenschrank bei 180 °C<sup>4</sup> für mindestens 1 h getrocknet. Die bestückten Planfilterhalter werden vor dem Auswiegen mindestens 8 h in der hygrostatisierten Wägekabine gelagert.

Vor der Wägung muss die Waage mit Normgewichten überprüft werden. Dies kann auch in Form einer automatischen Kalibrierung erfolgen. Das Ergebnis dieser Prüfung ist zu notieren. Weiterhin sind die Temperatur- und Feuchtebedingungen in der Wägekabine aufzuzeichnen.

<sup>4</sup> Andere Temperaturen siehe Kapitel 2.5.1.5

Das Gewicht der bestückten Planfilterhalter wird mindestens dreimal gewogen und in der dafür vorgesehenen Datei eingetragen. Liegt die Standardabweichung der Messungen über 0,05 mg ist die Wägung zu wiederholen.

Die ausgewogenen Planfilterhalter werden bis zur Verwendung in mit Deckel geschlossenen Petrischalen im Staubschutzschrank aufbewahrt. Filter, die für einen Probenahmetemperatur von 160 °C vorgesehen sind, werden im Fach „nur für VDI 160 °C“ gelagert.

Bei jeder Messreihe verbleiben drei ausgewogene Planfilter als Kontrollfilter im Labor, um eine scheinbare Gewichts Differenz zu ermitteln.

#### 2.5.2.4 Vorbereiten der automatischen isokinetischen Absaugung und der Sonde

Vor Beginn der Messungen muss die Messeinrichtung überprüft werden. Insbesondere folgende Punkte sind zu beachten:

- Messeinrichtung überprüfen und, soweit erforderlich, reinigen
- Sondeneinlauf auf Beschädigung kontrollieren
- Dichtflächen sorgfältig überprüfen; unbrauchbare Dichtungen und Schlauchverbindungen austauschen (Vorrat von Reservematerial bereithalten)
- Trockentürme kontrollieren und ggf. entleeren und mit aufbereitetem Trocknungsmittel füllen
- Elektrische Geräteteile überprüfen (z. B. Austausch defekter Kabel, Stecker und Schalter)
- Überprüfung der Gültigkeit der Kalibrierung

Die Software wird gestartet. Es ist zu überprüfen, ob die geladene Konfigurationsdatei der Seriennummer des Geräts entspricht. Die Seriennummer befindet sich oben auf dem Gehäuse des ITES.

Vor der Messung oder dem Leckagetest muss das ITES mindestens 20 min eingeschaltet sein.

Der Leckagetest entsprechend Softwareanweisung ist durchzuführen, indem die Sondenöffnung mit einem Stopfen verschlossen wird. Dazu ist der Bypass auf den maximal während der Probenahme erreichbaren Unterdruck, mindestens jedoch ca. 200 mbar Unterdruck einzustellen.

Die Sondenheizung ist rechtzeitig (mind. 60 min vor Messbeginn) anzuschließen, so dass die Filterköpfe bei Absaugbeginn temperiert sind. Die Temperatur wird auf 160 °C<sup>4</sup> eingestellt.

### 2.5.3 Kernstromsuche

Vor Beginn der Messungen muss mit einem geeigneten Verfahren die Lage des Kernstromes bestimmt werden. Als Messinstrumente bieten sich an:

- Prandtlsonde mit Differenzdruckmessgerät => Kernstrom im Bereich der größten Geschwindigkeiten
- Temperaturfühler => Kernstrom im Bereich der höchsten Abgastemperatur

Die Verhältnis zwischen kleinster und größter im Messquerschnitt gemessenen Geschwindigkeit darf 1:3 nicht übersteigen. Negative Geschwindigkeiten sind nicht zulässig.

Wenn das Strömungsprofil bekannt ist, kann auf eine Kernstromsuche verzichtet werden. Dies ist im Protokoll zu vermerken.

Die Position der Sonde ist im Protokoll zu vermerken.

### 2.5.4 Durchführen der Messung

Die Abgaszusammensetzung wird aus den Daten der Gasanalysatoren ggf. unter Zuhilfenahme einer Verbrennungsrechnung in die Eingabemaske des ITES eingetragen.

An die Sensorbox sind die Schläuche des Prandtlrohrs anzuschließen. Die Anschlüsse sind in Schwarz-Rot-Gelb markiert. Die gewünschten Absaugparameter (Messdauer, Düsengröße, Abgasfeuchte) sind einzugeben. Weiterhin wird an der Sensorbox das Thermoelement welches sich im Abgaskanal befindet angeschlossen.

Die Dateibenennung erfolgt gemäß der Technikumsvorgabe.

Die gewünschte Absaugdauer ist einzutragen. Speicherabstand 60 s. Die tatsächliche Absaugdauer wird im Protokoll eingetragen. Wird auf die automatische Ermittlung einiger Messparameter verzichtet (Einstellung im System), müssen diese Daten vor jeder Messung überprüft und manuell eingegeben werden.

Die Messzeit muss mindestens 30 min betragen.

Die Sonden werden entweder unmittelbar vor der Messung in die Messstrecke eingebracht oder verbleiben während des gesamten Messzyklus im Abgasstrom. Die Wahl ist im Protokoll zu vermerken. Die Sonde ist so zu drehen, dass die Entnahmesonde +/- 10° stromaufwärts gerichtet ist. Die Entnahmestelle ist abzudichten.

Der Filterkopf wird mit einer Filterhülse und mit einem Planfilterhalter bestückt und geschlossen. Die Klappeheizung wird angelegt und der Absaugschlauch angeschlossen.

Die Absaugung wird gestartet.

Nach Messzyklusende (akustisches Signal) muss die Absaugung manuell (im Programm) beendet werden.

Die Hülse, der Filter und das Filtergehäuse sind auf Anzeichen von Bruch oder Verfärbung durch Druck oder Feuchte visuell zu überprüfen. Verfärbungen deuten auf eine Unterschreitung des Taupunktes hin. In diesem Fall ist die Messung ungültig.

Das abgesaugte Volumen (im Normzustand) wird im Ereignisprotokoll eingetragen.

Nach jeder Messreihe oder mindestens einmal am Tag muss eine Gesamtleerprobe genommen werden. Dazu wird eine Hülse und ein Planfilter wie die Messfilter vor- und nachbehandelt und in die Probenahmeeinrichtung eingesetzt, aber die Pumpe nicht gestartet.

Nach dem Beenden der Messungen an einer Messstelle ist die Sonde zu entnehmen und der Leckagetest zu wiederholen.

## 2.5.5 Nachbereitung der Messung

### 2.5.5.1 Ausbau der Filter

Der Absaugschlauch und die Klappenheizung werden abgenommen und der Filterkopf mit dem entsprechenden Schlüssel geöffnet. Der Planfilterhalter wird mit einer Pinzette entnommen und in ihrer Petrischale zugedeckt abgelegt. Der Hülsenfilter wird mit einer Pinzette entnommen und in das Aufbewahrungsglas gelegt.

### 2.5.5.2 Ausbau des Hülsenfilters

Der Hülsenfilter wird auf einem Unterteil einer Petrischale mindestens 1 h im Trockenschrank bei 160 °C<sup>4</sup> getrocknet. Zum Auskühlen und Konditionieren werden der Hülsenfilter auf dem Unterteil der Petrischale mindestens 8 h in der Wägekabine konditioniert. Es wird der Petrischale ein Zettel mit der eindeutigen Beschriftung der Probe untergelegt. Vor der Wägung muss die Waage mit Normgewichten überprüft werden. Das Ergebnis dieser Prüfung ist zu notieren. Weiterhin sind die Temperatur- und Feuchtebedingungen in der Wägekabine aufzuzeichnen. Anschließend sind die drei zu dieser Messreihe gehörenden Kontrollfilter gemäß dem nächsten Absatz auszuwiegen.

Das Gewicht des Hülsenfilters wird mindestens dreimal im Abstand von jeweils einer Minute ermittelt und in der dafür vorgesehenen Datei eingetragen. Wird ein deutlicher Trend festgestellt, ist die Wägung nach frühestens 4 h zu Wiederholen. Die Ergebnisse werden auch im Ergebnisprotokoll eingetragen.

Auf Wunsch des beauftragenden Mitarbeiteres werden Photographien der Hülse angefertigt.

### 2.5.5.3 Nachbehandlung des Planfilters

Der Planfilterhalter mit Planfilter wird auf Unterteil der Petrischale mindestens 1 h im Trockenschrank bei 160 °C<sup>4</sup> getrocknet. Zum Auskühlen und Konditionieren werden die Planfilterhalter auf dem Unterteil der Petrischale mindestens 8 h in der Wägekabine konditioniert. Es wird der Petrischale ein Zettel mit der eindeutigen Beschriftung der Probe untergelegt.

Vor der Wägung muss die Waage mit Normgewichten überprüft werden. Das Ergebnis dieser Prüfung ist zu notieren. Weiterhin sind die Temperatur- und Feuchtebedingungen in der Wägekabine aufzuzeichnen. Anschließend sind die drei zu dieser Messreihe gehörenden Kontrollfilter gemäß dem nächsten Absatz auszuwiegen.

Das Gewicht der bestückten Planfilterhalter wird mindestens dreimal im Abstand von jeweils einer Minute ermittelt und in der dafür vorgesehenen Datei eingetragen. Wird ein deutlicher Trend festgestellt, ist die Wägung nach frühestens 4 h zu Wiederholen. Die Ergebnisse werden auch im Ergebnisprotokoll eingetragen.

Auf Wunsch des beauftragenden Mitarbeiteres werden Photographien der Planfilter angefertigt.

#### 2.5.5.4 Nachbehandlung der Sonde

Die Sonde wird wie folgt in ein Becherglas (150 ml) ausgespült: Destilliertes Wasser (ca. 30 ml) wird an der Innenwand der Sonde vom Filterkopfgerät zur Düse laufen gelassen. Der Flüssigkeitsfilm muss die gesamte Wandfläche überströmen. Anschließend wird diese Prozedur mit ca. 20 ml Aceton HPLC Grade und zuletzt mit ca. 30 ml destillierten Wasser wiederholt. Das Becherglas mit der Spülflüssigkeit wird mit Parafilm verschlossen und mit Analyseauftrag im Labor abgestellt. Die weitere Verfahrensweise regelt eine eigene SOP. Das Sondenrohr wird mit Druckluft (ölfrei) trockengeblasen.

#### 2.5.5.5 Überprüfung der Messeinrichtung

Nach Abschluss der Untersuchungen sind insbesondere folgende Punkte zu beachten:

- Messeinrichtung überprüfen und, soweit erforderlich, reinigen. Die Sondenreinigung erfolgt mit Wasser und den Spezialbürsten. Zuletzt wird die Sonde mit destilliertem Wasser gespült und getrocknet.
- Sondeneinlauf auf Beschädigung kontrollieren
- Dichtflächen sorgfältig überprüfen; unbrauchbare Dichtungen und Schlauchverbindungen austauschen (Vorrat von Reservematerial bereithalten)
- Trockentürme entleeren und mit aufbereitetem Trocknungsmittel füllen
- Elektrische Geräteteile überprüfen (z. B. Austausch defekter Kabel, Stecker und Schalter)

## 2.6 Auswertung

### 2.6.1 Manueller Rechenweg

Aus jeweils drei Messwerten der Wägung wird die Masse des leeren Filters, des beladenen Filter, der leeren Filterhülse und der beladenen Filterhülse bestimmt. Die Masse des Staubes aus dem Spülwasser wird prozentual auf die jeweiligen Staubbelastungen der beladenen Messfilter (Hülse + Planfilter) addiert. Die Massedifferenz aus beladenem Planfilter und beladener Hülse mit dem Spülwasseranteil und dem unbeladenen Filter und der unbeladenen Hülse ist die gesammelte Staubmenge. Die gesammelte Staubmenge wird durch das abgesaugte Gasvolumen (im Normzustand, trocken) geteilt.

$$C_{\text{Gesamtstaub}} = \frac{\left( (m_{\text{Filter,Aus}} + m_{\text{Hülse,Aus}} + m_{\text{AnteilSpülung}}) - m_{\text{Filter,Ein}} - m_{\text{Hülse,Ein}} \right)}{V_{\text{Teilstrom,tr.N}}} \quad (\text{A2.4})$$

| Formelzeichen              | Bezeichnung  | Einheit            |
|----------------------------|--|--------------------|
| $C_{\text{Gesamtstaub}}$   | Gesamtstaubkonzentration                                   | mg/Nm <sup>3</sup> |
| $m_{\text{Filter,Aus}}$    | Masse des Filters beim Auswiegen                           | mg                 |
| $m_{\text{AnteilSpülung}}$ | Anteil der Staubmasse aus der Sondenspülung                | mg                 |
| $m_{\text{Filter,Ein}}$    | Masse des Filters beim Einwiegen                           | mg                 |
| $m_{\text{Hülse,Aus}}$     | Masse der Filterhülse beim Auswiegen                       | mg                 |
| $m_{\text{Hülse,Ein}}$     | Masse der Filterhülse beim Einwiegen                       | mg                 |
| $V_{\text{Teilstrom}}$     | Abgesaugtes Gasvolumen im Normzustand <sup>5</sup> trocken | Nm <sup>3</sup>    |

Anschließend kann das Messergebnis noch auf einen Bezugssauerstoffwert (z. B. 13 %) bezogen werden.

$$C_{\text{Gesamtstaub,13\%O}_2} = C_{\text{Gesamtstaub,realO}_2} * \left( \frac{21 - C_{\text{O}_2,\text{Bezug}}}{21 - C_{\text{O}_2,\text{real}}} \right) \quad (\text{A2.5})$$

| Formelzeichen                    | Bezeichnung                                      | Einheit            |
|----------------------------------|--|--------------------|
| $C_{\text{Gesamtstaub,13\%O}_2}$ | Gesamtstaubkonzentration bei 13 % O <sub>2</sub> | mg/Nm <sup>3</sup> |
| $C_{\text{Gesamtstaub,realO}_2}$ | Gesamtstaubkonzentration bei nat. O <sub>2</sub> | mg/Nm <sup>3</sup> |
| $C_{\text{O}_2,\text{Bezug}}$    | Bezugssauerstoffkonzentration (z. B. 13 %)       | %                  |
| $C_{\text{O}_2,\text{real}}$     | Sauerstoffkonzentration im Abgas                 | %                  |

## 2.6.2 Messfehler

Aufgrund der zeitlichen Veränderung der Abgaszusammensetzung ist es nicht möglich, Wiederholgrenzen und Vergleichsgrenzen dieses Verfahrens zu ermitteln. Ein statistischer Vergleich ist nur durch aufeinanderfolgende zeitgleiche Doppelmessungen mit zwei identischen Probenahmeeinrichtungen möglich.

Die VDI 2066-1 gibt nach experimentellen Untersuchungen folgende Nachweisgrenzen bei 30 min Probenahmedauer an:

- für trockene Gase ca. 0,3 mg/m<sup>3</sup>
- für mit Wasser gesättigte Gase ca. 2 mg/m<sup>3</sup>

Für diese Nachweisgrenzen wird von einer Wägung ohne systematische Fehler ausgegangen.

<sup>5</sup> Bezogen auf 101,3 kPa und 273 K

Diese Fehler entstehen durch:

- Unzureichendes Temperaturgleichgewicht des Wägegutes
- Unterschiedliche Temperaturen beim Ein- und Auswiegen
- Unzureichendes Feuchtegleichgewicht
- Unterschiedliche Feuchte beim Ein- und Auswiegen
- Einfluss von Luftdruckänderungen

Wird die Waage in der Wägekabine aufgestellt, entstehen, eine ausreichende Konditionierungszeit der Probe vorausgesetzt, keine Fehler durch unzureichende Gleichgewichte oder unterschiedliche Feuchten beim Ein- und Auswiegen. Wird der Aufstellraum der Waage klimatisiert, können auch Fehler durch unterschiedlichen Temperaturen beim Ein- und Auswiegen vernachlässigt werden.

Der Einfluss der Luftdruckänderung kann einen systematischen Fehler verursachen, wenn das Prüfgewicht für die automatische Kalibrierung der Waage nicht dieselbe Dichte wie das Wägegut aufweist. Der hier entstehende systematische Fehler kann bis zu 0,3 mg betragen.

Wenn ein Bezug auf einen Sauerstoffwert erfolgt, liegt der Hauptanteil des Messfehlers bei der Sauerstoffkonzentrationsmessung. Bei dem Verfahren (gravimetrische Staubmessung mit Bezug auf einen Sauerstoffwert) wird mit einem relativer Messfehler von 7 % gerechnet.

### 2.6.3 Qualitätssicherungsmaßnahmen

Zur Überprüfung, ob die gelieferten Filter frei von flüchtigen organischen Verbindungen sind, werden diese stichprobenartig einer EC/OC-Analyse unterzogen. Bei erhöhten Konzentrationen dürfen die Filter nicht für dieses Verfahren verwendet werden. Ggf. sind die Filter im DBFZ zu tempern und anschließend einer erneuten Prüfung zu unterziehen.

Die Gesamtleerprobe darf 10 % des Grenzwertes bzw. Referenzwertes nicht übersteigen. Ansonsten ist die Messung ungültig.

#### 2.6.3.1 Wägekabine

Für die Konditionierung der Wägung und die Wägung unter den gleichen klimatischen Bedingungen hat sich der Einsatz einer Wägekabine bewährt.

Die Wägekabine ist eine Haube aus durchsichtigem Kunststoff, welche über die Waage, welche sich bevorzugt auf einem Wägetisch befindet, angeordnet wird. An der Rückseite und den Seiten sind im Inneren Ablagen für die Filter installiert. Mit Hilfe einer kleinen Membranpumpe wird durch einen Trockenturm hindurch trockene Luft in die Wägekabine geleitet, so dass durch Undichtigkeiten nur die getrocknete Luft aus dem Inneren in den Raum, jedoch keine feuchte Raumluft in die Wägekabine gelangen kann.

Da die Wägung somit unter den gleichen Bedingungen wie während der Konditionierung erfolgt, können Messfehler aufgrund unterschiedlicher Temperaturen und Feuchten ausgeschlossen werden.



Abbildung 4: Wägekabine

#### 2.6.4 Messbericht

Gemäß VDI 2066-1 muss der Messbericht folgende Angaben enthalten:

- Angabe des Kunden, Identifizierung der für die Messungen verantwortlichen und an den Messungen beteiligten Personen
- Beschreibung des Zwecks der Untersuchungen, Identifizierung der Anlage, Datum der Probenahme
- Beschreibung der Betriebsbedingungen des Anlagenprozesses und aller während der Messung aufgetretenen Änderungen
- Identifizierung der Probenahmestelle und Eigenschaften des Gases im Abgaskanal:
  - Kanalmaße, Anzahl und Ort der Messachsen und der Messpunkte
  - Geschwindigkeits- und Temperaturprofil
  - $O_2/CO_2$ , Feuchtegehalt, Dichte des Gases
  - Einhaltung der Anforderungen bezüglich der Strömung im Messquerschnitt

#### Messverfahren

- Geschwindigkeitsmessung (Kalibrierung der Geschwindigkeitsmessgeräte, falls keine standardisierten Staudrucksonden oder ähnliche Geräte verwendet werden)
- Kenngrößen der Probenahmereinrichtung:
  - Durchmesser der Entnahmesonde
  - Kenngrößen des Filters (Material, Größe usw.)
  - Kalibrierung der Geräte zur Messung des Volumens oder des Volumenstroms
  - Filtrationstemperatur

- Wägeverfahren:
  - Temperatur der Vorbehandlung
  - Korrektur scheinbarer Gewichte

#### Untersuchungsergebnisse

- Anzahl der Messungen
- Für jede Messung:
  - Datum, Uhrzeit und Dauer
  - gesammeltes Volumen und mittlerer Volumenstrom
  - Barometerstand
  - Staubmasse auf den Filtern und in der Spülflüssigkeit
  - Konzentrationen unter tatsächlichen Bedingungen und unter Bezugsbedingungen
  - besondere Umstände oder Vorfälle
- Rohdaten (z. B. Bruttogewicht, mittlere Temperatur bei der Probenahme, mittlerer statischer Druck im Abgaskanal während der Probenahme) müssen entweder dem Messbericht beigelegt werden oder zur Überprüfung verfügbar sein

#### Qualitätssicherung

- Ergebnisse der Dichtheitsprüfungen
- Gesamtleerwert
- Einhaltung der isokinetischen Bedingungen

#### Kommentare

- Im Messbericht sind ebenfalls alle Umstände anzugeben, die möglicherweise die Ergebnisse beeinflusst haben, sowie jede Information hinsichtlich der Unsicherheit der Ergebnisse.
- Falls es aus bestimmten Gründen notwendig war, das Verfahren zu modifizieren, so sind diese Änderungen im Messbericht anzugeben und zu begründen.

#### Zusammenfassung

Der Bericht muss eine Zusammenfassung der Ergebnisse enthalten.

# 3

## Vereinfachte Bestimmung des Staubgehaltes im Abgas („70°C-Messung“)

### SOP TK-02

#### Standardanweisung

Tobias Ulbricht  
Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ), Leipzig

### 3.1 Zweck / Prinzip

Diese SOP regelt das vereinfachte Verfahren zur Bestimmung der Gesamtstaubkonzentration in strömenden Abgasen. Dabei orientiert sich das Verfahren an der VDI 2066 Blatt 1. Das Verfahren stellt einen Kompromiss zwischen einer exakten gravimetrischen Staubmessung nach VDI 2066 Blatt 1, einer Probenahme für anschließende chemische Untersuchungen und Aspekten der Wirtschaftlichkeit dar.

### 3.2 Einsatzbereich

Dieses Verfahren ist anwendbar unter folgenden Bedingungen:

- Rohrendurchmesser kleiner 350 mm
- Staudruck im strömenden Abgas größer 5 Pa
- Es dürfen nur getemperte Quarzfilter MK 360 verwendet werden

### 3.3 Messprinzip

Für die Messung wird aus dem Kernstrom des Abgases ein Teilstrom isokinetisch (geschwindigkeitsgleich) entnommen. Der Teilstrom wird über einen Filter geleitet, auf welchem der mitgeführte Staub abgeschieden wird. Das Gas des Teilstromes wird in einem Trockenturm getrocknet und das abgasaugte Gasvolumen bestimmt.

Die auf dem Filter befindliche Staubmasse wird ins Verhältnis zur abgasaugten Teilstrommenge gesetzt.

$$C_{\text{Gesamtstaub}} = \frac{(m_{\text{Filter,Aus}} - m_{\text{Filter,Ein}})}{V_{\text{Teilstrom,tr.N}}} \quad (\text{A3.1})$$

| <b>Formelzeichen</b>        | <b>Bezeichnung</b>                            |
|-----------------------------|---|
| $C_{\text{Gesamtstaub}}$    | Gesamtkonzentration                           |
| $m_{\text{Filter,Aus}}$     | Masse des Filters beim Auswiegen              |
| $m_{\text{Filter,Ein}}$     | Masse des Filters beim Einwiegen              |
| $V_{\text{Teilstrom,tr.N}}$ | Abgasaugtes Gasvolumen im Normzustand trocken |

Es wird davon ausgegangen, dass die mittlere Staubkonzentration im Teilstrom der mittleren Staubkonzentration des Abgases entspricht.

## 3.4 Geräte und Material

### 3.4.1 Geräte

Für die Messung werden folgende Geräte benötigt:

Tabelle 1: Notwendige Messgeräte

| Gerät  | Bemerkungen   |
|--|---|
| Messgerät zur Bestimmung der Abgastemperatur                 | –   |
| Messgerät zur Bestimmung des Wasserdampfgehaltes im Abgas    | Es müssen geeignete Messverfahren verwendet werden. Zum Einsatz können sowohl kontinuierlich arbeitende Messgeräte sowie auch eine gravimetrische Bestimmung der Feuchte genutzt werden. Der Wasserdampfanteil kann auch aus einer Stoffbilanz errechnet werden (Verbrennungsrechnung). |
| Gasanalysator zur Bestimmung des Sauerstoffgehaltes im Abgas | –   |
| Messgerät zur Bestimmung der Abgasgeschwindigkeit            | Die Bestimmung des Staudruckes erfolgt mit einem standardisierten Prandtl-Straurohr   |
| Messgerät zur Bestimmung des statischen Druckes              | –   |
| Automatische Teilstromentnahmeeinrichtung ITES               | mit Trockenturm, Pumpe, Rechner und Staubsonde bestehend aus Düse, Krümmer, Filterkopfgerät mit Heizung und beheiztes Absaugrohr  |
| Waage  | Die Wägung erfolgt am DBFZ auf der in der klimatisierten Wägekabine befindlichen Waage Typ "ABT 220-5 DM".  |

### 3.4.2 Materialien

- Planfilter Typ Munktell MK 360 mit 150 mm Durchmesser (6h ausgeheizt bei 350 °C)
- Aceton mit Reinheit „HPLC Grade“
- Destilliertes Wasser
- Parafilm (zum Abdecken der Spülflüssigkeit)
- Alufolie (zum Verpacken der Filter)
- Vorbereitete Klebeetiketten zum Beschriften der Proben
- Zipbeutel



## 3.6 Durchführung der Analyse

### 3.6.1 Probenvorbereitung

#### 3.6.1.1 Vorbereiten der Petrischalen

Die zur Verwendung vorgesehenen Petrischalen werden einer Sichtprüfung unterzogen. Werden Verschmutzungen festgestellt, erfolgt eine Reinigung in der Laborspülmaschine. Da dabei Beschriftungen entfernt werden, sind diese neu zu beschriften.

#### 3.6.1.2 Vorbereiten der Planfilter

Bei den Labortätigkeiten sind Laborhandschuhe zu tragen. Die leeren Planfilterhalter werden grob gereinigt, danach 5 min im Ultraschallbad (Leitungswasser) behandelt. Im Ultraschallbad werden die Filterhalter in ein geeignetes Gefäß gestellt, so dass das Spülwasser sich nicht mit dem Wasser im Ultraschallbad vermischt. Dem Spülwasser wird etwas laborübliches Reinigungsmittel (Pulver) zugegeben. Anschließend wird der Filterhalter mit destilliertem Wasser abgespült.

Trocknen der Planfilterhalter im Trockenschrank (180 °C), 20 min.

Die Planfilter werden mit einer Pinzette in einzeln nummerierte Planfilterhalter eingelegt. Die Planfilterhalter werden ab hier in beschrifteten Petrischalen „70 °C“ gelagert/transportiert.

Die bestückten Planfilterhalter werden vor dem Auswiegen 2 h (-0h / +24h) in der hygrostatisierten Wägekabine gelagert.

Das Gewicht der bestückten Planfilterhalter wird mindestens dreimal im Abstand von jeweils einer Minute ermittelt und in der dafür vorgesehenen Datei eingetragen. Wird ein deutlicher Trend festgestellt, ist die Wägung nach frühestens 4 h zu wiederholen. Dies ist im Protokoll zu vermerken. Aus Gründen der Qualitätssicherung ist der QMV darüber zu informieren.

Die ausgewogenen Planfilterhalter werden bis zur Verwendung in mit Deckel geschlossenen Petrischalen im Staubschutzschrank im Fach „NICHT AUSGEHEITZT“ aufbewahrt.

#### 3.6.1.3 Vorbereiten der automatischen isokinetischen Absaugung

Die Software wird gestartet. Es ist zu überprüfen, ob die geladene Konfigurationsdatei der Seriennummer des Geräts entspricht. Vor der Messung oder dem Lecktest muss das ITES mindestens 20 min eingeschaltet sein.

Der Leckagetest entsprechend Softwareanweisung ist durchzuführen indem die Sondenöffnung mit einem Stopfen verschlossen wird. Dazu ist der Bypass auf ca. 200 mbar Unterdruck einzustellen.

#### 3.6.1.4 Vorbereiten der Sonde

Die Sonden werden entweder unmittelbar vor der Messung in die Messstrecke eingebracht oder verbleiben während des gesamten Messzyklus im Abgasstrom. Die Wahl ist im Protokoll zu vermerken. Die Sondenheizung ist rechtzeitig (30 Minuten) anzuschließen, so dass die Filterköpfe bei Absaugbeginn temperiert sind. Die Temperatur wird auf 65 °C eingestellt.

Der Filterkopf wird mit einem Planfilterhalter bestückt und geschlossen. Die Klappheizung wird angelegt und der Absaugschlauch angeschlossen.

#### 3.6.2 Kernstromsuche

Vor Beginn der Messungen muss mit einem geeigneten Verfahren die Lage des Kernstromes bestimmt werden. Als Messinstrumente bieten sich an:

- Prandtlsonde mit Differenzdruckmessgerät => Kernstrom im Bereich der größten Geschwindigkeiten
- Temperaturfühler => Kernstrom im Bereich der höchsten Abgastemperatur  
Wenn das Strömungsprofil bekannt ist, kann auf eine Kernstromsuche verzichtet werden. Dies ist im Protokoll zu vermerken.

Die Position der Sonde ist im Protokoll zu vermerken.

#### 3.6.3 Durchführen der Messung

Die Abgaszusammensetzung wird aus FTIR-Daten oder EHEIM-Daten und den Rechenwerten entsprechend dem Ergebnisprotokoll eingetragen.

An die Sensorbox sind die Schläuche des Prandtlrohrs anzuschließen. Die Anschlüsse sind in Schwarz-Rot-Gelb markiert. Ebenso muss das Thermoelement an die Sensorbox angeschlossen werden.

Die gewünschten Absaugparameter (Messdauer, Düsengröße, Abgasfeuchte) sind einzugeben. Die Dateibenennung erfolgt gemäß der Technikumvorgabe.

In der nächsten Programmebene wird die Abgaskanaltemperatur eingegeben, falls kein Thermoelement eingebaut ist.

Die gewünschte Absaugdauer ist einzutragen. Speicherabstand 60 s. Die tatsächliche Absaugdauer wird im Ereignisprotokoll eingetragen.

Im Regelfall soll die Messzeit 30 min betragen. Nach Absprache mit dem Versuchsleiter sind auch kürzere Zeiten möglich. Messzeiten unter 15 min sollten vermieden werden.

Nach Messzyklusende (akustisches Signal) muss die Absaugung manuell (im Programm) beendet werden.

Das abgesaugte Volumen (im Normzustand) wird im Ereignisprotokoll eingetragen.

### 3.6.4 Nachbereitung der Messung

#### 3.6.4.1 Ausbau des Planfilters

Der Absaugschlauch wird abgenommen.

Die Klappheizung wird abgenommen, der Filterkopf mit dem entsprechenden Schlüssel geöffnet. Die Planfilterhalter werden mit einer Pinzette entnommen und in ihrer Petrischale zugedeckt abgelegt.

Zum Auskühlen und Konditionieren werden die Planfilterhalter auf dem Unterteil der Petrischale mindestens 10 h in der Wägekammer konditioniert. Es wird der Petrischale ein Zettel mit der eindeutigen Beschriftung der Probe untergelegt.

Das Gewicht der bestückten Planfilterhalter wird mindestens dreimal im Abstand von jeweils einer Minute ermittelt und in der dafür vorgesehenen Datei eingetragen. Wird ein deutlicher Trend festgestellt, ist die Wägung nach frühestens 4 h zu Wiederholen. Die Ergebnisse werden auch im Ergebnisprotokoll eingetragen. Aus Gründen der Qualitätssicherung ist der QMV darüber zu informieren.

Bei besonderen Verfärbungen werden Photographien der Planfilter angefertigt.

Die Rußzahl wird durch Vergleich mit einer Rußzahlkarte bestimmt und in der Wägedatei und im Ergebnisprotokoll eingetragen.

Die Planfilter werden mit Pinzette entnommen, auf Alufolie gelegt und mit Hilfe des Spatels gefaltet (in der Mitte) und in die Aluminiumfolie (Apothekerbriefchen) eingeschlagen. Auf einem Klebeetikett wird Durchgang, Beladung und Filternummer erfasst und das Etikett auf den verpackten Filter geklebt. (Nicht auf dem Filter oder dem Apothekerbriefchen schreiben!) Der Apothekerbrief wird in eine mit der Versuchsbeschreibung beschriftete Tüte verpackt.

Die Einlagerung (Gefrierschrank oder Raumtemperatur) richtet sich nach dem Analysenziel.

Eine Einlagerung im Gefrierschrank ist in der entsprechenden Lagerliste (Datei Gefrierschrankinhalt) einzutragen.

#### 3.6.4.2 Nachbehandlung der Sonde

Die Sonde wird wie folgt in ein Becherglas (150 ml) ausgespült: destilliertes Wasser (ca. 30 ml), ca. 20 ml Aceton HPLC Grade, ca. 30 ml destilliertes Wasser.

Die Spülflüssigkeit wird mit Parafilm verschlossen und mit Analyseauftrag im Labor 103 abgestellt. Die weitere Verfahrensweise regelt eine eigene SOP.

Das Sondenrohr wird mit Druckluft (ölfrei) trockengeblasen.

### 3.7 Auswertung

Aus jeweils drei Messwerten der Wägung wird die Masse des leeren Filters, des beladenen Filter, der leeren Folterhülse und der beladenen Filterhülse bestimmt. Die Masse des Staubes aus dem Spülwasser wird prozentual auf die jeweiligen Staubbelastungen der beladenen Messfilter (Hülse + Planfilter) addiert. Die Massedifferenz aus beladenem Planfilter und beladener Hülse mit dem Spülwasseranteil und dem unbeladenen Filter und der unbeladenen Hülse ist die gesammelte Staubmenge. Die gesammelte Staubmenge wird durch das abgesaugte Gasvolumen (im Normzustand, trocken) geteilt.

$$C_{\text{Gesamtstaub}} = \frac{\left( m_{\text{Filter,Aus}} + m_{\text{Hülse,Aus}} + m_{\text{AnteilSpülung}} \right) - m_{\text{Filter,Ein}} - m_{\text{Hülse,Ein}}}{V_{\text{Teilstrom,tr.N}}} \quad (\text{A3.2})$$

| Formelzeichen              | Bezeichnung  | Einheit            |
|----------------------------|--|--------------------|
| $C_{\text{Gesamtstaub}}$   | Gesamtstaubkonzentration                                   | mg/Nm <sup>3</sup> |
| $m_{\text{Filter,Aus}}$    | Masse des Filters beim Auswiegen                           | mg                 |
| $m_{\text{AnteilSpülung}}$ | Anteil der Staubmasse aus der Sondenspülung                | mg                 |
| $m_{\text{Filter,Ein}}$    | Masse des Filters beim Einwiegen                           | mg                 |
| $m_{\text{Hülse,Aus}}$     | Masse der Filterhülse beim Auswiegen                       | mg                 |
| $m_{\text{Hülse,Ein}}$     | Masse der Filterhülse beim Einwiegen                       | mg                 |
| $V_{\text{Teilstrom}}$     | Abgesaugtes Gasvolumen im Normzustand <sup>2</sup> trocken | Nm <sup>3</sup>    |

Anschließend kann das Messergebnis noch auf einen Bezugssauerstoffwert (z. B. 13 %) bezogen werden.

$$C_{\text{Gesamtstaub,13\%O}_2} = C_{\text{Gesamtstaub,realO}_2} \cdot \left( \frac{21 - C_{\text{O}_2,\text{Bezug}}}{21 - C_{\text{O}_2,\text{real}}} \right) \quad (\text{A1.})$$

| Formelzeichen                    | Bezeichnung                                      | Einheit            |
|----------------------------------|--|--------------------|
| $C_{\text{Gesamtstaub,13\%O}_2}$ | Gesamtstaubkonzentration bei 13 % O <sub>2</sub> | mg/Nm <sup>3</sup> |
| $C_{\text{Gesamtstaub,realO}_2}$ | Gesamtstaubkonzentration bei nat. O <sub>2</sub> | mg/Nm <sup>3</sup> |
| $C_{\text{O}_2,\text{Bezug}}$    | Bezugssauerstoffkonzentration (z. B. 13 %)       | %                  |
| $C_{\text{O}_2,\text{real}}$     | Sauerstoffkonzentration im Abgas                 | %                  |

### 3.8 Messfehler

Bei dem Verfahren (gravimetrische Staubmessung mit Bezug auf einen Sauerstoffwert) wird mit einem relativer Messfehler von 7 % gerechnet.

Der jeweilige Messfehler muss für jeden Anwendungsfall individuell berechnet werden.

Der Hauptanteil der Messunsicherheiten liegt bei der Sauerstoffkonzentrationsmessung (+/- 2% oder 1 Vol-% absolut) und der Volumenstrombestimmung.

### 3.9 Qualitätssicherungsmaßnahmen

Zur Überprüfung, ob die gelieferten Filter frei von flüchtigen organischen Verbindungen sind, werden diese stichprobenartig einer EC / OC-Analyse unterzogen. Bei erhöhten Konzentrationen dürfen die Filter nicht für dieses Verfahren verwendet werden. Ggf. sind die Filter im DBFZ zu tempern und anschließend einer erneuten Prüfung zu unterziehen.

Die Wägetabelle ist mit einer Funktion ausgestattet, die einen deutlich erkennbaren Trend farblich anzeigt. Auftretende Trocknungs- bzw. Befeuchtungstrends werden im Rahmen der Qualitätssicherung erfasst und ausgewertet. Dadurch kann überprüft werden, ob die Lagerzeiten in der Wägekabine ausreichend sind.

Folgende Informationen sind zusätzlich aus Gründen der Qualitätssicherung im Protokoll zu vermerken:

- Eine Wiederholung der Wägung aufgrund eines Trends der ermittelten Massen (3.6.1.2 und 3.6.4.2)
- Wird die Sonde nur einfach oder mehrmals genutzt? (3.6.1.2)
- Die Position der Staubsonde im Abgasstrom (3.6.2)
- Wenn auf die Kernstromsuche verzichtet wurde. (3.6.2)

## 3.10 Bildband

## Gesamtstaubmessung mit Planfilter Ø 45 mm, 70 °C

## Vorbereitungsschritte

|  |   |   |
|--|---|---|
| <b>01</b>  | <b>Planfilterhalter reinigen</b>                        |    |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• grob reinigen</li> <li>• Ultraschallbad (5 min), Leitungswasser abspülen</li> <li>• mit destilliertem Wasser abspülen</li> </ul>  |   |   |
| <b>02</b>  | <b>Trocknung 180 °C 20 min</b>                          |    |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Filterhalter in den Trockenschrank legen</li> <li>• Filterhalter 20 min bei 180 °C trocknen</li> </ul>  |   |   |
| <b>03</b>  | <b>Filter in Halter einsetzen</b>                       |    |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• abgerundete Pinzette verwenden</li> <li>• Planfilter in Halter einlegen</li> <li>• Petrischale nummerieren (gleiche Nummer wie Planfilterhalter)</li> </ul>   |   |   |
| <b>04</b>  | <b>Filter und Planfilterhalter in Wägekabine &gt;2h</b> |  |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Filter und Halter in Wägekabine überführen und &gt;2h lagern</li> <li>• innerhalb von 24h auswiegen</li> <li>• Gewicht erfassen; 3 Messungen im Abstand von je einer Minute</li> <li>• anschließend im Staubschutzschrank lagern</li> </ul> |   |   |

## Vorbereiten der Sonde

|  |                        |   |
|--|------------------------|---|
| <b>05</b>  | <b>Sonden einbauen</b> |  |
| <ul style="list-style-type: none"><li>• Bestimmung des Kernstromes</li><li>• Sonde zu Beginn des Versuches einsetzen</li><li>• Sondenheizung vor Messbeginn auf 65 °C einstellen</li></ul> |                        |   |

|   |                        |   |
|---|------------------------|---|
| <b>06</b>   | <b>Sonde bestücken</b> |  |
| <ul style="list-style-type: none"><li>• bestücken, Absaugschlauch anschließen</li><li>• Leckagetest durchführen (200 mbar)</li><li>• Druck und Temperatursensoren anschließen</li></ul> |                        |   |

## Durchführung der Messung

|  |                                      |   |
|--|--------------------------------------|---|
| <b>07</b>  | <b>Noch vor Beginn der Absaugung</b> |  |
| <ul style="list-style-type: none"><li>• Abgaszusammensetzung aus paralleler Gasmessung entnehmen</li><li>• Messzeiten zwischen 15-30 Minuten</li></ul> |                                      |   |

## Nachbereitung

|  |                        |   |
|--|------------------------|---|
| <b>08</b>  | <b>Messung beenden</b> |  |
| <ul style="list-style-type: none"><li>• Entnahme Absaugschlauch, Klappeheizung, Filterhalter</li><li>• Filterhalter in Petrischale, Petrischale schließen</li><li>• Protokolleintrag</li></ul> |                        |   |

|  |                        |   |
|--|------------------------|---|
| <b>09</b>  | <b>10 h Wägekabine</b> |  |
| <ul style="list-style-type: none"><li>• Lagerung Filter+ Halter mind. 10h in Wägekabine</li><li>• ggf. gesonderte Beschriftung der Proben</li><li>• Auswiegen, 3 Messungen im Abstand von je einer Minute</li><li>• bei starken Abweichungen -&gt; SOP TK-02</li></ul> |                        |   |

**10 Planfilter verpacken**

- falls Analysen erforderlich sind Filter entnehmen und verpacken
- dazu in Aluminiumfolie einschlagen
- Beschriften -> bei PAK Analysen in Gefrierschrank
- -> bei anorg. Analysen: Auftrag Analysenlabor

**11 Sonde spülen**

- mit ca. 20 ml Aceton und 30 ml H<sub>2</sub>O dest.
- ausfüllen Analysenauftrag
- nähere Infos siehe weitere SOP



# 4

## Gravimetrische Gesamtstaubmessung mit 150 mm Quarzfaserfilter

### SOP TK-03

### Standardanweisung

Torsten Schröder  
Tobias Ulbricht  
Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ), Leipzig

## 4.1 Zweck / Prinzip

Diese SOP regelt das Verfahren zur Bestimmung der Gesamtstaubkonzentration in strömenden Abgasen und der gleichzeitigen Gewinnung von Filterproben mit einem 150 mm Quarzfilter. Dabei orientiert sich das Verfahren an der VDI 2066 Blatt 1.

## 4.2 Einsatzbereich

Dieses Verfahren ist anwendbar unter folgenden Bedingungen:

- Rohrendurchmesser kleiner 350 mm
- Staudruck im strömenden Abgas größer 5 Pa
- Abgastemperatur < 70 °C (Materialbeständigkeit)
- Bekanntes Strömungsprofil an der Messstelle des Abgasrohres

## 4.3 Messprinzip

Für die Messung wird aus dem Kernstrom des Abgases ein Teilstrom isokinetisch (geschwindigkeitsgleich) entnommen. Der Teilstrom wird über einen Filter geleitet, auf welchem der gesamte mitgeführte Staub abgeschieden wird. Das Gas des Teilstromes wird in einem Trockenturm getrocknet und das abgesaugte Gasvolumen bestimmt.

Der Filter wird nach Anleitung in drei Teile (zwei kleine und ein großes) geteilt, die einzelnen Teile gewogen und der prozentuale Masseanteil der Filterstücke bestimmt. Anschließend wird das große Teilstück konditioniert und nochmals ausgewogen. Um die Masse des Staubes auf dem gesamten Filter zu erhalten, wird über die Masse des großen Stückes auf die Masse des Gesamtfilters geschlossen.

Die auf dem Filter befindliche Staubmasse wird ins Verhältnis zur abgesaugten Teilstrommenge gesetzt.

$$C_{\text{Gesamtstaub}} = \frac{(m_{\text{Filter,Aus}} - m_{\text{Filter,Ein}})}{V_{\text{Teilstrom,tr.N.}}} \quad (\text{A4.1})$$

| Formelzeichen              | Bezeichnung                                   | Einheit                 |
|----------------------------|---|-------------------------|
| $C_{\text{Gesamtstaub}}$   | Gesamtstaubkonzentration                      | mg/m <sup>3</sup> i. N. |
| $m_{\text{Filter,Aus}}$    | Masse des Filters beim Auswiegen              | g                       |
| $m_{\text{Filter,Ein}}$    | Masse des Filters beim Einwiegen              | g                       |
| $V_{\text{Teilstrom,i.N}}$ | Abgesaugtes Gasvolumen im Normzustand trocken | m <sup>3</sup> i. N.    |

Es wird davon ausgegangen, dass die mittlere Staubkonzentration im Teilstrom der mittleren Staubkonzentration des Abgases entspricht.

## 4.4 Geräte und Material

### 4.4.1 Geräte

Für die Messung werden folgende Geräte benötigt:

Tabelle 1: Notwendige Messgeräte

| Gerät  | Bemerkungen   |
|--|---|
| Messgerät zur Bestimmung der Abgastemperatur                 | -   |
| Messgerät zur Bestimmung des Wasserdampfgehaltes im Abgas    | Es müssen geeignete Messverfahren verwendet werden. Zum Einsatz können sowohl kontinuierlich arbeitende Messgeräte sowie auch eine gravimetrische Bestimmung der Feuchte genutzt werden. Der Wasserdampfanteil kann auch aus einer Stoffbilanz errechnet werden (Verbrennungsrechnung). |
| Gasanalysator zur Bestimmung des Sauerstoffgehaltes im Abgas | -   |
| Messgerät zur Bestimmung der Abgasgeschwindigkeit            | Die Bestimmung des Staudruckes erfolgt mit einem standardisierten Prandtl-Straurohr. Alternativ ist auch der Einsatz eines Flügelradmesswertaufnehmers möglich. Dann muss jedoch der aktuelle Geschwindigkeitswert im Programm manuell mitgeführt werden.                               |
| Messgerät zur Bestimmung des statischen Druckes              | -   |
| Automatische Teilstromentnahmeeinrichtung ITES               | Mit Trockenturm, Pumpe, Rechner und Staubsonde bestehend aus Düse, Krümmer, Filterkopfgerät mit Heizung und beheiztes Absaugrohr  |
| Waage ohne Wägekabine  | Typ AB 265-S  |
| Waage mit Wägekabine   | In der klimatisierten Wägekabine befindlichen Waage Typ "ABT 220-5 DM"  |

#### 4.4.2 Materialien

- Planfilter Typ Munktell MK 360 mit 150 mm Durchmesser (6h ausgeheizt bei 350 °C)
- Aceton mit Reinheit „HPLC Grade“
- Destilliertes Wasser
- Parafilm (zum Abdecken der Spülflüssigkeit)
- Alufolie (zum Verpacken der Filter)
- Vorbereitete Klebeetiketten zum Beschriften der Proben

#### 4.4.3 Hilfsmittel

- Pinzetten
- Petrischalen
- Becherglas 150 ml
- Bürste
- Handschuhe (hitzebeständig)
- Uhrglas
- Laborhandschuhe
- Wasserfester Stift
- Spatel

### 4.5 Messort

Die Messung der Gesamtstaubkonzentration wird an einer Stelle mit konstanten Strömungsbedingungen gemessen. Empfohlen wird ein Abstand des fünffachen Rohrdurchmessers vor und nach der Messstelle als Ein- und Auslaufstrecke. Weiterhin muss die Möglichkeit des parallelen Einbringens der Staudrucksonde sowie der Sonde des Abgasanalysegerätes erfolgen.

Das Verfahren ist nur für Messungen am Verdünnungstunnel geeignet.

## 4.6 Durchführung der Analyse

Während der Labortätigkeiten (Vorbereitung, Wiegen usw.) ist auf eine weitgehend staubfreie Umgebung zu achten. Weiterhin sind bei diesen Arbeiten Laborhandschuhe zu tragen. Eine grafische Kurzübersicht befindet sich im Anhang.

### 4.6.1 Probenvorbereitung

#### 4.6.1.1 Vorbereiten der Petrischalen

Die zur Verwendung vorgesehenen Petrischalen werden einer Sichtprüfung unterzogen. Werden Verschmutzungen festgestellt, erfolgt eine Reinigung in der Laborspülmaschine. Da dabei Beschriftungen entfernt werden, sind die Nummern auf gereinigte Uhrgläser zu übertragen.

#### 4.6.1.2 Vorbereiten der Planfilter

Die Filter werden aus der Verpackung genommen und in nummerierte Petrischalen (nur Unterschalen) gelegt. Die Filter in der Unterschale werden anschließend im vorgeheizten Trockenschrank bei 105 °C für 60 min getrocknet.

Nach dem Trocknen werden die Filter in den Unterschalen aus dem Trockenschrank entnommen und für ca. 10 min in der Raumluft abgekühlt.

Die Filter in den Petrischalen werden vor dem Auswiegen mindestens 6 h in der hygrostatisierten Wägekabine gelagert. Der Filter wird zum Wiegen beidhändig mit Pinzette aus der Petrischale entnommen und auf ein Uhrglas auf der Waage in der Wägekabine gelegt. Falls das Uhrglas „kipfelt“ kann ein Dichtungsring untergelegt werden. Die Waage ist zuvor mit dem Uhrglas zu tarieren. Gegebenenfalls ist die Luftzuführung in der Wägekabine abzuschalten (Beeinflussung der Wägung durch den Luftstrom). Das Gewicht wird mindestens dreimal ermittelt und in der dafür vorgesehenen Datei eingetragen.

Die ausgewogenen Filter werden bis zur Verwendung in mit Deckel geschlossenen Petrischalen vorzugsweise im Staubschutzschrank aufbewahrt.

#### 4.6.1.3 Vorbereiten der Sonde

Die Sonden werden entweder unmittelbar vor der Messung in die Messstrecke eingebracht oder verbleiben während des gesamten Messzyklus im Abgasstrom. Die Wahl ist im Protokoll zu vermerken. Sollten die Sonden im Abgasstrom verbleiben ist vor dem Einbau der Leckagetest (s. u.) durchzuführen.

Der saubere Filterhalter wird unmittelbar vor dem Einsatz im Trockenschrank bei 50 °C für eine Stunde vorgewärmt.

Der Filter wird mit Pinzette und Spatel aus der Petrischale entnommen und auf dem gereinigten Filterhalter (Unterteil) aufgesetzt. Anschließend wird die Flachdichtung (Ringstärke 0,25 mm oder 0,5 mm) eingesetzt. Die Flachdichtung muss auf dem Filter aufliegen. Nun wird das gereinigte Oberteil des Filterhalters aufgesetzt und Ober- und Unterteil mit Flügelmuttern fest verschlossen.

Der Filterhalter wird vorsichtig zum Einsatzort transportiert und abgestellt. Der Leckagetest entsprechend Softwareanweisung ist durchzuführen. Dazu wird die Sondenöffnung mit einem Stopfen verschlossen und der Bypass auf ca. 200 mbar Unterdruck einzustellen. Nach dem Leckagetest wird die Sonde von zwei Personen angebaut, fixiert und entsprechend im Abgasrohr positioniert (ggf. durch senkrechten Stutzen prüfen). Die Messung erfolgt im Kernstrom des Abgases.

Die Sondenheizung ist rechtzeitig (ca. 30 min vor Messbeginn) anzuschließen. Die Temperatur wird auf 60 °C eingestellt.

Der Absaugschlauch wird angeschlossen.

#### **4.6.1.4 Vorbereiten der automatischen isokinetischen Absaugung**

Die Software wird gestartet. Es ist zu überprüfen, ob die geladene Konfigurationsdatei der Seriennummer des Geräts entspricht. Die Seriennummer befindet sich oben auf dem Gehäuse des ITES. Vor der Messung muss der Trockenturm kontrolliert und bei Bedarf das Trockenmittel gewechselt werden.

An die Sensorbox sind die Schläuche des Prandtlrohrs anzuschließen. Die Anschlüsse sind in Schwarz-Rot-Gelb markiert. Die gewünschten Absaugparameter (Messdauer, Düsengröße, Abgasfeuchte) sind einzugeben. Weiterhin wird an der Sensorbox das Thermoelement welches sich im Abgaskanal befindet angeschlossen.

#### **4.6.2 Durchführen der Messung**

Die Abgaszusammensetzung wird aus FTIR-Daten oder den EHEIM-Daten und den Rechenwerten entsprechend dem Ergebnisprotokoll (aktuelle Vorlang) in die Eingabemaske des ITES eingetragen.

Die gewünschte Absaugdauer ist einzutragen. Speicherabstand 60 s. Die tatsächliche Absaugdauer wird im Protokoll eingetragen. Wird auf die automatische Ermittlung einiger Messparameter verzichtet (Einstellung im System), müssen diese Daten vor jeder Messung überprüft und manuell eingegeben werden.

Im Regelfall soll die Messzeit mindestens 30 min betragen. Nach Absprache mit dem Versuchsleiter sind auch kürzere Zeiten möglich. Messzeiten unter 15 min sollten vermieden werden.

Die Absaugung wird gestartet.

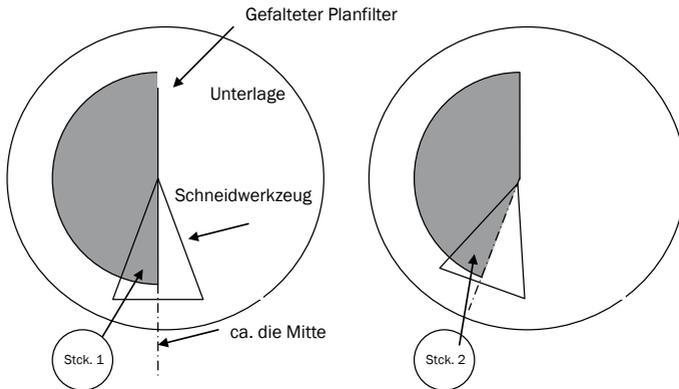


Abbildung 1: Bildung der Filterstücke 1, 2 und 3

Nach Messzyklusende (akustisches Signal) muss die Absaugung manuell (im Programm) beendet werden.

Das abgesaugte Volumen (im Normzustand) wird im Ereignisprotokoll eingetragen.

#### 4.6.3 Nachbereitung der Messung

##### 4.6.3.1 Ausbau des Planfilters

**Achtung!** Vom Ende der Messzeit bis zum Einfrieren der Teilstücke 1 und 2 und dem Wiegen des Teilstückes 3 dürfen maximal 30 min vergehen.

Der Absaugschlauch wird abgenommen und der Filterhalter abgeschraubt und in das Labor überführt.

Für die folgenden Arbeitsschritte ist auf eine staubfreie Unterlage und saubere Werkzeuge zu achten!

Im Labor wird der Filterhalter auf den Untersatz gestellt (ansonsten Kippgefahr) und die Schrauben am Filterhalter gelöst. Anschließend wird das Oberteil gerade abgenommen und der Dichtring mit einer Pinzette entfernt. Dabei darf der Filterkuchen nicht beschädigt werden.

Mit Hilfe von Spatel und Pinzette wird der Filter entnommen und auf eine staubfreien Unterlage (Fliese) gelegt.

Der Filter wird auf die Hälfte gefaltet, wobei die beladene Seite nach innen zeigt. Anschließend wird er auf der Waage ausgewogen (jeweils drei Einzelmessungen) und die Ergebnisse notiert. Zum wiegen wird auf die Waage außerhalb der Wägekabine ein Uhrglas aufgelegt und mit eintariert.

Nun werden 15° vom gefalteten Filter ausgestanzt (Abb. 1). Das kleinere Teilstück erhält die Nummer 1 und wird ebenfalls gewogen (drei Einzelmessungen).

Ein weiteres Teilstück von 15° wird ausgestanzt und gewogen (drei Einzelmessungen auf der Waage außerhalb der Wägekabine). Es ist darauf zu achten, dass die Teile an der Spitze zusammenhängen. Sie dürfen jedoch nicht von der gegenüberliegenden Seite des großen Filterstückes abgeschnitten werden. Dieses Teilstück erhält die Nummer 2.

Die Teilstücke werden in Alufolie verpackt, wobei die Seiten zusammengeschlagen und mehrfach als Apothekerbriefchen gefalzt werden. Auf einem Klebeetikett wird Teilstücknummer, Nummer der Petrischale, Datum und Projektnummer erfasst und das Etikett auf den verpackten Filter geklebt. (Nicht auf dem Filter schreiben!) Anschließend werden die Apothekerbriefchen in eine beschriftete Tüte verpackt und im Gefrierschrank bei -21 °C eingelagert und in der jeweiligen Gefrierschrankliste eingetragen.

Das Reststück des Filters (Teilstück 3) wird nochmals gewogen (drei Einzelmessungen auf der Waage außerhalb der Wägekabine) und das Ergebnis notiert.

Anschließend wird das Reststück in einer Petrischale (Unterschale) bei 105 °C für eine Stunde im Trockenschrank getrocknet. Nach dem Trocknen wird das Reststück mit der Petrischale entnommen und ca. 10 min bei Raumluft abgekühlt. Zum vollständigen Auskühlen und Konditionieren wird die Petrischale mit dem Reststück 6 h in der Wägekabine gelagert. Es wird der Petrischale ein Zettel mit der eindeutigen Beschriftung der Probe untergelegt.

Das Gewicht des konditionierten Reststückes wird mindestens dreimal ermittelt und in der dafür vorgesehenen Datei eingetragen. Dazu ist die Waage in der Wägekabine zu verwenden.

Anschließend wird auch das Reststück in Alufolie verpackt, wie oben beschriftet und zu den anderen Briefchen in die beschriftete Tüte im Gefrierschrank gepackt.

#### **4.6.3.2 Nachbehandlung der Sonde**

Die Sonde wird wie folgt in ein Becherglas 150 ml ausgespült: destilliertes Wasser (ca. 30 ml), ca. 20 ml Aceton HPLC Grade, ca. 30 ml destilliertes Wasser. Auch die Flachdichtung ist abzuspülen und die Spülflüssigkeit aufzufangen.

Die Spülflüssigkeit wird verschlossen und auf Staubbeladung im Labor analysiert. Das Sondenrohr wird mit Druckluft (ölfrei) trocken geblasen.

## 4.7 Auswertung

Die Berechnung erfolgt analog zu Anhang 3 Kapitel 3.7, wobei die zu verwendende Staubmasse durch folgende Schritte berechnet wird:

Ermittlung des prozentualen Anteils der Masseänderung durch die Konditionierung von Teilstück 3 (Reststück) aus der Masse vor und nach der Konditionierung.

Berechnung der „rechnerisch ermittelten Staubmasse konditioniert“ aus der Wägung des Gesamtfilters vor der Teilung und dem prozentualen Einfluss der Konditionierung berechnet aus den Wägungen des Teilstücks 3.

Für weitere Berechnungen wird die „rechnerisch ermittelte Staubmasse konditioniert“ verwendet.

## 4.8 Messfehler

Bei dem Verfahren der gravimetrischen Staubmessung mit Bezug auf einen Sauerstoffwert wird mit einem relativen Messfehler von 7 % gerechnet. Dabei wird von einer gleichmäßig konzentrischen Staubverteilung auf dem Filter ausgegangen. Der Hauptanteil der Messunsicherheiten liegt bei der Sauerstoffkonzentrationsmessung (+/- 2 % oder 1 Vol-% absolut) und der Volumenstrombestimmung.

## 4.9 Qualitätssicherungsmaßnahmen

Zur Überprüfung, ob die gelieferten Filter frei von flüchtigen organischen Verbindungen sind, werden diese stichprobenartig einer EC/OC-Analyse unterzogen. Bei erhöhten Konzentrationen dürfen die Filter nicht für dieses Verfahren verwendet werden. Ggf. sind die Filter im DBFZ zu tempern und anschließend einer erneuten Prüfung zu unterziehen.

# 5

## Hilfestellung für die gravimetrische Gesamtstaubmessung mit 150 mm Quarzfasermembranfiltern

Torsten Schröder  
Tobias Ulbricht  
Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ), Leipzig

## Vorbehandlung

### 01 Geheizten Filter bei 105 °C 1h trocknen



- Filter aus Verpackung nehmen
- Filter auf nummerierte Petrischale (nur Unterschale)
- Filter auf Unterschale in aufgeheizten Trockenschrank 105 °C / 60 min

### 02 Getrockneten Filter entnehmen und abkühlen



- Filter auf nummerierter Petrischale (nur Unterschale) abkühlen lassen (ca. 10 min)

### 03 Getrockneten, abgekühlten Filter in Wägekabine 6h



- Filter auf nummerierter Petrischale (nur Unterschale)
- in Wägekabine überführen mind. 6h (oder Exikkator)

### 04 Leergewicht des Filters bestimmen



- getrockneter, abgekühlter Filter in Wägekabine
- Filter beidhändig aus nummerierter Petrischale (nur Unterschale) in Wägekabine auf Uhrglas zum Wiegen überführen (Waage mit Uhrglas zuvor tarieren, ggf. Absaugung ausschalten (3-fache Wägung))

### 05 Filter für Einsatz lagern



- Ausgewogenen, getrockneten, abgekühlten Filter für Einsatz lagern
- Filter auf Petri-Unterschale aus Wägekabine entnehmen
- mit Petrioberschale abdecken und für Einsatz abstellen

**06 Filterhalter vorwärmen 1 h, 50 °C**

- Filterhalter vorwärmen im Trockenschrank 1 h bei 50 °C
- Vorwärmung direkt vor dem Einsatz

**Probennahme****07 Filter verwenden**

- Filter ist ausgewogen, getrocknet und abgekühlt
- Filter aus Petrischale entnehmen
- Filter auf gereinigten Filterhalter (Unterteil) aufsetzen

**08 Dichtring einsetzen**

- Auswahl der Ringstärken: 0,25 mm oder 0,5 mm
- Ring muss auf dem Filter aufliegen

**09 Filterhalter verschließen**

- saubere Planfilteroberkonstruktion auf Unterteil setzen
- Ober- und Unterteil mit Flügelmutter fest verschließen
- Leaketest durchführen
- Sondenheizung anschließen und einschalten (30 Minuten vor Messbeginn)

**10 Filterhalter einsetzen**

- 2 Personen erforderlich
- Vorsicht beim Transport (nur die Halterung anfassen)

**11 Filterhalter einsetzen**

- 2 Personen erforderlich
- Sonde in der Mitte des VT-Rohres positionieren (über senkrechten Stützen prüfen)

**12 Absaugung starten**

- ITES einrichten, Werte aus paralleler Gasmessung
- Sondenbeheizung auf 60 °C

## Nachbehandlung

**13 Vorbereitung**

- Trockenschrank vorheizen 105 °C
- Alufolie zum Verpacken vorbereiten
- ggf. Aufkleber vorbereiten

**14 Absaugung beenden**

- Absaugung beenden,
- Absaugschlauch von Filterhalter trennen
- 25 Minuten für die folgenden Prozeduren bis Punkt 23
- Filterhalter in Labor überführen und zerlegen

**15 Filter falten**

- auf saubere staubfreie Unterlage achten
- gereinigte Werkzeuge verwenden
- Filter auf Alufolie legen
- Filter auf die Hälfte falten – Beladung nach innen

**16 gefalteten Filter auswiegen**

- Waage außerhalb der Wägekabine nutzen!
- Uhrglas „kipperfrei“ (Dichtungsring unterlegen) auf Waage lagern und Waage tarieren
- gefalteten Filter auswiegen

**17 Filter schneiden**

- 15° vom gefalteten Filter ausstanzen (Mitte abschätzen)
- kleines Teilstück erhält die Nr.1

**18 Teilstück 1**

- nach dem Stanzen auf sauberer Oberfläche ablegen
- kleines Teilstück erhält die Nr.1
- Teilstück 1 auf Uhrglas wiegen (3x) + Werte in Excel-Tabelle eintragen
- Waage außerhalb der Wägekabine nutzen!

**19 Teilstück 2 (Arbeitsschritt kann ggf. entfallen)**

- weiteres Teilstück (15° vom großen Reststück) ausstanzen (Teile müssen zusammenhängen), nicht von gegenüberliegender Seite
- Teilstück 2 auf Uhrglas wiegen (3x)
- Waage außerhalb der Wägekabine nutzen!

**20 Teilstücke 1 und 2 verpacken**

- kleine Alufolienstücke verwenden

**21 Teilstücke 1 und 2 verpacken**

- Seiten zusammenschlagen und mehrfach falzen

**22 Teilstücke 1 und 2 beschriften**

- beschrifteten Aufkleber verwenden
- Angaben: Teile-Nr. 1 oder 2
- Nummer der Petrischale, Datum, Projektnummer, etc\*
- beide Teile eintüten, beschriften und in den Gefrierschrank (-21 °C)

**23 Reststück (Teil 3) nochmals auswiegen**

- Waage mit Uhrglas tarieren und gefaltetes Reststück 3 x wiegen
- Waage außerhalb der Wägekabine nutzen!

**24 Reststück in Trockenschrank 1 h bei 105 °C**

- gefaltetes Reststück (Teil 3)
- auf Petriunterschale legen
- 1 h bei 105 °C in den Trockenschrank

**25 getrocknetes Reststück abkühlen lassen**

- gefaltetes Reststück (Teil 3) aus Trockenschrank entnehmen
- auf nummerierter Petrischale abkühlen lassen (5 - 10 min)

**26 Reststück in Wägekabine überführen 6 h**

- abgekühltes Reststück (Teil 3) in Wägekabine überführen
- 6 h liegen lassen
- anschließend auswiegen (3x) und Werte eintragen

**27 Reststück verpacken**

- gefaltetes Reststück (Teil 3) aus Wägekabine entnehmen
- Reststück in Alufolie verpacken

**28 Reststück beschriften und versenden**

- in Alufolie verpacktes Reststück (Teil 3) beschriften
- beschrifteten Aufkleber verwenden\*
- Reststück verpacken und lagern / versenden
- oder in den Beutel zu den anderen legen (bei -21 °C)

**29 Filterhalter und Sonde reinigen**

- Filterhalter und Sonde mit Aceton und H<sub>2</sub>O dest. Spülen
- Auswaschung verdampfen und Rückstände wiegen lassen
- Übernahme der Werte ins Protokoll

# 6

## **Anleitung zur gravimetrischen Quantifizierung der Staubemissionen bei langen Messzeiträumen und instationärem Emissionsverhalten durch Modifikation der Staubmessmethode nach VDI 2066-1**

Robert Kunde  
Mamun Adeili  
Florian Volz  
ZAE Bayern, Garching

## 6.1 Anwendungsbereich

Diese Anleitung beschreibt ein Verfahren zur gravimetrischen Quantifizierung der kumulierten Gesamtstaubemissionen aus Kleinf Feuerungsanlagen am Beispiel einer Holzpellet-Kleinf Feuerungsanlage, die unter realistischen Betriebsbedingungen betrieben wird, wobei ein instationäres Emissionsverhalten auftritt. Das Verfahren orientiert sich an den Vorgaben der VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 (VDI 2066-1, 2006). Die darin beschriebene Staubmessmethode wird durch geeignete Maßnahmen modifiziert, um Messungen bei hoher Staubfracht zu ermöglichen. Je nach Staubkonzentration können dadurch auch längere Messzeiträume (bis zu 120 h) realisiert werden.

## 6.2 Messprinzip

Bei der hier beschriebenen Tages-Gesamtstaubmessung an einer Pellet-Kleinf Feuerungsanlage wird die Anlage unter kontrollierten Bedingungen betrieben und dabei ein realistisches Lastprofil vom Kessel bedient. Dabei treten aufgrund des variablen Wärmelastverlaufs unterschiedlichste Betriebszustände der Pellet-Kleinf Feuerungsanlage mit entsprechend variablen Emissionsniveaus auf, z. B. auch Ein- und Ausschaltvorgänge der Feuerung.

Durch die verlängerte Messdauer und durch das instationäre Emissionsverhalten, verbunden mit oftmals signifikant erhöhten Staubkonzentrationen, ergeben sich im Vergleich zur Messmethode nach VDI 2066-1 veränderte Anforderungen. Die erhöhte Staubfracht erfordert einerseits eine Vergrößerung der Filterkapazität, aber auch die Anpassung der kontinuierlichen Abgaskonditionierung (Kühlung und Entfeuchtung) an die längere Messdauer. Andererseits muss die Messeinrichtung ohne Bedienpersonal auskommen, was eine automatische Regelung des Absaugvolumenstroms, eine automatische Messdatenerfassung sowie Sicherheitseinrichtungen und Abschaltmechanismen erforderlich macht.

Zur Ermittlung der Tages-Gesamtstaubemission sind nur Betriebszustände des Kessels ausschlaggebend bei denen potentiell Staub emittiert wird. Daher ist es zur Erhöhung der Standzeit der Abgastrocknung mittels Silicagel (Orangegel) zweckmäßig, nur bei emissionsrelevanten Betriebszuständen einen Teilstrom zu entnehmen. Dazu muss automatisch zwischen emissionsrelevanten und nicht emissionsrelevanten Betriebszuständen unterschieden werden. Dafür wird definiert, dass ein emissionsrelevanter Betriebszustand nur bei signifikantem Abgasvolumenstrom vorliegt. Dies ist immer dann der Fall, wenn das Abgasgebläse des Kessels in Betrieb ist. Bei einigen untersuchten Pelletkesseln konnte der Betrieb des Abgasgebläses signifikant aus der elektrischen Leistungsaufnahme des Kessels abgeleitet werden.

Bei der Messung wird aus dem Kernstrom des Abgases gemäß VDI 2066-1 ein Teilstrom entnommen. Eine isokinetische Probenahme ist aufgrund der geringen Korngröße des Staubes nicht erforderlich. Der Teilstrom muss jedoch volumenstromproportional entnommen werden, was mit einem geregelten Mass flow controller (MFC) realisiert werden kann. Es ist dennoch zu empfehlen, durch geeignete Wahl des Durchmessers der Absaugdüse unterisokinetische Absaugung zu vermeiden.

Zur Erhöhung der Filterkapazität wird die Verwendung (gegebenenfalls zusätzlich mit Quarzwatte gestopfter) vorgefertigter Glasfaserfilterhülsen empfohlen. Zur Absicherung

(z. B. bei Filterriss, Undichtigkeit oder zu erwartender evtl. nicht vollständiger Abscheidung des Staubes in der Filterhülse) soll ein Planfilter nachgeschaltet werden. Grundsätzlich ist darauf zu achten, das Filtermedium nach der erwarteten Staubfracht auszuwählen.

Die Abgaskonditionierung auf Normbedingungen erfolgt durch eine Vorentfeuchtung mittels Intensivkühler und anschließender Trocknung in einer Schüttung mit Trockenperlen (Silicagel, Orangeel). Das abgesaugte Teilstromvolumen wird mit einer Gasuhr (z. B. Balgengaszähler) bestimmt. Dabei werden die Temperatur und Restfeuchte (Normbedingungen) erfasst.

Die mittlere Staubkonzentration wird bestimmt, in dem die auf dem Filter befindliche Staubmasse ins Verhältnis zur abgesaugten Teilstrommenge gemäß folgender (Gleichung 1) gesetzt wird:

$$c_{\text{Gesamtstaub}} = \frac{(m_{\text{Filter,Aus}} - m_{\text{Filter,Ein}})}{V_{\text{Teilstrom,tr.N}}} \quad (\text{A6.1})$$

| Formelzeichen               | Bezeichnung  | Einheit                 |
|-----------------------------|--|-------------------------|
| $c_{\text{Gesamtstaub}}$    | Gesamtstaubkonzentration   | mg/m <sup>3</sup> i. N. |
| $m_{\text{Filter,Aus}}$     | Masse des Filters bei Gegenwaage                                 | mg                      |
| $m_{\text{Filter,Ein}}$     | Masse des Filters bei Einwaage                                   | mg                      |
| $V_{\text{Teilstrom,tr.N}}$ | Abgesaugtes Gasvolumen im Normzustand (273 K, 1013 mbar) trocken | m <sup>3</sup> i. N.    |

Zur volumenstromproportionalen Teilstromentnahme und Regelung (MFC) ist die kontinuierliche Bestimmung des Abgasvolumenstroms (z. B. aus Rohrquerschnitt und Strömungsgeschwindigkeit) erforderlich.

Die innerhalb des Betrachtungszeitraums (hier z. B. 24 h) emittierte Gesamtstaubfracht wird gemäß nachfolgender (Gleichung 2) berechnet:

$$m_{\text{Gesamtstaub, 24h}} = c_{\text{Gesamtstaub}} * V_{\text{Gesamtabgasstrom, tr.N, 24h}} \quad (\text{A6.2})$$

| Formelzeichen                    | Bezeichnung  | Einheit                 |
|----------------------------------|--|-------------------------|
| $m_{\text{Gesamtstaub, 24h}}$    | Innerhalb des Betrachtungszeitraums, hier z. B. 24 h emittierte Gesamtstaubfracht  | mg/Betrachtungszeitraum |
| $c_{\text{Gesamtstaub, 24h}}$    | Gesamtstaubkonzentration   | mg/m <sup>3</sup> i. N. |
| $V_{\text{Teilstrom,tr.N, 24h}}$ | Gemessenes (bzw. berechnetes) Gesamtabgasvolumen im Normzustand trocken innerhalb des Betrachtungszeitraums, hier z. B. 24 h | m <sup>3</sup> i. N.    |

Dabei gilt die Annahme, dass die mittlere Staubkonzentration im Teilstrom der mittleren Staubkonzentration des Abgases entspricht.

Aufgrund hoher Staubkonzentrationen kann eine Filterstandzeit vorliegen, die kürzer als der Betrachtungszeitraum (z. B. 24 h) ist. In diesem Fall muss anhand geeigneter kontinuierlicher Messdaten beurteilt werden, ob eine Hochrechnung der Staubmessdaten auf den Betrachtungszeitraum zulässig ist. Dabei ist abzuwägen, ob das Emissionsverhalten der Feuerung während der Beprobung ähnlich zum nicht beprobten Restzeitraum ist.

## 6.3 Messgeräte und Hilfsmittel

### 6.3.1 Messgeräte

Für die Messung werden die Messgeräte laut Tabelle 1 empfohlen.

Tabelle 1: Messgeräte für die Gesamtstaubbestimmung

| Messgerät   | Verwendungszweck/Bemerkungen   |
|---|--|
| Thermoelement<br>(z. B. Typ K)  | Zur Bestimmung der Abgastemperatur an der Messstelle.  |
| Gasanalysator zur Bestimmung des Sauerstoffgehaltes im Abgas  | Notwendig für die Umrechnung der Staubfracht auf die Bezugsgröße bei 13 % O <sub>2</sub>   |
| Messgerät zur Bestimmung der Abgasgeschwindigkeit   | Zur Bestimmung der Abgasgeschwindigkeit wird ein Hitzdraht-Anemometer verwendet. Neben der Temperatur an der Messstelle ist auch der Messbereich des Gerätes zu beachten. Eine regelmäßige Druckluftspülung des Hitzdrahts ist zweckmäßig, um die Messgenauigkeit auch über längere Zeiträume sicherzustellen. Die Abgasgeschwindigkeit kann auch als Kontrollgröße verwendet werden, um zu überprüfen, ob das Abgasgebläse in Betrieb ist oder nicht. |
| Messgerät zur Bestimmung des Differenzdrucks über den Filter  | Zur Bestimmung des Differenzdrucks über den Filter zur Detektion der Filterbeladung und zur Sicherheitsabschaltung der Teilstromentnahme z.B. bei Filterriss.  |
| Messgeräte zur Bestimmung der Temperatur, Feuchte und des statischen Drucks   | Zur Zustandsbestimmung des Teilstroms sowie der Raumlufttemperatur und des Umgebungsdrucks für die Umrechnung des abgesaugten Teilstromstromes auf Normbedingungen. Die Feuchte kann als Abschaltkriterium für die automatische Teilstromentnahme verwendet werden, um eine Sättigung der Entfeuchtungs Vorrichtung zu detektieren.  |
| Automatisch geregelte Teilstromentnahme-einheit;<br>Messgerät zur Bestimmung der elektrischen Leistungsaufnahme des Heizkessels | Staubprobenahmesonde bestehend aus Düse, ggf. Krümmer, elektrisch beheiztem Absaugrohr und beheiztem Hülsenfilterkopfggerät mit nachgeschaltetem Planfilterkopfggerät, Trockenturm, Vakuumpumpe, Gasuhr; Abgasvolumenstromproportionale Regelung des Teilstromstroms mittels Mass flow controller (MFC).<br>Abhängig von der elektrischen Leistungsaufnahme ein- und ausschaltbare Teilstromentnahme.  |
| Mikrowaage  | Zur Bestimmung der Masse der (ggf. gestopften) Filterhülsen vor und nach der Beladung mit einer Genauigkeit von mindestens 1 µg. Die beiden Wägungen sollten bei möglichst ähnlichen bzw. konstanten Raumbedingungen erfolgen (beispielsweise in einer Klimakammer bzw. in einem Klimaschrank).  |

### 6.3.2 Messaufbau

In nachfolgender Abbildung 1 ist der prinzipielle Aufbau der Messapparatur schematisch dargestellt.

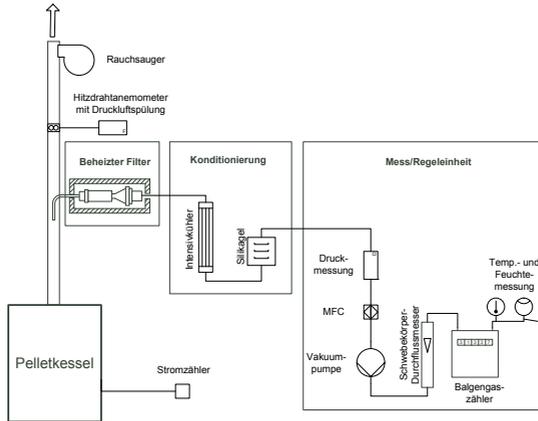


Abbildung 1: Schematische Darstellung des Messaufbaus zur Bestimmung der Gesamtstaubemissionen

Zur Regelung des Teilvolumenstroms wird ein MFC (mass flow controller) verwendet. Der Soll-Teilvolumenstrom wird z. B. mittels Versuchsstandssoftware aus der mit dem Hitzdraht-Anemometer ermittelten Abgasgeschwindigkeit / Volumenstrom abgeleitet.

### 6.3.3 Materialien

Für eine Bestimmung des Gesamtstaubes sind zusätzlich folgende Materialien notwendig:

- ausgeheizte Filterhülsen aus Glasfaser (z. B. Typ Munktell ET/MG 160) mit zugehörigem Hülsenfilterhalter und geeignetem Filterhalter (Stützkorb),
- ausgeheizte Planfilter aus Quarzfaser (z. B. Typ Munktell MK 360) mit einem geeigneten Durchmesser (z. B. 50 mm für Filterhalter der Firma Gothe),
- Isopropanol und destilliertes Wasser zum Spülen der Probenahmesonde,
- ggf. Alufolie zum Verpacken der Filter für weitere Analysen (nicht immer erforderlich),
- ggf. Probenbeutel zum Verschicken der Proben für weitere Analysen (nicht immer erforderlich),
- Hygro-, Thermo-, Barometer zur Bestimmung der Umgebungsbedingungen

Da die Filterhülsen aus fertigungstechnischen Gründen üblicherweise keinen konstanten Außendurchmesser haben, sollte ein individuell anpassbarer Stützkorb als Filterhalter verwendet werden.



Abbildung 2: Filterhülsen-Stützkorb mit variabler Umfangs- und Längeneinstellung; Bild: ZAE Bayern



Abbildung 3: Hülsen- und Planfilterhalter im Heizgehäuse (mit Temperaturmessung); Bild: ZAE Bayern

#### 6.3.4 Hilfsmittel

Folgende Hilfsmittel sind weiterhin für die Filterhandhabung erforderlich:

- Saubere Weithalsglasgefäße,
- Saubere Pinzette,
- Bürste/Pinsel,
- Handschuhe (hitzebeständig) für Ein- und Ausbau der Sonden,
- Laborhandschuhe (puderfrei),
- großes Becherglas,
- Spülbehälter,
- wasserfester Stift zur Probenbeschriftung.

## 6.4 Wahl des richtigen Messortes

Je nach Größe der Feuerstätte ist ein entsprechender Abgasvolumenstrom von der Feuerung abzuführen. Für eine zuverlässige Geschwindigkeitsmessung mittels Hitzdraht-Anemometer sind Geschwindigkeiten von mindestens 1 m/s erforderlich. Dies kann durch eine geeignete Wahl des Rohrinneindurchmessers erreicht werden. So empfiehlt es sich bei einem Heizkessel mit einer Wärmeleistung von ca. 15 kW ein Innendurchmesser von ca. 100 mm.

Für die Messung der Gesamtstaubkonzentration ist sicherzustellen, dass sich die Strömung am Messort gleichmäßig ausgebildet hat. Dazu sind die Einlauf- und Auslaufstrecken der gewählten Geschwindigkeitsmessgeräte gemäß Hersteller zu beachten. Nach einer Querschnittsverengung werden Ein- und Auslaufstrecken laut Tabelle 2 empfohlen.

Tabelle 2: Empfohlene Ein- und Auslaufstrecken einiger Messgeräte nach einer Querschnittsverengung

| Messgerät            | Einlaufstrecke/ Auslaufstrecke   |
|----------------------|--|
| Staubprobenahmesonde | Jeweils 5 x Rohrinneindurchmesser  |
| Hitzdraht-Anemometer | Einlaufstrecke mit ca. 5 x Rohrinneindurchmesser; Auslaufstrecke mit ca. 5 x Rohrinneindurchmesser |

Die angegebenen Einlaufstrecken verlängern sich, wenn das Messgerät beispielsweise nach einer Querschnittserweiterung oder nach Umlenkungen eingebaut werden soll. Neben den Einlaufstrecken ist auf eine zentrische Einbauposition des jeweiligen Messgerätes zu achten.

In der Nähe der Messgeräte sind entsprechende Thermoelemente zu platzieren, um eine Aussage zur Probenahmetemperatur treffen zu können.

## 6.5 Durchführung der Messung

### 6.5.1 Vorbereitung der Messung

#### 6.5.1.1 Vorbereiten der Petrischalen und Weithalsglasgefäße

Für die Lagerung von unbeladenen und beladenen Filterhülsen bzw. Planfiltern sind saubere Weithalsglasgefäße bzw. Petrischalen zu verwenden. Diese sind vor Gebrauch zu reinigen und anschließend zu trocknen. Für eine eindeutige Probenbeschriftung ist zu sorgen.

### 6.5.1.2 Vorbereitung der Planfilter

Die Planfilter werden mit einer Pinzette aus der Verpackung entnommen und in die beschrifteten Petrischalen gelegt. Anschließend werden die Planfilter in den offenen Petrischalen für 90 Minuten bei 120 °C getrocknet und dabei eventuell vorhandene (leicht) flüchtige organische Verunreinigungen beseitigt. Anschließend werden die Planfilter in geöffneter Petrischale mindestens 6 Stunden im Exsikkator im selben Raum getrocknet, in dem das Wiegen selbst erfolgt. Dabei ist darauf zu achten, dass die Petrischalendeckel so über den Petrischalen liegen, dass kein Schmutz auf die Planfilter fallen kann, aber ein ausreichender Luftaustausch zur Trocknung gewährleistet ist. Vor der Wägung müssen die Planfilter noch für mindestens 6 Stunden im Wägeraum außerhalb des Exsikkators auf die klimatischen Bedingungen des Wägeraums equilibriert werden. Bei dieser Vorgehensweise wird von der VDI 2066-1 abgewichen. Die klimatischen Bedingungen (Raumtemperatur, Luftfeuchte und Luftdruck) sind während des Einwiegens einmal zu notieren. Nach dem einfachen Einwiegen werden die Planfilter staubgeschützt in den verschlossenen Petrischalen bis zum Einsatz aufbewahrt.

### 6.5.1.3 Vorbereitung der Filterhülsen

Bei hohen erwarteten Staubfrachten ist ein Planfilter als Filtermedium nicht ausreichend. Hier werden zusätzlich vorgefertigte Hülsenfilter vorgeschaltet, die ggf. zusätzlich mit Filterwatte zu stopfen sind. Die Vorbereitung der Filterhülsen verläuft analog zu der Vorgehensweise bei den Planfiltern.

### 6.5.1.4 Vorbereiten des Planfilterhalters

Der leere Planfilterhalter ist vor dem Einsatz einer Sichtprüfung zu unterziehen. Sofern noch Faserreste bzw. Verschmutzungen sichtbar sind, so werden diese mit einem Pinsel beseitigt. Bei grober Verschmutzung wird der Planfilterhalter im Ultraschallbad (Leitungswasser) gereinigt. Anschließend wird er mit destilliertem Wasser abgespült und getrocknet. Der Planfilterhalter selbst wird nicht eingewogen.

### 6.5.1.5 Vorbereiten des Filterhülsenhalters

Die Vorbereitung erfolgt analog zur Vorgehensweise beim Planfilterhalter, jedoch sollten die Filterhülsen im eingebauten Zustand in den Stützkorb gewogen werden, da die Handhabung der Filterhülsen beim Ein- und Ausbau aus dem Stützkorb leicht zu Beschädigungen der Filterhülse mit entsprechendem (signifikantem) Einfluss auf dessen Gewicht führt.

### 6.5.1.6 Vorbereiten der Staubprobenahmesonde

Zunächst ist der Filterhalter mit einem unbeladenen Planfilter zu bestücken und dieser mit einem Klemmring zu fixieren. Anschließend ist der bestückte Filterhalter sorgfältig in das Planfilterkopfgerät einzubauen. Die bereits in den Filterhülsenhalter eingebaute Filterhülse ist ebenfalls sorgfältig in das Filterhülsenkopfgerät einzubauen. Die Geräte sind ordnungsgemäß zusammenzubauen, auf die notwendigen Dichtringe ist zu achten. Anschließend

wird der Filterhalter an die saubere Sonde angeschraubt. Der Düsendurchmesser ist so zu wählen, dass die gesamte Filterkombination bei der erwarteten Staubkonzentration eine ausreichend lange Standzeit aufweist.

#### **6.5.1.7 Vorbereiten der automatischen Staubabsaugung**

Zu Beginn einer Messung ist der Trockenturm mit frischen Trockenperlen (Silicagel, Orange gel) zu befüllen. Das Kondensatgefäß am Intensivkühler ist zu kontrollieren. Der Kryostat (Intensivkühler) ist einzuschalten. Die Datenkommunikation zwischen Absaugapparatur und Messdatenerfassungssystem ist zu prüfen.

Nach dem Anschließen des Filterhalters an den Saugschlauch ist ein Dichtigkeitstest durchzuführen. Hierzu wird die Düsenöffnung luftdicht, z. B. mit einem Stopfen, verschlossen und ein Unterdruck von bis zu 0,4 bar durch den Pumpenbetrieb erzeugt. Der Dichtheitstest gilt als bestanden, wenn weniger als 0,02 bar Druckänderung über einen Zeitraum von 30 Sekunden zu verzeichnen ist. Bei Nichtbestehen des Dichtheitstests sind die Leckagen abzudichten und der Test ist zu wiederholen.

#### **6.5.1.8 Einbau der Staubprobenahmesonde**

Die Staubprobenahmesonde ist zentrisch nach ausreichender Einlaufstrecke in die Abgasmessstrecke mindestens 30 Minuten vor Messbeginn einzubauen. Beim Einbau ist darauf zu achten, dass kein im Abgasrohr angelagerter Staub in die Messöffnung gelangt. Die elektrische Begleitheizung des Absaugrohres sowie die Heizmanschette sind anzubringen und der Heizregler ist einzuschalten. Die Probenahmetemperatur soll ca. 20 K oberhalb des Abgastaupunkts liegen, typischerweise bei 75 °C.

#### **6.5.2 Durchführen der Messung**

Die Abgaszusammensetzung wird mittels geeigneter Gasanalysegeräte bestimmt und kontinuierlich erfasst.

Das Geschwindigkeitsmessgerät mit Temperaturfühler ist einzubauen bzw. anzuschließen und die Messdatenerfassung zu starten.

Das automatische Staubmesssystem ist über eine entsprechende Software zu starten.

Es ist eine geeignete Messdatei für die Staubabsaugung anzulegen. Dazu gehören Informationen wie Filternummer, Spülbehälternummer, Düsendurchmesser und Abgasrohrdurchmesser an der Messstelle. Weiterhin sind die Zählerstände der Gasuhr, der Luftdruck und die Temperatur an der Gasuhr für Normierungszwecke mit aufzuzeichnen bzw. zu notieren. Die Staubmessung erfolgt vollautomatisch immer dann, wenn das Abgasgebläse des Heizkessels in Betrieb ist.

Am Ende der Messung wird die Staubprobenahmesonde samt Filterhalter ausgebaut und zur Abkühlung geeignet gelagert.

### 6.5.3 Nachbereitung der Messung

#### 6.5.3.1 Ausbau der Staubprobenahmesonde

Nach Abschluss der Messung sind die Begleitheizungen auszuschalten und abzustecken bzw. abzunehmen. Der Absaugschlauch und das Thermoelement zur Erfassung der Probenahmetemperatur sind abzustecken.

Der Filterhalter wird abgeschraubt und die Sonde vollständig ausgebaut.

Anschließend wird der Filterhalter zerlegt und die Filterhülse in den vorbereiteten nummerierten Behälter gelegt. Der Klemmring am Planfilterhalter wird abgenommen und der Filter in die gleiche Petrischale gelegt, aus der er entnommen wurde. Somit kann die Einwaage eindeutig zugeordnet werden. Bis zur Nachbehandlung der Filtermedien sind diese staubfrei und trocken zu lagern.

#### 6.5.3.2 Nachbehandlung der Filtermedien

Die Nachbehandlung der Filtermedien richtet sich nach den gewünschten Ergebnissen. Sofern die gesammelten Stäube chemischen Analysen unterzogen werden sollen, sollte keine weitere Nachbehandlung erfolgen. Je nach den weiter geplanten Untersuchungen kann es zweckmäßig sein, die Probe unverzüglich einzufrieren. Hier soll jedoch zunächst die Methode zur Gesamtstaubbestimmung aufgezeigt werden, bei der auch leicht flüchtige Staubanteile gravimetrisch berücksichtigt werden.

Im Unterschied zu den Maßgaben der VDI 2066-1 sollte bei der gravimetrischen Staubmessung im Abgas von Biomassefeuerungsanlagen auf ein Ausheizen bzw. Trocknen der beladenen Filter bei Temperaturen höher als die Probenahmetemperatur verzichtet werden. Dadurch könnten ansonsten leicht flüchtige Komponenten wie z. B. ein Teil der polyzyklisch aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) verloren gehen, deren Masse aber bei der Beurteilung der Emissionen aus Biomassefeuerungsanlagen durchaus eine signifikante Rolle spielen kann.

Die Filter werden in einem Exsikkator für mindestens sechs Stunden im gleichen Raum gelagert, in dem das Auswiegen stattfindet. Es ist zu prüfen, ob eine Einfachwägung ausreichend ist. Während des Zurückwiegens sind die klimatischen Bedingungen (Raumtemperatur, Luftfeuchte und Luftdruck) zu erfassen.

Um eventuell auftretende klimatische Schwankungen im Wägeraum berücksichtigen zu können, wird empfohlen, pro Messtag eine Referenz der eingewogenen Planfilter und Filterhülse den gleichen Behandlungen zu unterziehen wie die beladenen Filtermedien und mit zurück zu wiegen. Dies kann Hinweise auf Handhabungs- oder Gerätefehler bei der Wägung aufzeigen. Bei Unstimmigkeiten ist das Filtermedium ggf. wiederholt zu wiegen. Gegebenenfalls sind Fotografien zu erstellen.

Die so nachbehandelten Filtermedien sind nach der Wägung grundsätzlich für weiterführende stoffliche Analysen geeignet.

### 6.5.3.3 Nachbehandlung der Sonde

Die Probenahmesonde samt Düse ist nach dem Abkühlen zu spülen. Dabei wird im ersten Schritt die Sonde mit destilliertem Wasser gefüllt und dann die Flüssigkeit gleichmäßig in der Sonde verteilt, ehe sie in einer Petrischale aufgefangen wird. Danach wird diese Prozedur zwei bis dreimal mit Isopropanol wiederholt, bis das Isopropanol farblos ist. Für jede Staubsonde ist ein separater Spülbehälter (z. B. Petrischale) erforderlich. Der Spülbehälter wird anschließend in einen explosionsgeschützten Trockenschrank bei 105 °C getrocknet. Ist keine Flüssigkeit mehr im Spülbehälter sichtbar, so kann dieser in den Exsikkator gestellt werden. Er ist dann für mindestens sechs Stunden im Exsikkator und im Raum der Wägung zu lagern. Ein einmaliges Zurückwiegen des Spülbehälters ist ausreichend, die klimatischen Bedingungen im Wägeraum sind einmal zu erfassen. Als Referenzprobe wird ein eingewogener Spülbehälter mit destilliertem Wasser und Aceton teilweise gefüllt und der gleichen Behandlung wie die anderen Spülbehältern unterzogen. Zum Abschluss der Nachbehandlung der Staubprobenahmesonde empfiehlt sich, diese mit partikel- und ölfreier, trockener Druckluft auszublasen und dadurch zu trocknen.

## 6.6 Auswertung

### 6.6.1 Bestimmung der absoluten Staubbelastung und der Staubkonzentration

Die Bestimmung des in den Filtermedien und der Staubprobenahmesonde abgeschiedenen Staubs erfolgt nach den Vorgaben der VDI 2066-1.

Dabei wird durch Aus- und Einwiegen der Filter und gestopften Filterhülsen die Belastung durch Subtraktion errechnet. Eine Korrektur mit der jeweiligen Referenz ist zu berücksichtigen. Der in der Staubprobenahmesonde angelagerte Staub ist durch Spülen auszuwaschen, einzudampfen und (bei Mehrfachnutzung der Sonde anteilig) bei der Berechnung der Gesamtemission zu berücksichtigen.

Ermittelt wird die Staubmasse (mg), die bei Filterung des Teilstroms abgeschieden wurde. Aus der abgeschiedenen Staubmasse kann die Staubkonzentration mittels Bezug auf das durchgesetzte Probevolumen der Teilstromprobe anhand (Gleichung 3) berechnet werden.

$$c_{\text{Gesamtstaub}} = \frac{m_{\text{Beladung}}}{V_{\text{Teilstrom, tr.N}}} \quad (\text{A6.3})$$

| Formelzeichen                | Bezeichnung   | Einheit                 |
|------------------------------|---|-------------------------|
| $c_{\text{Gesamtstaub}}$     | Gesamtstaubkonzentration                                      | mg/m <sup>3</sup> i. N. |
| $m_{\text{Beladung}}$        | In den Filtermedien und in der Sonde abgeschiedene Staubmasse | mg                      |
| $V_{\text{Teilstrom, tr.N}}$ | Abgesaugtes Gasvolumen im Normzustand (273 K, 1013 mbar)      | m <sup>3</sup> i. N.    |

Das abgesaugte Gasvolumen im Normzustand wird durch Subtraktion des Zählerstands der Gasuhr nach der Messung von dem Zählerstand vor der Messung ermittelt, das anschließend entsprechend (Gleichung 4) auf Normvolumen umgerechnet werden muss. Dafür werden Angaben zur Temperatur an der Gasuhr und dem Luftdruck benötigt.

$$V_{\text{Norm}} = \frac{(V_{\text{Endstand Gasuhr}} - V_{\text{Anfangsstand Gasuhr}}) * p_{\text{Gasuhr}} * T_{\text{Norm}}}{p_{\text{Norm}} * T_{\text{Gasuhr}}} \quad (\text{A6.4})$$

| Formelzeichen                        | Bezeichnung  | Einheit              |
|--------------------------------------|--|----------------------|
| $V_{\text{Norm}}$                    | Bei der Messung mit dem Teilstrom entnommenes Volumen im Normzustand, 273 K, 1013 mbar | m <sup>3</sup> i. N. |
| $V_{\text{Endstand Gasuhr}}$         | Zählerstand der Gasuhr nach der Messung  | m <sup>3</sup>       |
| $V_{\text{Anfangsstand Gasuhr}}$     | Zählerstand der Gasuhr vor der Messung   | m <sup>3</sup>       |
| $p_{\text{Gasuhr}}, p_{\text{Norm}}$ | Druck (mbar) an der Gasuhr (Umgebungsdruck), Normdruck 1013 mbar                       |                      |
| $T_{\text{Gasuhr}}, T_{\text{Norm}}$ | Temperatur (K) an der Gasuhr (~ Umgebungs-temperatur), Normtemperatur 273 K            |                      |

### 6.6.2 Bestimmung der Gesamtstaubfracht

Die Berechnung der gesamten Staubfracht während des Beurteilungszeitraums, hier z. B. 24 h, erfolgt mittels Hochrechnung aus der mittleren Gesamtstaubkonzentration und dem Gesamtabgasvolumen während des Beurteilungszeitraums.

$$m_{\text{Gesamtstaub, 24h}} = c_{\text{Gesamtstaub}} * V_{\text{Gesamtgasstrom, tr.N, 24h}} \quad (\text{A6.5})$$

| Formelzeichen                     | Bezeichnung   | Einheit                 |
|-----------------------------------|---|-------------------------|
| $m_{\text{Gesamtstaub, 24h}}$     | Gesamtstaubfracht innerhalb des Beurteilungszeitraums, hier z. B. 24 h  | mg/Betrachtungszeitraum |
| $c_{\text{Gesamtstaub}}$          | Gesamtstaubkonzentration im Normzustand   | mg/m <sup>3</sup> i. N. |
| $V_{\text{Teilstrom, tr.N, 24h}}$ | Gemessenes (bzw. berechnetes) Gesamtabgasvolumen im Normzustand trocken, innerhalb des Beurteilungszeitraums, hier z. B. 24 h | m <sup>3</sup> i. N.    |

### 6.6.3 Bestimmung der Staubkonzentration in mg/m<sup>3</sup> i.N. @ 13% O<sub>2</sub>

Ist eine Angabe der mittleren Staubkonzentration bei einem Bezugssauerstoffgehalt von 13 % O<sub>2</sub> gewünscht, so ist die Staubkonzentration bei Normbedingungen auf einen Restsauerstoffgehalt von 13 % zu beziehen.

Dafür ist der durchschnittliche Sauerstoffgehalt während der gesamten Messung relevant. Der Umrechnungsfaktor wird gemäß (Gleichung 6) berechnet:

$$f_{O_2} = \frac{(21 - O_{2, \text{Bezug}})}{(21 - O_{2, \text{gemittelt}})} \quad (\text{A6.6})$$

| Formelzeichen             | Bezeichnung   | Einheit |
|---------------------------|---|---------|
| $f_{O_2}$                 | Dimensionsloser Umrechnungsfaktor vom gemitteltem Sauerstoffgehalt auf Bezugssauerstoffgehalt | -       |
| $O_{2, \text{Bezug}}$     | Bezugssauerstoffgehalt, hier z. B. 13 %   | %       |
| $O_{2, \text{gemittelt}}$ | Durchschnittlicher Sauerstoffgehalt während der gesamten Messung                              | %       |

Abschließend ist die Staubkonzentration mit dem Umrechnungsfaktor zu multiplizieren.

$$c_{\text{Staub}@13\%O_2} = c_{\text{Staub}} * f_{O_2} \quad (\text{A1.})$$

## 6.7 Weitere Hinweise

Für eine zuverlässige Bestimmung der gewünschten Messergebnisse ist ein ordnungsgemäßer Betrieb der gesamten Staubprobenahme wichtig. Ebenso sind die Filtermedien mit großer Sorgfalt ein- und auszuwiegen. Die gewählten Temperaturen während der Staubprobenahme und während der thermischen Nachbehandlung der Filtermedien sind von entscheidender Bedeutung für die ermittelten Werte. Daher sind diese stets anzugeben.

### **Die Messmethodensammlung Feinstaub im Web**

Eine digitale Version dieser Messmethodensammlung finden Sie auf der Webseite des Förderprogramms „Energetische Biomassenutzung“ unter:

[www.energetische-biomassenutzung.de/de/feinstaub.html](http://www.energetische-biomassenutzung.de/de/feinstaub.html)





[www.energetische-biomassenutzung.de](http://www.energetische-biomassenutzung.de)

Gefördert vom



Bundesministerium  
für Umwelt, Naturschutz  
und Reaktorsicherheit

Koordiniert vom



Wissenschaftlich  
begleitet vom

