

EVALUATION VON MESSVERFAHREN ZUR MESSUNG DER WIRKSAMKEIT VON PARTIKELABSCHIEDERN BEI KLEINEN HOLZFEUERUNGEN

Schlussbericht

Ausgearbeitet durch:

Timothy Griffin
Fachhochschule Nordwestschweiz
Leiter der Prüfstelle für Holzfeuerungen

Gründenstrasse 40
4132 Muttenz
timothy.griffin@fhnw.ch
www.fhnw.ch/technik/itfe

Heinz Burtscher
Fachhochschule Nordwestschweiz
Leiter des Instituts für Aerosol- und Sensortechnik IAST

Klosterzelgstrasse 2
5210 Brugg-Windisch
heinz.burtscher@fhnw.ch
www.fhnw.ch/technik/iastr

Mitarbeit:

Nickolas Karl Meyer	FHNW - IAST
Marco Baumann	FHNW - Prüfstelle für Holzfeuerungen
Erich Wildhaber	FHNW - Prüfstelle für Holzfeuerungen
Dominik Grass	FHNW
Melanie Schmied	FHNW
Christian Gaegauf	Ökozentrum Langenbruck

Muttenz, 31. Januar 2008

Im Auftrag von **Bundesamt für Umwelt BAFU**
 Bundesamt für Energie BFE

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	3
1. Ausgangslage	4
2. Ziel der Arbeit	4
3. Beschreibung der Messstrecke / der Feuerungsbedingungen	5
4. Erweiterung der Messinfrastruktur für gravimetrische Gesamtstaubmessung	7
4.1. Staubentnahmesonden	7
4.2. Zyklone	7
5. Gravimetrische Staubmessungen	8
5.1. Verfahren	8
5.2. Durchgeführte Messungen	9
5.3. Bestimmung der Abscheidegrade	11
5.4. Qualitative Beobachtungen	12
5.5. Quantitative Resultate	14
6. Online Messungen	16
6.1. Messaufbau	16
6.2. Resultate	16
6.3. Zeitlicher Verlauf von Masse und Anzahl	16
6.4. Größenverteilungen	19
7. Zusammenfassung	21
8. Vorschlag für ein Messverfahren zur Bestimmung der Abscheidegrades von elektrostatischen Partikelabscheidern für Kleinf Feuerungen	21
Anhang	24

Zusammenfassung

Im Projekt *Evaluation von Messverfahren zur Messung der Wirksamkeit von Partikelabscheidern bei kleinen Holzfeuerungen* sollen einerseits Resultate über die Effizienz eines elektrostatischen Partikelabscheiders (ESP) aufgezeigt und andererseits ein Vorschlag ausgearbeitet werden, wie in Zukunft Prüfungen von Partikelabscheidern bei Holzfeuerungen kleinerer Leistung an Prüfstellen möglichst einfach und zuverlässig durchgeführt werden können.

Im Rahmen des Projektes wurde an der Prüfstelle für Holzfeuerungen der Fachhochschule Nordwestschweiz FHNW eine Messstrecke für elektrostatische Partikelabscheider aufgebaut sowie die erforderliche Messinfrastruktur erweitert.

Anschliessend wurden mit mehreren unabhängigen Messmethoden Untersuchungen zum Abscheidegrad eines ESP durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass sowohl mit den massebasierten Onlinemessverfahren (z.B. Tapered Element Oscillating Microbalance (TEOM)) wie auch mit den anzahlbasierten (Diffusion Size Classifier (DiSC), siehe auch S.15) Abscheidegrade für Partikel mit einem Durchmesser von unter 10 µm bei über 70% liegen. Partikel aller Grössen werden durch den Abscheider gleich beeinflusst; sowohl die Masse als auch die Partikelanzahl werden um über 70% reduziert.

Trotz Verbesserungen der gravimetrischen Messmethoden blieben die gemittelten Resultate aus 27 Abbränden mit einem Abscheidegrad von 54% ($\pm 6\%$) deutlich unter den Werten der Onlinemessungen. Die gemessenen gravimetrischen Werte liegen in der gleichen Grössenordnung wie von Feldmesskampagnen bei ESP an Stückholzfeuerungen; die Varianz der Messwerte konnte aber verringert werden. Die Ursache dieser Diskrepanz ist nicht eindeutig klar. Unsere Vermutung ist, dass vor allem die Probeentnahmesonde für die elektrisch hoch geladenen Partikel hinter dem Abscheider ungeeignet ist, da diese auch als Abscheidefläche für die geladenen Partikel dient.

Da grössenaufgelöste Messungen keine starke Abhängigkeit des Abscheidegrads von der Partikelgrösse zeigen, kann gut auch die Anzahlkonzentration zur Beurteilung des Abscheidegrads herangezogen werden. Die Messung der Anzahlkonzentration liefert stabile Resultate und ist mit verfügbaren Onlineverfahren recht einfach durchführbar. Wir empfehlen daher, die Abscheiderbewertung auf der Basis einer Anzahlkonzentrationsmessung durchzuführen.

1. Ausgangslage

Durch die Revision der Luftreinhalte-Verordnung LRV im Rahmen des Aktionsplans Feinstaub, gelten ab 1. Januar 2008 in der Schweiz für neu in Verkehr gebrachte Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe erhöhte Anforderungen bezüglich Staubemissionen.

LRV (Stand 1. Januar 2008)

Art.20 Die folgenden Feuerungsanlagen dürfen nur in Verkehr gebracht werden, wenn ihre Konformität mit den Anforderungen nach Anhang 4 nachgewiesen ist:

...h. Feuerungen für Brennstoffe nach Anhang 5 Ziffern 2 und 3 mit einer Feuerungswärmeleistung bis 350 kW, namentlich Heizkessel, Raumheizer, Herde, Speicheröfen, Heizcheminées (Kamineinsätze) und offenen Kamine (Cheminées); vom Konformitätsnachweis ausgenommen sind handwerklich hergestellte Feuerungen:

...2. bei denen mit einem Staubabscheidesystem die Konzentration der Feststoffe im Abgas im Normalbetrieb um mindestens 60 Prozent vermindert wird.

Für die Messung der Wirksamkeit von elektrostatischen Partikelabscheidern für Holzfeuerstätten < 70 kW sind bisher keine schweizerischen oder europäischen Normen verfügbar.

Erste eigene Messungen mit Filterprobennahme und anschliessender gravimetrischer Auswertung (in Anlehnung an die Prüfnormen EN 13284-1 und EN 13229) ergaben zum einen eine sehr grosse Streuung der Resultate, zum anderen geringe Abscheidewirkungsgrade, welche in einigen Messungen sogar negativ ausgefallen waren. Ein erster Versuch zur Messung der Anzahlkonzentration (durch das Institut für Aerosol- und Sensortechnik IAST) lieferte hingegen konsistente Resultate mit Abscheidegraden, die gut zu den aufgrund von Berechnungen erhaltenen passten. Als Ursache für die Diskrepanz wurde der Wiedereintrag von abgeschiedenem Material in Form von hochagglomerierten Partikeln vermutet. Darauf deuteten vor allem Ablagerungen auf den Analysefiltern hin: Bei Probenahmen hinter dem Elektroabscheider zeigten sich im Zentrum der Analysefilter konzentrierte Ablagerungen sehr grosser Partikel. Partikel dieser Grösse werden kaum direkt vom Ofen emittiert, es ist deshalb nahe liegend, dies auf Wiedereintrag zurückzuführen. Die Ablagerungen sind sehr gross (>10 µm) und damit lufthygienisch wenig problematisch.

2. Ziel der Arbeit

Ziel dieses Projektes ist es, ein robustes und möglichst einfaches Verfahren zur Bestimmung des Abscheidegrades von Partikelabscheidern bei Holzfeuerungen kleinerer Leistung vorzuschlagen.

Als Alternativen zur konventionellen gravimetrischen Massenbestimmung sollen weitere Verfahren untersucht werden:

- Messung der Anzahlkonzentration
- Messung der Masse, aber begrenzt auf kleine Partikel

Dabei soll auch der Frage nachgegangen werden, woher die Diskrepanz zwischen gravimetrischen Analysen und Anzahlkonzentrationsmessungen stammt.

Diese Untersuchungen sollen an einer handbeschickten Stückholzfeuerung und mit einem elektrostatischen Partikelabscheider durchgeführt werden.

Als weiteres Resultat soll die Effizienz des oben genannten elektrostatischen Partikelabscheiders mit bestimmt werden.

3. Beschreibung der Messstrecke / der Feuerungsbedingungen

Für den Aufbau der Messstrecke wurden folgende Randbedingungen festgelegt:

- Abstand der Messpunkte nach dem elektrostatischen Partikelabscheider: 2.0 m und 4.0 m
- Abstand des Messpunktes vor dem elektrostatischen Partikelabscheider: 0.5 m
- Möglichkeit zu zeitgleichen (parallelen) Messungen vor und hinter dem elektrostatischen Partikelabscheider
- Die Messung von CO, CO₂, O₂, Abgastemperatur sowie Förderdruck soll in Anlehnung an die Prüfnorm EN 13229 erfolgen. Falls Staubkonzentrationen an mehreren Stellen gemessen werden, muss auch der O₂ Gehalt an diesen Stellen gemessen werden.
- Die Messstrecke soll mit einem stückholzbefeuerten Cheminée Typ MARS 510 HK der Firma Rüegg Cheminée, mit Nennwärmeleistung nach EN 13229 von 9 kW, als Partikelquelle betrieben werden.

Folgende Bedingungen sind für den Abbrand einzuhalten:

- Die Messung während eines Abbrandes soll 30 min dauern, siehe auch Abschnitt 5.1. Ein Abbrand dauert vom Holz auflegen, bis zum Auflegen der nächsten Charge.
- Die Messung wurde gestartet wenn das Thermoelement 800.01 (im Rohr nach dem Abscheider, siehe Abb. 2) 270 °C erreicht hatte. Wie in nachstehender Abbildung 1 zu sehen ist, charakterisiert dieser Wert das Brennverhalten gut. Ab diesem Punkt ist die Zündphase zu Ende und es kann von „Normalbetrieb“, gemäss LRV, ausgegangen werden.
- Während des Abbrandes soll im Kamin ein Unterdruck von 12 Pa herrschen. Dies ist der Wert, der in den Prüfnormen für Holzfeuerstätten vorgeschrieben ist.
- Für die Berechnung der Abscheidegrade wird jeder Abbrand dreimal durchgeführt und der arithmetische Mittelwert verwendet. (Die Berechnung der Abscheidegrade wird in Abschnitt 5.3 behandelt.)

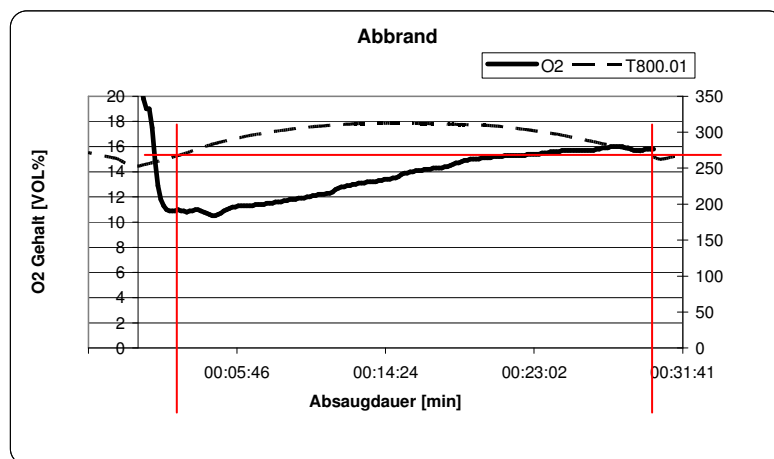


Abbildung 1. Verlauf von Sauerstoff und Abgastemperatur des untersuchten Cheminées innerhalb eines Abbrandzyklus

Infolge der grossen Gesamtlänge der Messstrecke und der nur beschränkt zur Verfügung stehenden Raumhöhe wurde ein horizontaler Aufbau der Messstrecke gewählt. Dabei wurde auf die Erfahrung des Partikelabscheider-Herstellers aus früher durchgeführten Messungen abgestellt, dass durch einen horizontalen Verlauf der Messstrecke kein Einfluss auf das Abscheideverhalten seines Partikelabscheiders festgestellt werden konnte.

Da die Messungen mit dem Cheminée Typ MARS 510 HK mit Rauchrohranschluss-Ø 180 mm durchgeführt wurde, wurde der Durchmesser der Messstrecke gemäss EN 13229:2001, Bild A.9, mit 150 mm gewählt.

Der Aufbau der Messstrecke sowie die vorhandenen Messstellen sind aus der Abbildung 2 ersichtlich. Im Anhang finden sich die Abbildungen A1 bis A4 der an der Prüfstelle für Holzfeuerungen der FHNW aufgebauten Messstrecke sowie des verwendeten elektrostatischen Partikelabscheiders Zumik®on.

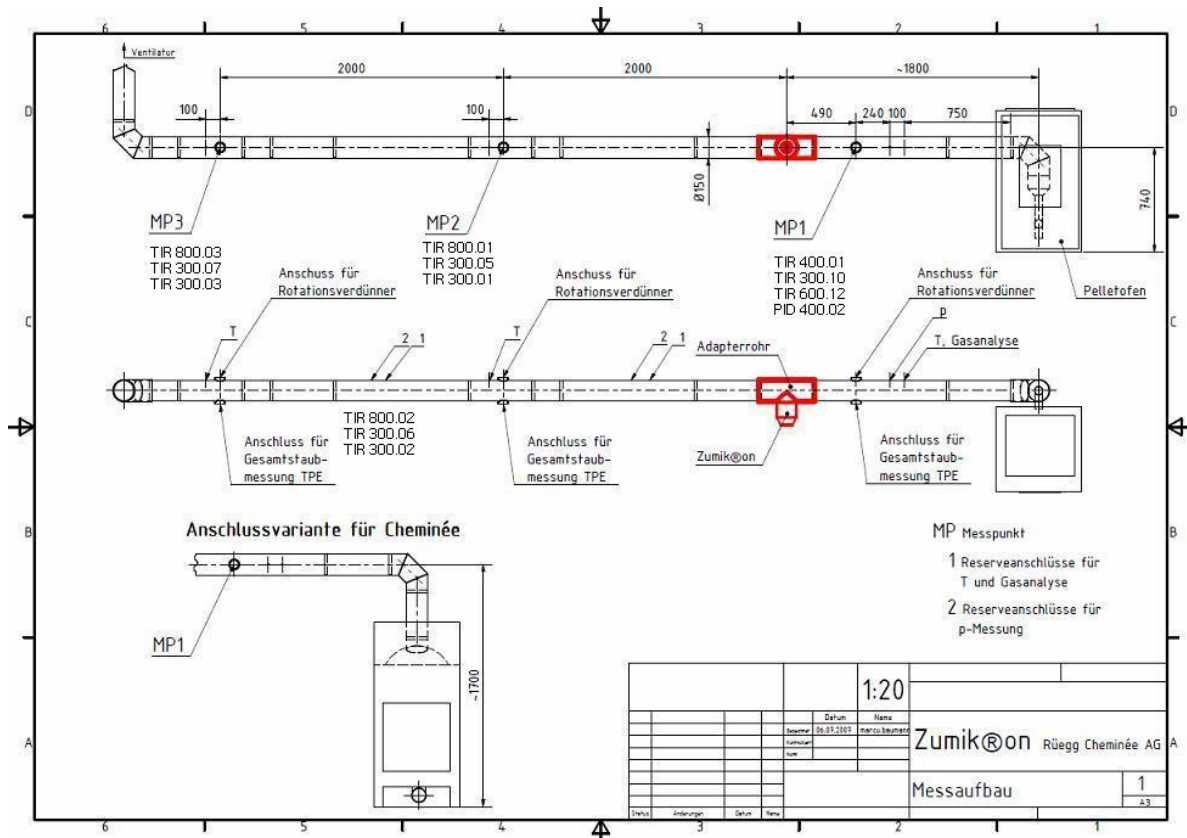


Abbildung 2. Aufbau der Messstrecke für elektrostatischen Abscheider Zumik®on.

Legende:

- | | | |
|------------|---|--|
| MP1 | → | Messpunkt 1 (vor Abscheider) |
| MP2 | → | Messpunkt 2 (2m nach Abscheider) |
| MP3 | → | Messpunkt 3 (4m nach Abscheider) |
| | | |
| TIR 400.01 | → | Thermoelement im Messrohr (Abgastemperatur) bei MP1 |
| TIR 300.10 | → | Thermoelement aussen am Abgasrohr bei MP1 |
| TIR 600.12 | → | Thermoelement aussen auf der Isolation bei MP1 |
| PID 400.02 | → | Druckfühler (Förderdruck) |
| TIR 800.01 | → | Thermoelement im Messrohr (Abgastemperatur) bei MP2 |
| TIR 300.05 | → | Thermoelement aussen am Abgasrohr bei MP2 |
| TIR 300.01 | → | Thermoelement aussen auf der Isolation bei MP2 |
| TIR 800.03 | → | Thermoelement im Messrohr (Abgastemperatur) bei MP3 |
| TIR 300.07 | → | Thermoelement aussen am Abgasrohr bei MP3 |
| TIR 300.03 | → | Thermoelement aussen auf der Isolation bei MP3 |
| TIR 800.02 | → | Thermoelement im Messrohr (Abgastemperatur) zwischen MP2 und MP3 |
| TIR 300.06 | → | Thermoelement aussen am Abgasrohr zwischen MP2 und MP3 |
| TIR 300.02 | → | Thermoelement aussen auf der Isolation zwischen MP2 und MP3 |

4. Erweiterung der Messinfrastruktur für gravimetrische Gesamtstaubmessung

4.1. Staubentnahmesonden

Zur zeitgleichen (parallelen) Staubentnahme vor und hinter dem Partikelabscheider wurde neben einer weiteren beheizbaren Staubentnahmesonde, Fabrikat Gothe, auch eine komplette Entnahmeeinheit zur isokinetischen Teilvolumenstromentnahme beschafft. Diese besteht aus Trockenturm, gasdichter Vakuumpumpe, Regulierventil, Durchflussmesser und Trockengaszähler. Somit standen zwei identische Installationen zur Staubentnahme zur Verfügung.

Der Filterkopf der Staubentnahmesonde liegt ausserhalb der Messtrecke (out-stack). Die Staubprobe wird auf einem Planfilter Ø 45 mm gesammelt. Es wird ein Glasfaserfilter mit einem Abscheidegrad von 99.998% DOP¹ verwendet.

4.2. Zykclone

Die verwendeten Zykclone wurden von einer spezialisierten Firma ausgelegt und an der Fachhochschule gefertigt und montiert. Beide Zykclone sind für einen nominellen Wert von PM₁₀ (10 µm) ausgelegt. Das bedeutet, dass die Zykclone Partikel mit einem Durchmesser von 10 µm zu 50% abscheiden. Die Zykclone und die Entnahmesonden sind elektrisch beheizt.

Diese Zykclone werden zwischen der Staubeintrittsdüse und dem Filterhalter eingebaut. So ist es möglich, dieselben Düsen und dieselben Filterhalter zu verwenden, wie sonst in dieser Studie eingesetzt wurden.

Bei den Messungen, die mit den vorgeschalteten Zykclonen durchgeführt wurden, wurde keine Sondenspülung für die Bestimmung der abgelagerten Staubmasse durchgeführt, wie sie in Abschnitt 5.2 beschrieben ist. Der Grund ist der, dass bei den Zykclonen das Zuführrohr zum Zyklon deutlich kürzer ist, als jenes bei der Sonde: die Strecke zwischen Sondereintritt und dem Filter ist bei den Zykclonen um den Faktor 6.5 kürzer als bei der normalen Sonde.



Abbildung 3. PM₁₀-Zyklon zur Vorabscheidung von Partikeln >10 µm

¹ Filterprüfmethode mit DOP (Diocetylphthalat-Nebel mit 0.3 µm Partikeldurchmesser)

5. Gravimetrische Staubmessungen

5.1. Verfahren

Für die gravimetrischen Staubmessungen wird aus der Messstrecke im Teilvolumenstromverfahren Abgas entnommen.

Dazu wurden 2 identische beheizte Staubentnahmesonden, Fabrikat Gothe, verwendet mit aussen liegendem Planfilterkopf (out-stack) (vgl. Abbildung 4: Entnahmeschema für gravimetrische Staubentnahme). Die Behandlung der Planfilter vor und nach den Probenahmen, wie auch die Erfassung der vor den Planfiltern in den Sonden abgelagerten Partikelmasse erfolgte gemäss EN 13284-1.

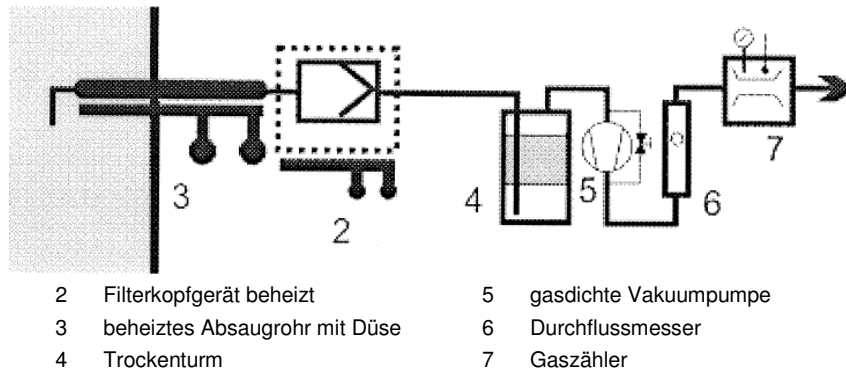


Abbildung 4. Entnahmeschema für die gravimetrische Staubentnahme nach EN 13284-1 (Paul Gothe GmbH)

Die Beladungszeit der Planfilter dauerte 30 Minuten. Dies in Übereinstimmung mit international üblichen Entnahmedauern unter Prüfbedingungen (SN-EN 303-5: Heizkessel für feste Brennstoffe; Art. 15a B-VG, Österr. LGBl.). Durch diese Beladungszeit wurden die Partikelemissionen während ca. 65% der Dauer eines Abbrandes erfasst.

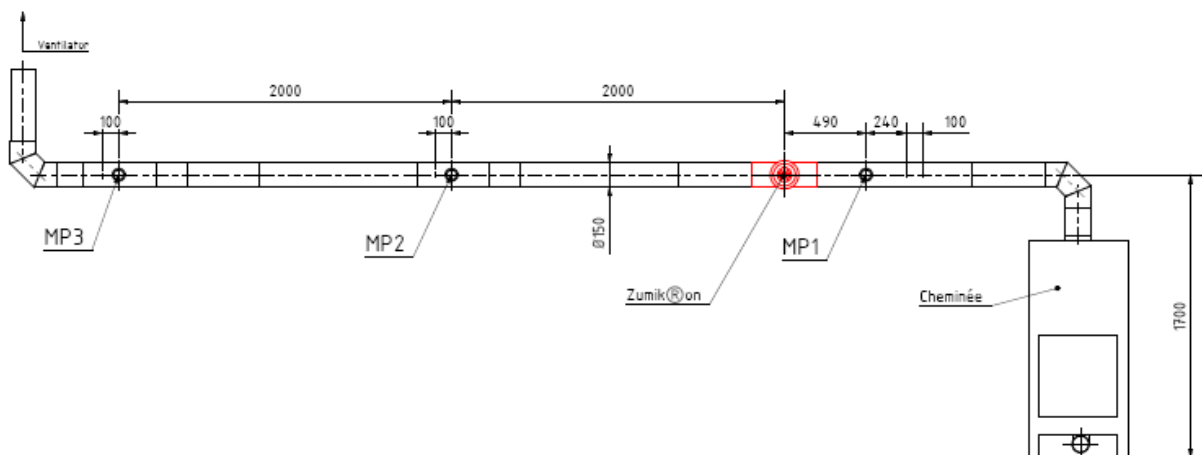


Abbildung 5. Entnahmestellen für die Staubmessung an der Abscheider-Messstrecke.

5.2. Durchgeführte Messungen

Ziel der Messungen war, durch Parametervariation den Einfluss der Staubbeladung auf den Filtern zu untersuchen. Folgende Parameter wurden im Laufe der Messungen verändert:

- Werkstoff des Sondereintritts (*Stahl / Keramik*)
- Ausrichtung der Sonden ($0^\circ / 180^\circ$)
- Düsendröße ($17.5 \text{ mm} / 14 \text{ mm}$)
- Absaugvolumenstrom ($0.75 \text{ m}^3/\text{h} \dots 1.1 \text{ m}^3/\text{h}$)
- Zyklon (*mit / ohne*)

Die Messungen erfolgten zeitgleich vor und nach dem Partikelabscheider an den Messpunkten MP1 und MP3 bei eingeschaltetem Partikelabscheider, sowie an MP3 bei ein- und ausgeschaltetem Abscheider. Die Positionen der Messstellen (MP1...MP3) sind in Abbildung 5 dargestellt.

Bei den Messungen ohne Zyklone wurden Sondenspülungen durchgeführt um abgelagerten Staub zwischen Sondereintritt und dem Glasfaserfilter zu erfassen. Dazu wurden die Sondenteile bis zum Glasfaser-Planfilter mit Aceton und Wasser gespült. Die Flüssigkeit der erzeugten Suspension wurde anschliessend in einem Ofen verdunstet und die Masse der zurückbleibenden Partikel gravimetrisch ermittelt. Das Vorgehen bei der Sondenspülung ist detailliert in der Norm² beschrieben.

Nachfolgend werden die bei den Messungen angewendeten Sonden-Konfigurationen beschrieben.

Konfiguration 1: MP3 und MP1; 0° :

In dieser Konfiguration waren die Sonden an MP1 und MP3 eingebaut. Sie waren beide im Winkel 0° zur Strömungsrichtung ausgerichtet. Der Abscheider war bei allen Messungen eingeschaltet. Diese Sondenanordnung entspricht dem Standardverfahren für Staubmessungen bei Holzfeuerungen.

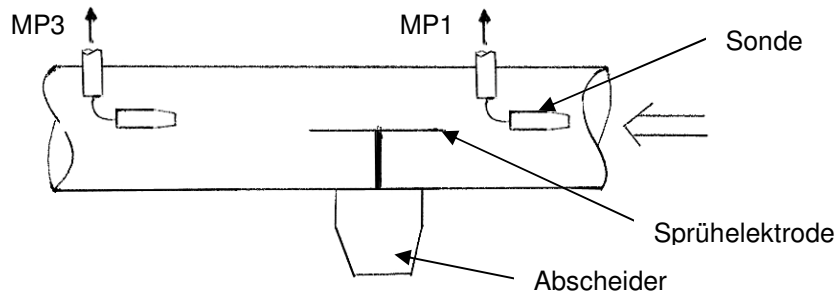


Abbildung 6. Messanordnung in Konfiguration 1

Konfiguration 2: MP3 und MP1; 180° :

In dieser Konfiguration waren die Sonden an MP1 und MP3 eingebaut. Sie waren beide im Winkel 180° zur Strömungsrichtung ausgerichtet. Es wurden Messungen mit ein- und ausgeschaltetem Abscheider durchgeführt. Der Vorteil bei dieser Sondenanordnung liegt darin, dass keine grossen Partikel direkt in die Sonde getragen werden können. Nachteilig ist, dass bei MP1 die Sondenöffnung relativ nahe beim Ende der Sprühelektrode des Abscheiders liegt.

² EN 13284-1.

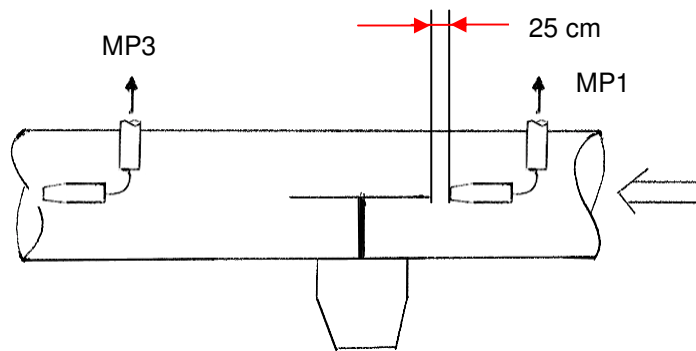


Abbildung 7. Messanordnung in Konfiguration 2

Konfiguration 3a: MP3:

In dieser Konfiguration war nur eine Sonde an MP3 eingebaut. Sie war entweder im Winkel 180° oder 0° zur Strömungsrichtung ausgerichtet. Es wurden Messungen mit ein- und ausgeschaltetem Abscheider durchgeführt. Diese Konfiguration entspricht, ausser der Ausrichtung und der Grösse der Ansaugdüse, jener der Onlinemessungen—dort wurde ebenfalls bei ein- und ausgeschaltetem Abscheider an MP3 nach dem Abscheider gemessen. Die Art der Probenahme bei den Onlinemessungen ist in Abschnitt 6.1 beschrieben.

In dieser Konfiguration wurde, jedoch mit Sondenausrichtung 0° , auch von anderen Organisationen³ Messungen in Feldversuchen durchgeführt, da es in eingebauten Anlagen oft nicht möglich ist, vor dem Abscheider zu messen.

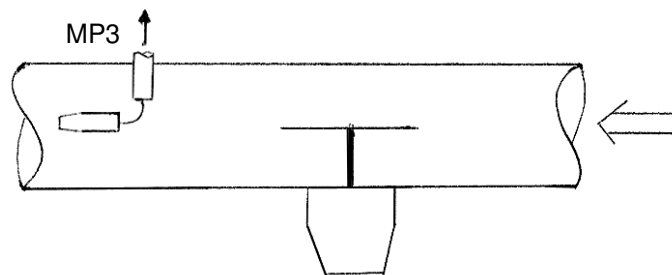


Abbildung 8. Messanordnung in Konfiguration 3a

Konfiguration 3b: Sondenvergleich:

In dieser Variante der Konfiguration 3 waren zwei Sonden an MP3 eingebaut. Sie waren beide im Winkel 180° zur Strömungsrichtung ausgerichtet. Es wurden Messungen mit ein- und ausgeschaltetem Abscheider durchgeführt. Mit dieser Anordnung sollte ein allfälliger Einfluss von unterschiedlichen Sondereigenschaften erfasst und die Reproduzierbarkeit der Messungen nachgewiesen werden.

³ Staub- und Partikelanalytik an Kleinholzfeuerungen mit elektrostatischem Partikelabscheider, Ökozentrum Langenbruck, 2006

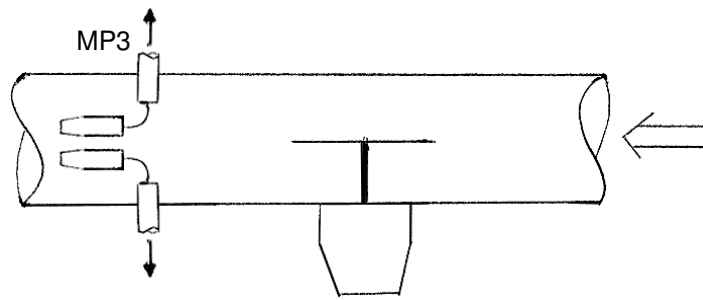


Abbildung 9. Messanordnung in Konfiguration 3b

Mit den beschriebenen Messanordnungen war es in der Regel möglich, Staub an beiden Messstellen bei ein- und ausgeschaltetem Partikelabscheider zu messen. Dies führte zur Bestimmung von bis zu vier verschiedenen Staubkonzentrationen:

Abscheider	MP3	MP1
ein	x_{MP3ein}	x_{MP1ein}
aus	x_{MP3aus}	x_{MP1aus}

Die einzelnen Staubkonzentrationen wurden an allen Stellen auf einen Referenz-Sauerstoffgehalt von 13% normiert. Damit konnte der Einfluss der Abscheiderspülluft und allfällige Undichtheiten im System berücksichtigt werden.

5.3. Bestimmung der Abscheidegrade

Für die unterschiedlichen Konfigurationen können die Abscheidegrade bestimmt werden.

Für Messwerte an MP1 und MP3 kann der Abscheidegrad zwischen den Messstellen bei eingeschaltetem Abscheider wie folgt berechnet werden:

$$A_{1-3} = 1 - \frac{x_{MP3ein}}{x_{MP1ein}} \cdot 100\%$$

Für die Messungen mit 180° Sondenorientierung bei MP1 und MP3 werden die Abscheidegrade auf dieselbe Weise berechnet wie in der Konfiguration mit 0°. Bei genauerer Betrachtung der Staubkonzentrationen an MP1 wurde festgestellt, dass sie durch den Abscheider beeinflusst werden. So sind bei eingeschaltetem Abscheider die Konzentrationen tiefer (bis ca. 30%) als bei ausgeschaltetem. Es scheint, dass die Partikelmasse an MP1 durch die Korona elektrostatisch beeinflusst werden.

Dies führte dazu, dass der Abscheidegrad auf eine zweite Art berechnet wurde. Zu diesem Zweck wurden die unbeeinflussten Staubkonzentrationen an MP1 bei ausgeschaltetem Abscheider verwendet:

$$A_{1-3;k} = 1 - \frac{x_{MP3ein}}{x_{MP1aus}} \cdot 100\%$$

Der Einfluss der Wandstrecke zwischen MP1 und MP3 muss berücksichtigt werden. Es können zum Beispiel Partikel durch die Strömung von der Wand der Messstrecke abgelöst werden und so die Messwerte verfälschen. Um diesen Einfluss zu quantifizieren, musste der Unterschied der Staubkonzentrationen zwischen MP1 und MP3 bei ausgeschaltetem Abscheider bestimmt, und der Abscheidegrad damit korrigiert werden. Dies führt zum Abscheidegrad ($A_{1-3;wk}$) mit Wandkorrektur:

$$A_{1-3;wk} = \left(\left(1 - \frac{x_{MP3ein}}{x_{MP1aus}} \right) - \left(1 - \frac{x_{MP3aus}}{x_{MP1aus}} \right) \right) \cdot 100\%$$

Implizit wird angenommen, dass der Wandeinfluss nicht vom Abscheider beeinflusst wird.

In der Konfiguration 3a mit nur einer Sonde an der Stelle MP 3 wurden die Abscheidegrade bei ein- und ausgeschaltetem Abscheider mit nachstehender Formel berechnet. Hier sollte der Wiedereintrag von Partikeln keinen Einfluss auf das Resultat, da beide Messungen bei MP3 durchgeführt werden:

$$A_{3-3} = 1 - \frac{x_{MP3ein}}{x_{MP3aus}} \cdot 100\%$$

Für die Berechnungen wurden jeweils Mittelwerte der Staubkonzentrationen mehrerer Abbrände, in der Regel 3, verwendet.

5.4. Qualitative Beobachtungen

Werkstoff des Sondeneintritts

Beim elektrostatischen Partikelabscheider Typ Zumik®on dient das geerdete Kaminrohr als Abscheidefläche für die geladenen Staubpartikel. Bei den ersten Messungen in der Konfiguration 1 mit Sondenorientierung 0° zeigte sich, dass die Staubentnahmesonde nach dem Partikelabscheider, insbesondere im Eintrittsbereich der Sonde, auch als geerdete Abscheidefläche wirkt und sich grosse Partikelagglomerationen bilden (siehe Abbildung 10 links).

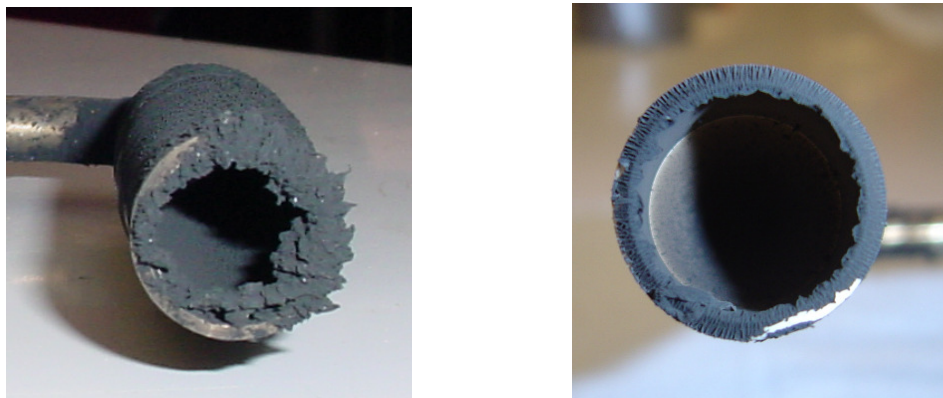


Abbildung 10. *Elektrostatisch bedingte Staubaagglomeration am Eintritt der Staubentnahmesonde an MP3: links (0° Orientierung) und rechts (180° Orientierung)*

Es wurde versucht, diesen Effekt durch Verwendung einer Eintrittsdüse aus Keramik zu vermeiden, jedoch ohne nennenswerten Erfolg.

Ausrichtung der Sonde

Durch die Änderung der Düsenorientierung von 0° auf 180° konnte eine bessere Reproduzierbarkeit der Messresultate erreicht werden. Ebenfalls wurde die Streuung der Einzelmessungen kleiner und es sammelte sich weniger Staub am Eintritt der Entnahmesonde (siehe Abbildung 10 rechts).

Absaugvolumenstrom

Da in der Norm für Staubbmessungen eine isokinetische Absaugung vorgeschrieben ist, wurde der Volumenstrom auf einen Wert ausgelegt, der einer isokinetischen Absaugung entspricht. Da über die Länge der Messstrecke ein Temperaturgradient vorhanden ist, variiert die Strömungsgeschwindigkeit zwischen 1.5 und 2 m/s.

Mit der Änderung der Sondenausrichtung auf 180° findet keine isokinetische Absaugung mehr statt, der Absaugvolumenstrom von 0.75 m^3 wurde beibehalten. Um den Einfluss des Volumenstroms zu untersuchen, wurde dieser in einer Messreihe variiert. Bei der Erhöhung des Volumenstromes erfolgt eine zu schnelle Beladung des Filters, sodass der Druckabfall zu gross wird bevor der Abbrandzyklus beendet ist.

Zyklon

Die Resultate aus den Messungen mit den Zyklonen zeigten, dass sie einen Teil der Partikel abscheiden. Dies führt dazu, dass die Streuung bei den Messungen mit 0° Sondenorientierung reduziert werden konnte. Agglomerationen auf dem Glasfaser-Planfilter konnten mit dem Einsatz der Zykclone nicht verhindert werden.

5.5. Quantitative Resultate

In den meisten Fällen konnte mehr als ein Abscheidegrad pro Messreihe berechnet werden. Insbesondere können bei den Messungen ohne Zyklon, immer ein Abscheidegrad mit und ohne Sondenspülung ermittelt werden. Die Resultate sind in den nachfolgenden Tabellen zusammengefasst und nach Messtagen aufgetragen. Die zugehörigen Sondenkonfigurationen sind in den Abbildungen 6 bis 9 dargestellt.

Messtag	Konfig.	A₁₋₃		A_{1-3; k}		A_{1-3; wk}		A₃₋₃	
		ohne Sp.	mit Sp.	ohne Sp.	mit Sp.	ohne Sp.	mit Sp.	ohne Sp.	mit Sp.
8	2	31%*	31%*	63%	64%	56%	54%	60%	60%
13	3							57%	52%
15	2 + Zyklon	26%*		37%		51%		44%	
16	1 + Zyklon	27%*		48%		63%		55%	

* durch den Abscheider beeinflusste Staubkonzentration an MP1

Für Abscheidegrad A₁₋₃ sind verschiedene Werte aufgeführt. Die fett gedruckten Werte in den gelb markierten Zellen wurden ausgewählt, um den Mittelwert über alle Messungen zu bilden. Diese Werte wurden aus folgenden Gründen gewählt:

- Werte, mit der normalen Sonde gemessen, sollten nach der Norm mit Spülung berechnet werden.
- Der Wandeinfluss auf Staubkonzentrationen bei ausgeschaltetem Abscheider sollte, wo möglich, berücksichtigt werden.

Bei Messungen an denen die Sonde nur an MP3 eingebaut war (analog Feldmessungen), kann der Wandeinfluss nicht erfasst werden.

Diese sieben Werte stehen für 27 repräsentative Abbrände.

Die Reproduzierbarkeit der Messwerte konnte anhand der Sondenvergleichsmessungen quantifiziert werden. Die Streuung der gemessenen Staubkonzentrationen liegt im Bereich $\pm 5\%$.

Vergleicht man die Werte der vorliegenden Untersuchung mit von anderen Organisationen durchgeführten Messungen an Stückholzfeuerungen, stellt man fest, dass alle Werte in einem ähnlichen Bereich liegen. Die an der FHNW Prüfstelle ermittelten Werte weisen eine geringere Standardabweichung auf (s. Tabelle).

Messort	FHNW	Referenz a ⁴	Referenz b ⁵
Mittelwert	54.1	53.4	56
Standardabweichung	6.2	8.2	15.2

⁴ Staub- und Partikelanalytik an Kleinholzfeuerungen mit elektrostatischem Partikelabscheider, Ökozentrum Langenbruck, 2006

⁵ Feinstaub Partikelabscheider für kleine Holzfeuerungen - Schlussbericht, Holzenergie Emmental, 2007. (Nur positive Abscheidegrade verwendet.)

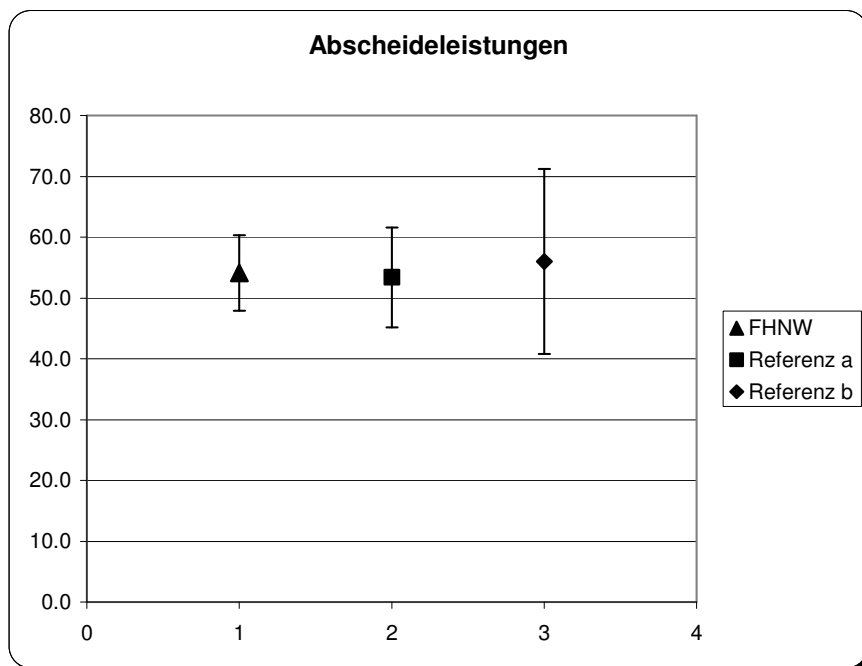


Abbildung 11. Abscheidegrade (Vergleich mit anderen Messkampagnen)

6. Online Messungen

6.1. Messaufbau

Während die gravimetrischen Messungen parallel vor und hinter dem Partikelabscheider durchgeführt wurden, wurde bei den Online-Messungen nur hinter dem Partikelabscheider am Messpunkt MP3 gemessen. Die Probenahme erfolgte mit einer Sonde mit 6 mm Innendurchmesser senkrecht zur Strömungsrichtung. Nach der Entnahme wurde das Abgas zunächst mit einem zweistufigen Ejektor Verdünner (Dekati) verdünnt, wobei die erste Stufe und die zugehörige Verdünnungsluft auf 200 °C beheizt wurden. Anschliessend wurden die Partikel mit Hilfe eines ^{85}Kr -Neutralisators neutralisiert, um Messfehler durch die im elektrostatischen Partikelabscheider hoch geladenen Partikel zu vermeiden.

Gemessen wurde parallel mit folgenden Geräten:

- Tapered Element Oscillating Microbalance (TEOM, Thermo) zur direkten Massenmessung. Zeitauflösung ca. 20 Sekunden.
- Electrical Low Pressure Impactor (ELPI, Dekati) zur Bestimmung der Grössenverteilung im Bereich 100 nm – 10 µm. Zeitauflösung ca. 5 Sek.
- Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS, TSI) zur Messung der Grössenverteilung im Bereich 20 nm – 600 nm. Zeit für einen Grössen-Scan ca. 2 Minuten
- Diffusion Size Classifier (DiSC) zu Messung von Anzahlkonzentration und mittlerem Durchmesser (IAST Eigenentwicklung). Zeitauflösung ca. 1 Sekunde

Abbildung 12 zeigt den Messaufbau. Bedingt durch Partikelverluste in den Verdünnungsstufen bei Partikeln grösser als ca. 10 µm wird mit diesen Messungen nur der Anteil von Partikeln kleiner als 10 µm vollständig erfasst.

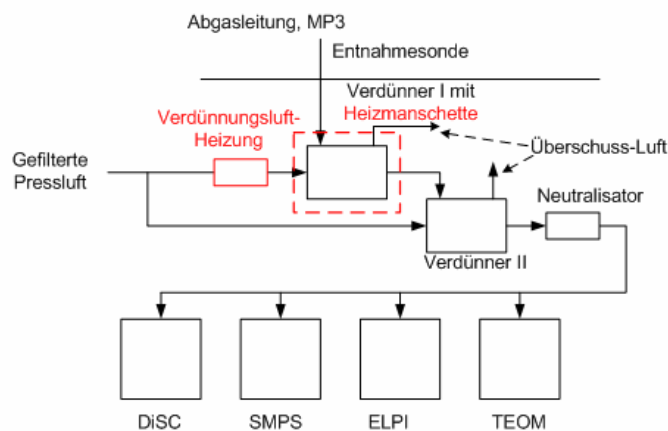


Abbildung 12. Messaufbau für die Online Messungen

6.2. Resultate

Da nur hinter dem Partikelabscheider gemessen wird, wurden Messungen mit ein- und ausgeschaltetem Abscheider durchgeführt, um die Effizienz des Abscheiders bestimmen zu können. In der Versuchreihe vom 20.11.2007 wurden je drei Messreihen mit ein- und ausgeschaltetem Partikelabscheider durchgeführt. Die im Folgenden gezeigten Resultate sind die direkten Messergebnisse, in die der Verdünnungsfaktor nicht eingerechnet wurde. Auf die Bestimmung der Abscheidegrade hat dies aber keinen Einfluss, da der Verdünnungsfaktor mit ein- und ausgeschaltetem Partikelabscheider gleich gross ist.

6.3. Zeitlicher Verlauf von Masse und Anzahl

Abbildung 13 zeigt das Resultat der Massenmessung mit dem TEOM. Dargestellt wird die akkumulierte Masse auf dem Messfilter als Funktion der Zeit für die drei Versuche mit ein- und ausgeschaltetem Partikelabscheider. Die Resultate aus den drei Abbrandversuchen sind sehr ähnlich,

die Reproduzierbarkeit ist also gut. Damit ist es ohne weiteres möglich, die Effizienz des Abscheiders aus hintereinander durchgeführten Messungen bei ein- und ausgeschaltetem Partikelabscheider zu bestimmen.

Abbildung 14 zeigt die über die drei Abbrandversuche gemittelten Ergebnisse sowie den daraus bestimmten Abscheidegrad, der über den gesamten Abbrand 82% beträgt.

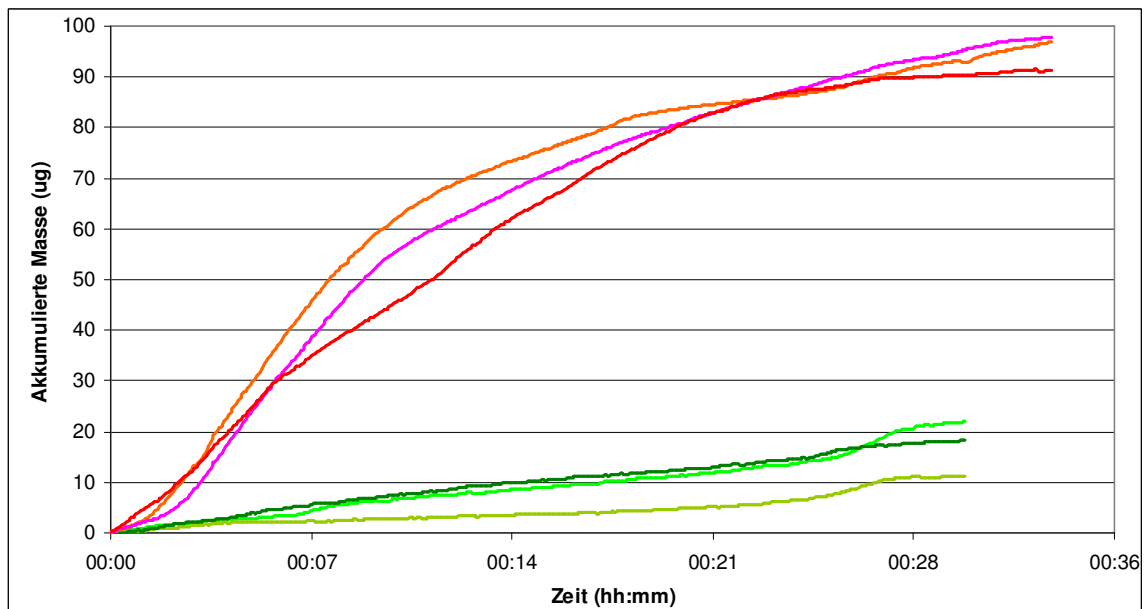


Abbildung 13. Einzelresultate der TEOM-Messungen.
Rote Kurven: Akkumulierte Masse bei ausgeschaltetem Partikelabscheider
Grüne Kurven: Akkumulierte Masse bei eingeschaltetem Partikelabscheider

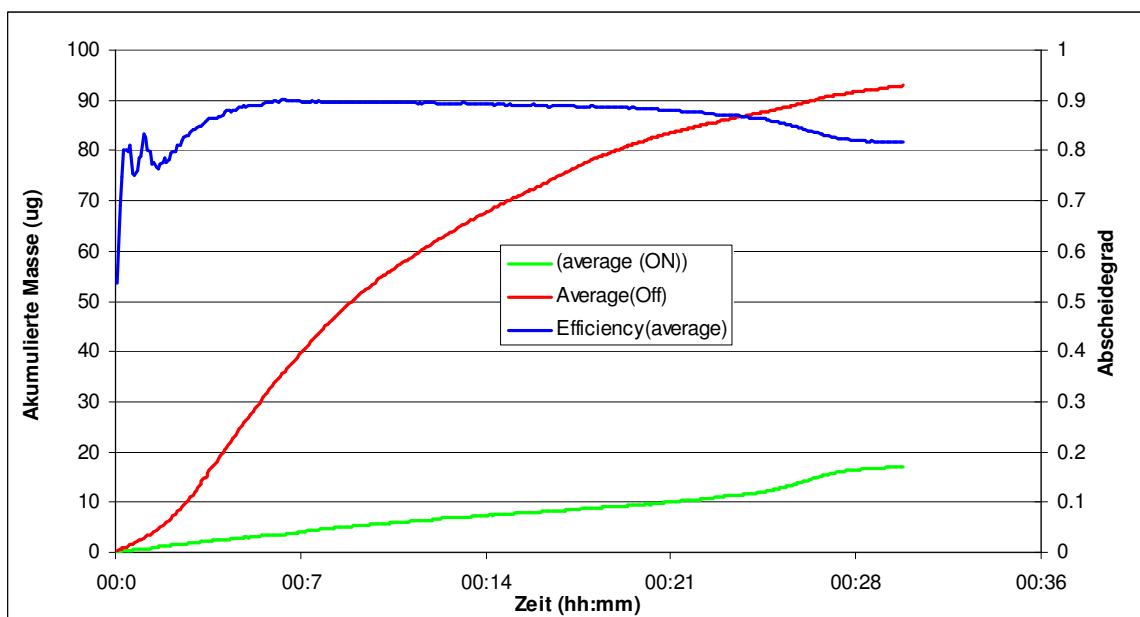


Abbildung 14. Mittelwerte der Messungen in Abbildung 13.
Rot: Partikelabscheider aus
Grün: Partikelabscheider ein
Blau: Abscheidegrad des Partikelabscheiders

Die entsprechenden Messergebnisse mit dem DiSC sind in Abbildungen 15 und 16 dargestellt. Da die Anzahlkonzentration deutlich empfindlicher auf kleine Änderungen bei den Verbrennungsbedingungen reagiert als die Masse, sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchen etwas grösser. Der etwas kleinere Abscheidegrad deutet darauf hin, dass ganz kleine Teilchen etwas weniger effizient abgeschieden werden als grössere. Der Abscheidegrad über den gesamten Abbrand liegt aber immer noch bei 75%.

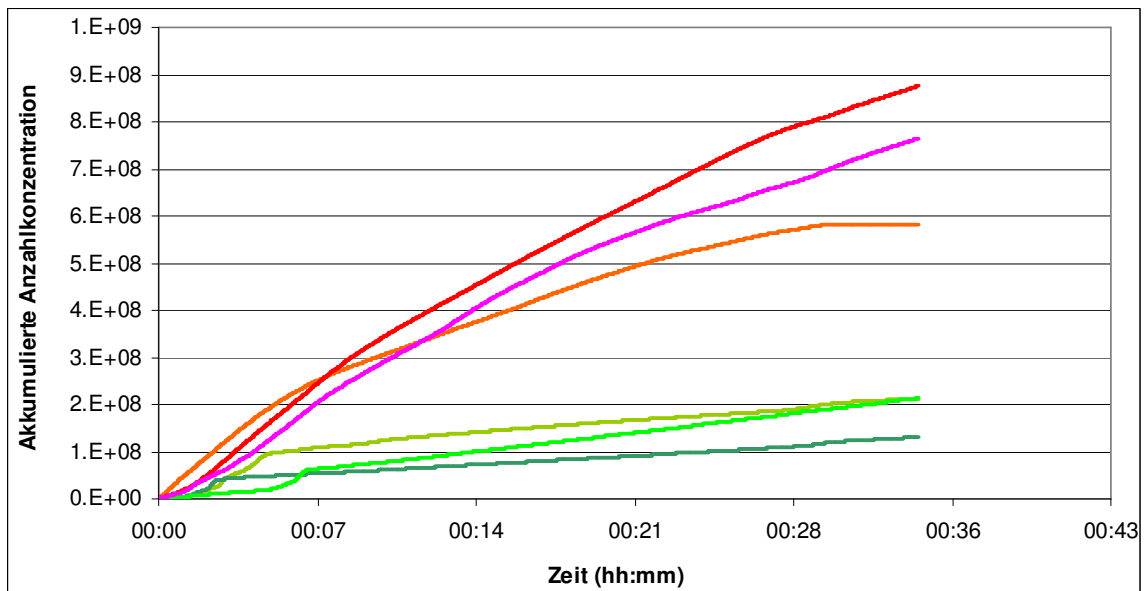


Abbildung 15. Einzelresultate der DiSC-Messungen.
Rote Kurven: Akkumulierte Partikelanzahl bei ausgeschaltetem Abscheider
Grüne Kurven: Akkumulierte Partikelanzahl bei eingeschaltetem Abscheider

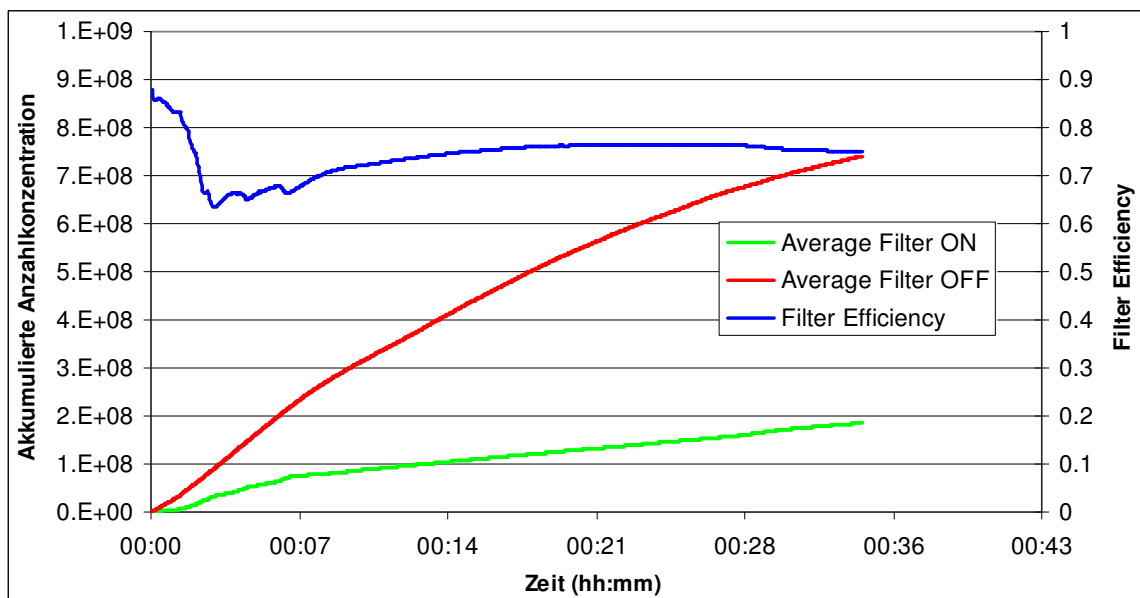


Abbildung 16. Mittelwerte der Messungen in Abbildung 15.
Rot: Partikelabscheider aus
Grün: Partikelabscheider ein
Blau: Abscheidegrad des Partikelabscheiders

6.4. Grössenverteilungen

Als Beispiel werden die Grössenverteilungen zu zwei Zeitpunkten, einer in der ersten Phase der Verbrennung, einer in der Ausbrandphase gezeigt. Beim Vergleich von SMPS und ELPI Daten muss beachtet werden, dass mit dem SMPS der Bewegungsdurchmesser bestimmt wird, mit dem ELPI (Impactor = Trägheitsabscheider) der aerodynamische Durchmesser, in den auch die Partikelmasse eingeht. Je nach Dichte der Partikel können sich diese Durchmesser erheblich unterscheiden.

Bei den SMPS Messungen dauert die Messung eines Spektrums ca. 2 Minuten. Für eine genaue Messung müsste die Partikelkonzentration während dieser Zeit konstant bleiben, was bei einer Stückholzfeuerung nicht wirklich der Fall ist.

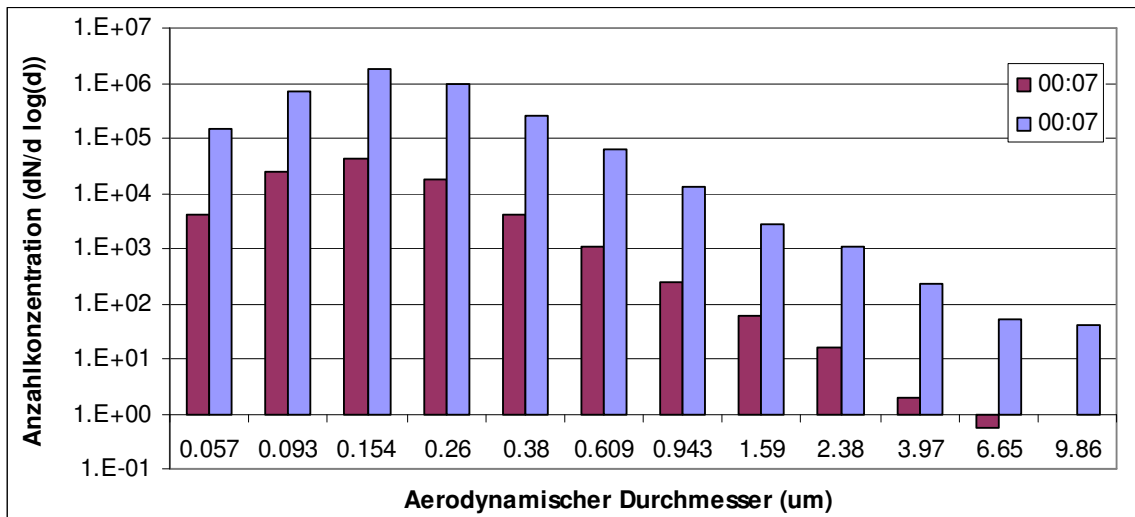


Abbildung 17. Grössenverteilung, gemessen mit dem ELPI 7 Minuten nach Beginn.

Blaue Balken: Partikelabscheider aus

Rote Balken: Partikelabscheider ein

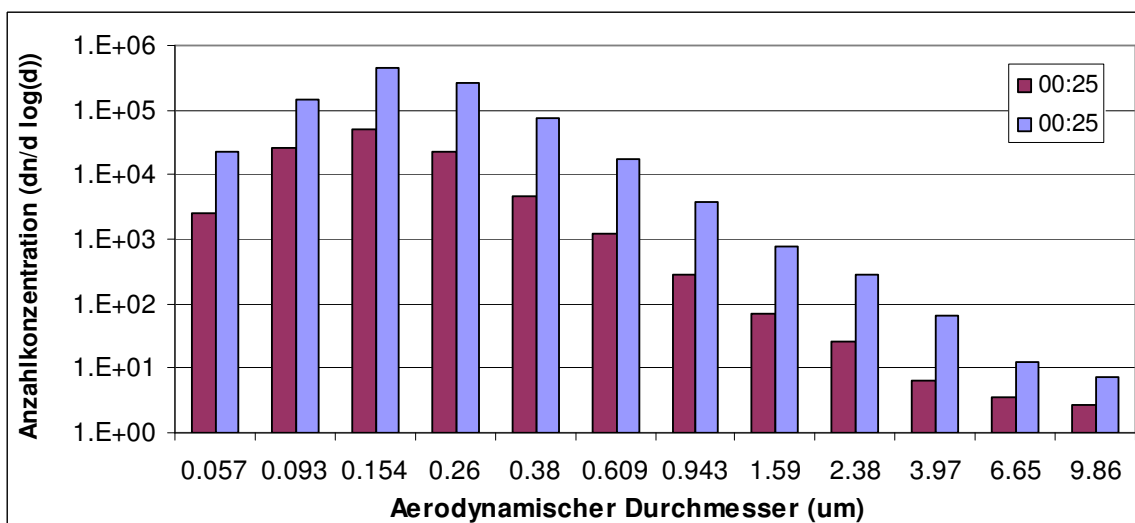


Abbildung 18. Grössenverteilung, gemessen mit dem ELPI 25 Minuten nach Beginn.

Blaue Balken: Partikelabscheider aus

Rote Balken: Partikelabscheider ein

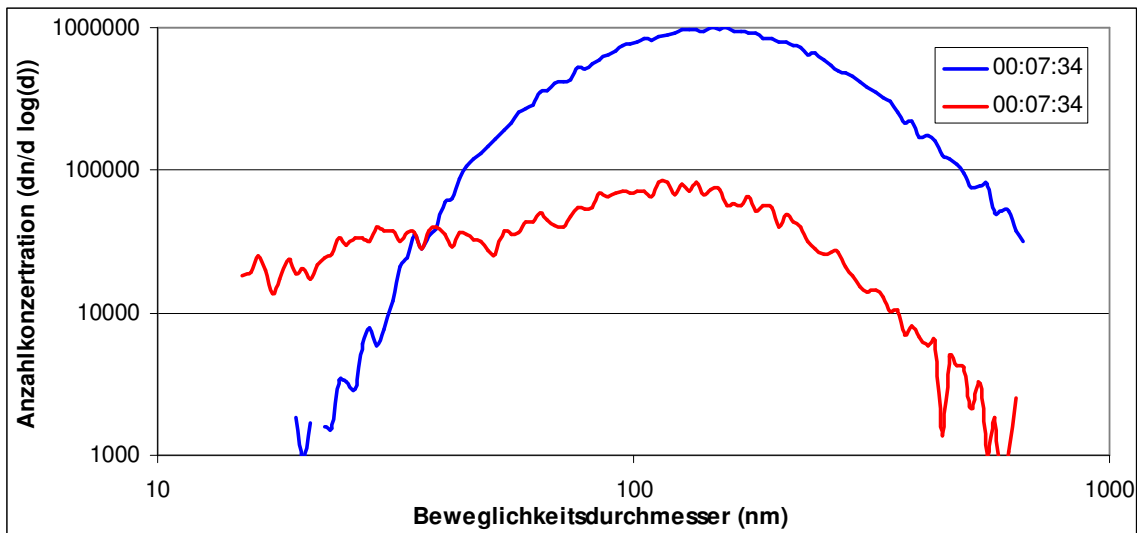


Abbildung 19. Grössenverteilung, gemessen mit dem SMPS 7 Minuten nach Beginn.

Blau: Partikelabscheider aus

Rot: Partikelabscheider ein

Die Überschneidung bei ganz kleinen Partikeln ist sehr wahrscheinlich auf Konzentrationsänderungen während des Messintervalls von 2 Minuten zurückzuführen.

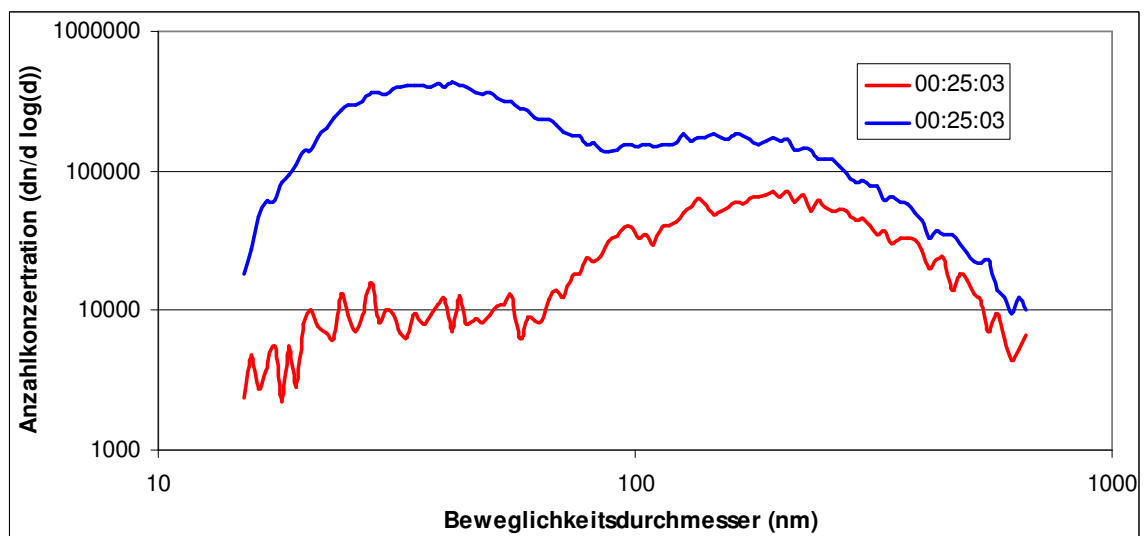


Abbildung 20. Grössenverteilung, gemessen mit dem SMPS 25 Minuten nach Beginn.

Blau: Partikelabscheider aus

Rot: Partikelabscheider ein

7. Zusammenfassung

Resultate der einzelnen Methoden (Abscheidegrade):

Methode	Messgrösse	Abscheidegrad
Gravimetrie	Gesamtmasse	54.1% ± 6.2%
TEOM	Masse unter ca. 10 µm	82%
DiSC	Anzahlkonzentration	75%

Die grössenaufgelösten Messungen zeigen, dass der Abscheidegrad über den gesamten erfassten Grössenbereich nicht sehr stark variiert, tendenziell aber bei grösseren Partikeln höher wird, wie dies auch erwartet wird. Der gegenüber dem TEOM etwas geringere Wert der gravimetrischen Messungen lässt sich so erklären.

Die Versuche mit Probeentnahmesonde in Strömungsrichtung und gegen Strömungsrichtung sowie die Resultate der gravimetrischen Messung mit Zyklon, zeigen keine signifikanten Unterschiede in den Resultaten. Das deutet darauf hin, dass der deutlich kleinere Abscheidegrad, der bei der gravimetrischen Bestimmung resultiert, mehr mit der Art der Probenahme, als mit grossen Partikeln zusammenhängt. Die Sonden für die gravimetrischen Messungen nach der Norm sind wesentlich grösser als diejenige, die für die Onlinegeräte eingesetzt wurden und verschmutzten hinter dem Abscheider auch viel stärker (siehe Abbildung 10). Offensichtlich ist diese Art der Probenahme bei stark elektrisch geladenen Partikeln problematisch.

8. Vorschlag für ein Messverfahren zur Bestimmung der Abscheidegrades von elektrostatischen Partikelabscheidern für Kleinf Feuerungen

Die Resultate unserer Untersuchungen zeigen, dass die gravimetrische Bestimmung der Partikelmasse mit Norm-Sonden hinter der Sprühelektrode von elektrostatischen Partikelabscheidern sehr problematisch ist. Ähnliche Beobachtungen wurden auch bereits in früheren Untersuchungen gemacht (Referenzen a & b, Abschnitt 5.5).

Hingegen wurden mit den anzahlbasierten Methoden gute Erfahrungen gemacht. Die Messergebnisse sind stabil und gut reproduzierbar. Diese haben ausserdem den Vorteil, dass die Probenahme wesentlich unproblematischer ist und die lufthygienisch wichtige submikrone Fraktion entsprechendes Gewicht erhält.

Die Grössenabhängigkeit des Abscheidegrades bei elektrostatischen Partikelabscheidern ist nicht sehr stark, auch Partikel bis hinunter zu wenigen 10 nm Durchmesser werden effizient abgeschieden. Bei grossen Partikeln ist die Wirkung von elektrostatischen Abscheidern ohnehin hoch. Eine Messung der Anzahlkonzentration liefert demnach zuverlässige Information zur Effizienz des Abscheiders.

Wir schlagen deshalb vor, den Abscheidegrad bei elektrostatischen Partikelabscheidern anhand der Anzahlkonzentration zu bestimmen.

Messgeräte

In erster Linie kommen folgende Geräte in Frage:

- Kondensationskernzähler: Diese sind etabliert und kommen beim Vorschlag für eine neue Typenprüfung bei Dieselmotoren ebenfalls zur Anwendung. Allerdings sind Kondensationskernzähler nur in einem relativ engen Temperaturbereich einsetzbar und auch sonst empfindlich auf Umgebungsbedingungen, was deren Anwendungsbereich erheblich einschränkt.
- Diffusion Size Classifier (DiSC): Dieses am IAST entwickelte Gerät ist sehr viel unproblematischer im Einsatz, ist aber noch nicht so etabliert wie Kondensationskernzähler.

Abgasaufbereitung

Für beide Geräte ist eine vorgängige Verdünnung erforderlich. Da bei der Anzahlkonzentration Partikel grösser 1 µm nicht ins Gewicht fallen ist eine isokinetische Probenahme nicht erforderlich. Die Probenahme kann mit einer einfachen Sonde 90° zur Strömungsrichtung erfolgen, wie dies beim hier beschriebenen Aufbau der Fall war. Zur Verdünnung können Ejektor- oder Rotationsverdünner eingesetzt werden. Wichtig ist, dass bei der Abgasaufbereitung darauf geachtet wird, dass keine hohe Übersättigung auftritt. Dies könnte zur Entstehung zusätzlicher Partikel durch Nukleation führen. Gleich wie bei Dieselmessungen kann dies durch Heissverdünnung erreicht werden. Da Holzfeuerungen mit erheblichem Luftüberschuss betrieben werden, ist die Situation aber wesentlich weniger problematisch als bei Verbrennungsmotoren. Ein Verdünnungsfaktor >10 bei einer Temperatur von 120 °C kann Nukleation zuverlässig verhindern.

Da die Partikel hinter dem elektrostatischen Abscheider hoch geladen sind, müssen sie unmittelbar nach der Verdünnung neutralisiert werden. Dies kann mit einem kommerziell erhältlichen Neutralisator (z.B. mit ⁸⁵Kr) erfolgen. Um den Einsatz einer radioaktiven Quelle überflüssig zu machen, wurde am IAST ein elektrischer Neutralisator entwickelt, der entgegengesetzt geladene Ionen erzeugt, welche die Partikel neutralisieren. In Kürze wird dieser für den gleichen Zweck ebenfalls verfügbar sein.

Messstellen/Durchführung der Messungen

Grundsätzlich gibt es drei Möglichkeiten zur Durchführung der Messungen:

1. In einem Abbrandzyklus mit je einer Messung stromauf- und stromabwärts des Abscheiders. Dafür müssen zwei komplette Messsysteme (Probeentnahmesonde, Verdünner, Messgerät) verfügbar sein.
2. Messung an nur einem Messpunkt (stromabwärts) in zwei aufeinander folgenden Messzyklen, wobei der Abscheider einmal ein- und einmal ausgeschaltet ist.
3. Messung an nur einem Messpunkt (stromabwärts), wobei der Abscheider während eines Abbrandzyklus mehrmals ein- und ausgeschaltet wird.

Um die Reproduzierbarkeit zu testen sollten mindestens drei Messzyklen durchgeführt werden.

Eine unerwartete Beobachtung im vorliegenden Projekt ist, dass die Messstelle MP1 stromaufwärts des Abscheiders offensichtlich noch stark von diesem beeinflusst wird. Bei eingeschaltetem Abscheider werden dort deutlich niedrigere Konzentrationen gemessen. Wenn gemäss 1. gearbeitet wird, ist bei der Festlegung der Messstellen deshalb auf einen ausreichenden Abstand zu achten. Aufgrund der bisher durchgeführten Messungen können noch keine eindeutigen Angaben gemacht werden, wie gross der Abstand sein muss, 50 cm sollten aber genügen. Um sicher zu sein, sollte vor der eigentlichen Messung in einer kurzen Testmessung kontrolliert werden, ob die Konzentration an der Messstelle stromaufwärts beim Einschalten des Abscheiders unverändert bleibt. Da die vorgeschlagenen Messgeräte online arbeiten, ist dies mit wenig Aufwand möglich. Bei Messungen gemäss 2. oder 3. tritt das eben geschilderte Problem nicht auf.

Bei der Messstelle stromabwärts muss auch ein ausreichender Abstand eingehalten werden. Da ein Teil der Abscheidung erst hinter dem eingebauten Abscheider (Sprühelektrode) erfolgt, ist hier auf die Herstellerangaben zu achten. Beim untersuchten Abscheider sollte die Messstelle mindestens 2 m hinter dem Abscheider sein.

Kalibration

Da es nur darum geht, die Effizienz des Abscheiders zu bestimmen, das heisst um eine relative Messung, ist eine absolute Kalibration nicht erforderlich. Wenn mit zwei Systemen gearbeitet wird ist wichtig, dass diese (inklusive Verdünnungssystem) gegeneinander kalibriert sind.

Schlussbemerkungen

Der hier gemachte Vorschlag erlaubt eine zuverlässige Bestimmung des Abscheidegrads von elektrostatischen Partikelabscheidern bei kleinen Holzfeuerungen. Das bedeutet aber nicht, dass dieser Vorschlag auch zur Messung der absoluten Staubemissionen von Feuerstätten sinnvoll ist. Falls zukünftig die Anzahlkonzentration limitiert werden soll (wie bei den Emissionen von Personenwagen ab EURO 6), kann ein solcher Grenzwert mit den gleichen Verfahren (dann aber mit absoluter Kalibration) überwacht werden. Wahrscheinlich wäre es aber sinnvoll, den sehr unterschiedlichen Partikelfractionen in Abgasen von Holzfeuerungen (anorganisches Material, elementarer Kohlenstoff, Kohlenwasserstoffe) Rechnung zu tragen.

Anhang



Abbildung A 1: Übersicht Messaufbau



Abbildung A 2: Elektrostatischer Partikelabscheider Zumikron Kompaktversion, mit Sprühelektrode



Abbildung A 3: Elektrostatischer Partikelabscheider eingebaut

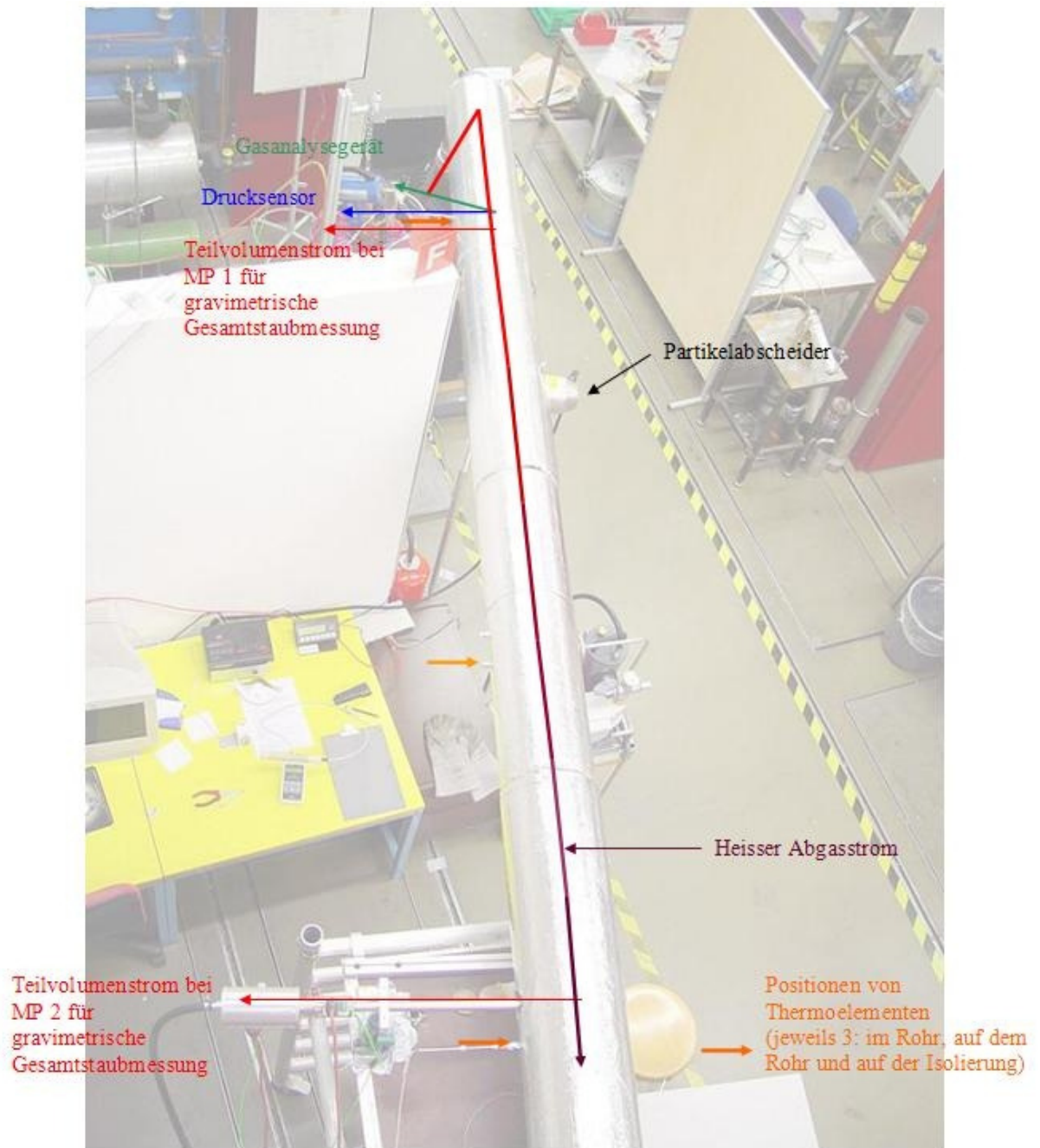


Abbildung A 4: Messtrecke, horizontaler Aufbau (Blick von oben)