

Untersuchung der Beladung und Regeneration eines granularen Schüttschichtfilters bei der Staubabscheidung

Diplomarbeit von

Laura Kromer

1328539

Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften

Fakultät für Maschinenwesen und Betriebswissenschaften

Unter der Anleitung von:

Ass. Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Gerd Mauschitz

Univ. Ass. Dipl.-Ing. Dr. techn. Thomas Laminger

Einreichdatum: 19.02.2018

Danksagungen

Ich freue mich sehr, an dieser Stelle Herrn Univ. Ass. Dipl.-Ing. Dr. techn. Thomas Laminger und Ass. Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Gerd Mauschitz für die Möglichkeit zu danken, diese Diplomarbeit am Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Techn. Biowissenschaften, Forschungsbereich Mechanische Verfahrenstechnik und Partikeltechnologie schreiben zu dürfen. Vielen Dank für die großartige Unterstützung.

Ein herzlicher Dank geht auch an Isabella Hornik, Denise Taussig und Theresa Steurer, die im Zuge ihres Trenntechnik Labors am Umbau des Versuchstandes und den Langzeitmessungen mitgearbeitet haben.

Allen Kollegen des Institutes für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Techn. Biowissenschaften, mit denen ich die Ehre hatte zusammen zu arbeiten, danke ich für die Hilfsbereitschaft und das positive Arbeitsklima.

Inhaltsverzeichnis

1.	Kurzfassung und Abstract.....	1
1.1	Kurzfassung	1
1.2	Abstract	2
2.	Problemstellung	3
3.	Staubproblematik.....	4
3.1	Staub.....	4
3.1.1	Definition	4
3.1.2	Feinstaub	4
3.2	Staubemissionen und Verursacher	5
3.2.1	Allgemein.....	5
3.2.2	Natürliche Entstehung.....	5
3.2.3	Anthropogene Entstehung	5
3.2.4	Kleinverbraucher	7
3.3	Gesundheitsrisiken	8
3.4	Gesetzeslage in Österreich	9
3.5	Kleinf Feuerungsanlagen.....	10
3.6	Entstehung von Staubemission bei der Verbrennung.....	11
3.6.1	Aerosole aus Brennstoff	12
3.6.2	Aerosole aus vollständiger Verbrennung	14
3.6.3	Aerosole aus unvollständiger Verbrennung.....	15
3.6.4	Aerosole durch das Mitreißen von Aschepartikeln	15
3.6.5	Partikelgrößenverteilungen.....	16
4.	Partikelmess technik	18
4.1	Auswahl geeigneter Messmethoden.....	18
4.2	Partikelmerkmale	21
4.2.1	Geometrische Partikelmerkmale.....	21
4.2.2	Sonstige Partikelmerkmale.....	22
4.2.3	Äquivalentdurchmesser	24
4.2.4	Normierung von Partikeln durch elektrodynamische Mobilität	27
4.2.5	Formfaktoren.....	28
4.3	Messgeräte	29
4.3.1	Mobilitätsanalysatoren	29
4.3.2	Optisches Aerosolspektrometer.....	34
5.	Entstaubungstechnik	40
5.1	Entstaubungsmethoden für Kleinf Feuerungsanlagen	40

5.2	Massenkraftabscheider	41
5.2.1	Schwerkraftabscheider	41
5.2.2	Fliehkraftabscheider	41
5.2.3	Trägheitsabscheider (Prallabscheider)	42
5.3	Elektroabscheider	43
5.3.1	Erzeugung der Ladungen	44
5.4	Filternde Abscheider	47
5.4.1	Tiefenfilter	47
5.4.2	Abreinigungsfilter	49
5.4.3	Schütttschichtfilter	51
5.5	Vergleich der Entstaubungstechniken.....	53
6.	Konzept eines Schütttschichtfiltersystems für Kleinf Feuerungsanlagen	54
7.	Beschreibung des Filtermittelprüfstandes	56
7.1	Komponenten und Messinstrumente des Filtermittelprüfstandes	57
7.1.1	Aerosolgeneratoren	57
7.1.2	Messinstrumente	61
7.2	Der Filtermittelprüfstand	62
7.2.1	Aufbau	62
7.2.2	Betriebsweise	66
7.3	Untersuchte Größen.....	67
7.4	Schüttgutmaterialien.....	68
8.	Charakterisierung des Staubabscheidungsverhaltens von Schüttgütern im Gleichstrom.....	70
8.1	Vorgangsweise bei den Versuchen.....	70
8.3	Ergebnisse mit stabförmigen Holzpellets.....	72
8.4	Ergebnisse mit halbkugelförmigen Holzpellets	75
8.5	Ergebnisse mit Tongranulat.....	77
8.6	Ergebnisse für die Mischung aus Viskosefaserflocken mit Holzspänen als granulares Filtermedium	79
8.7	Vergleich der Schüttgüter im Gleich- und Gegenstrom	81
9.	Adaptierung des Filtermittelprüfstandes zur stetigen Förderung von Schüttgut als Filtermittel. 86	
9.1	Konzept des Umbaus.....	86
9.2	Schenkenwendelplatzierung	87
9.2.1	Schneckenwendel 1	87
9.2.2	Schneckenwendel 2	88
9.3	Bestimmung des Anstellwinkels α	89
9.4	Der umgebaute Filtermittelprüfstand	91
10.	Anpassung des Schüttgutes an den intermittierenden Schüttgutwechsel	92

10.1	Testlauf ohne Staubbelastung.....	92
11.	Langzeitversuche	94
11.1	Staubbelastung.....	94
11.2	Versuchsablauf der Langzeitversuche	95
11.3	Langzeitversuche mit Ruß und Pural NF als Teststaub.....	96
12.	Zusammenfassung.....	100
13.	Ausblick.....	102
14.	Abbildungsverzeichnis	103
15.	Tabellenverzeichnis	107
16.	Literaturverzeichnis.....	108

1. Kurzfassung und Abstract

1.1 Kurzfassung

Luftverschmutzung im Allgemeinen und Feinstaubemission im Besonderen sind, aufgrund ihres Gefahrenpotentials für die menschliche Gesundheit, in den letzten Jahren stärker in den Fokus der Wissenschaft gerückt. Davon sind vor allem Ballungszentren und Regionen betroffen, die durch ihre topographischen Gegebenheiten eine Anreicherung von Partikeln in der Atmosphäre begünstigen. In Österreich wurden aus diesem Grund 2012 die Staubemissionsgrenzwerte gesenkt. Unter anderem sind neue Grenzwerte bezüglich der Staubemission bei neu installierten Kleinf Feuerungsanlagen verabschiedet worden. Diese Grenzwerte sind zum 1. Jänner 2015 noch einmal verschärft worden.

In der Industrie sind nachgeschaltete Entstaubungsanlagen bereits seit langem im Einsatz. Auch in Kleinf Feuerungsanlagen stellen sie eine Möglichkeit dar, die Staubemissionen zu reduzieren. Am Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften Arbeitsbereich Mechanische Verfahrenstechnik und Luftreinhaltungstechnik wurde ein neuartiges Filterkonzept speziell für den Einsatz bei Kleinf Feuerungsanlagen konzipiert. Dieses Filterkonzept basiert auf der Grundlage eines Schüttschichtfilters. Bei einem Schüttschichtfilter erfolgt die Staubpartikelabtrennung mittels Tiefenfiltration in der Schüttung.

In dieser Arbeit wurde der Betrieb des Schüttschichtfilters an einem Filtermittelprüfstand getestet, um die optimale Betriebsform, Schütthöhe und ein geeignetes Schüttgut zu bestimmen. Als Ausgangspunkt für den verwendeten Filtermittelprüfstand diente die Vornorm DIN SPEC 33999, in welcher der Aufbau und die Prüfung von Staubminderungseinrichtungen für Kleinf Feuerungsanlagen beschrieben werden. Um ein möglichst umweltfreundliches und nachhaltiges Filtersystem zu gewährleisten, wurden nur Schüttgüter untersucht, die diesen Anforderungen genügen. In den Versuchen zur Bestimmung der Betriebsform wurden vier Schüttgutmaterialien auf ihre Eignung als Tiefenfiltermedium untersucht: stabförmige Holzpellets, Tongranulat, halbkugelförmige Holzpellets und Viskosefaserflocken-Holzspänemischung.

Um die Schüttgüter zu bewerten, wurden die filtrationsspezifischen Kenndaten Druckverlust über die Schüttung, Abscheidegrad und Quality Factor bestimmt. In den Versuchen wurde die Schüttungshöhe von 10 bis 80 cm variiert, um die optimale Schüttungshöhe zu ermitteln.

Die Untersuchungen zeigten, dass die Abscheidung mit einer Schüttungshöhe von 30 cm und einer Viskosefaserflocken-Holzspänemischung als Filtermedium am höchsten ist. Die Viskosefaserflocken-Holzspänemischung besitzt bereits ab einer Schüttungshöhe von 30 cm einen Fraktions-abscheidegrad von über 90% für Partikeldurchmesser bis in den Nanometerbereich und schneidet damit deutlich besser ab, als die anderen untersuchten Materialien.

Nach dem Umbau des Filtermittelprüfstandes für Langzeitversuche wurde das Schüttgut erneut angepasst, da die Holzspäne erhebliche Probleme beim Schüttgutwechsel verursacht hatten. Nach mehreren Versuchen, stellte sich eine Mischung aus Viskosefaserflocken und halbkugelförmige Holzpellets als optimales Schüttgut heraus.

1.2 Abstract

Over the last decade, air pollution in general and particle emissions in particular have been the focus of an ever growing number of studies and subject to higher regulations. This attention is not without cause. The health risks for humans and the environmental impact are considered to be wide reaching and dangerous. Especially urban environments with a high population density and high traffic are affected, as well as Regions with topographic conditions that facilitate the particle enrichment of the atmosphere. For this reason Austria implemented lower dust emission limits in 2012. One of the new regulations specifies lower dust emission limits for newly installed residential combustion. These limits have been lowered again in January of 2015.

In the industry it is common practice to place the dust removal system downstream. For residential combustion this could also be a way to meet the new dust emission limits. At the Institute of Process, Environmental and Bioscience Engineering the research division for Mechanical Process Engineering and Clean Air Technology, designed a new filtration concept for use in residential combustion. This filtration concept is based on the principle of a packed bed filter.

A dust collector comprising a filter layer that could be regenerated would have significant advantages, compared to other dust reduction systems, with regard to a permanent reliable function, low maintenance requirements and lower life cycle costs. The used filter medium is a layer of loose or compacted pourable bulk solid. This filter layer can be seen as a deep bed filter with comparable high separation efficiency and low pressure drop.

During this thesis the operation of the filtration medium test rig using direct flow, was compared to the operation using counter flow, to determine the configuration, filling height and the optimal granular filter medium. Basis for the design of the filtration medium test rig was the prestandard DIN SPEC 33999, which specifies the structure and test procedures for dust control equipment.

To ensure an eco-friendly and sustainable filtration system, only pourable bulk solids that met those requirements were considered for testing. During the trial to determine the flow configuration, four materials were tested: rod-shaped wood pellets, clay granules, hemispherical wood pellets and a mixture of viscose fibre flakes and wood chips.

In order to compare the material in different flow configurations, the filtration-specific characteristics of pressure drop over the filter medium, dust separation efficiency and quality factor were determined. The optimal height for the filter layer was determined by modifying the height from 10 to 80 cm.

The experiments showed that for long term trials, a counter flow configuration with a 30 cm layer of viscose fibre flakes mixed with wood chips would be the optimal solution. Since the mixture of viscose fibre flakes and wood chips separates out 90% of the dust particles even with particle diameters in the nanometer range. These results surpass those of the other tested materials.

After modifying the filtration medium test rig for long term trials the filter medium had to be adjusted since the wood chips caused significant problems in the regeneration process. After taking the new requirements into account the optimal filtrations medium was found to be a mixture of viscose fibre flakes and hemispherical wood pellets.

2. Problemstellung

Zur Entstaubung von Abgasen aus biomassebefeuerten Kleinfeuerungsanlagen (< 15 kW) soll ein Schüttschichtfilter entwickelt werden. Der Schüttschichtfilter soll als intermittierender Bewegtbettfilter fungieren. Für die Anlagenauslegung findet zunächst ein Kaltmodell Anwendung. Hierbei wird Umgebungsluft bei Raumtemperatur mit Teststäuben versehen. Die verschiedenen Aerosoldispersionen sollen anschließend im Schüttschichtfilter entstaubt werden.

Das Anlagenkonzept sieht einen zylindrischen Kontaktraum zwischen der Aerosoldispersion und einem geeigneten granularen Schüttgut, das als Filtermittel verwendet werden soll, vor. Das Schüttgut soll durch eine Förderschnecke aus dem Staubabscheideraum transportiert werden. Mit dem Austrag soll gleichzeitig unbeladenes Schüttgut nachgefördert werden. Die Förderschnecke grenzt den Staubabscheideraum am unteren Ende des zylindrischen Kontaktraumes ein. Das mit Staub erschöpfend beladene Schüttgut soll in weiterer Folge einer thermischen Verwertung zugeführt werden. Zunächst soll für diesen neu zu entwickelnden Schüttschichtfilter zur Entstaubung ein geeignetes fließfähiges granulares Schüttgut gefunden werden, welches mit möglichst großer spezifischer Oberfläche ausgestattet ist um eine bestmögliche Entstaubung zu ermöglichen.

Die vorliegende Diplomarbeit wird mit folgenden Zielen durchgeführt:

Zunächst soll der Anlagenprototyp so umgebaut werden, dass im Staubabscheideraum Schüttgut und Aerosoldispersion einander im Gleichstrom kontaktieren. Infolge soll ein brauchbares granulares Schüttgut als Filtermittel ausfindig gemacht werden, welches intermittierend durch den Staubabscheideraum transportiert werden kann und im Kontakt mit der Aerosoldispersion bestmögliche Entstaubung zulässt. Zur Bestimmung der Staubabscheideeigenschaften sollen Druckverlust über die Schüttung, Fraktionsabscheidegrade und Quality Factors diverser Schüttgüter bei unterschiedlichen Schüttschichthöhen experimentell bestimmt werden und ihre Vor- und Nachteile aufgezeigt werden.

Darüber hinaus soll verglichen werden in wie weit der Anlagenbetrieb im Gleichstrom sich vom Anlagenbetrieb im Gegenstrom unterscheidet. Die Versuchsergebnisse für den Gegenstrombetrieb liegen bereits vor (siehe [18]). Der Vergleich der Schüttgüter bei unterschiedlichen Schütthöhen und beim Anlagenbetrieb im Gleichstrom und im Gegenstrom soll es ermöglichen ein geeignetes granulares Schüttgut, die geeignete Betriebsweise und die geeignete Schütthöhe für den Anlagenprototypen zu bestimmen.

Nach Auswahl eines geeigneten granularen Schüttgutes als Filtermittel und der geeigneten Betriebsform soll der Prototyp des Entstaubers um einen Schüttgutvorratsbunker erweitert werden. Es soll eine möglichst einfache Transporteinrichtung für den regelmäßigen Zulaufmassenstrom des Schüttgutes in den Staubabscheideraum entwickelt werden. Der Anlagenprototyp soll so aufgebaut werden, dass im Staubabscheideraum Schüttgut und Aerosoldispersion einander in zuvor bestimmter Form kontaktieren. Ferner soll durch entsprechende Modifikationen an der Förderschnecke im Staubabscheideraum ein problemloser intermittierender Wechsel des staubbeladenen Schüttgutes aus dem Staubabscheideraum und die Einhaltung der geeigneten Schütthöhe sichergestellt werden. Die Qualität der Staubabscheidung während des Betriebes mit intermittierenden Schüttgutwechsel soll mittels Messung des Druckverlustes über die Schüttung und des Fraktionsabscheidegrades dokumentiert und kommentiert werden. Schließlich soll festgestellt werden inwieweit der intermittierende Schüttschichtwechsel sich auf den möglichen kontinuierlichen Betrieb des Schüttschichtfilters zur Abscheidung von Stäuben aus dem Abgas von biomassebefeuerten Kleinfeuerungsanlagen bemerkbar macht.

3. Staubproblematik

3.1 Staub

3.1.1 Definition

Staub ist der Sammelbegriff für feinste feste Teilchen, beziehungsweise Partikel, die in Gasen, insbesondere in der Luft, aufgewirbelt lange Zeit schweben können. Staub ist per Definition Bestandteil des Schwebstaubes (Gesamtstaub, TSP (total suspended particulates)). [1]

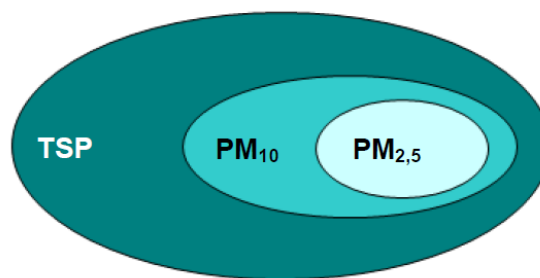
Je nach Notwendigkeit wird Staub (eigentlich Schwebstaub) nach der Partikelgröße und / oder nach dem Staubmaterial unterteilt. Staubteilchen können aus organischen (z.B. Blütenpollen, Bakterien, Pilzsporen) oder anorganischen Materialien (z.B. Gesteinsstaub, Mineralfasern) bestehen. Eine allgegenwärtige Form des Staubes, der aus organischem und anorganischem Material besteht, ist der Hausstaub. [1]

3.1.2 Feinstaub

Feinstaub kann aus einem komplexen Gemisch fester und flüssiger Teilchen bestehen und wird abhängig von deren Größe in unterschiedliche Fraktionen eingeteilt. Unterschieden werden: PM₁₀ (PM, particulate matter) mit einem maximalen Durchmesser von 10 Mikrometer (µm), PM_{2,5} mit einem Durchmesser von maximal als 2,5 µm und ultrafeine Partikel mit einem Durchmesser von weniger als 100nm. [2]

In Abbildung 3.1 ist die Mengenverteilung des Feinstaubes dargestellt. Dabei ist zu erkennen, dass PM₁₀ und PM_{2,5} zusammen nicht einmal die Hälfte des Schwebstaubes ausmachen.

Mengenverteilung von Schwebestaub (TSP), PM₁₀ und PM_{2,5}



Quelle: Umweltbundesamt

umweltbundesamt[®]

Abbildung 3.1: Schematische Darstellung der Mengenverteilung von TSP, PM₁₀ und PM_{2,5} [2].

3.2 Staubemissionen und Verursacher

Unabhängig davon, ob Staub natürlich entsteht oder durch Menschen verursacht wird, gibt es verschiedene Entstehungsprozesse. [3]

3.2.1 Allgemein

- Mechanische Bearbeitung: Abrieb, Zerkleinerung und generell Vorgänge, bei denen zwei oder mehr Objekte in Kontakt kommen.
- Physikalische Einflüsse: zum Beispiel Erosion. Erosion ist die natürliche allmähliche Abtragung von Materialien, vor allem durch Wind und Wasser.
- Chemische Reaktionen: zum Beispiel durch Verbrennung. [3]

3.2.2 Natürliche Entstehung

Der bei natürlichen Vorgängen entstehende Feinstaub ist aufgrund seiner Zusammensetzung häufig weniger gesundheitsschädlich als von Menschen erzeugter Feinstaub.

- Bodenerosion, bei der durch Wind Material abgetragen wird.
- Bei Vulkanausbrüchen werden abhängig von der Art des Ausbruchs unterschiedlich große Mengen an Partikeln verschiedenster Größen und Zusammensetzungen freigesetzt.
- Meerwasser wird als Sprühnebel in die Luft getragen und trocknet dort zu Kondensationsaerosolen.
- Sandstürme tragen feine Sandpartikel zum Teil um den halben Globus.
- Pollen oder ihre Bruchstücke können so klein auftreten, dass sie zum Feinstaub zählen können.
- Bei Bränden entstehen Rußpartikeln, die auch in den nanoskaligen Bereich fallen können. [3]

3.2.3 Anthropogene Entstehung

Durch Menschen verursachter Feinstaub weist häufig giftige Bestandteile auf. Die anthropogene Entstehung von Feinstaub wird in dem Report „Emissionstrends 1990 – 2012“ des Österreichischen Umweltbundesamtes in folgende Sektoren unterteilt:

1. Sektor: Energieversorgung

- Strom- und Fernwärmeleistungswerke (unter Berücksichtigung von Abfallverbrennung),
- Kohle-, Erdöl- und Erdgasförderung,
- Verarbeitung von Rohöl (Raffinerie),
- Energieeinsatz bei Erdöl- und Erdgasgewinnung,
- flüchtige Emissionen von Brenn- und Kraftstoffen (Pipelines, Tankstellen, Tanklager).

2. Sektor: Kleinverbrauch

- Heizungsanlagen privater Haushalte, privater und öffentlicher Dienstleister,
- von (Klein-)Gewerbe sowie land- und forstwirtschaftlichen Betrieben,
- mobile Geräte privater Haushalte (z. B. Rasenmäher u. Ä.), land- und forstwirtschaftliche Geräte (z. B. Traktoren, Motorsägen u. Ä.), mobile Geräte sonstiger Dienstleister (Pistenraupen u. Ä.),
- bei Feinstaub zusätzlich Berücksichtigung von Brauchtumsfeuer und Grillkohle.

3. Sektor: Industrie

- Prozess- und pyrogene Emissionen der Industrie,
- fluorierte Gase der Industrie,
- Offroad-Geräte der Industrie (Baumaschinen etc.),
- Bergbau (ohne Brennstoffförderung).

4. Sektor: Verkehr

- Straßenverkehr,
- Bahnverkehr, Schifffahrt,
- nationaler Flugverkehr (bei Treibhausgasen),
- Start- und Landezyklen des gesamten Flugverkehrs (bei Luftschadstoffen),
- militärische Flug- und Fahrzeuge,
- Kompressoren der Gaspipelines.

5. Sektor: Landwirtschaft

- verdauungsbedingte Emissionen des Viehs,
- Emissionen von Gülle und Mist,
- Düngung mit organischem und mineralischem Stickstoffdünger,
- Verbrennung von Pflanzenresten am Feld,
- Feinstaub aus Viehhaltung und der Bearbeitung landwirtschaftlicher Flächen.

6. Sektor: Sonstige

Abfall- und Abwasserbehandlung, Kompostierung (vorwiegend Methan-Emissionen)

- Emissionen aus Abfalldeponien,
- Abfallverbrennung ohne energetische Verwertung,
- Kompostierung,
- Abwasserbehandlung.

Lösungsmittelanwendung (vorwiegend leichtflüchtige organische Verbindungen ohne Methan, NMVOC)

- Farb- und Lackanwendung, auch im Haushaltsbereich,
- Reinigung, Entfettung,
- Herstellung und Verarbeitung chemischer Produkte,
- Feinstaub-Emissionen aus Tabakrauch und Feuerwerken. [4]

Es ist anzumerken, dass die Aufzählung nahezu unverändert aus dem Report „Emissionstrends 1990 – 2012“ des Österreichischen Umweltbundesamtes übernommen wurde, um die Informationen ohne Verluste wiederzugeben.

3.2.4 Kleinverbraucher

Für diese Arbeit ist im Besonderen der Sektor Kleinverbraucher, beziehungsweise Haushalte interessant.

- Kleinf Feuerungsanlagen <15 kW in privaten Haushalten, privater und öffentlicher Dienstleister, von (Klein-) Gewerbe sowie land- und forstwirtschaftlichen Betrieben,
- mobile Geräte privater Haushalte: Rasenmäher, Motorsägen, Traktoren und Ähnliches,
- bei Feinstaub zusätzlich Berücksichtigung von Brauchtumsfeuer (z.B. Osterfeuer, ...) und Grillkohle.

Im Sektor der Kleinverbraucher wird der größte Staubanteil durch Kleinf Feuerungsanlagen emittiert. Bei der Betrachtung von Abbildung 3.2 fällt auf, dass zwar der Sektor Kleinverbraucher einen relativ geringen Anteil an der gesamt emittierten Staubmenge (TSP) besitzt. Dieser Anteil steigt, je kleiner der Partikeldurchmesser wird. Für die Feinstaubfraktion $PM_{2,5}$ sind Kleinverbraucher die größten Emittenten in Österreich. Der Grund dafür ist, dass ein hoher Anteil der Kleinf Feuerungsanlagen veraltet ist bzw. nicht richtig gewartet oder unzureichend geregelt wird [4] [15].

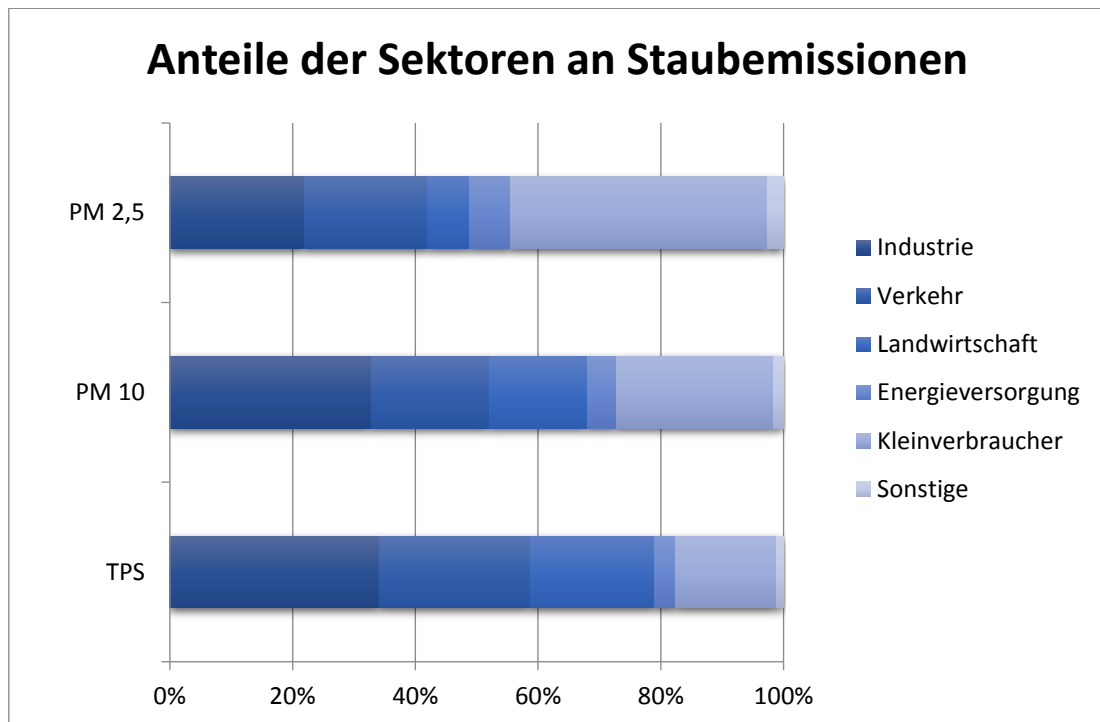


Abbildung 3.2: Anteile der Sektoren an Staubemissionen 2012 in Österreich (nach [4])

3.3 Gesundheitsrisiken

PM₁₀ kann beim Menschen in die Nasenhöhle, PM_{2,5} bis in die Bronchien und Lungenbläschen und ultrafeine Partikel bis in das Lungengewebe und sogar in den Blutkreislauf eindringen. Je nach Größe und Eindringtiefe der Teilchen sind die gesundheitlichen Wirkungen von Feinstaub verschieden. Sie reichen von Schleimhautreizungen und lokalen Entzündungen in der Luftröhre und den Bronchien oder den Lungenalveolen bis zu verstärkter Plaquebildung in den Blutgefäßen, einer erhöhten Thromboseneigung oder Veränderungen der Regulierungsfunktion des vegetativen Nervensystems (Herzfrequenzvariabilität). [2]

Laut der Weltgesundheitsorganisation (WHO) zeigen Untersuchungen, dass es keine Feinstaubkonzentration gibt, die man unterschreiten kann, um schädliche Wirkungen auszuschließen. Dies ist ein markanter Unterschied zwischen Feinstaub und vielen anderen Schadstoffen wie Schwefeldioxid oder Stickstoffdioxid. Für ist es möglich Grenzwerte anzugeben, unterhalb derer keine schädlichen Folgen für die menschliche Gesundheit zu erwarten sind. Nicht nur kurzzeitig erhöhte Konzentrationen von Feinstaub führen zu negativen gesundheitlichen Auswirkungen. Gerade dauerhaft auftretende geringere Konzentrationen wirken gesundheitsschädigend. Die Feinstaubmenge der Menschen ausgesetzt werden, sollte somit immer so gering wie möglich gehalten werden. [11]

3.4 Gesetzeslage in Österreich

Durch die vorgefundene Situation sah sich der Gesetzesgeber Ende 2012 veranlasst für Kleinfeuerungsanlagen, die neu in den Umlauf gebracht werden, aktualisierte Grenzwerte bezüglich der Staubemission zu verabschieden. Diese sind ab dem 1. Jänner 2015 noch einmal verschärft worden. Die Grenzwerte für neue Kleinfeuerungsanlagen sind in der **Vereinbarung gemäß Artikel 15a B-VG über das Inverkehrbringen von Kleinfeuerungen und die Überprüfung von Feuerungsanlagen und Blockheizkraftwerken** zu finden. Darüber hinaus wurden noch Grenzwerte für CO, NO_x, und TOC definiert [4].

In Tabelle 3.1 und 3.2 werden die Staubemissionsgrenzwerte von Kleinfeuerungen für unterschiedliche feste Brennstoffe mit händischer bzw. automatischer Beschickung aufgelistet. Der Emissionsgrenzwert (mg/MJ) bezieht sich hier auf die Brennstoffwärmemenge.

Tabelle 3.1 Kleinfeuerungen für feste Brennstoffe mit händischer Beschickung [5]:

Parameter	Emissionsgrenzwerte (mg/MJ)					
	Holzbrennstoffe		sonstige standardisierte biogene Brennstoffe		fossile Brennstoffe	
	Raum- heizgeräte	Zentralheiz- geräte	unter 50 kW Nennwärme- leistung	ab 50 kW Nennwärme- leistung	unter 50 kW Nennwärme- leistung	ab 50 kW Nennwärme- leistung
Staub	60/35*	50/30*	60/35*	60/35*	50/35*	50/35*

* seit 1. 1. 2015 geltende Werte

Tabelle 3.2: Kleinfeuerungen für feste Brennstoffe mit automatischer Beschickung [5]:

Parameter	Emissionsgrenzwerte (mg/MJ)			
	Holzpellets Raumheizgeräte	Holzpellets Zentralheizgeräte	sonstige Holzbrennstoffe	sonstige standardisierte biogene Brennstoffe
Staub	50/25*	40/20*	50/30*	60/35*

* seit 1. 1. 2015 geltende Werte

3.5 Kleinf Feuerungsanlagen

Zu den Kleinf Feuerungsanlagen zählen Feuerungsanlagen bis zu einer Nennwärmeleistung von 15 kW. In Österreich und in Deutschland stellen Kleinf Feuerungsanlagen sowohl zahlenmäßig als auch in der Biomasse-Gesamt-Nennleistung die bedeutendste Gruppe der Feuerungsanlagen dar [6]. Am weitesten verbreitet sind Kleinf Feuerungsanlagen, die per Hand beschickt werden, weniger weit verbreitet sind die automatisch beschickten Feuerungen. In Tabelle 3.3 sind die Bauarten und Merkmale von hand- und automatisch beschickten Kleinf Feuerungsanlagen aufgelistet [6].

Tabelle 3.3: Hand- und automatische Kleinf Feuerungsanlagen (nach [6])

Bauart	Heizleistung in kW	Verbrennungsprinzip	Merkmale
Einzelfeuerstätten (Wärmenutzung bauartbedingt hauptsächlich im Aufstellraum)			
offener Kamin	0 - 5	Durch-/oberer Abbrand	ohne und mit Warmluftumwälzung, ungeeignet als Permanentheizung
geschlossener Kamin Zimmerofen	5 - 15 3 - 10	Durch-/oberer Abbrand Durch-/oberer Abbrand	mit Warmluftumwälzung, Sichtscheibe vom Wohnraum aus befeuerter Holzofen ohne feste Installation
Kaminofen Speicherofen, (Grundofen oder Warmluftkachelofen)	4 - 12 3 - 15	Durch-/oberer Abbrand Durch-/oberer Abbrand, unterer Abbrand (selten)	wie Zimmerofen, mit Sichtscheibe langsame Abgabe gespeicherter Wärme über 10-24 h durch Strahlung (Grundofen) oder mit Konvektionsluft (Warmluftkachelofen)
Küchenherd	3 - 12	Durch-/oberer Abbrand, unterer Abbrand	Kochwärme (Primärnutzen), Heizwärme oder Sitzbankheizung (Sekundärnutzung)
Pelletofen	2,5 - 10	Schalen-/ Muldenbrenner (für Holzpellets)	automatisch beschickt, geregelte Brennstoff- und Luftzufuhr (Gebläse), Nachfüllen ca. alle 1 bis 4 Tage erforderlich
Erweiterte Einzelfeuerstätten (Wärmenutzung bauartbedingt auch außerhalb des Aufstellraums)			
Zentralheizungsherd	8 - 30	Durch-/oberer Abbrand, unterer Abbrand	Wärme dient zum Kochen und für Zentralheizung/ Brauchwassererwärmung
erweiterter Kachelofen, Kamin und Kaminofen	6 - 20	Durch-/oberer Abbrand	Wasser-Heizkreislauf oder geschlossener Warmluftkreislauf (Hypokaustenheizung)
Pelletofen mit Wasserwärme- übertrager	bis 10	Schalen-/ Muldenbrenner	auch zur alleinigen Hausheizung (z. B. bei Niedrigenergiebauweise)
Zentralheizungskessel (Wärmenutzung nur außerhalb des Aufstellraums)			
Stückholzkessel	10-250 (max. 800)	unterer Abbrand Durchbrand (selten)	bis 1 m Scheitlänge, Naturzug- oder Gebläsekessel, Wärmespeicher erforderlich

Jede reale Verbrennung wird grundsätzlich Staub emittieren. Je besser die Verbrennungsbedingungen im Brennraum sind, desto geringer wird die emittierte Staubmenge ausfallen. Eine nähere Betrachtung des Zusammenhangs zwischen Verbrennungsbedingungen und Staubemission findet sich in Kapitel 3.6.

In Österreich befinden sich Kleinfeuerungen in Betrieb, die im Schnitt 20 Jahre alt und älter sind. Diese weisen 10- bis 100-mal höhere Feinstaubemissionen auf als modernere Kleinfeuerungsanlagen [7]. Abbildung 3.3 verdeutlicht diese Tatsache. Hier werden die Emissionswerte von älteren Anlagen im direkten Vergleich zu modernen Anlagen dargestellt.

Gründe für die hohen Emissionswerte der alten Anlagen:

- handbeschickte Feuerungsanlagen weisen ausgeprägte zeitliche Unterschiede bei den Verbrennungsbedingungen auf. Dieser Effekt ist besonders ausgeprägt, wenn die Anlage kein Gebläse besitzt [6]. Automatisch beschickte Feuerungsanlagen weisen stets kontinuierliche und bessere Verbrennungsbedingungen auf.
- In den letzten 15 Jahren wurden deutliche Fortschritte bei der konstruktiven Auslegung von Feuerungsanlagen gemacht. Somit konnte der Verbrennungsprozess verbessert werden.

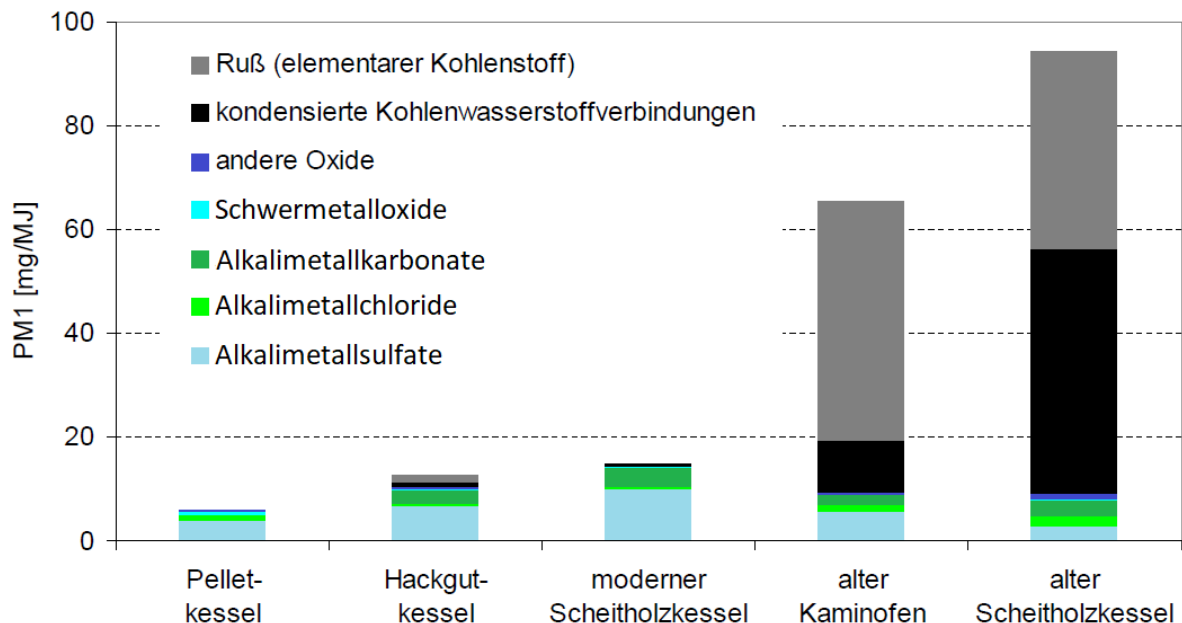


Abbildung 3.3: Vergleich von Kleinfeuerungsanlagen im Hinblick auf die Emission vom PM_{10} - Staub (nach [8])

3.6 Entstehung von Staubemission bei der Verbrennung

Bei Biomasse-Feuerungsanlagen beobachtet man grundsätzlich vier Wege der Feinstaubbildung:

- Aerosolemissionen aufgrund vollständiger Verbrennung,
- Aerosolemissionen aufgrund unvollständiger Verbrennung,
- Mitreißen von Partikeln aus dem Brennstoff,
- Mitreißen von Partikeln aus der Asche. [10]

3.6.1 Aerosole aus Brennstoff

Diese treten beim Zusammenkommen bestimmter Rahmenbedingungen während der Verbrennung auf:

- hohe Geschwindigkeit der Luftströmung in der Feuerung,
- Brennstoff mit niedriger Dichte,
- oberer Abbrand,
- unzureichende Durchmischung des Brennstoffs mit der Verbrennungsluft,
- phasenweise zu niedrige Verbrennungstemperatur[10].

In diesen Fällen kann es dazu kommen, dass Brennstoffpartikeln unverbrannt in den Abzug gelangen. Die Partikelgrößen befinden sich im Rahmen von 1 µm bis mehrere mm. Treten diese Partikeln auf, so ist es ein Indiz für grundlegende Mängel am Verbrennungsvorgang. Die Defekte können behebbare sein oder sie sind Konstruktionsfehler, die die Anlage für den gewählten Brennstoff ungeeignet machen. [10]

Grundsätzlich kann der Verbrennungsprozess holzartiger Biomasse (Holz, Holzpellets) in drei Teilprozesse unterteilt werden:

- Aufheizung und Trocknung,
- pyrolytische Zersetzung und Vergasung des Kohlenstoffs,
- Oxidation.[9]

Die Erwärmungsphase ist der erste Schritt der Verbrennung von Holz. Die anschließende Trocknungsphase findet hauptsächlich über 100 °C statt. Dabei wird an das Holz anhaftendes oder eingeschlossenes Wasser verdampft. Alle Verbrennungsphasen schreiten von außen nach innen fort. Während außen bereits die pyrolytische Zersetzung der Holzbestandteile beginnt, trocknet der Brennstoff im inneren noch [9].

Unter Pyrolyse versteht man den chemischen Prozess, bei dem unter Sauerstoffausschluss Wärme zugeführt wird. Bei der Pyrolyse werden langkettige organische Verbindungen in kürzerkettige Verbindungen aufgespalten. Es entstehen brennbare Gase in Form von Kohlenstoffmonoxide (CO) und gasförmige Kohlenwasserstoffen, sowie Pyrolyseöle (Teere). Da Sauerstoff in chemisch gespeicherter Form (bei Holz ca. 44 % der Trockenmasse) oder durch die Zuführung der Verbrennungsluft stets vorhanden ist, kommt es unmittelbar nach der Aufspaltung zu Oxidationsreaktionen unter Wärmefreisetzung [9].

Um den Entgasungsprozess durch die Wärmefreisetzung in Gang zu halten und zu steuern, wird in Feuerungsanlagen gezielt Luftsauerstoff an den Ort der pyrolytischen Zersetzung (z. B. Glutbett) zugeführt. Der zugeführte Luftmassenstrom ist die sogenannte Primärluft. Dieser Teilprozess wird als Vergasung bezeichnet. Bei der Vergasung stellen die unvollständigen Reaktionen der gasförmigen Pyrolyseprodukte mit Sauerstoff, die benötigte Wärme bereit. Die festen und flüssigen Pyrolyseprodukte (Kohle, Teere) benötigen im Vergleich zur pyrolytischen Zersetzung mit zum Teil über 500 °C, merklich höhere Temperaturen zur Reaktion [9].

Während der Oxidation haben sich die brennbaren Gase schon im Feuerraum ausgebreitet. Die gezielte Zuführung von Luftsauerstoff in diesem Teilprozess wird als Sekundärluft bezeichnet. Durch die Sekundärluft kann hier eine mehr oder weniger vollständige Oxidation der freigesetzten gasförmigen Produkte stattfinden. Bei der Oxidation entsteht Kohlenstoffdioxid (CO₂) und Wasser (H₂O). Der Abbau der Kohlenwasserstoffe erfolgt in dieser Verbrennungsphase über die Bildung von CO als Zwischenprodukt, das in einer weitergehenden Oxidation zu CO₂ reagiert. Die Oxidation ist von Flammenbildung gekennzeichnet [9].

Bei biogenen Festbrennstoffen ist auch die flammenlose Verbrennung bedeutsam, die im Endstadium des Verbrennungsvorganges auftritt. Als Endprodukt der pyrolytischen Zersetzung wird fester Kohlenstoff (Holzkohle) gebildet. Dieser wird im Glutbett zuerst vergast (Feststoffvergasung) und anschließend in der Gasphase oxidiert. Als Verbrennungsrückstand verbleibt die Asche [9].

Bei der Verbrennung von holzartiger Biomasse werden mit dem Abgas Verbrennungsprodukte emittiert. Je nach Verbrennungszustand können sie in Produkte aus vollständiger bzw. unvollständiger Verbrennung unterteilt werden [9].

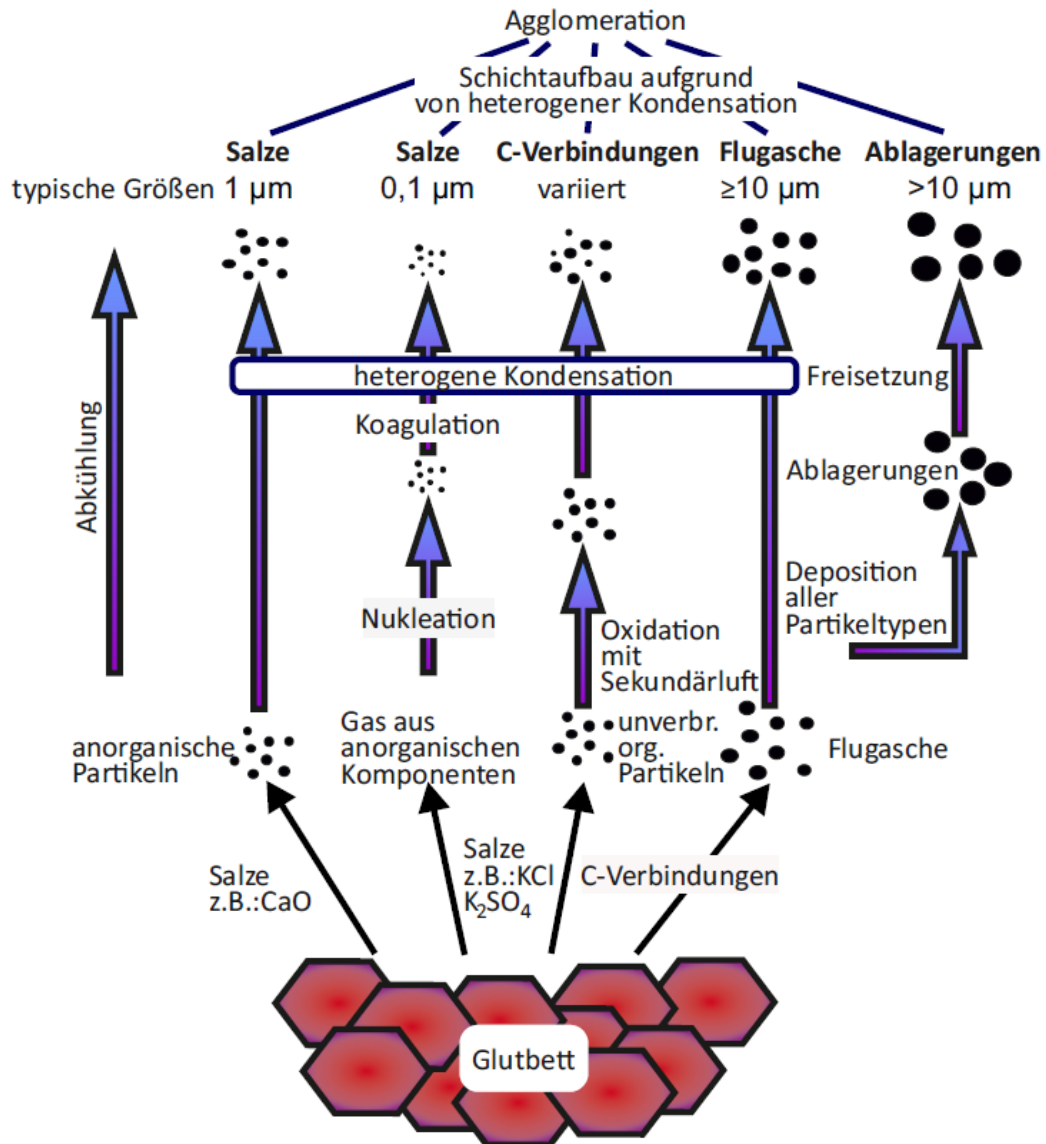


Abbildung 3.4: Schematische Darstellung der Partikelbildung in Holzfeuerungen (nach [9]).

In Abbildung 3.4 sind die fünf Bildungspfade für Partikeln bei der Verbrennung von Holz dargestellt. Diese Bildungspfade werden im Folgenden detailliert erläutert.

3.6.2 Aerosole aus vollständiger Verbrennung

Hierbei handelt es sich um die anorganischen Bestandteile des Brennstoffs, deren Entstehung in den beiden linken Pfaden der Abbildung 3.4 schematisch dargestellt ist.

Fest-Partikel-Pfad anorganischer Bestandteile: Die schwerflüchtigen, anorganischen Komponenten des Holzes gelangen als feste Komponenten in das Abgas. Im Abgas können diese Partikeln durch heterogene Kondensation und Koagulation wachsen. Diese Salze, meist Kalziumverbindungen (wie zu Beispiel CaO), besitzen einen aerodynamischen Durchmesser im Bereich von 1 μm . [9]

Grundlegend kann zwischen homogener und heterogener Kondensation unterschieden werden. Bei der homogenen Kondensation erfolgt der Nukleationsprozess, bei dem sich die Flüssigkeitspartikeln aus der Gasphase heraus bilden, frei. Also durch ein statisches Zusammentreffen von Gasteilchen. Hierzu ist es notwendig, dass sich ausreichend langsame Teilchen ohne weitere Hilfe zu größeren Strukturen zusammenfinden. Voraussetzung die homogene Kondensation ist eine Übersättigung der Atmosphäre von in der Regel mehreren hundert Prozent. Die heterogene Kondensation benötigt im Gegensatz nur sehr geringe Übersättigungen. Diese Form der Kondensation erfolgt an bereits existierenden Oberflächen. Im Fall der Holzverbrennung erfolgt sie an den in der Gasphase schwebenden festen Partikeln (Kondensationskernen bzw. Aerosolteilchen). [35]

Nukleation ist die Bezeichnung für das Wachstum einer Ansammlung von Molekülen, eines sogenannten Clusters, zu einem Kern. Der Dampfdruck der kondensierbaren Spezies ist Grundlage der Nukleation. Das Wachstum der Cluster setzt ein, sobald die Sättigungsgrenze überschritten wird. Dieser Zustand ist gleichbedeutend mit einer lokalen Überschreitung des Gleichgewichts-dampfdrucks. Dies bedeutet, dass der Sättigungsgrad S größer 1 wird. [10]

Der Sättigungsgrad ist definiert als:

$$S = p/p_s \quad (\text{Gl.3.1})$$

S: Sättigungsgrad

p: Partialdruck [Pa]

p_s : Sättigungsdampfdruck [Pa]

Koagulation bezeichnet die Vereinigung unterschiedlich großer Partikeln durch Kollision (Zusammenstoß) oder Koaleszenz (Zusammenfließen). [36]

Fest-Dampf-Partikel-Pfad anorganischer Bestandteile: Hierbei verdampfen die anorganischen Komponenten zunächst im Glutbett ($> 600\text{ }^\circ\text{C}$). Bei der Temperaturabnahme im Abgas bilden sich, über Nukleation, Koagulation und heterogene Kondensation Partikeln. Bei den so entstandenen Partikeln handelt es sich um anorganische Salze, im Größenbereich von 0,1 μm (=100 nm). Am häufigsten vertreten sind Kaliumverbindungen wie K_2SO_4 und KCl. Im Fall der unvollständigen Verbrennung werden Kohlenstoffpartikeln mit dem Abgas emittiert. Diese Partikeln wurden bei der pyrolytischen Zersetzung freigesetzt und anschließend nicht vollständig oxidiert. [9]

Bei Biomassefeuerungen entstehen so vor allem folgende Partikeln:

- schwerflüchtige, mineralische Holzaschebestandteile (z. B. CaO, Al_2O_3 , SiO_2),
- Holzascheverbindungen, die durch Verdampfung und Kondensation oder Neubildung in der Feuerung entstehen (z. B. KCl, K_2SO_4 , Nitrate),
- Schwermetalle aus der Assimilation der Biomasse oder aus Verunreinigungen (z.B. aus Farben, Beschichtungen). [10]

Je nach Koagulierungsgrad werden:

- Feinstäube $> 0,1 \mu\text{m}$,
- agglomerierte Aschepartikeln mit einer Korngröße zwischen $0,1$ und $1 \mu\text{m}$,
- Flugaschepartikeln zwischen 1 und $20 \mu\text{m}$ gebildet. [10]

3.6.3 Aerosole aus unvollständiger Verbrennung

Hierbei handelt es sich um Kohlenstoffverbindungen, die nach der Pyrolyse nicht ganz ausgebrannt sind. In Abbildung 3.4 ist die Entstehung der Kohlenstoffverbindungen im mittleren Pfad zu erkennen. Man unterscheidet zwischen:

- kohlenstoffhaltige feste Zersetzungsprodukte,
- kohlenstoffhaltige flüssige Zersetzungsprodukte,
- kohlenstoffhaltige kondensierte Syntheseprodukte.

Unter kohlenstoffhaltigen Zersetzungsprodukten versteht man organische Verbindungen, die bei der pyrolytischen Zersetzung des Brennstoffs entstehen. Grund für diese Zersetzung ist der hohe Anteil flüchtiger Bestandteile von Biomasse. Diese Zersetzungsprodukte bestehen aus Fragmenten der polymeren Holzbestandteile Cellulose, Hemicellulose und Lignin. Mögliche Gründe für das Auftreten dieser Partikeln im Abgas sind zum Beispiel eine zu geringe Vermischung des Brennstoffs mit der Verbrennungsluft, zu geringe Verweilzeit oder zu geringe Temperatur im Brennraum. [10]

Unter kohlenstoffhaltigen, kondensierten Syntheseprodukten versteht man zum Beispiel Ruß. Ruß entsteht in der Flamme durch Agglomeration kleinster Kohlenstoffansammlungen, die sich wiederum aus Fragmenten der Zersetzungsprodukte wie Ethin (C_2H_2) zusammensetzen. Ethin ist ein farbloses, brennbares Gas. Die Rußbildung einer Verbrennung wird durch ungenügende Luftzufuhr, ungleichmäßige Entzündung und ungenügende Durchmischung von Brennstoff und Luft begünstigt. In diese Kategorie gehören auch organische Verbindungen, die durch Synthese der Zersetzungsprodukte bei hohen Temperaturen entstehen. Aerosolemissionen, unter schlechten Verbrennungsverhältnissen, sind nicht nur sehr hoch, sondern können aufgrund der unvollständigen Verbrennung der organischen Substanzen zusätzlich ein besonders hohes toxikologisches Potential aufweisen. [10]

3.6.4 Aerosole durch das Mitreißen von Aschepartikeln

Sowohl **Aschepartikeln** als auch **Ablagerungen** (die beiden rechten Pfade in Abbildung 3.4) können durch schwankende Gasgeschwindigkeiten freigesetzt werden. Diese Partikel liegen im Größenbereich $\geq 10 \mu\text{m}$. Partikeln dieser Größe sind für die Gesamtstaubemissionen von untergeordneter Bedeutung, da sie meist schon durch die Abgasführung in der Feuerungsanlage abgeschieden werden können. [9]

Das Mitreißen von Aschepartikeln ist abhängig von:

- Feuerraumgestaltung,
- Glutzonengestaltung,
- Strömungsverhältnissen in der Glutzone,
- eingesetztem Brennstoff (z. B. Anteil an schwerflüchtigen Bestandteilen wie Sand und Erde).

Je nachdem wie diese Faktoren zusammenfallen, kommt es zu einem unterschiedlich starken Mitreißen von Aschepartikeln aus dem Glutbett. [10]

3.6.5 Partikelgrößenverteilungen

Die Partikelgrößenverteilungen in Rauchgasen von Kleinf Feuerungsanlagen hängen grundsätzlich, neben dem verwendeten Brennstoff, von der aktuellen Verbrennungsphase und der Lastanforderung ab. Abbildung 3.5 verdeutlicht, dass die schlechten Verbrennungsbedingungen während des Anzündvorgangs (start-up phase) zu stark erhöhten Partikelemissionen führen. Die Anzahlkonzentration von größeren Partikeldurchmessern ist stark erhöht. Grund hierfür ist, dass in dieser Phase Partikel welche aus unvollständiger Verbrennung entstehen, Flugasche und mitgerissene Ablagerungen einen großen Einfluss auf die Partikelemissionen haben. Während des Ausbrandes (burn-out phase) sind die Partikelemissionen leicht erhöht. Die deutlichste Erhöhung weist die Anzahlkonzentration von Partikeldurchmessern zwischen 30-50 nm auf. In dieser Phase ist der Einfluss der Aschepartikel auf die Partikelemissionen geringer.

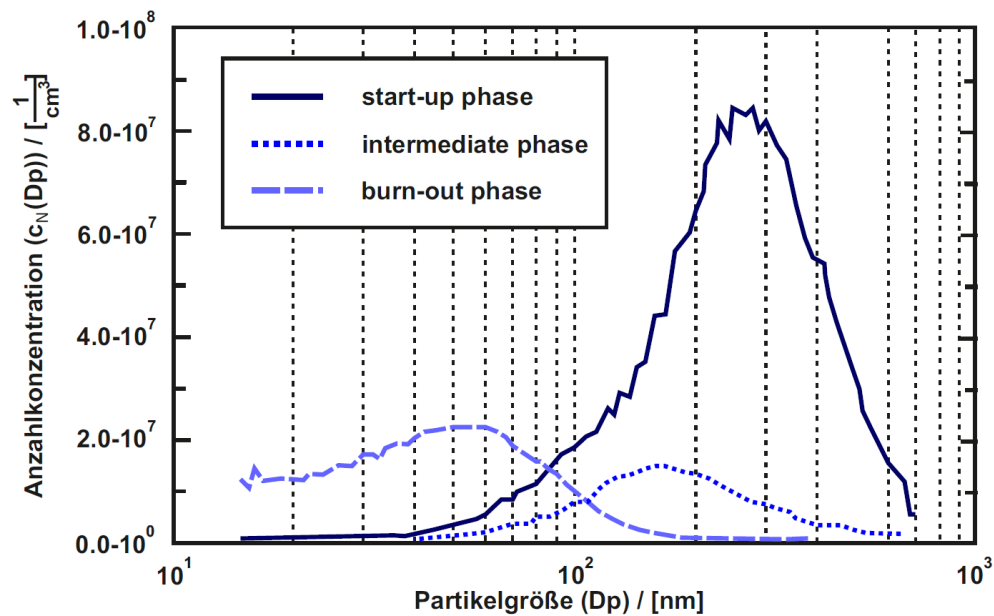


Abbildung 3.5: Anzahlverteilung (Partikelgröße in Nanometer) während der Verbrennungsphasen bei einem Holzofen (nach [14])

Die Abbildung 3.6 zeigt Partikelgrößenverteilungen von Staubemissionen eines Holzofens bei verschiedenen Betriebsbedingungen. Aus der Abbildung kann man deutlich erkennen, dass die Betriebsweise eines Holzofens ebenfalls einen deutlichen Einfluss auf die Partikelgrößenverteilung sowie die emittierte Partikelmenge (TSP – total suspended particulates) hat. Dabei ist der Unterschied zwischen 20 mg/m^3 bei einer optimalen Verbrennung und 500 mg/m^3 bei einem normalen Ofen bei der Verbrennung von feuchtem Holz hervorzuheben.

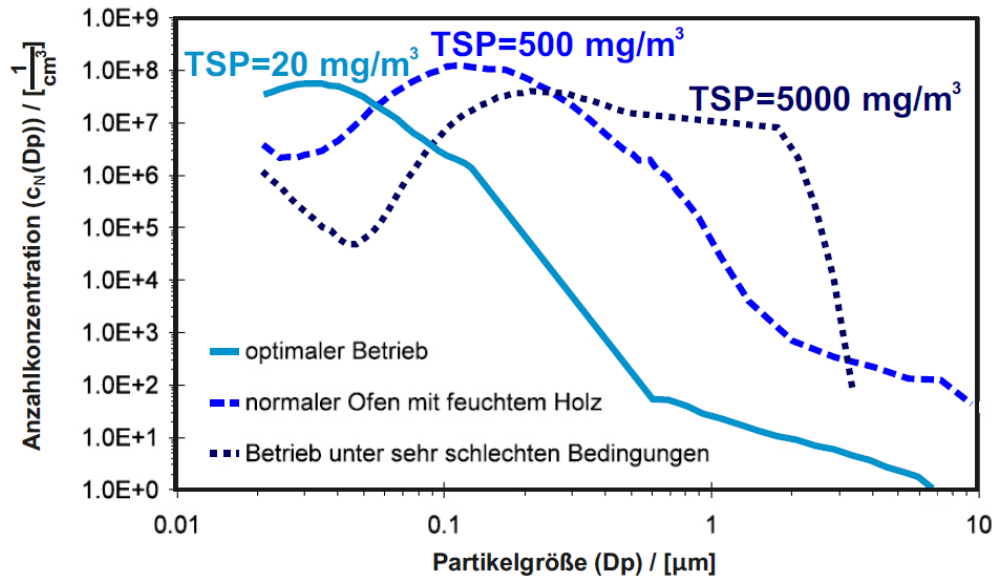


Abbildung 3.6: Anzahlverteilung der Staubemission eines Holzofens bei verschiedenen Bedingungen. Die Messungen sind mit SMPS und OAS entstanden (nach [18]).

SMPS ist hierbei die Abkürzung für Scanning Mobility Particle Sizer. Dies ist ein Messgerät das Partikel klassiert und zählt. Eine genaue Beschreibung befindet sich in Kapitel 4.2.2. OAS, Optisches Aerosolspektrometer, ist ein Messgerät, das das Streuphänomen von Licht an Einzelpartikeln nutzt um auf Partikelgrößen zu schließen. Die Funktionsweise eines OAS ist in Kapitel 4.2.3 detailliert beschrieben.

4. Partikelmesstechnik

Das Messen der Menge an Feinstaub und seiner Partikelgrößenverteilung ist der erste Schritt, um festzustellen, ob eine Kleinfeuerung die vorgegebenen Grenzwerte einhält. Auch zum Testen von möglichen Filtern ist es notwendig, geeignete Messmethoden anzuwenden. In diesem Kapitel werden die für die Erstellung dieser Arbeit verwendeten Messmethoden und die eingesetzten Messgeräte beschrieben.

Die Partikelmesstechnik umfasst generell:

- Größen- und Formanalyse von einzelnen Partikeln,
- Messung der Größenverteilung in Partikelkollektiven,
- Oberflächenmessungen von dispersen Stoffen,
- Konzentrationsbestimmung von Partikeln in Flüssigkeiten oder Gasen,
- Bestimmung der Geschwindigkeit von Partikeln bzw. der Relativgeschwindigkeit zwischen Partikeln und Fluid,
- Messung von Haftkräften, sowohl zwischen Partikeln als auch zwischen Partikeln und Wänden [23].

4.1 Auswahl geeigneter Messmethoden

Gerade in der Partikelmesstechnik ist es wichtig, zunächst die Art des dispersen Systems festzulegen. In Tabelle 4.1 sind die Bezeichnungen verschiedener disperser Systeme zu finden.

Tabelle 4.1: Bezeichnung disperser Systeme (nach [22])

Dispersionsmittel (kontinuierliche Phase)	disperse Phase (verteilte Phase)			
	gasförmig	flüssig	fest keine Berührung	fest gegenseitige Berührung
gasförmig	echte molekulare Mischung (vollständige Vermischung, keine Mischungslücke)	koloidal dispers: Nebel (Aerosol) über 1µm: Gas-Flüssig- Mischung (z.B.: Regen, Waschmitteltropfen)	koloidal dispers: Rauch (Aerosol) über 1µm: Gas-Fest-Mischung (z.B.: Wertstaub in Luft)	Festbett, Pulver, Schüttung, Haufwerk, Packung
flüssig	koloidal dispers: Lyosol über 1µm: Schaum (z.B.: Schlagobers)	koloidal dispers: Lyosol über 1µm: Emulsion (z.B.: Milch, Mayonnaise)	koloidal dispers: Lyosol über 1µm: Suspension (z.B.: Schlicker)	Schlamm, Filterkuchen
fest	koloidal dispers: festes Sol über 1µm: fester Schaum (z.B. Tuff, PUR-Schaum)	koloidal dispers: festes Sol über 1µm: feste Emulsion (z.B.: Hg in Gestein)	koloidal dispers: festes Sol über 1µm: feste Suspension (z.B.: Goldrubinglas)	

Für die Untersuchung von Feinstaubbelastungen im Abgas ist als nächstes zu beachten, dass unterschiedliche Messverfahren für unterschiedliche Partikelgrößen geeignet sind. Es bietet sich an zunächst zu betrachten, mit welchen Partikelgrößen zu rechnen ist, um dann festzustellen, welche Messmethoden infrage kommen. In Abbildung 4.1 sind die Größenbereiche flüssiger und fester Teilchenkollektive dargestellt.

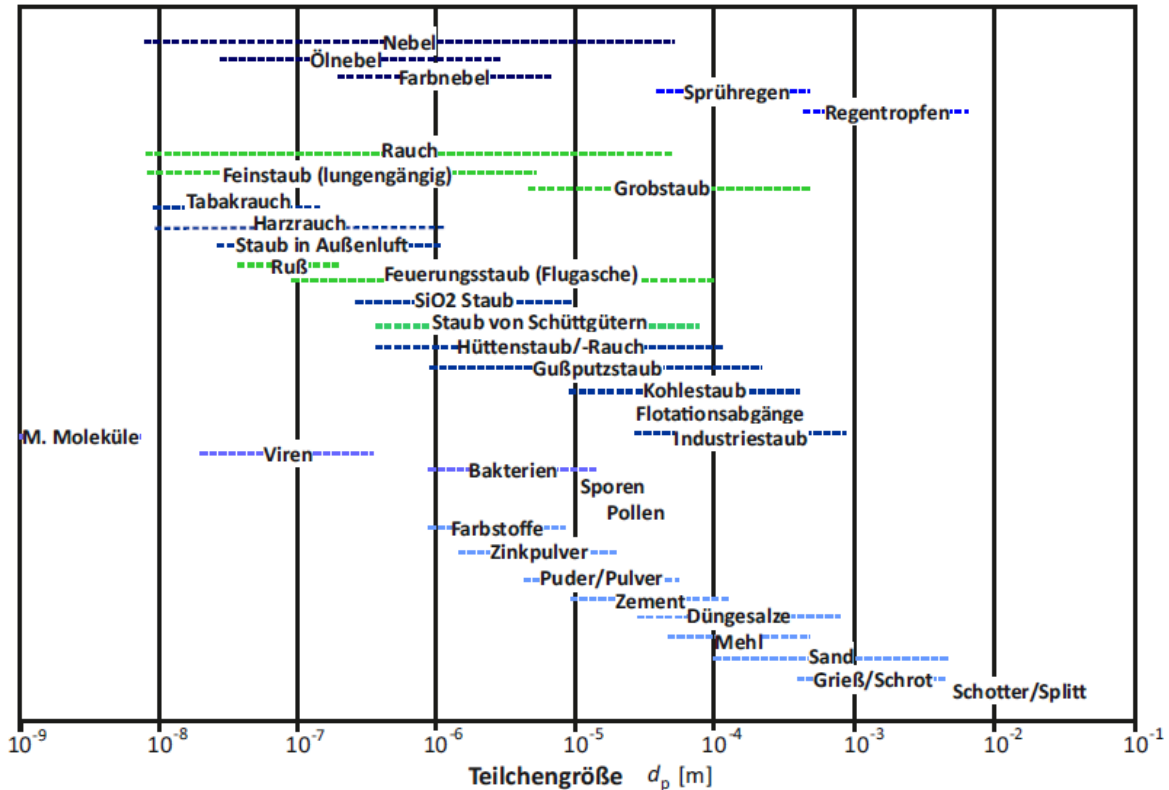


Abbildung 4.1: Größenbereiche flüssiger und fester Teilchenkollektive (nach [22])

Abbildung 4.2 versucht eine Einordnung der elektrischen Mobilitätsanalytoren in die Vielzahl der Messverfahren für physikalische Aerosolparameter vorzunehmen. Sowohl die optischen Messverfahren wie auch die Trägheitsmessverfahren haben die Untergrenzen ihrer Messbereiche hinsichtlich der Partikelgröße in den letzten Jahren immer weiter nach unten verschoben. Trotzdem weisen die elektrischen Messverfahren noch immer erhebliche größere Messmöglichkeiten, bis hinein in den Nanometerbereich, vor. Zusammen mit integralen Konzentrationsmessverfahren wie Kondensationskernzählern und Aerosolelektrometern ermöglichen sie die Messung von Partikelgrößenverteilungen im Bereich zwischen etwa 3 nm und 1 μ m. [22]

Wie in den Abbildungen 3.5 und 3.6 zu erkennen ist, sind bei der Verbrennung von Holz, Partikeln im Bereich von ca. 10 nm bis 10 μ m zu erwarten. Abbildung 4.2 ist zu entnehmen, dass Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS) und Optische Aerosolspektrometer diese Größenbereiche abdecken.

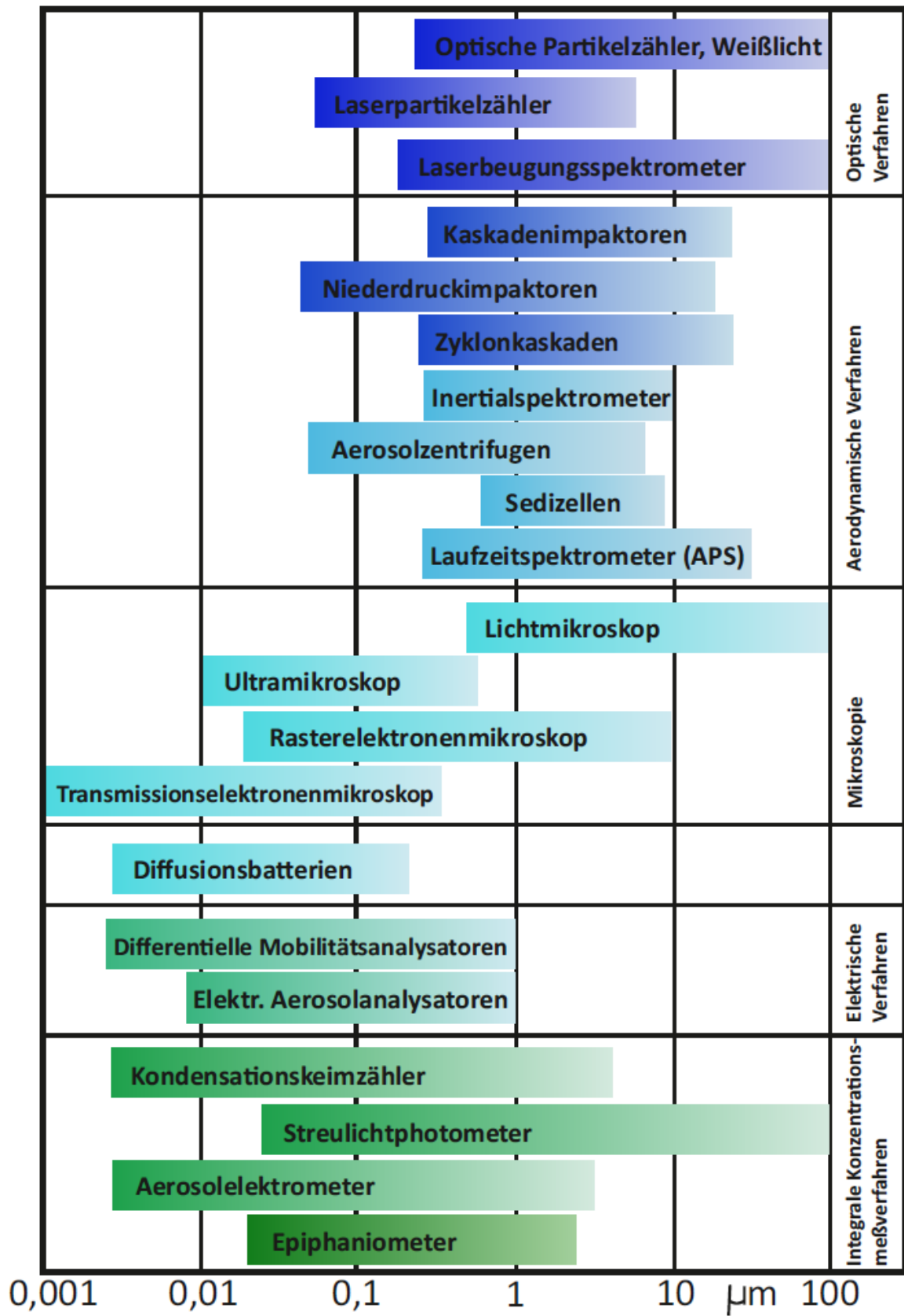


Abbildung 4.2: Messbereiche unterschiedlicher Partikelmessverfahren (nach[22])

4.2 Partikelmerkmale

Das Partikelkollektiv soll durch eine Verteilungsfunktion dargestellt werden. Die Partikeln müssen zu diesem Zweck nach einer ihrer Eigenschaften eingeteilt werden. Diese Eigenschaft muss eine im Prinzip an der Einzelpartikel messbare physikalische Größe sein. Diese Größe wird als Partikelmerkmal bezeichnet. Je nach Aufgabenstellung und verwendeten Messverfahren können unterschiedliche Partikelmerkmale zur Kennzeichnung der gleichen diepersen Phase in Betracht kommen. [22]

4.2.1 Geometrische Partikelmerkmale

Länge

Den folgenden Betrachtungen liegt die Annahme zugrunde, dass es gelingt jede einzelne Partikeln eines diskret-dispersen Systems durch Angabe eines einzigen Längenmaßes x zu kennzeichnen. Dieses Längenmaß wird häufig kommentarlos als **Partikelgröße** oder **Partikeldurchmesser** bezeichnet. Es ist das wichtigste und am häufigsten verwendete Partikelmerkmal. Die kommentarlose Verwendung ist jedoch keineswegs unproblematisch. [22]

Nur wenn eine Partikeln eine exakte Kugelgestalt hat, ist es möglich sie durch eine einzige Länge x zu kennzeichnen. Andere reguläre Körper, die durch eine einzige Länge festzulegen sind (Würfel, Tetraeder, Oktaeder), spielen in der technischen Praxis keine Rolle. Zur Beschreibung anderer regulärer Körper (Rechteck, Kreiszyylinder, Ellipsoid) sind mindestens zwei Längenangaben erforderlich. Im Regelfall betrachtet man jedoch irregulär geformte Partikeln. Hier ist eine eindeutige und vollständige Beschreibung durch einige wenige Längenangaben sogar prinzipiell unmöglich. [22]

Es gibt zwei Wege zur Kennzeichnung irregulär geformter Partikeln:

- Nährungsweise Beschreibung durch Angabe der Hauptabmessung eines regulären Körpers (Rechteck, Ellipsoid) mit der die Partikeln umschrieben werden kann.
- Definition der Partikelgröße durch das Messverfahren.

Ein Beispiel ist die automatische Bildauswertung. Da die Partikeln im Allgemeinen zufällig zur Messrichtung angeordnet sind, werden dabei sogenannte statistische Durchmesser ermittelt. Diese sind abhängig von dem verwendeten Messgerät unterschiedlich definiert. Die gebräuchlichsten sind in Abbildung 3.3 beschrieben. Die besondere Problematik der statistische Durchmesser liegt darin, dass derselben Partikeln je nach Messrichtung unterschiedliche Werte zugeordnet werden. Es müsste im Prinzip für jede Partikeln für jeden statistischen Durchmesser eine eigene Verteilungsfunktion angegeben werden. [20]

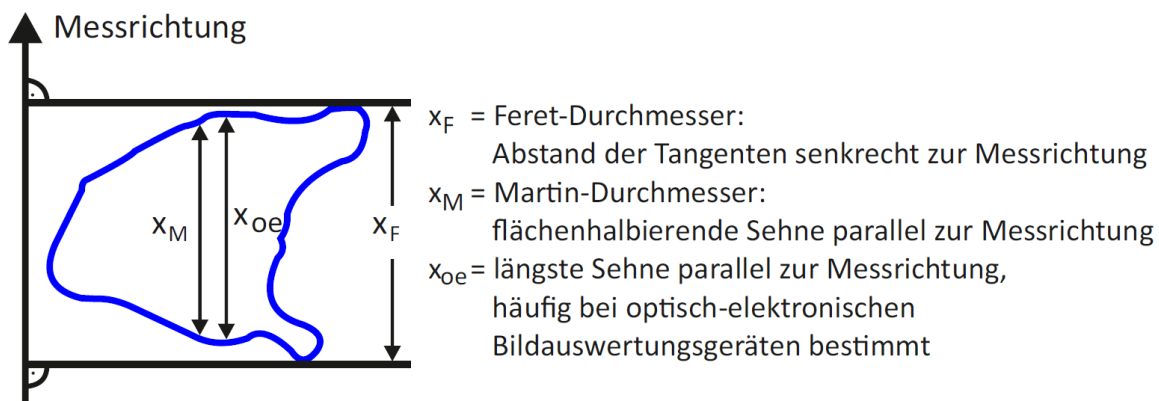


Abbildung 4.3: Statistische Partikelabmessung (nach [22])

Fläche

Eine Partikeln kann auch durch eine Fläche gekennzeichnet werden. Diese könnte zum Beispiel Oberfläche S der Partikel sein. Da man die Oberfläche einzelner Partikeln im Allgemeinen nicht messen kann, entfällt diese hypothetische Möglichkeit. Es ist jedoch möglich die Projektionsfläche A einer Partikeln experimentell zu bestimmen. Doch wie im Fall des statistischen Durchmessers entsteht ein Partikelmerkmal, das je nach der räumlichen Orientierung der Partikeln unterschiedliche Werte annehmen kann. Durch das Theorem von CAUCI-IY (1841) wird ein wichtiger Zusammenhang zwischen dem Mittelwert der Projektionsfläche A_m und der Oberfläche S einer Partikeln hergestellt. Es gilt

$$S = 4 \cdot A_m \quad (\text{Gl.4.1})$$

wenn die Oberfläche der Partikeln keine konkaven Bereiche aufweist. [22]

Volumen

Ein bekanntes Verfahren der Partikelmesstechnik (Coulter-Counter) liefert ein Messsignal, das proportional zu dem Volumen der jeweiligen Partikeln ist. Damit wird das Partikelvolumen V zum Partikelmerkmal. Das Volumen als Partikelmerkmal ist unabhängig von der räumlichen Orientierung der Partikeln und hat so den Vorteil der Eindeutigkeit. [22]

4.2.2 Sonstige Partikelmerkmale

Masse

Für viele praktische Fragestellungen ist die Partikelmasse ein sehr wichtiges Partikelmerkmal. Gäbe es ein Messverfahren mit dem man die Masse einzelner Partikeln in einem weiten Partikelgrößenbereich direkt bestimmen könnte, wäre es das am häufigsten verwendete Partikelmerkmal. Im Falle relativ großer Partikeln lässt sich das Messprinzip der Wägung anwenden. [22]

Sinkgeschwindigkeit

Ein besonders bei feinen Partikeln häufig verwendetes Partikelmerkmal ist die stationäre Sinkgeschwindigkeit w_s einer Einzelpartikeln in einem unendlich ausgedehnten ruhenden Medium im Schwerfeld (vergl. DIN 66 111). Im diesem Zusammenhang bedeutet unendlich ausgedehnt, dass die Wechselwirkung zwischen sedimentierender Partikeln und Gefäßwand vernachlässigbar sein soll. [22]

Die gemessene Sinkgeschwindigkeit hängt sowohl von Größe, Dichte und Form der Partikeln ab als auch von den Eigenschaften des Mediums. Deshalb muss das verwendete Medium genannt und durch die Angabe von Dichte und Zähigkeit (bzw. Temperatur bei der Messung) definiert werden. Bei sehr feinen Partikeln mit Durchmessern unterhalb von $1 \mu\text{m}$ wird die Sinkgeschwindigkeit mit Hilfe von Zentrifugen im Fliehkraftfeld gemessen. Die resultierenden Messwerte werden zur Kennzeichnung der Partikeln auf die entsprechenden Werte im Schwerkraftfeld umgerechnet. [22]

Die Abhängigkeit der Sinkgeschwindigkeit w_s von den Parametern

- Partikeldurchmesser x ,
- Partikeldichte ρ_p ,
- Fluiddichte ρ_f ,
- dynamische Viskosität μ ,
- Fallbeschleunigung g ,

lässt sich unter vereinfachenden Annahmen berechnen. Es wird dabei vorausgesetzt, dass es sich um sphärische Partikeln handelt, die sich im zähigkeitsbestimmten Strömungsbereich bewegen, d.h. im Bereich der Reynoldszahlen.

$$Re = \frac{\rho_f \cdot x \cdot w_s}{\mu} \leq 0,25 \quad (\text{Gl.4.2})$$

Unter diesen Voraussetzungen gilt das Stokes'sche Widerstandsgesetz und für die Sinkgeschwindigkeit folgt

$$w_s = \frac{1}{18} \frac{\rho_p - \rho_f}{\mu} x^2 \cdot g \quad (\text{Gl.4.3})$$

Liegt die Partikelgröße x in der Größenordnung der mittleren freien Weglänge λ des Fluids, so muss das für ein Kontinuum formulierte Stokes'sche Widerstandsgesetz und damit auch die daraus resultierende Gleichung für die Sinkgeschwindigkeit korrigiert werden. Als mittlere freie Weglänge λ wird die durchschnittliche Weglänge bezeichnet, die ein Teilchen (z. B. Atom, Molekül, Ion oder Elektron) in einem gegebenen Material ohne Stoß (irgendeiner Art) mit anderen Teilchen zurücklegt. Die mittlere freie Weglänge λ ändert sich mit Druck und Temperatur des Gases. Die Berechnung der mittleren freien Weglänge von Luft im Normalzustand ergibt $\lambda \approx 0,065 \mu\text{m}$. Deshalb muss diese Korrektur im Fall von Gasströmungen bei Partikelgrößen unterhalb $1 \mu\text{m}$ stets berücksichtigt werden. Hierzu wird gesetzt [22]

$$w_s = Cu \frac{1}{18} \frac{\rho_p - \rho_f}{\mu} x^2 \cdot g \quad (\text{Gl.4.4})$$

Mit Cu wird der Cunningham-Korrekturfaktor bezeichnet. In Tabelle 4.2 sind Werte dieses Korrekturfaktors für einen weiten Bereich der Partikelgröße x enthalten. Sie gelten für Luft im Normalzustand. [22]

Tabelle 4.2: Cunningham Korrektur (nach [22])

$x/\mu\text{m}$	0,01	0,05	0,1	0,5	1	5	10
Cu	22,1	4,95	2,86	1,33	1,16	1,03	1,01

Optische Partikelmerkmale

Für die Untersuchung von Partikeln in Gas- oder Flüssigkeitsströmungen sind spezielle optische Messverfahren entwickelt worden. Es kann zwischen direkt abbildenden optischen Messverfahren und Streulicht- bzw. Extinktionsmessverfahren unterschieden werden, Mit direkt abbildenden optischen Messverfahren können die zuvor besprochenen geometrischen Partikelmerkmale bestimmt werden. Unter Streuung versteht man allgemein die Ablenkung des sich geradlinig ausbreitenden Lichtes durch Partikeln. Am Vorgang der Streuung sind in Allgemeinen drei Grundvorgänge beteiligt: Brechung, Reflexion und Beugung. Außerdem kann die Absorption eine Rolle spielen.

Im Fall der Streulichtmessverfahren wird das durch einzelne Partikeln gestreute Licht gemessen. Im Falle der Extinktionsmessverfahren hingegen wird das durch Streuung verminderte transmittierte Licht gemessen. Die Impulshöhe der gemessenen Streulichtsignale hängt in komplizierter Weise von Form und Größe der Partikeln und von den optischen Materialeigenschaften ab. Jeder Partikeln kann aufgrund der Messwerte einen Streuquerschnitt A_{STR} und einen Extinktionsquerschnitt A_{EXT} zugeordnet werden. Beide Querschnitte sind als eigene Partikelmerkmale anzusehen. Sie sind weder miteinander noch mit dem geometrischen Partikelquerschnitt identisch. [22]

Feststoffdichte

In der Aufbereitungstechnik treten häufig diskret-dispersen Feststoffen auf. Die Partikeln dieser Feststoffe unterscheiden sich nicht nur in ihrer Größe, sondern auch in ihrer Dichte. Die Dichte ist bei vielen Sortierprozessen der Aufbereitungstechnik das entscheidende Partikelmerkmal. Deshalb

werden die Stoffe hier nach ihrer Dichte getrennt. Die Partikelgröße spielt in solchen Fällen keine oder nur eine zweitrangige Rolle. [20]

4.2.3 Äquivalentdurchmesser

Äquivalentdurchmesser sind keine direkt messbaren Partikelmerkmale, sondern reine Rechengrößen. Ein Äquivalentdurchmesser beschreibt die Größe einer kugelförmigen Partikeln, die das gleiche Partikelmerkmal wie das an der untersuchten, unregelmäßig geformten Partikeln gemessene, aufweist. Es ist notwendig den physikalischen Zusammenhang zwischen dem jeweiligen Partikelmerkmal und dem Kugeldurchmesser kennen um einen Äquivalentdurchmesser berechnen zu können. Der physikalische Zusammenhang kann entweder auf einer Theorie oder auf von Messungen basieren.

Häufig Verwendete Äquivalentdurchmesser sind: [22]

- Durchmesser der Kugel gleicher mittlerer Projektionsfläche

$$A_m = \frac{\pi}{4} x_m^2 \rightarrow x_m = \sqrt{\frac{4A_m}{\pi}} \quad (\text{Gl.4.5})$$

Formelzeichen	Bezeichnung	Einheit
x_m	Durchmesser des sphärischen Teilchens mit gleicher mittlerer Projektionsfläche	m
A_m	mittlere Projektionsfläche der irregulären Partikeln	m ²

- Durchmesser der Kugel gleicher Oberfläche

$$S = \pi x_s^2 \rightarrow x_s = \sqrt{\frac{S}{\pi}} \quad (\text{Gl.4.6})$$

Formelzeichen	Bezeichnung	Einheit
x_m	Durchmesser des sphärischen Teilchens mit gleicher Oberfläche	m
A_m	Oberfläche der irregulären Partikeln	m ²

- Durchmesser der Kugel gleichen Volumens

Im Fall des volumenäquivalenten Durchmessers wird ein unregelmäßig geformtes Teilchen durch ein sphärisches Teilchen mit dem gleichen Volumen ersetzt. Der Durchmesser dieses Teilchens lässt sich mithilfe der folgenden Formel ermitteln: [24]

$$V = \frac{\pi}{6} x_V^3 \rightarrow x_V = \sqrt[3]{\frac{6V}{\pi}} \quad (\text{Gl.4.7})$$

Formelzeichen	Bezeichnung	Einheit
x_v	Durchmesser des volumenäquivalenten sphärischen Teilchens	m
V	Teilchen Volumen	m ³

Abbildung 4.4 veranschaulicht die Normierung von Teilchen anhand des Volumens, das durch diese Teilchen verdrängt wird.

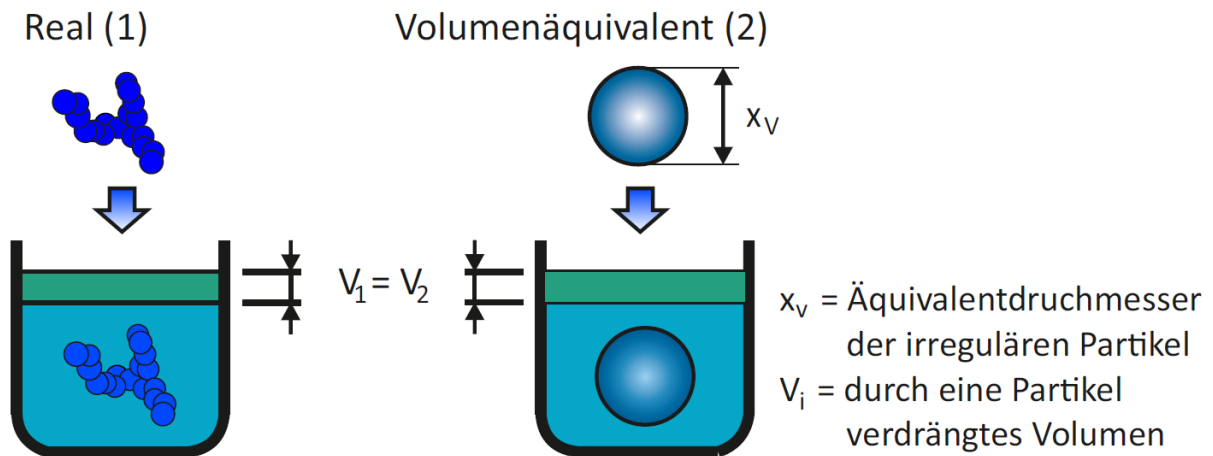


Abbildung 4.4: Normierung realer Partikeln durch volumenäquivalente sphärische Partikeln (nach [24])

- Durchmesser der Kugel gleicher Sinkgeschwindigkeit

Ein anderer Ansatz zur Vereinfachung einer komplexen Partikelmorphologie ist der Bezug auf kugelförmige Teilchen, die gleiches aerodynamisches Verhalten aufweisen. Abbildung 4.5 veranschaulicht den Zusammenhang zwischen komplexen Staubteilchen und aerodynamisch äquivalenten kugelförmigen Teilchen. [24]

$$x_{ST} = \sqrt{\frac{18 \cdot \mu \cdot w_s}{(\rho_p - \rho_f) \cdot g \cdot C_u}} \quad (\text{Gl.4.8})$$

Formelzeichen	Bezeichnung	Einheit
x_{ST}	Stokes-Durchmesser	m
w_s	Sinkgeschwindigkeit	m/s
μ	Dynamische Viskosität des Mediums	kg/(ms)
g	Fallbeschleunigung	m/s ²
C_u	Cunningham-Korrekturfaktor	-
ρ_p	Partikeldichte	kg/m ³
ρ_f	Dichte des Mediums	kg/m ³

Der Sinkgeschwindigkeits-Äquivalentdurchmesser wird auch Stokes-Durchmesser x_{ST} genannt. Beim Stokes-Durchmesser wird wie in Abbildung 3.5 zu erkennen ist, wird hier nicht nur die gleiche Sinkgeschwindigkeit in ruhender Luft, sondern auch die gleiche Dichte für beide Partikeln gefordert. [24]

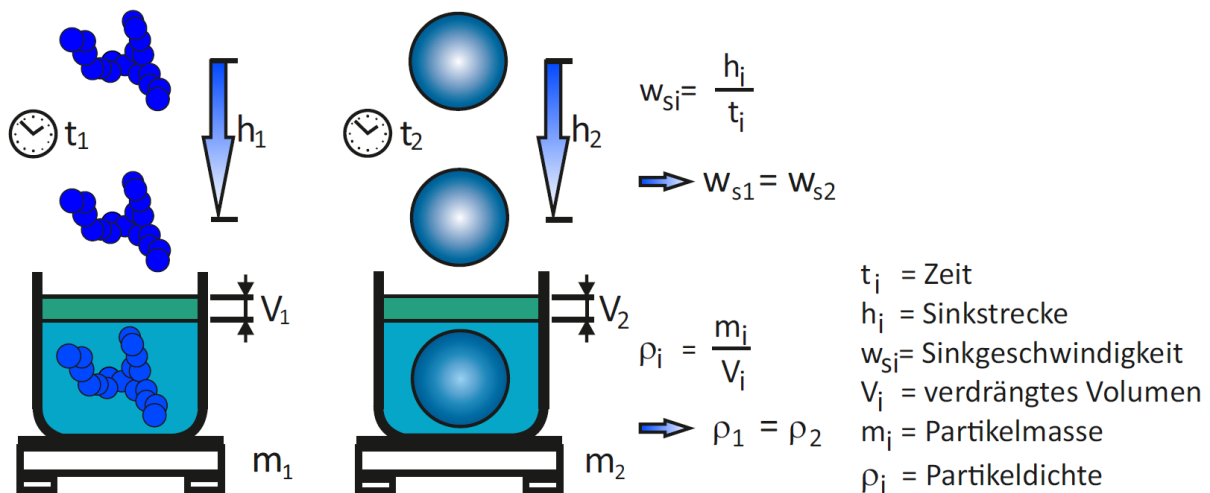


Abbildung 4.5: Normierung der Staubpartikel mithilfe eines Stokes-Durchmessers (nach [24])

Auf dem Gebiet der Aerosolphysik wird auch ein sogenannter aerodynamischer Durchmesser x_{ae} verwendet. Dieser ist definiert als der Durchmesser einer Kugel gleicher Sinkgeschwindigkeit unter Zugrundelegung einer Dichtedifferenz $\Delta\rho = 1 \text{ g/cm}^3$. Zwischen dem aerodynamischen Durchmesser x_{ae} und dem Stokes-Durchmesser x_{ST} besteht der Zusammenhang

$$x_{ae} = x_{ST} \sqrt{\Delta\rho} \quad \text{mit} \quad \Delta\rho = (\rho_p - \rho_f) \quad (\text{Gl.4.9})$$

4.2.4 Normierung von Partikeln durch elektrodynamische Mobilität

Die Fähigkeit von Partikeln, in Abhängigkeit von ihrer Größe elektrische Ladungen aufzunehmen, stellt eine weitere Möglichkeit zur Normierung der Staubpartikel dar. Dieser Zusammenhang ist empirisch erfasst worden. In Abbildung 4.6 wird dieser Normierungsansatz veranschaulicht.

Betrachtet man Abbildung 4.6, so kann man erkennen, dass wenn ein Staubpartikel mit realer Geometrie (1) die gleiche elektrodynamische Mobilität aufweist wie eine sphärische Partikeln (2), dann lässt es sich aufgrund der ähnlichen elektrischen Ladung von einem elektrischen Feld genauso stark ablenken wie die sphärische Partikeln. Es konnte auch hier eine Korrelation zwischen elektrodynamischer Mobilität und dem Durchmesser sphärischer Partikeln ermittelt werden. [24]

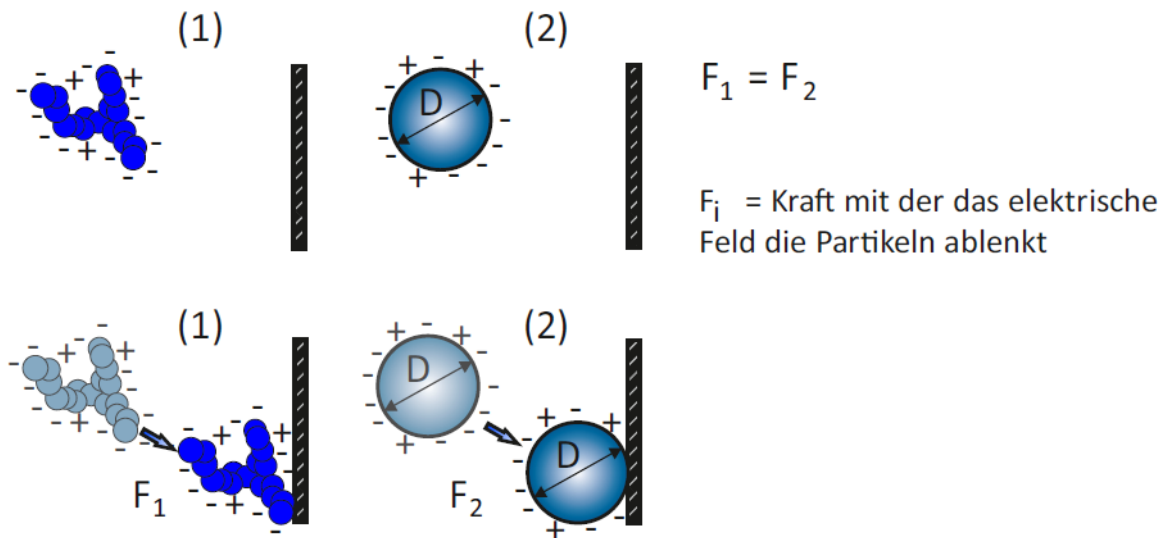


Abbildung 4.6: Normierung von Staubpartikeln aufgrund von gleicher elektrodynamischer Mobilität (nach [24])

4.2.5 Formfaktoren

In vielen Fällen ist es nicht ausreichend Partikeln durch ihre Größe zu kennzeichnen. Das Verhalten der Partikeln kann in erheblichem Maße von ihrer Form abhängen. Diese Formabhängigkeit wird in der Praxis zur Trennung unterschiedlicher Materialien genutzt (Beispiel Müllereitechnik). Um die Partikelform zu kennzeichnen werden sogenannte Formfaktoren $\psi_{\alpha,\beta}$ eingeführt. [22]

Es wird definiert:

$$\psi_{\alpha,\beta} = \frac{x_\alpha}{x_\beta} \quad (\text{Gl.4.10})$$

Hierin sind x_α und x_β unterschiedliche Äquivalentdurchmesser. Alle Formfaktoren nähern sich dem Wert eins, wenn die Partikelform der Kugelgestalt nahekommt.

Das wichtigste Beispiel ist:

$$\psi_{v,s} = \frac{x_v}{x_s} \quad (\text{Gl.4.11})$$

Formelzeichen	Bezeichnung	Einheit
x_v	Volumen-Äquivalentdurchmesser	m
x_s	Oberflächen-Äquivalentdurchmesser	m

Der quadratische Ausdruck

$$\psi = \psi_{v,s}^2 = \left(\frac{x_v}{x_s}\right)^2 \quad (\text{Gl.4.12})$$

wird nach WADELL (1932) auch als "Sphärizität" bezeichnet. [22]

4.3 Messgeräte

4.3.1 Mobilitätsanalytoren

Die Bedeutung der elektrischen Ladung von Partikeln und daraus resultierenden elektrischen Kräften lässt sich schon alleine daran abmessen, dass nahezu alle natürlich entstehenden oder technisch produzierten Partikeln elektrische Ladungen tragen. [22]

Auflademechanismen für Partikeln

Ein wesentlicher Auflademechanismus ist die triboelektrische Aufladung. Dabei kommt es durch Oberflächenkontakt und Reibungsvorgänge zur Ladungstrennung. Gerade bei der Dispergierung von Haufwerken und Flüssigkeiten zum Zweck der Aerosolerzeugung spielt dieser Mechanismus eine bedeutende Rolle. Die auftretende Partikelladung kann je nach Partikelgröße zwischen einigen hundert und einigen tausend Elementarladungen pro Partikeln betragen. [22]

Partikeln können auch durch Anlagerung von Gasionen geladen werden. Als Diffusionsaufladung wird jene Aufladung der Partikeln bezeichnet, bei der die Transportvorgänge der Ionen zu den Partikeln durch reine Diffusionsvorgänge bestimmt werden. Je nachdem, ob an diesem Vorgang nur Ionen eines Ladungsvorzeichens oder Ladungsträger beider Polaritäten beteiligt sind, wird die Diffusionsaufladung als unipolar oder bipolar bezeichnet. Befinden sich Partikeln und Gasionen in einem elektrischen Feld so wird die Aufladung größerer Partikeln ($x > 0,1 \mu\text{m}$) dadurch verstärkt, dass ein gerichteter Partikeltransport entlang von Feldlinien zur Partikeloberfläche hin stattfindet. [22]

Vor allem im Bereich der Abgasreinigung kommt diese sogenannte Feldaufladung zur Anwendung. Für messtechnische Zwecke werden bisher nur reine Diffusionsaufladevorgänge verwendet. [22]

Es ist auch möglich das Partikelmaterial direkt zu ionisieren. Die Vorgänge der Thermoionisation, Chemoionisation oder Photoionisation sind diesem Bereich zuzurechnen. Vor allem die Ionisation von Partikeln durch Licht birgt sowohl für die Messtechnik wie für die Abgasreinigung noch ein erhebliches Potential. Da hier bei kleinen Partikeln eine höhere Aufladeeffizienz entsteht und durch die Wahl der Lichtwellenlänge eine substanzspezifische Aufladung möglich ist. [22]

Bipolare Diffusionsaufladung

Üblicherweise wird die bipolare Diffusionsaufladung eines Partikelkollektivs dadurch erreicht, dass man das Aerosol an einem radioaktiven Präparat vorbeiführt. Das radioaktive Präparat ionisiert das Trägergas (meist Luft). Dabei entstehen aus den ionisierten Luftmolekülen und angelagerten Wassermolekülen positive Ionen. Die freiwerdenden Elektronen und Wassermoleküle lagern sich an Moleküle hoher Elektronenaffinität (z.B. O_2) an und bilden so negative Ionen. Während die Partikeln sich in der Ionenwolke befinden lagern sich an ihnen Ionen an. Bei ausreichend langer Verweilzeit der Partikeln in der Ionenwolke stellt sich ein stationärer Zustand ein, bei dem die Partikeln nur wenige positive oder negative Elementarladungen tragen. Dieses niedrige Ladungsniveau wird auch bei vorher stärker geladenen Partikeln erreicht. Diese Art des Aufladevorgangs wird auch als Neutralisieren bezeichnet. Neutralisieren kommt immer dann zur Anwendung, wenn zu hohe Partikelladungen störend wirken. [22]

Abbildung 4.7 zeigt den Aufbau eines sogenannten Aerosolneutralisators. Er besteht im Wesentlichen aus einem Rohr, das vom Aerosol durchströmt wird. An der Rohrwand ist ein dünnwandiges Stahlröhrchen montiert, das mit dem radioaktiven Edelgas Kr-85 gefüllt ist. Kr ist das Elementsymbol des chemischen Elementes Krypton. [22]

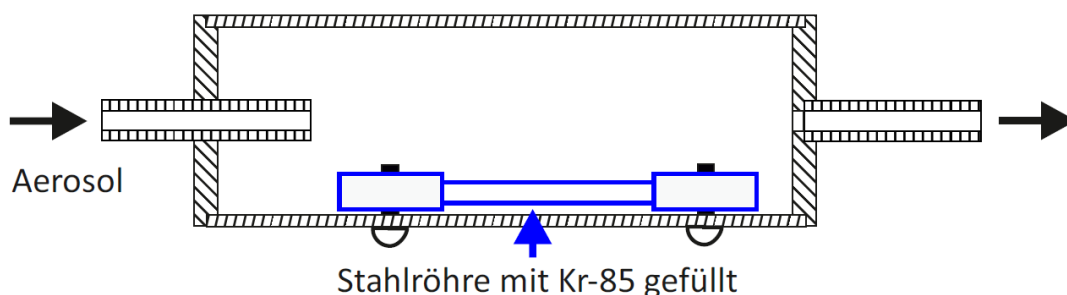


Abbildung 4.7 Aerosolneutralisator (nach [22])

In Abbildung 4.8 ist im oberen rechten Teil der Abbildung ein Diagramm zur Darstellung des Ladungsgleichgewichts einfach und mehrfach elektrisch geladener Partikeln zu sehen. Das Diagramm beschreibt die Ladungsverteilung eines Aerosols in Abhängigkeit von der Partikelgröße am Austritt eines solchen Neutralisators. Die Kurven stellen Ergebnisse einer theoretischen Rechnung nach Fuchs dar. Das obere Kurvenpaar beschreibt den Anteil der einfach geladenen Partikeln. Das untere Kurvenpaar gibt den Anteil zweifach geladener Partikeln wieder. [22]

Beide Achsen sind logarithmisch geteilt. In Abbildung 4.8 ist zu erkennen, dass etwa 20% der Partikeln von 100 nm Größe eine einfache positive oder negative Ladung tragen. Der Anteil der zweifach geladenen Partikeln liegt für diese Größe um 5% für jedes Vorzeichen. Es ist ein etwas größerer Anteil an negativ geladenen Partikeln zu erwarten. Grund für den höheren Anteil der negativ geladenen Partikeln ist, dass die Beweglichkeit der negativen Ionen etwas größer ist als die der positiven Ionen. Je höher die Beweglichkeit der Ionen, desto größer ist die Zusammenstoßwahrscheinlichkeit mit den Partikeln. Die bisher vorgestellten Ergebnisse gelten für Luft als Aerosolträrgas. Bei anderen Trärgasen ist eine andere Ladungsverteilung zu erwarten da die Gasionen sich aus Molekülen des Trärgases bilden. [22]

In Tabelle 4.3 sind die Ergebnisse der Theorie nach Fuchs für ausgewählte Partikelgrößen und bis zu fünf Elementarladungen noch einmal in Zahlenform angegeben.

Tabelle 4.3: Ladungsverteilung für eine bipolare Diffusionsaufladung nach Fuchs (nach [22])

Durchmesser [nm]	Anteil an Partikeln mit + - n Elementarladungen [%]										
	-5	-4	-3	-2	-1	0	+1	+2	+3	+4	+5
1,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	99,79	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
2,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34	99,37	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00
5,0	0,00	0,00	0,00	0,00	1,40	97,42	1,18	0,00	0,00	0,00	0,00
10,0	0,00	0,00	0,00	0,00	3,98	92,71	3,31	0,00	0,00	0,00	0,00
20,0	0,00	0,00	0,00	0,02	10,03	81,80	8,14	0,01	0,00	0,00	0,00
50,0	0,00	0,00	0,01	1,02	22,09	58,69	17,56	0,63	0,00	0,00	0,00
100,0	0,00	0,01	0,35	5,39	27,00	42,70	21,12	3,28	0,16	0,00	0,00
200,0	0,04	0,47	3,18	12,08	25,58	30,13	19,72	7,17	1,45	0,16	0,01
500,0	2,22	5,33	10,19	15,51	18,79	18,13	13,93	8,52	4,15	1,61	0,50
1000,0	6,53	9,23	11,64	13,14	13,24	11,94	9,62	6,92	4,46	2,56	1,32

Bewegung elektrisch geladener Partikeln im elektrischen Feld

Auf eine Partikeln mit der Ladung $q = n \cdot e$ wirkt in einem elektrischen Feld der Feldstärke E die elektrostatische Kraft

$$F_E = E \cdot q = E \cdot n \cdot e \tag{GL. 4.13}$$

Für Partikeln im Größenbereich $< 1 \mu\text{m}$ kann wegen der geringen Masse, die Zeit die zur Beschleunigung benötigt wird vernachlässigt werden. Dadurch stellt sich quasi sofort unter dem Einfluss der Feldkraft eine Partikelgeschwindigkeit ein. Für die Partikelgeschwindigkeit ist die Widerstandskraft gleich der Feldkraft. Setzt man für die Widerstandskraft das Stokes'sche Gesetz an, so ergibt sich:

$$F_E = E \cdot n \cdot e = \frac{3 \cdot \pi \cdot \mu \cdot x \cdot w_e}{Cu} = F_w \tag{GL. 4.14}$$

Formelzeichen	Bezeichnung
F_E	elektrische Kraft
E	elektrische Feldstärke
n	Anzahl der Elementarladungen pro Partikeln
e	Elementarladung ($e = 1,602 \cdot 10^{-19} \text{ As}$)
μ	dynamische Viskosität des Trägergases
x	Partikeldurchmesser
w_E	Partikelgeschwindigkeit aufgrund der elektrischen Kraftwirkung
Cu	Cunningham-Korrekturfaktor
F_w	Widerstandskraft des Mediums

Der Cunningham-Korrekturfaktor Cu ermöglicht die Extrapolation des Stokesschen Gesetzes aus dem Bereich der Umströmung makroskopischer Partikeln in den sogenannten freimolekularen Bereich. Die Wechselwirkung zwischen den Gasmolekülen und den Partikeln wird in diesem Bereich durch einzelne Zusammenstöße bestimmt. Der Wert von Cu geht für Partikeln oberhalb $1 \mu\text{m}$ gegen Eins (Kapitel 1.2.2). Für Partikeln von 10 nm Durchmesser liegt er bereits bei etwa 20. Das Stokes'sche Gesetz wird durch diesen Faktor erheblich über seinen Geltungsbereich hinaus extrapoliert. Es stehen jedoch experimentelle Daten bis zu Partikeln von nur 3 nm Größe im Einklang mit diesem Ansatz. [22]

Die Geschwindigkeit der geladenen Partikeln ergibt sich damit zu:

$$w_E = \frac{E \cdot n \cdot e \cdot Cu}{3 \cdot \pi \cdot \mu \cdot x} \tag{GL. 4.15}$$

Als elektrische Mobilität der Partikeln wird das Verhältnis dieser Geschwindigkeit zu der Feldstärke die die Geschwindigkeit verursacht definiert:

$$Z_p = \frac{w_E}{E} = \frac{n \cdot e \cdot Cu}{3 \cdot \pi \cdot \mu \cdot x} \tag{GL. 4.16}$$

Die elektrische Mobilität fällt für einfach geladene Partikeln eine mit zunehmender Partikelgröße monoton. Die mittlere Ladung der Partikeln ab etwa $0,2 \mu\text{m}$ wird bei der bipolaren Diffusionsaufladung größer als Eins. Die Mobilität größerer Partikeln ist bedingt durch ihre mehrfache Ladung größer als sie im Fall einfach geladener Partikeln wäre. [22]

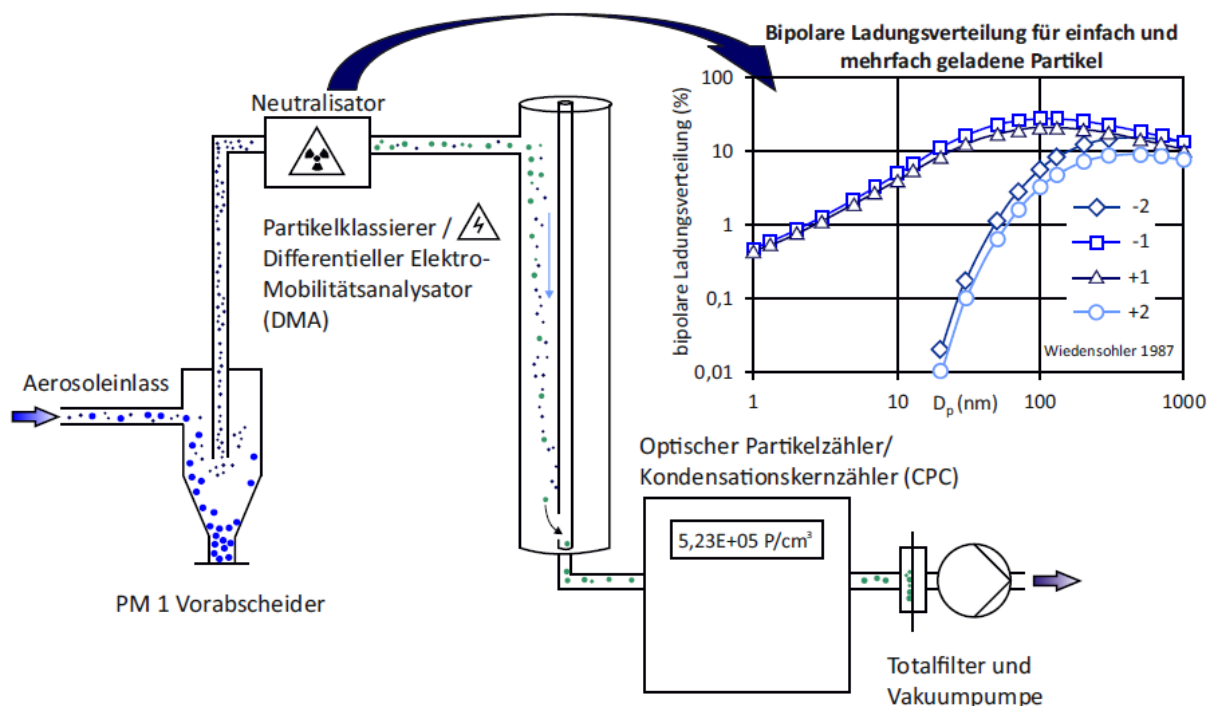


Abbildung 4.8: Vereinfachte Darstellung eines Scanning Mobility Particle Sizer mit Diagramm zur Darstellung des Ladungsgleichgewichts einfach und mehrfach elektrisch geladener Partikeln (nach [24])

Scanning Mobility Particle Sizer oder Differentieller Mobilitätsanalysator

Ein Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS) oder auch Differentieller Mobilitätsanalysator (DMA) ist ein Messgerät, in dem Partikeln nach ihrer elektrodynamischen Mobilität klassiert und dann gezählt werden. Mit einer zusätzlichen Erfassung Messzeit, kann so für einen konstanten Aerosolvolumenstrom die Anzahlverteilungsdichte für Partikeln gleicher elektrodynamischer Mobilität bestimmt werden. Diese Messgeräte werden häufig für die Messung atmosphärischer Aerosole eingesetzt. [24] In Abbildung 4.8 ist eine vereinfachte Darstellung eines Scanning Mobility Particle Sizers (SMPS) zu sehen.

Differentielle Mobilitätsanalysatoren bestehen aus mehreren Geräten, die eine komplexe Einheit bilden. Diese Elemente können wiederum einzeln oder als Teil anderer Messgeräte verwendet werden. Betrachtet man Partikeln Mobilitätsspektrometer, so können im Wesentlichen vier typische Bestandteile unterschieden werden (siehe Abbildung 4.8):

- PM1 Vorabscheider
- Neutralisator
- Differentieller Mobilitätsanalysator
- Aerosolelektrometer oder Kondensationskeimzähler [24]

PM1 Vorabscheider

Hat das Aerosol den Einlass passiert, werden Partikeln, die zu groß sind um vom Gerät zuverlässig erfasst zu werden, abgetrennt. Die Abtrennung erfolgt durch einen Impaktor bzw. Abscheider, in dem Partikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser $> 1 \times 10^6$ nm abgeschieden werden. Die Abscheidung der Fraktionen $> PM1$ hat mehrere Vorteile: Zum Einen vermindert sich das Verschmutzungsrisiko im Gerät, zum anderen können größere Partikeln durch ihre erhöhte elektrische Mobilität das Messergebnis verfälschen, insbesondere wenn sie in nennenswerten Mengen auftreten. [24]

Neutralisator

Im nächsten Schritt wird, wie zuvor beschrieben im Neutralisator die elektrische Ladungsverteilung hergestellt. Verlässt das Aerosol den Neutralisator, kann nun eine Abtrennung nach Größenfraktionen durch einen differentiellen Mobilitätsanalysator erfolgen. [24]

Differentieller Mobilitätsanalysator

Unter einem differentiellen Mobilitätsanalysator versteht man Anordnungen, in denen das Aerosol durch eine Schlitzdüse in einen Reinluftstrom injiziert und über eine weitere Schlitzdüse eine monomobile Fraktion ausgefiltert wird. Das bipolar aufgeladene Aerosol wird über einen Ringspalt entlang der zylindrischen Außenelektrode in einen Reinluftstrom injiziert. Es entsteht ein elektrisches Feld zwischen der Außenelektrode und der zylindrischen Zentralelektrode. Durch die elektrische Spannung werden die positiv geladenen Partikeln in Richtung Zentralelektrode beschleunigt, während die negativ geladenen Partikeln auf der Außenelektrode abgeschieden werden. [22]

Ein Teilvolumenstrom wird über einen Ringspalt am unteren Ende der Zentralelektrode abgesaugt. Die elektrische Mobilität der Partikeln in diesem Teilvolumenstrom ist annähernd identisch. Es können sich aber neben den einfach geladenen Partikeln auch mehrfach geladene, größere Partikeln in diesem Teilstrom befinden. Um dies zu vermeiden wird der Vorabscheider eingebaut. So lässt sich ein nahezu monodisperses Aerosol erzeugen. Alle Partikeln des Aerosols tragen eine positive Ladung. Die Partikelgröße im Teilvolumenstrom lässt sich durch Variation der Analysatorspannung und der Volumenströme (Verweilzeit) in weiten Grenzen (5 nm bis 1 μm) einstellen. Da nur der Anteil der einfach positiv geladenen Partikeln (siehe Tabelle 4.2) einer bestimmten Größenfraktion heraus gefiltert wird, ist die Konzentration der monodispersen Fraktion relativ niedrig (100 cm^{-3} bis 10.000 cm^{-3}). [22]

Aerosolelektrometer

Zur Bestimmung der Partikelkonzentration lässt sich die Tatsache nutzen, dass alle Partikeln eine positive Ladung tragen. Hierzu werden sogenannte Aerosolelektrometer eingesetzt, die die Partikelkonzentration durch eine Strommessung bestimmen. Mit einer unteren Messgrenze von etwa 1 fA (Femto Ampere, 10^{-15} A) sind diese Geräte in der Lage, in Volumenströmen von wenigen Litern pro Minute, Partikelkonzentrationen von einigen hundert Partikeln pro Kubikzentimeter nachzuweisen. [22]

Kondensationskeimzähler

In Kondensationskeimzählern werden Partikeln durch eine gesättigte Atmosphäre geleitet. Durch Kondensation der Dampfs substanz werden die Partikeln so weit vergrößert, dass sie mit Hilfe einer Streulichtmessung leicht einzeln detektiert und gezählt werden können. Da die Partikeln bereits nach ihrem Mobilitätsdurchmesser klassiert wurden ist es unerheblich, dass die Information über die ursprüngliche Größe der Partikeln verloren geht. In einem Kondensationskeimzähler wird das Aerosol zunächst in einer beheizten Strecke mit der Dampfs substanz (z.B. n-Butanol) gesättigt. In einem von außen gekühlten Kondensationsrohr wird es im nächsten Schritt soweit abgekühlt, dass der n-Butanol-Dampf auf den Partikeln kondensiert. Die so vergrößerten Partikeln können in der folgenden Streulichtmesseinrichtung detektiert und gezählt werden. Die Untergrenze des Messbereichs handelsüblicher Kondensationskeimzähler liegt zwischen 3 nm und 50 nm. [22]

Die Steuerung des SMPS sowie die Datenerfassung und -auswertung wird von einem Mikrocomputer übernommen. Während eines Messzyklus wird die Abscheidespannung des Mobilitätsanalysators schrittweise erhöht und die Konzentration der Partikeln im Ausgang gemessen. Aus der ermittelten Verteilung einfach geladener Partikeln kann auf die Verteilung aller Partikeln zurückgeschlossen werden. Voraussetzung zur Verwendung dieses Verfahrens ist eine exakte Kenntnis der Ladungsverteilung. [22]

Da ein SMPS immer eine Größenfraktion nach der anderen misst, kann der Messvorgang der Größenverteilung je nach Gerät mehrere Minuten in Anspruch nehmen. Die Untersuchungen von Aerosolen mit zeitlich instabiler Partikel-Anzahl-Größenverteilung stellen somit ein Problem dar. Eine Möglichkeit dieses Problem zu umgehen ist die die Verwendung von Messgeräten mit mehreren DMA, um die Messzeit zu verkürzen. [24]

Die Probennahme des SMPS erfolgt extraktiv. Ein SMPS ermöglicht die kontinuierliche Bestimmung der Partikel-Anzahl-Größenverteilung. Abhängig von der Bauart des SMPS können Partikeln mit einem Äquivalenzdurchmesser von wenigen Nanometern bis zu mehreren 100 nm gemessen werden. Die Messungen des SMPS geben die Anzahl-Größenverteilung des Aerosols anhand des Partikelmerkmals des Mobilitätsdurchmessers an. [24]

4.3.2 Optisches Aerosolspektrometer

Mit einer Obergrenze von 1000 nm ist das SMPS-System für die Vermessung größerer Staubpartikeln nicht geeignet. Um Teststäube mit größeren Partikeln vermessen zu können, kommt ein optisches Aerosolspektrometer (OAS) zum Einsatz. [18]

Optische Messverfahren besitzen für viele partikelmesstechnische Aufgaben wesentliche Vorteile:

- Die Messung hat keinen Einfluss auf den Bewegungszustand der Partikeln und ihren dispersen Zustand. Man spricht von einer „in-situ“ Messung, da sie an Ort und Stelle in originaler Lage möglich ist. Es ist alleine eine optische Zugänglichkeit erforderlich, höhere Temperaturen und Drücke stellen in diesem Fall keine Hindernisse dar.
- Für alle optischen Verfahren gilt, dass sie in der primären Informationsaufnahme sehr schnell und demzufolge auch geeignet sind, nicht-stationäre Vorgänge zu untersuchen.
- Abbildende Methoden erlauben es, nicht nur quantitative Größen zu erfassen, sondern ermöglichen auch die Sichtbarmachung von Vorgängen, wie zum Beispiel Bewegungsabläufen (Feststellung qualitativer Befunde). [22]

Das optische Aerosolspektrometer nutzt das Streuphänomen von Licht an Einzelpartikeln, um auf Partikelgrößen zu schließen. Wird nun gleichzeitig die Partikelanzahl bestimmt, kann somit auf die Partikelgrößen-Anzahlverteilung geschlossen werden. Das so gemessene Partikelmerkmal bezeichnet man als optischen Durchmesser [18].

Das Streulicht, das von einem Partikel ausgeht, besitzt eine Intensität, die von mehreren Faktoren abhängig ist:

- Partikelgröße,
- Partikelform,
- Primärlichtintensität,
- Wellenlänge der Primärlichtes,
- Polarisierungsgrad des Primärlichts,
- Streuwinkel
- Optische Eigenschaften des Partikelmaterials.

Es gibt vielfältige Methoden die Streuung des Lichtes an Partikeln zur Bestimmung von Größe und Konzentration zu nutzen. Alle Methoden, basieren auf ein und derselben theoretischen Grundlage, der theoretischen Arbeit von G. Mie. [22]

Mie-Theorie

Mie stellte 1908 eine Beschreibung der Lichtstreuung an kugelförmigen Teilchen im ebenen monochromatischen Wellenfeld vor. Diese resultiert aus einer strengen Lösung der Maxwell'schen Feldgleichungen, welche das umfassende Gebiet der elektrischen, magnetischen und optischen Eigenschaften zusammenfassen. [39] Ansatz, Lösungsweg und detaillierte Lösung würden den Rahmen dieser Arbeit sprengen.

Mie beschreibt die Intensität des gestreuten Lichtes:

$$I = I(\theta, \phi, \lambda, x, n) \tag{Gl. 4.17}$$

Formelzeichen	Bezeichnung
θ	Streuwinkel
ϕ	Polarisationswinkel des Primärlichts
λ	Wellenlänge des Primärlichtes
x	Partikeldurchmesser
$n = n' - ik$	komplexer Brechungsindex

Der dimensionslose Mie-Parameter α unterteilt die Streulichtintensität, abhängig vom Partikeldurchmesser x und der Wellenlänge λ , in drei Bereiche:

$$\alpha = \frac{\pi \cdot x}{\lambda} \tag{Gl. 4.18}$$

In Gleichung 4.17 eingesetzt erhält man für die Streulichtintensität: [39]

$$I = I_0 \cdot f(\theta, \phi, n, \alpha) \tag{Gl. 4.19}$$

Es gilt:

- $\alpha \ll 1$: Bereich der Rayleigh-Streuung
- $0,1 < \alpha < 10$: Mie-Bereich: Mie-Streuung
- $\alpha \gg 1$: Wellenoptik oder geometrischer Bereich, Fraunhofer-Beugung [18]

Rayleigh-Bereich

Hier ist die Streulichtintensität proportional zu der sechsten Potenz des Partikeldurchmessers x und folglich der zweiten Potenz des Partikelvolumens. Ein Partikel mit einem Durchmesser von z.B. $0,1 \mu\text{m}$ streut 64-mal weniger Licht als ein Partikel mit einem Durchmesser von $0,2 \mu\text{m}$. [39] Die untere Messgrenze Optischer Aerosolspektrometer basiert auf dieser Proportionalität. Die geringe Streulichtintensität kleiner Partikel ist im Streulicht der umgebenden Luftmoleküle nicht mehr detektierbar. [38]

Mie-Bereich

Unter Verwendung monochromatischen Lichts weisen die Kurven starke Oszillationen auf. Dadurch ist der Zusammenhang zwischen Streulichtintensität und Partikelgröße nicht eindeutig (Abbildung 4.9 (links)). Mit dem Einsatz von Weißlicht kann für messtechnische Zwecke dieses Problem verringert werden. Die damit verbundene Integration über einen größeren Wellenlängenbereich führt zu einer Glättung der Kurven (Abbildung 4.9 (rechts)). [38]

Bereich der geometrischen Optik auch als Fraunhofer-Bereich bezeichnet [38]

Hier gilt ein quadratischer Zusammenhang zwischen Streulichtintensität I und Partikeldurchmesser x .

Die Streulichtintensität über den Partikeldurchmesser ist in Abbildung 4.9 dargestellt. Dabei ist in der linken Bildhälfte die relative Streulichtintensität für monochromatisches Licht bei einem mittleren Streuwinkel θ von 45° zu sehen. Das Primärlicht hat hier eine Wellenlänge von $0,436 \mu\text{m}$ und n bezeichnet den Brechungsindex. In der rechten Bildhälfte ist die relative Streulichtintensität für Weißlicht mit einem mittleren Streuwinkel von 90° dargestellt, auch hier bezeichnet n den Brechungsindex. Die relative Streulichtintensität wird auf die Primärintensität der einfallenden Welle bezogen. [39]

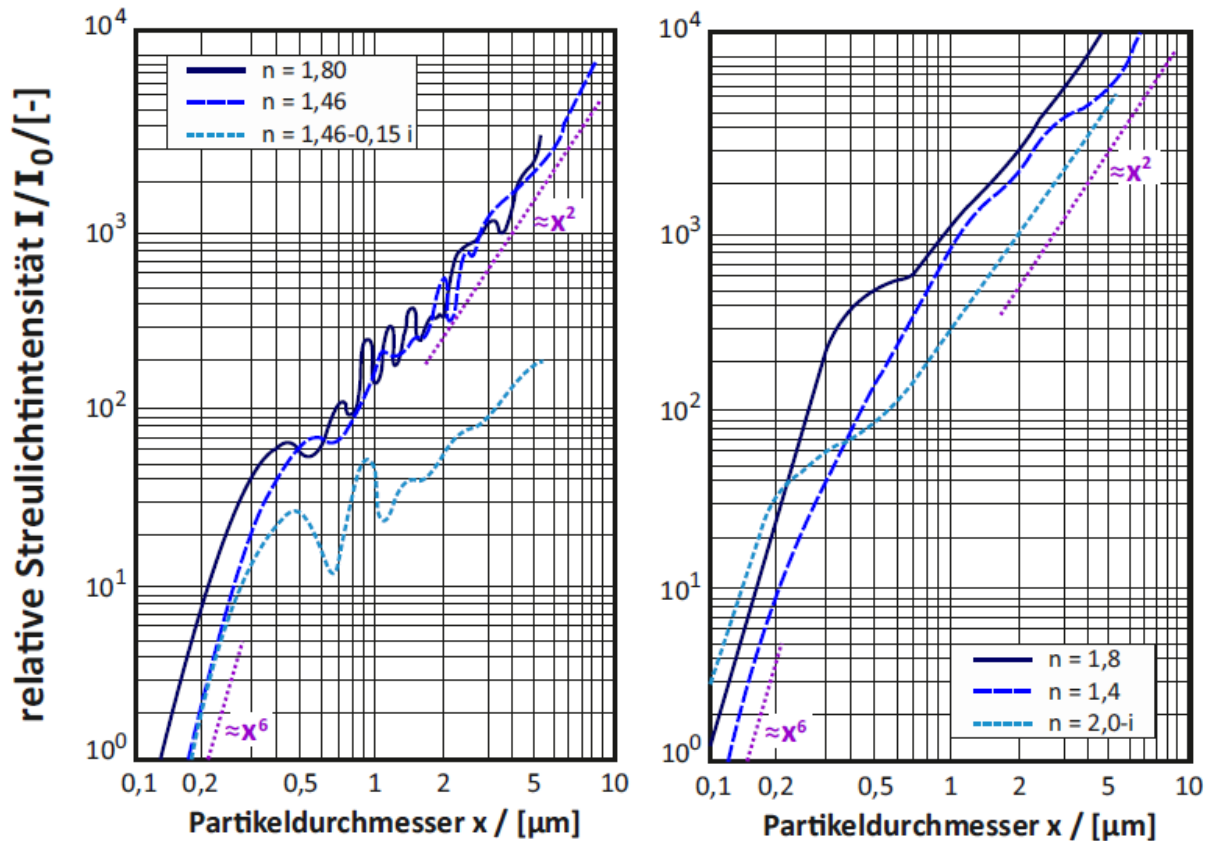


Abbildung 4.9: Relative Streulichtintensität für monochromatisches Licht (z.B. Laserlicht) (links), Relative Streulichtintensität für Weißlicht (rechts) (nach [39])

Es ist zu erkennen, dass Unterschiede im Realteil des Brechungsindex, vor allem im Bereich kleiner Partikeln, zu einem unterschiedlichen Verlauf der Kurven führen. Absorbierende Materialien haben einen Brechungsindex mit einem Imaginäranteil. Hier sinkt die Streulichtintensität im Bereich größerer Partikeln um fast eine Größenordnung. Dies verdeutlicht den gravierenden Einfluss, den das Partikelmaterial auf die Messung haben kann. [38]

Im Versuchsaufbau dieser Arbeit wird als OAS das Welas digital 2000 von der Firma Palas verwendet. Im Folgenden wird kurz der Aufbau des Welas, beispielhaft für ein OAS, beschrieben. Abbildung 4.10 zeigt die optische Anordnung dieses Geräts.

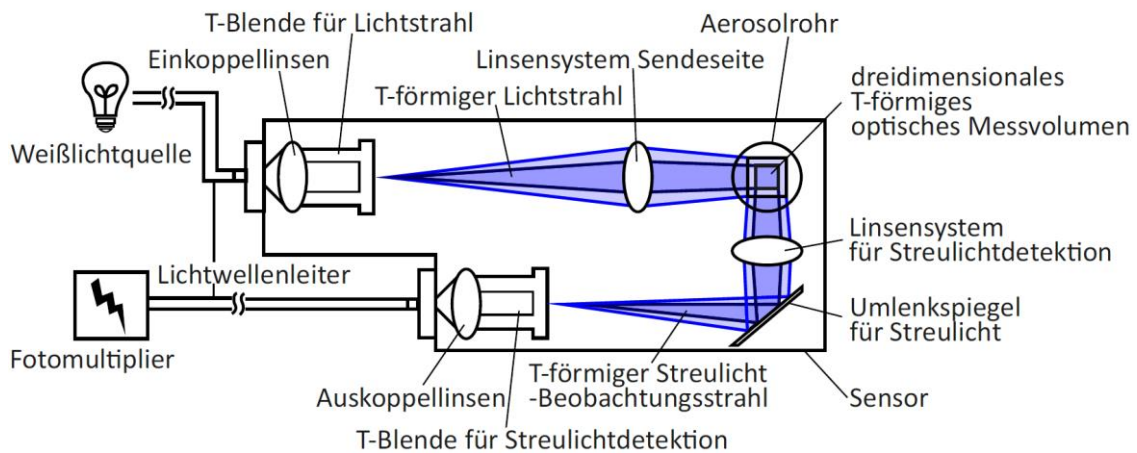


Abbildung 4.10: Optische Anordnung des Weißlicht-Aerosolspektrometers (nach [38])

Die Beleuchtung des Welas digital 2000 erfolgt über eine Weißlicht-Xenon-Hochdrucklampe. Die Xenon-Hochdrucklampe wie auch der als Detektor verwendete Fotomultiplier sind in einer externen Auswerte- und Steuereinheit untergebracht. Die externe Einheit ist mit dem Sensor über Lichtwellenleiter verbunden. [38]

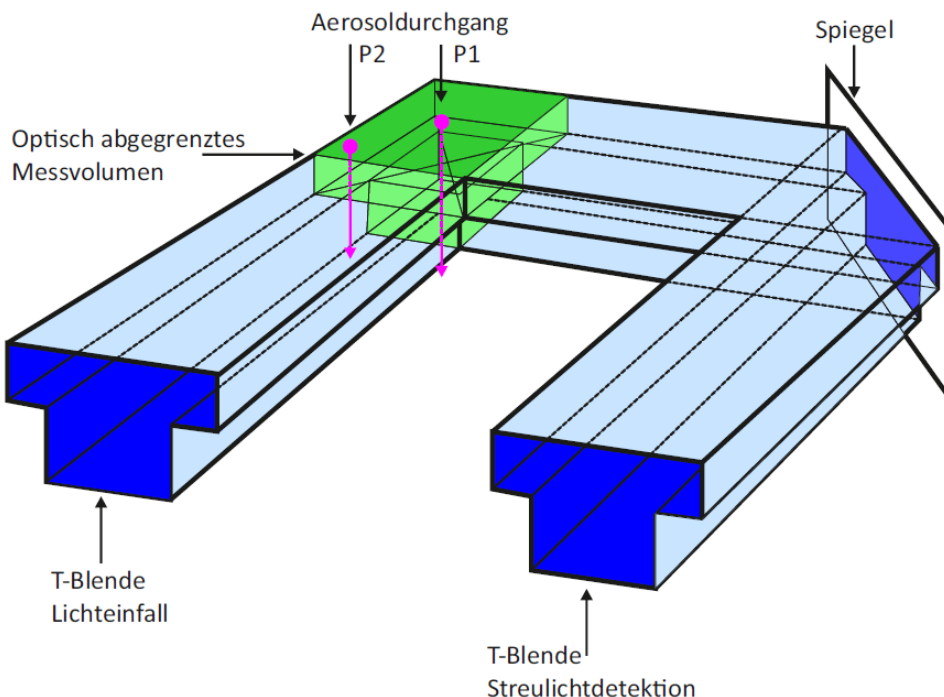


Abbildung 4.11: Schematische Darstellung eines T-Blende-Aufbaus (nach [38])

Das Messvolumen wird rein optisch begrenzt. Der Querschnitt des beleuchtenden Lichtstrahls wird dazu durch eine T-förmige Blende geformt. Das gestreute Licht wird unter einem mittleren Streuwinkel von 90° gesammelt. Im Strahlengang auf der Beobachtungsseite befindet sich ebenfalls eine T-förmige Blende. Das resultierende Messvolumen besteht aus zwei übereinander liegenden Quadern mit unterschiedlicher Grundfläche („dreidimensionales T“; siehe Abbildung 4.11). [38]

Durch Signalanalyse während der Messung können bei dieser Anordnung Randzonenfehler korrigiert werden. Befindet sich eine Partikeln nur zum Teil im Messvolumen, so entsteht nur eine geringe Streulichtmenge und die Partikeln wird kleiner gedeutet als sie tatsächlich ist. Dies wird als Randzonenfehler bezeichnet. Die Dauer eines Streulichtimpulses hängt bei konstanter Gasgeschwindigkeit im Messvolumen vom Durchtrittsort der Partikeln ab. Abbildung 4.12 zeigt verschiedene Partikelpositionen im T-förmigen Messvolumen sowie den jeweils zugehörigen Streulichtimpuls. [38]

Fall 1

Partikeln, die sowohl den oberen als auch den unteren Teil des Messvolumens an einer zentralen Stelle passieren, erzeugen einen rechteckförmigen Streulichtimpuls. [38]

Fall 2

Partikeln, die im oberen, größeren Teil des Messvolumens noch vollständig erfasst werden, aber im unteren Teil des Messvolumens einem Randzonenfehler unterliegen: Der resultierende Streulichtimpuls zeigt einen stufenförmigen Abfall beim Übergang des Partikels vom oberen zum unteren Teil des Messvolumens. Diese Partikeln wird mit der höheren Impulshöhe in die Auswertung einbezogen. [38]

Fall 3

Partikeln, die nur noch im oberen Teil des Messvolumens beleuchtet und messtechnisch erfasst werden: Die Signalauswertung erkennt hier die kürzere Impulsdauer und verwirft diesen Impuls. [38]

Fall 4

Partikeln, die am Rand des oberen Teils des Messvolumens nur zum Teil beleuchtet werden: In diesem Fall würde das Partikeln um zu klein gemessen, das Messgerät verwirft dieses Signal jedoch, da die Laufzeit zu kurz ist. [38]

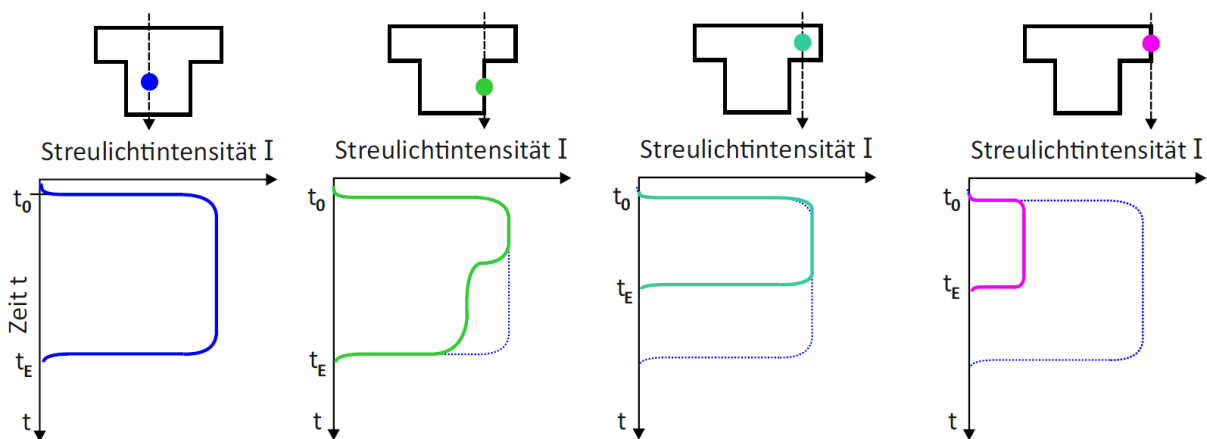


Abbildung 4.12: Randzonenfehlerkorrektur (nach [38])

Die Impulsbreitenanalyse wird darüber hinaus auch noch zur Koinzidenzerkennung genutzt. [38] Als Koinzidenzfehler bezeichnet man die Situation, wenn sich mehr als eine Partikeln im Messvolumen befinden. [18] Je größer die messbare Partikelkonzentration ist desto kleiner muss das optisch abgegrenzte Messvolumen sein, um den Koinzidenzfehler gering zu halten. [22]

Das Aerosol wird mithilfe einer externen Pumpe über eine Einlass- und eine Absaugdüse durch den Sensor gesaugt. Die Messung des Probennahmenvolumenstroms erfolgt standardmäßig über ein Schwebekörperdurchflussmesser. Die Streulichtimpulse werden linear verstärkt und nach einer Impulshöhenanalyse aufsummiert. Das Gerät wird von einem PC oder Laptop gesteuert. Die Rohdaten werden im Sekundentakt an den Steuerrechner übergeben, wo sie auf der Grundlage der Kalibrierungskurve zu Größenklassen zusammengefasst werden. [38] Das Welas digital 2000 kann Partikeln in einem Messbereich von 0,2µm bis 10µm detektieren. [18]

5. Entstaubungstechnik

5.1 Entstaubungsmethoden für Kleinfeuerungsanlagen

Um die im **Kapitel 3.4** beschriebenen Emissionsgrenzwerte einzuhalten, gibt es mannigfaltige technische Entstaubungsmethoden. Grundsätzlich ist das Abscheiden von Grobstaub ($> 20\mu\text{m}$) mit geringem technischen Aufwand möglich. Das Abscheiden von Feinstaub ist hingegen technisch anspruchsvoller. Der Abscheidegrad oder auch Trenngrad beschreibt die Wirksamkeit eines Trennverfahrens. Er ist definiert als das Verhältnis der in dem System abgetrennten Partikeln zu den in das System eingetretenen, abzutrennenden Partikeln beziehungsweise der jeweiligen Konzentrationen. Betrachtet man nicht alle Partikeln gleichzeitig sondern einzelne Partikelgrößenbereiche, so spricht man von Fraktionsabscheidegrad.

Einen ersten Überblick über die technischen Entstaubungsmethoden in Abhängigkeit von den abzuscheidenden Partikelgrößen liefert die Abbildung 5.1. Es ist zu erkennen, dass filternde Abscheider sehr hohe Fraktionsabscheidegrade bei dem breitesten Spektrum an Partikelgrößen erreichen (ca. $0,04\text{-}20\mu\text{m}$). Nur filternde Abscheider und elektrische Abscheider sind geeignet um Partikeln unterhalb einer Größe von $0,5\mu\text{m}$ abzuscheiden. Zyklone hingegen haben erst im Bereich von Partikeln größer als ca. $11\mu\text{m}$ Fraktionsabscheidegrade von 80 %. Für die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte von Feinstaub ist der Einsatz von konventionellen Zyklonen somit ungeeignet. Gleiches gilt für Venturiwäscher, Wirbelwäscher und Waschtürme.

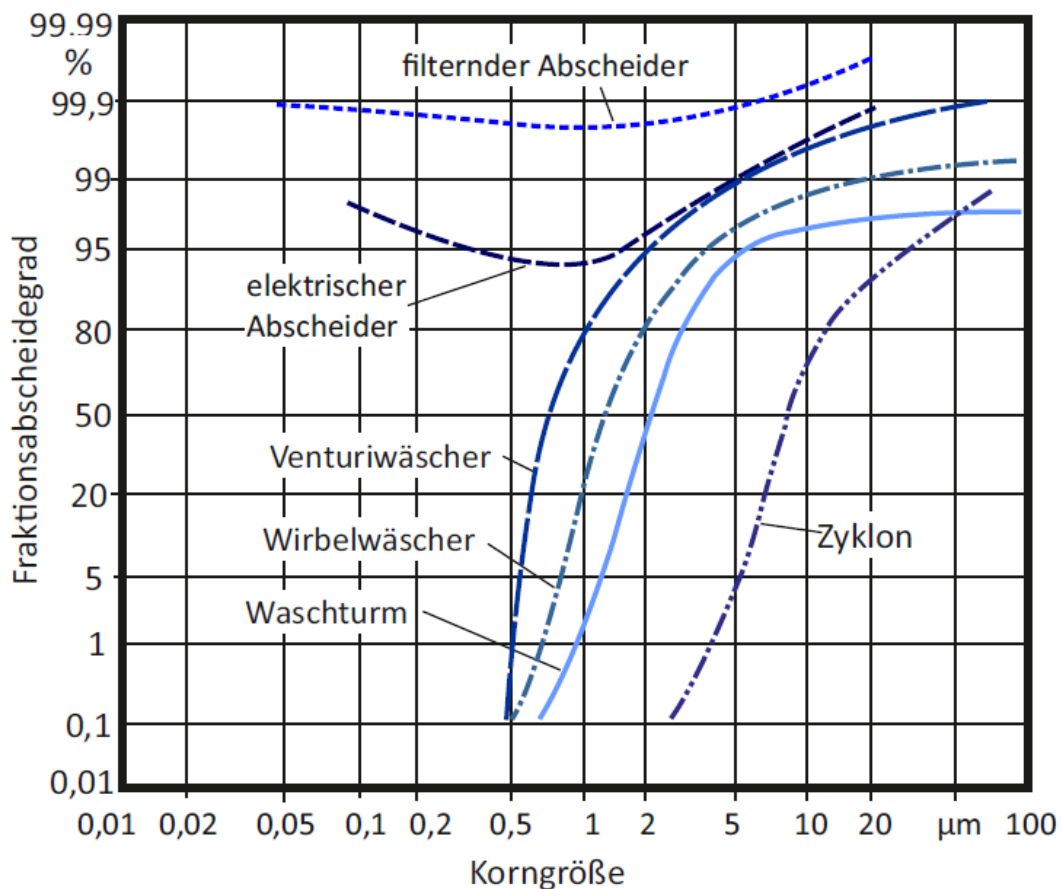


Abbildung 5.1: Fraktionsabscheidegrade unterschiedlicher Staubabscheider (nach [14])

Im Folgenden werden unterschiedliche Methoden, unter Berücksichtigung ihrer Einsetzbarkeit für Kleinf Feuerungsanlagen beschrieben. Die wichtigsten Anforderungen an Staubabscheider in dieser Leistungsklasse sind:

- Einhalten der gesetzlichen Grenzwerte für die Gesamtanlage während des Betriebes,
- Hohe Staub Abscheidegrade,
- möglichst niedriger Druckverlust durch den Staubabscheider,
- möglichst kostengünstig,
- möglichst lange Wartungsintervalle.

5.2 Massenkraftabscheider

Ein Massenkraftabscheider ist ein Apparat, der Partikeln durch Nutzung von Massenkräften aus dem Trägergas abscheidet. Massenkraftabscheider zeichnen sich durch geringe Investitions- und Betriebskosten und große Zuverlässigkeit aus. Man findet sie häufig in der Grobentstaubung, im Rahmen der Abgasreinigung. [17]

Ihr Wirkprinzip beruht darauf, dass im Gas suspendierte Partikeln der Strömungsbewegung nicht weiter folgen können und somit an Einbauten oder Wandungen abgeschieden werden. Sie werden nach den genutzten Transportkräften

- Schwerkraft,
- Trägheitskraft und
- Fliehkraft

unterschieden. Massenkraftabscheider werden eingesetzt, um Partikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser von mindestens 2 μm abzuscheiden. Bei Partikeln dieser Größenkategorie kann der Einfluss von Diffusion als vernachlässigbar angenommen werden. [17]

5.2.1 Schwerkraftabscheider

Schwerkraftabscheider eignen sich ausschließlich zur Grobentstaubung, da erst bei Partikeldurchmessern von einigen hundert Mikrometer (μm) eine zur Abscheidung rentable Sedimentationsgeschwindigkeit auftritt. Die belastete Gasströmung erfährt beim Eintritt in den Apparat eine Verlangsamung, meist verursacht durch eine Vergrößerung des Strömungsquerschnitts. Um eine ausreichende Verlangsamung zu erreichen, erfordern sie deshalb große Bauvolumina. Das Rohgas strömt horizontal in eine Absetzkammer, in der die Staubpartikelabscheidung in vertikaler Richtung stattfindet. Legt man die Absetzkammer ausreichend lang aus, so lässt sich damit eine Klassierung der abgeschiedenen Partikelgrößen erzielen. Durch ihre einfache Bauart und den marginalen Druckverlust können Schwerkraftabscheider mit niedrigen Investitions- und Betriebskosten realisiert werden. Zu beachten ist, dass durch Verwirbelungen und ungleichmäßige Geschwindigkeitsprofile unscharfe Trennkurven auftreten können. [17] [18]

5.2.2 Fliehkraftabscheider

Bei Zyklon- oder Fliehkraftabscheidern wird der Rohgasstrom auf eine Kreisbahn gezwungen. [18] Die im Gas suspendierten Partikeln werden in Folge der auf sie wirkenden Zentrifugalkraft an die Wand des Apparates gedrückt und abgeschieden. [17] [18] Die Schwerkraft, unterstützt von der Abwärtsbewegung des Gases, transportiert die Staubpartikeln in den unteren Bereich des Fliehkraftabscheiders. Dort werden die Partikeln in den Staubbunker überführt. Zykclone werden konisch konstruiert, sodass die Umfangsgeschwindigkeit und damit die Fliehkräfte im unteren Bereich zunehmen. Somit können Partikeln mit geringerem aerodynamischem Durchmesser abgeschieden

werden, je weiter sich die Strömung nach unten bewegt. Am tiefsten Punkt wird der Gasstrom erneut umgelenkt und der gereinigte Gasstrom verlässt den Zyklon durch das mittig angeordnete Tauchrohr. Die Qualität des Abscheiders wird unter anderem durch den Tauchrohrdurchmesser und den Durchmesser des Konus bestimmt. Fliehkraftabscheider sind dank ihres großen Einsatzfeldes weitverbreitet. [18]

5.2.3 Trägheitsabscheider (Prallabscheider)

In Trägheitsabscheidern oder auch Umlenkabscheidern wird die Rohgasströmung derart umgelenkt, dass die suspendierten Partikeln der Strömungsbewegung nicht mehr folgen können und somit abgeschieden werden. Häufig wird die Umlenkung der Strömung durch das Einbauen von Hindernissen verstärkt. [17]

5.3 Elektroabscheider

Elektroabscheider eignen sich zur Reinigung großer Volumenströme und bei hohen Arbeitstemperaturen. Die Staubpartikeln werden zunächst elektrisch aufgeladen und dann an einer Niederschlagselektrode abgeschieden. [20] Elektroabscheider sind vor allem im Bereich der Feinstäube effektiv. [19]

Für die Abtrennung wird in Elektroabscheidern die Kraftwirkung auf geladene Partikeln im Feld verwendet. Dies lässt sich grob in folgende Schritte unterteilen:

- Aufladung der Partikeln,
- Abscheidung der geladenen Partikeln im elektrischen Feld,
- Entfernung der abgeschiedenen Partikeln aus dem durchströmten Abscheideraum. [37]

Die meisten Partikeln tragen aufgrund von z. B. Zerkleinern, Dispergieren, Reibung mit festen Oberflächen und Flammenionisation bereits eine Ladung. Für den Abscheideprozess in Elektrofiltern ist diese, oft bipolare Ladung zu gering. Deshalb müssen sie zusätzlich aufgeladen werden. In einer Korona-Entladung werden zu diesem Zweck Ladungsträger erzeugt. [37]

An einer Sprühelektrode wird eine Gleichspannung angelegt, um die Staubpartikeln aufzuladen. Die hohe Feldstärke beschleunigt die freigesetzten Elektronen stark und sprüht sie in den Gasraum, wo sie sich an den Partikeln anlagern. In dem elektrischen Feld zwischen Sprühelektroden SE und Niederschlagselektroden NE werden die geladenen Partikeln zu den Niederschlagselektroden transportiert und dort abgeschieden. [37]

Flüssige Partikeln fließen als Film von den NE ab, während feste Partikeln einen Staubbelag bilden, der aufgrund seiner isolierenden Eigenschaften periodisch entfernt werden muss. In der Regel wird der Staubbelag mechanisch, durch Erschütterung der NE entfernt. Dabei wird der Gasstrom allerdings nicht abgeschaltet. Grundlegend unterscheidet man Rohr- und Plattenfilter abhängig von der Form der Niederschlagselektroden, wobei die höhere technische Bedeutung dabei dem Plattenfilter zukommt. [37]

5.3.1 Erzeugung der Ladungen

Koronaleuchten

Hat eine der Elektroden der Anordnung einen viel kleineren Krümmungsradius als die andere und ist der Abstand zwischen den Elektroden größer als der Krümmungsradius der kleineren, so erfolgt eine Ionisation des Gases in der Nähe der kleineren Elektrode weit unterhalb der Durchbruchfeldstärke des gesamten Spaltes. Der Vorgang ist mit einem schwachen Leuchten verbunden, welches Korona genannt wird. Hierbei unterscheidet sich der Mechanismus der Ionenerzeugung bei negativer und positiver Korona. [37]

Negative Korona

Bei einer negativen Korona beschleunigt die hohe Feldstärke in unmittelbarer Umgebung der SE im Gas vorhandene Elektronen e stark auf die NE hin. Die Ionenerzeugung erfolgt durch das Zusammenstoßen der beschleunigten Elektronen mit den neutralen Gasmolekülen M . Es entstehen durch die sogenannte Stoßionisation positive Gasionen M^+ und weitere Elektronen:



Dabei entsteht eine Elektronenlawine, die sich auf die NE zu bewegt. Positive Gasionen entstehen jedoch nur bis zu einem bestimmten Abstand R_0 von der SE, da nur in unmittelbarer Umgebung der SE die Feldstärke genügend hoch ist, um die Elektronen auf die Ionisierungsenergie zu beschleunigen. Es müssen weiter Elektronen erzeugt werden um eine Aufrechterhaltung der Korona-Entladung (selbständige Gasentladung) zu gewährleisten. Im Wesentlichen sind dafür zwei Vorgänge verantwortlich. Einerseits werden die positiven Gasionen zur SE hin beschleunigt. Beim Auftreffen auf die SE lösen sie dort weitere Elektronen aus. Andererseits erzeugen die durch Stöße hochangeregten Gasionen und Gasmoleküle durch ihre Lichtemission weitere Ladungsträger (Photoionisation). Die Vorgänge an der negativen Sprühelektrode verlaufen nicht kontinuierlich. Stattdessen verlaufen sie in Impulsen punktförmig entlang der SE (Trichelimpuls). [37]

Positive Korona

Dabei werden im Gas vorhandene Elektronen zur positiven Sprühelektrode hin beschleunigt. Die resultierende Elektronenlawine bewegt sich aber auf die SE zu. Die dabei entstandenen positiven Gasionen bewegen sich zur NE. Die Gasionen bewegen sich somit in Richtung abnehmender Feldstärke. In Kombination mit ihrer sehr geringen Beweglichkeit (im Verhältnis zu Elektronen) gewinnen sie nicht genügend Energie, um weitere Ionen zu erzeugen bzw. Elektronen aus der NE herauszulösen. Dennoch wird eine selbständige Gasentladung aufrecht erhalten. Nach Robinsonz und White können die hochangeregten Moleküle durch ihre Lichtemission (UV) weitere Moleküle ionisieren oder über den Photoeffekt weitere Elektronen aus der NE heraus lösen. Die positive Korona ist durch ein gleichmäßiges, schwaches Leuchten gekennzeichnet. [37]

Im Vergleich zur negativen Korona erfolgt der elektrische Durchbruch (Überschlag) von der SE zur NE bei positiver Korona bei sehr viel geringeren Spannungen. Aus diesem Grund sind bei negativer Korona durch höhere Spannungen (etwa doppelt so hoch) und höhere Ströme, bessere Abscheidegrade erreichbar. Die negative Korona wird deshalb bevorzugt. [37]

Die Strom-Spannungs-Charakteristik einer Korona hängt von verschiedenen Einflussgrößen ab zum Beispiel Gaszusammensetzung, Gastemperatur und -druck, Elektrodengeometrie Spannungsform, Staubablagerungen auf der Elektrode und Staubgehalt des Gases. [37]

Aufladung der Partikeln

Bei der Anlagerung der Ionen an die abzuschneidenden Partikeln werden zwei Mechanismen unterschieden, die Feldaufladung und die Diffusionsaufladung. [37]

Feldaufladung

In diesem Fall treffen die, durch das elektrische Feldes sich in Richtung NE bewegten Ionen auf die Partikeln. Die abzuscheidenden Partikeln werden durch diesen Vorgang so lange aufgeladen, bis das durch die angelagerten Ionen erzeugte Feld eine weitere Anlagerung von Ionen verhindert. Dieser Aufladungsmechanismus ist vor allem für Partikeln mit $x > 0,5-1 \mu\text{m}$ von Bedeutung. [37]

Diffusionsaufladung

Die Partikeln erhalten nicht nur durch den Ionenbeschuss eine Aufladung sondern auch infolge der statistischen thermischen Bewegung der Ionen. Dieser Mechanismus wird Diffusionsaufladung genannt. Die Diffusionsaufladung ist vor allem für Partikeln mit einem Durchmesser unterhalb von $0,2 \mu\text{m}$ von Bedeutung. Die Diffusionsaufladung geht langsamer vonstatten als die Feldaufladung. [37]

Abscheidung der Partikeln

Die Abscheidung der Partikeln im Elektrofilter entspricht dem Transport der Partikeln zur Niederschlagsselektrode. Dies geschieht durch die elektrische Kraft ($F_{el} = \text{Ladung mal Feldstärke}$), die auf die geladenen Partikeln in Richtung des elektrischen Feldes wirkt. [37]

Die abgeschiedenen Partikeln werden beim Ablagern an der Niederschlagsselektrode entladen. Die entladenen Partikeln bilden auf der Niederschlagsselektrode eine Staubschicht mit einer Schichtdicke von 1-10 mm. Die entstandene Staubschicht muss in regelmäßigen Abständen durch Abklopfen (Trockenelektroabscheider) oder Abwaschen (Nasselektroabscheider) entfernt werden. Währenddessen werden die Elektroabscheider weiter betrieben. Elektroabscheider werden, nach ihrer Bauform, in Röhren- oder Plattenabscheider unterteilt. In Röhrenabscheidern werden parallel angeordnete Rohre senkrecht durchströmt. Innerhalb der Rohre befinden sich die drahtförmigen Sprühelektroden, wobei die Rohrwände die Niederschlagsselektroden bilden. Plattenabscheider hingegen bestehen aus senkrecht angeordneten Platten als Niederschlagsselektroden, zwischen denen die Sprühelektroden angeordnet sind. [20]

Die Funktionsweise eines Plattenabscheiders ist in Abbildung 5.2 dargestellt. Hier ist zu erkennen, dass die abzuscheidenden Partikeln geladen werden und durch das elektrische Feld an die Niederschlagsselektrode transportiert werden. An der Niederschlagsselektrode werden die Partikeln wieder entladen. Es ist deutlich zu erkennen dass die abgeschiedenen Partikeln eine Schicht auf der NE bilden.

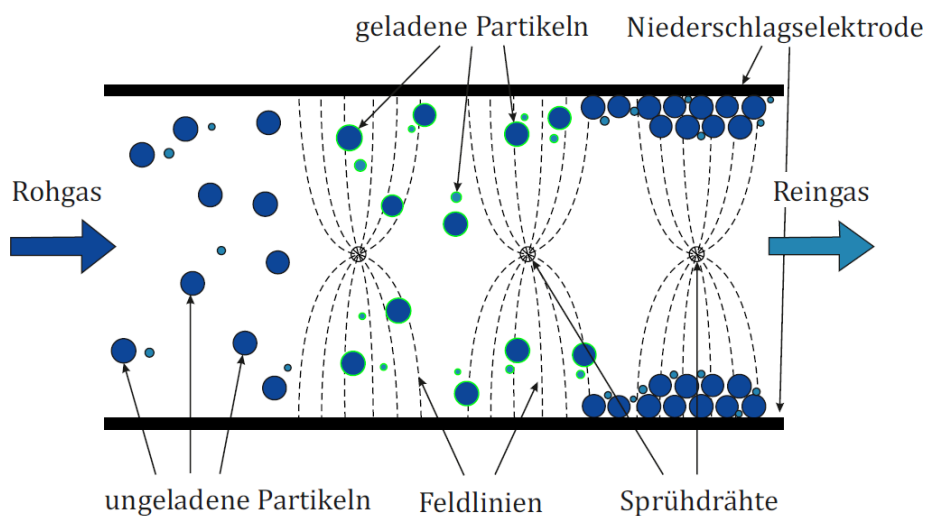


Abbildung 5.2: Darstellung der Funktionsweise eines Plattenabscheiders (nach [19])

Elektroabscheider werden bei Kleinf Feuerungsanlagen erst seit kurzem eingesetzt. Gerade in den letzten Jahren sind hier eine Vielzahl von unterschiedlichen Modellen entwickelt worden. Prinzipiell gibt es auf dem Markt zwei unterschiedliche Bauarten:

- Kompaktgeräte mit eingebauter Sprüh- und Niederschlagselektrode
- Einbaulösungen in Metallschornsteinen, wobei nur die Sprühelektrode eingesetzt wird. Als Niederschlagselektrode wird hier die metallene Schornsteininnenwand genutzt.

Die so erreichten Gesamtabscheidegrade liegen laut Hersteller bei 50 – 75%. [18]

5.4 Filternde Abscheider

Filternde Abscheider erreichen einen hohen Abscheidegrad. Nahezu unabhängig von der Korngröße der Partikel liegt der Fraktionsabscheidegrad bei ca. 99,9 %. Aus diesem Grund besitzen Filter ein sehr breites Spektrum an Anwendungsmöglichkeiten. [20]

Man kann in Allgemeinen zwischen drei Arten an Abscheidern unterscheiden:

- Tiefen- oder Speicherfilter,
- Abreinigungsfilter und
- Schüttschichtfilter [21].

5.4.1 Tiefenfilter

Tiefenfilter eignen sich für den Einsatz bei geringem Staubgehalt von einigen mg/m^3 des zu reinigenden Rohgasstroms. Die Gasreinigung erfolgt im Inneren der Faserschicht, bei relativ hohen Anströmgeschwindigkeiten. Ist das Filtermedium mit Staub gesättigt, wird es zumeist ersetzt und nicht regeneriert. [21] In Abbildung 5.3 ist die schematische Darstellung der Tiefenfiltration zu sehen. Es ist zu erkennen, dass die Staubpartikeln in den Filter eindringen. Die Eindringtiefe ist dabei vom Partikeldurchmesser beschränkt.

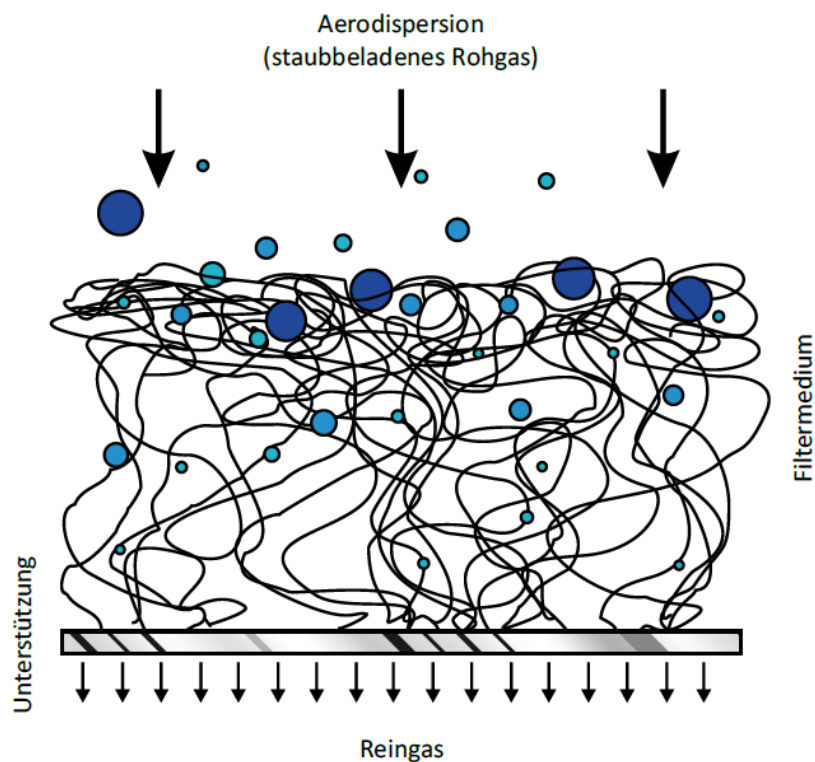


Abbildung 5.3: Schematische Darstellung der Tiefenfiltration (nach [21])

Bei der Tiefenfiltration werden Partikel, je nach Größe, aufgrund unterschiedlicher Vorgänge an die Kollektorfläche transportiert. Diese sind in Abbildung 5.4 dargestellt.

Partikeln können durch ihre räumliche Ausdehnung an die Oberfläche des Filtermediums transportiert werden, obwohl ihre Bewegung den Stromlinien des Fluides folgt. Diesen Vorgang bezeichnet man als **Interception**. Im Inneren des Filtermediums werden die Stromlinien eingeschnürt, was diesen Abscheidemechanismus unterstützt. [21]

Verlassen Partikeln aufgrund ihrer **Trägheit** die Stromlinien des Fluides, kontaktieren diese Partikeln die innere Oberfläche des Filtermittels. [21]

Im Fall von submikronen Partikeln ($d_p < 1\mu\text{m}$) überlagert eine deutliche Brown'sche Bewegung die konvektive Bewegung, was ein Zusammenstoßen mit der inneren Oberfläche begünstigt. Diesen Effekt bezeichnet man als **molekulardiffusiven Effekt**. [21]

Der letzte Effekt, den man im Zusammenhang mit der Tiefenfiltration beachten sollte, beruht auf der Interaktion geladener Teilchenoberflächen mit der gegensätzlich geladenen inneren Oberfläche des Filtermediums. Man bezeichnet diesen Abscheidemechanismus als **elektrodifusiven Effekt**. [21]

Der Anteil jener Partikeln, welche aufgrund der Siebwirkung oder auch durch Brückenbildung abgeschieden werden, ist im Falle der Tiefenfiltration gering. [21]

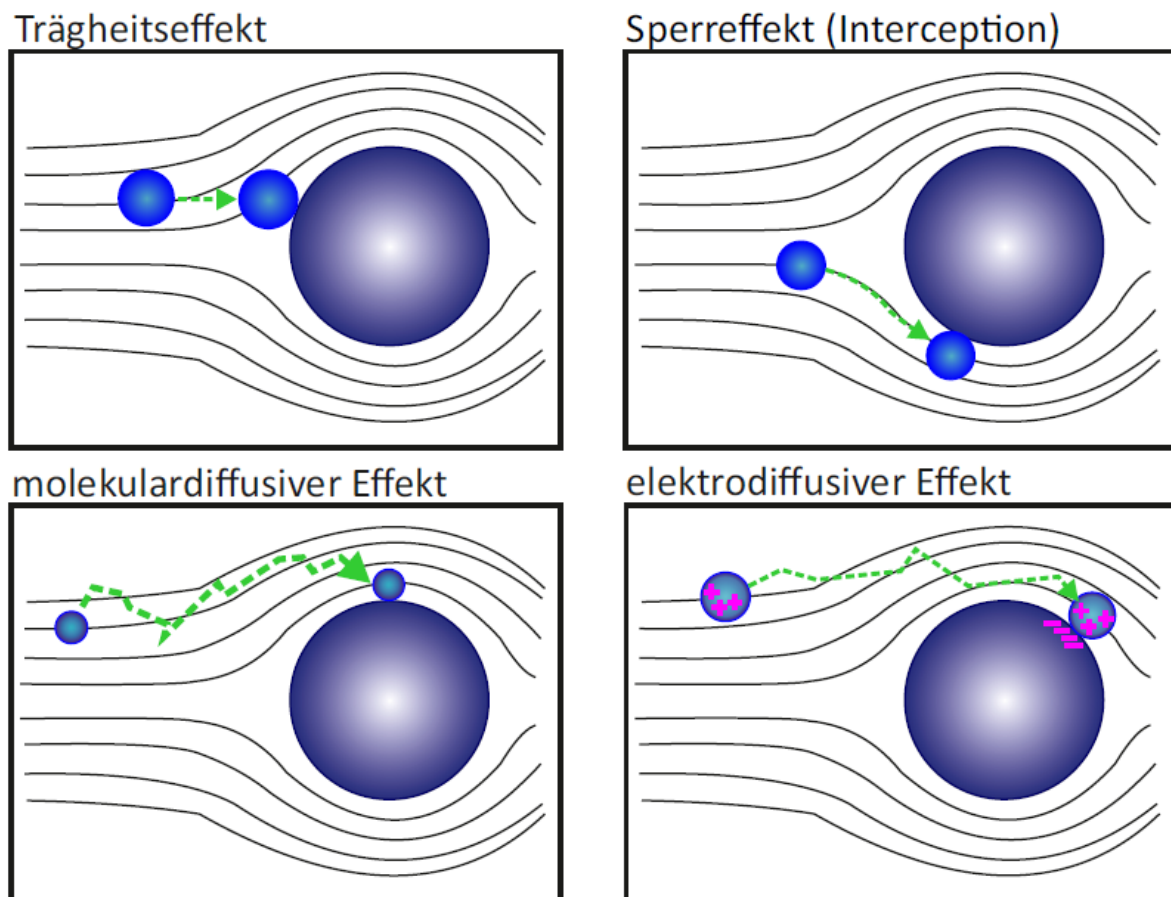


Abbildung 5.4: Abscheidemechanismen in der Tiefenfiltration (nach [21])

5.4.2 Abreinigungsfilter

Abreinigungsfilter können, in Abhängigkeit von dem eingesetzten Filtermedium, durch reine Oberflächenfiltration oder durch eine Zusammenarbeit von Tiefenfiltration und Oberflächenfiltration arbeiten. Wobei im zweiten Fall ein Teil der abzuscheidenden Partikeln in das Filtermedium eintritt. [21]

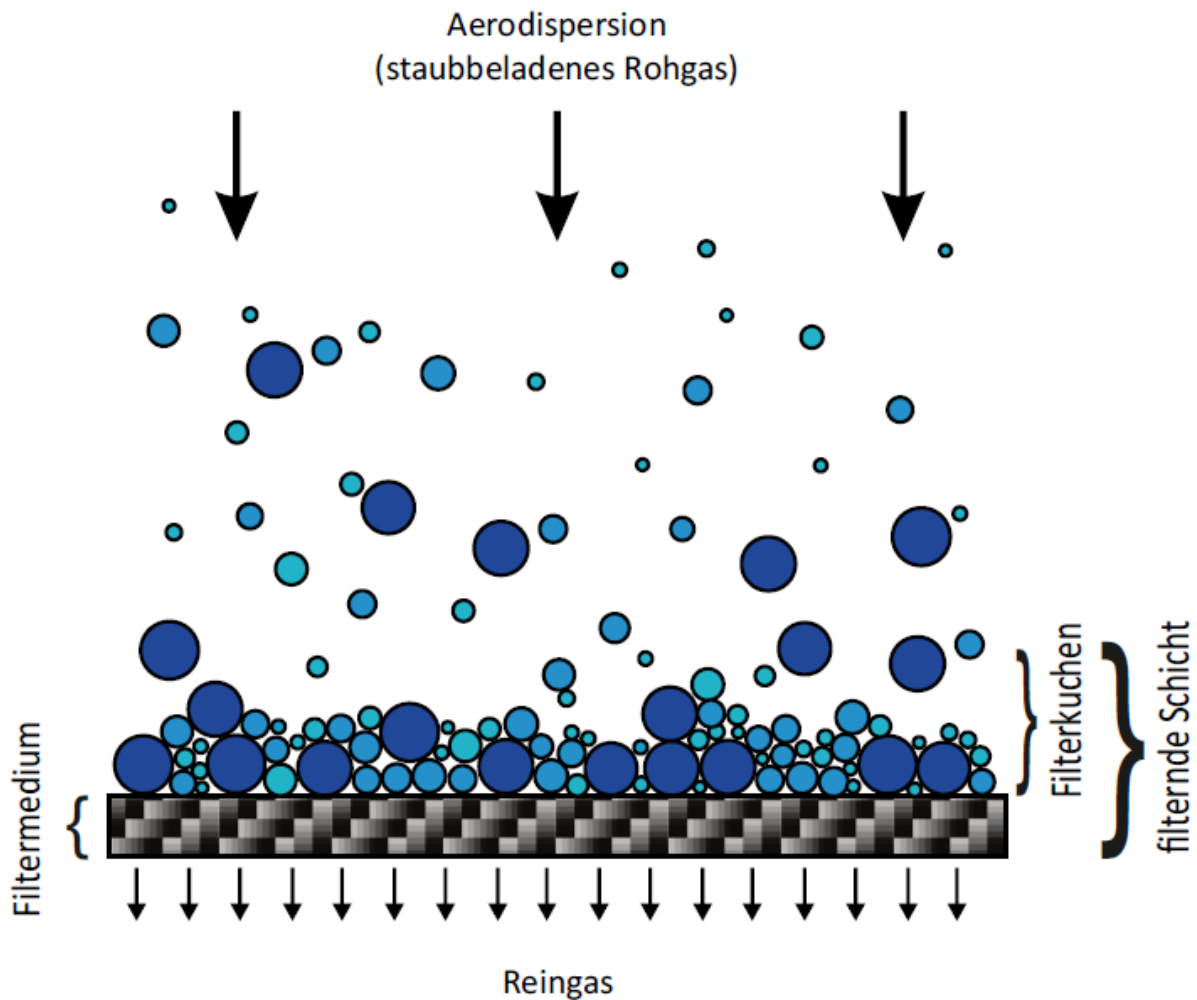


Abbildung 5.5: Schematische Darstellung der Oberflächen- bzw. Kuchenfiltration (nach [21])

Beim Einsatz von Abreinigungsfiltermedien können während der Beladung des Filtermediums generell zwei Phasen unterschieden werden:

- Verstopfungsphase: Hier werden Partikeln innerhalb des Filtermediums eingelagert.
- Staubkuchenaufbau: In dieser Phase bilden die abgeschiedenen Teilchen eine wachsende Staubschicht an der Oberfläche des Filtermediums, den sogenannten Filterkuchen.

Durch die Einlagerung der Staubpartikeln in das Filtermedium während der Verstopfungsphase kann eine Verbesserung des Abscheidegrades festgestellt werden. Grund für diese Verbesserung ist, dass die eingelagerten Partikeln die Dichte des Filtermediums erhöhen. Nachfolgende Partikeln haben weniger Raum um durch das Filtermedium hindurch zu treten. Als weitere Folge der Verstopfungsphase und der Ausbildung des Filterkuchens steigt der Druckverlust über die filternde Schicht. [21]

Bei einem neuen, unbeladenen Abreinigungsfiltermedium tritt somit zu Beginn der Filtration ein höherer Anteil des Staubes in das Reingas ein. Mit wachsender Stauban- und Staubeinlagerung nimmt die Partikelkonzentration im Reingas zügig ab, jedoch steigt gleichzeitig der Druckverlust an. Nach der Abreinigung des Filtermediums erhöht sich der Anteil des Staubes im Reingas zunächst wieder. Grund hierfür ist, dass die filternde Wirkung des abgeschiedenen Staubes verloren geht. Mit wachsender Stauban- und Staubeinlagerung nimmt die Partikelkonzentration im Reingas wieder ab. Dieser Vorgang wiederholt sich mit jedem Abreinigungszyklus. [21]

Die Qualität der Reinigung durch Abreinigungsfilter ist von verschiedenen Faktoren abhängig:

- Staubart
- Filtermedium
- Gaszustand
- Betriebsweise
- Abreinigungsverfahren

Bei Abreinigungsfiltern ist ein wichtiger Faktor die Abreinigung. Es gibt drei wesentliche Mechanismen, die zur Ablösung des Staubkuchens vom Filtermedium (FM) genutzt werden können:

- Strömungskräfte können genutzt werden, um eine Partikelschicht zu entfernen, indem eine Gasströmung durch das FM entgegen der Betriebsrichtung in Richtung des Staubkuchens geblasen wird. (Rückblasen, Ausblasen)
- Trägheitskräfte können genutzt werden, indem das FM plötzlich beschleunigt und anschließend heftig abgebremst wird. (Rütteln, Klopfen)
- Scherkräfte innerhalb der Staubschicht und zwischen Staubschicht und FM können durch eine Verformung des FM hervorgerufen werden. [21]

Merksatz:

„Zu häufiges und zu heftiges Regenerieren kann zu einem größeren Verschleiß des FM, zu einer verstärkten irreversiblen Einlagerung von Partikeln in das FM und damit zu einer unerwünschten Vergrößerung des Restdruckverlustes (Restwiderstands), zu einer Erhöhung der Partikelemission und zu einem Anstieg der Betriebskosten (Druckluftverbrauch, Ersatzkosten für FM) führen.

Das FM ist deshalb so selten wie nötig und so sanft wie möglich zu regenerieren!“ [21]

In Abbildung 5.6 ist der zeitliche Verlauf des Druckverlusts und des Reingasstaubgehalts bei Abreinigungsfiltern dargestellt. Die Spitzen beider Kurven sind die Folgen der Abreinigung. Es ist zu erkennen, dass der Reingasstaubgehalt nach der Abreinigung mit jeder Filtrationsperiode sinkt. Grund hierfür ist das schleichende Verstopfen des Filtermediums durch Staubeinlagerungen. Der Druckverlust nach der Abreinigung hingegen steigt mit jeder Filtrationsperiode. Die gestrichelte Kurve des Druckverlustes spiegelt diesen Vorgang wieder. Die durchgezogene Linie stellt die rein theoretische asymptotische Annäherung an eine Horizontalen dar. Durch eine optimale Abstimmung der Einflussfaktoren wird versucht die Kurven des minimalen Druckverlustes so gut wie möglich dieser Kurve anzunähern um die Lebensdauer des Filtermediums zu erhöhen.

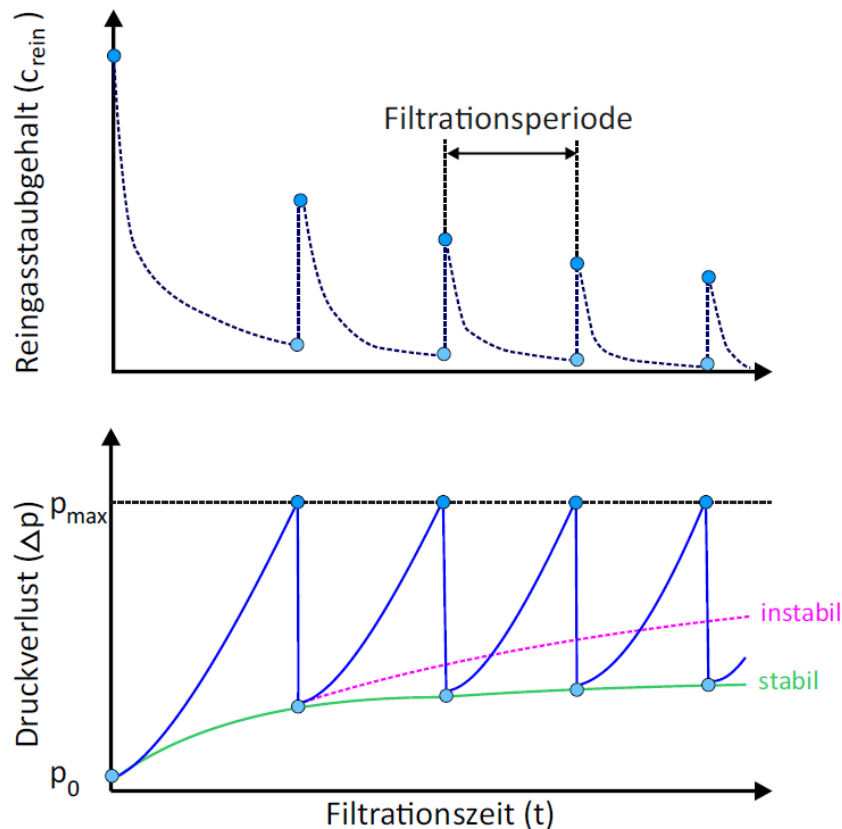


Abbildung 5.6: Zeitlicher Verlauf des Druckverlusts und des Reingasstaubgehalts bei Abreinigungsfiltern (nach [21])

5.4.3 Schüttschichtfilter

Bei Schüttschichtfiltern bildet, wie der Name vermuten lässt, eine Schüttschicht das Filtermedium. Füllkörper wie Ringe und Kugeln bilden die Schüttschicht. Diese Füllkörper bestehen aus Materialien wie Kies, Sand, Keramik oder Aktivkohle. [21]

Herkömmliche Einsatzgebiete von Schüttschichtfiltern:

- hohe Temperaturen,
- abrasive Stäube,
- chemisch aggressive Stäube,
- klebrige Stäube,
- Gefahr von Glimmbränden,
- wahrscheinliche Taupunktunterschreitungen. [21]

Schütttschichtfilter können nicht nur Partikeln abscheiden, sondern zusätzlich gasförmige Abgasbestandteile durch Adsorption an das Schütttschichtmaterial binden. [21]

Bauformen von Schütttschichtfiltern:

- ruhende Schütttschicht (Festbett),
- bewegte Schütttschicht (intermittierend oder kontinuierliches Wanderbett oder Wirbelschicht).

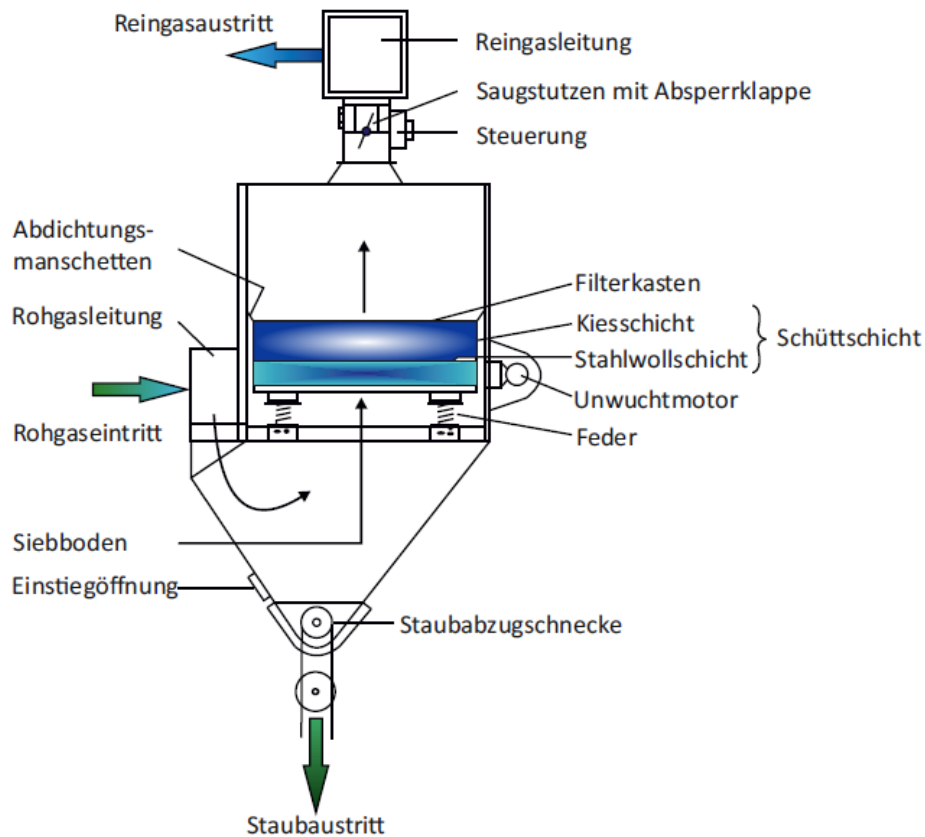


Abbildung 5.7: Schematischer Aufbau eines Mischbettfilters (nach [21])

Der in Abbildung 5.7 dargestellte Mischbettfilter zählt zu den Schütttschichtfiltern mit ruhender Schüttung. Mischbettfilter zählen zu den ersten Schütttschichtfiltern, mit dem es möglich war, die Filtermittelschicht innerhalb des Filters zu reinigen. Ein Mischbettfilter besteht aus mehreren nebeneinander angeordneten Filterkammern. Eine solche Kammer ist in der Abbildung zu erkennen. Die Filterschicht wird während der Filtrationsphase von der staubbeladenen Luft von unten nach oben durchströmt. Bei der Abreinigung wird zuerst der Gasstrom mithilfe der Absperrklappe abgesperrt. Danach wird der Filterkasten durch einen Unwuchtmotor in Schwingungen versetzt, wodurch der abgeschiedene Staub gelöst wird. Der abgelöste Staub kann so durch die rückströmende Spülluft aus der Filterschicht ausgetragen werden. Dieser Filter reagiert sehr empfindlich auf Überlastungen. Durch die flexiblen Abdichtungen (Abdichtungsmanschette siehe Abbildung 5.7) zwischen Roh- und Reingasstrom ist sein Einsatzbereich auf Dauertemperaturen von 250°C begrenzt. [37]

5.5 Vergleich der Entstaubungstechniken

In Tabelle 5.1 werden die zuvor vorgestellten Entstaubungstechniken verglichen bezüglich ihres Einsatzes bei Kleinfeuerungsanlagen. In dieser Tabelle fällt auf, dass Schüttschichtfilter nicht enthalten sind. Schüttschichtfilter kommen bisher nur großtechnisch zum Einsatz. Es gibt noch keine Erfahrungswerte für den Einsatz in Kleinfeuerungsanlagen

Ein Schüttschichtfilter verbindet die Vorteile eines filternden Abscheiders, günstig bei hoher Abscheidung, mit dem geringen Druckverlust eines Elektroabscheiders. Somit ist der mögliche Einsatz von Schüttgutfiltern für Kleinfeuerungsanlagen sehr interessant. Teil dieser Arbeit ist es, die Einsatzmöglichkeit von Schüttgutfiltern in Kleinfeuerungsanlagen zu untersuchen.

Tabelle 5.1: Vergleich der vorgestellten Entstaubungstechniken (nach [18])

Abscheider	Vorteile	Nachteile	Kosten	Anmerkungen
Filternde Abscheider - Oberflächenfilter	Hohe Abscheidung, zusätzliche Abscheidung durch Filterkuchen	höhere Druckverluste	günstig, einfach austauschbar	Zusätzlich Druckluftreinigung notwendig
Filternde Abscheider - Tiefenfilter	Höherer Abscheidegrad als bei Oberflächenfilter	mittlere Druckverluste	günstig und austauschbar	Druckdifferenz steigt kontinuierlich an Keine Regeneration
Elektroabscheider	Geringere Druckverluste	Lärmbelästigung zusätzlicher Energiebedarf	teuer	Mit Zunahme der Staubablagerungen an der Niederschlags-elektrode sinkt der Abscheidegrad in der Filterperiode

6. Konzept eines Schüttschichtfiltersystems für Kleinfeuerungsanlagen

Basis für das neu konzipierte Filtersystem ist ein Schüttschichtfilter. Bei Schüttschichtfiltern bildet das Schüttgut die Filterschicht, die Abscheidemechanismen entsprechen hier denen der Tiefenfiltration. Abbildung 6.1 zeigt das Prinzip des neuen Filtersystems. Käme es im Hausgebrauch zum Einsatz, könnte das Filtersystem direkt nach einer Kleinfeuerungsanlage installiert werden. Eine mögliche Einbauform ist in Abbildung 6.2 zu sehen. [18]

Bei der Betrachtung des Aufbaus des Filtersystems ist zu erkennen, dass das bei der Feuerung entstehende Abgas über den Schüttschichtfilter geführt wird. Für den Fall, dass der natürliche Kaminzug nicht ausreicht, um den entstehenden Druckverlust zu überwinden, ist es möglich, zur Unterstützung ein Gebläse zu installieren. Um einen stabilen Abscheidegrad zu gewährleisten, kann das starkbeladene Schüttgut ausgetragen werden. Dieser Vorgang fördert gleichzeitig unbeladenes Schüttgut in die Filterschicht, um einen stetigen Betrieb zu gewährleisten. [18]

Eine Möglichkeit gleichzeitig Schüttgut aus zu tragen und unbeladenes Schüttgut in die Filterschicht zu fördern, stellt die Nutzung einer Förderschnecke dar. Diese wäre nicht nur für die Förderung und Austragung des Schüttgutes verantwortlich, sondern würde auch zur Abgrenzung des Abscheideraumes dienen. Eine Entleerungsklappe würde es ermöglichen, das beladene Schüttgut aus dem Schornstein zu entfernen. Abhängig vom eingesetzten Filtermaterial könnte das beladene Schüttgut thermisch verwertet, recycelt oder entsorgt werden. Ein Vorratsbunker für das Schüttgut könnte seitlich am Kaminrohr angebracht werden. [18]

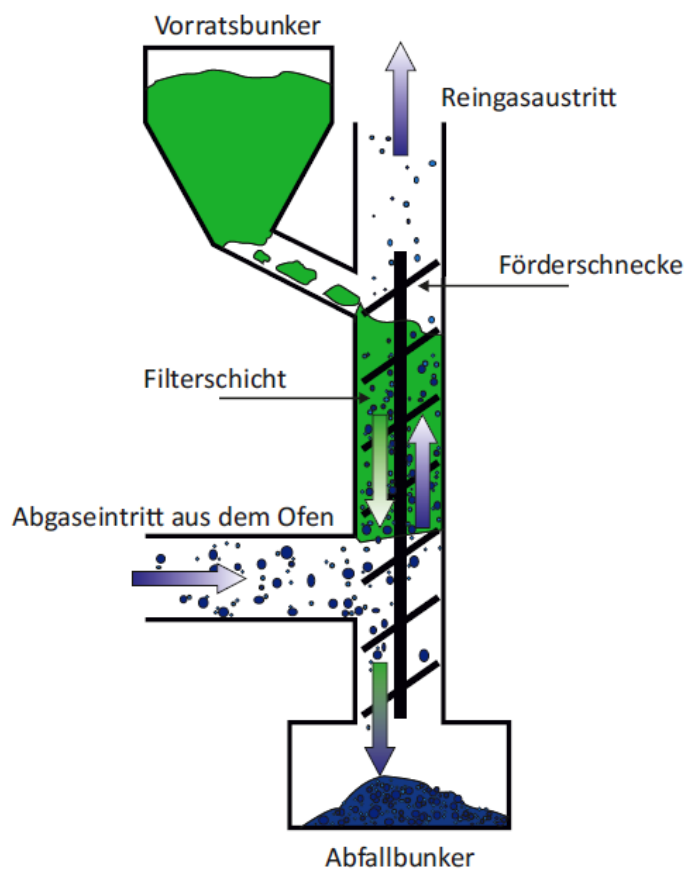


Abbildung 6.1: Prinzipskizze des neuen Filtersystems (nach [18])

Es ist wichtig, dass im Falle einer späteren, detaillierten Auslegung darauf geachtet wird, dass auch ältere Anlagen mit dem Filter nachgerüstet werden können. [18]

Mögliche Vorteile des neuen Filtersystems:

- gleichbleibender Staubabscheidegrad,
- Abscheidegrad über die Schüttungshöhe steuerbar,
- Regenerierbarkeit des Schüttgutes,
- einfacher Einbau in bestehende Feuerungsanlagen,
- niedrige Betriebskosten,
- geringe Investitionskosten und
- katalytisch wirkendes Schüttgut, um Emissionen von gasförmigen Schadstoffen zu mindern.

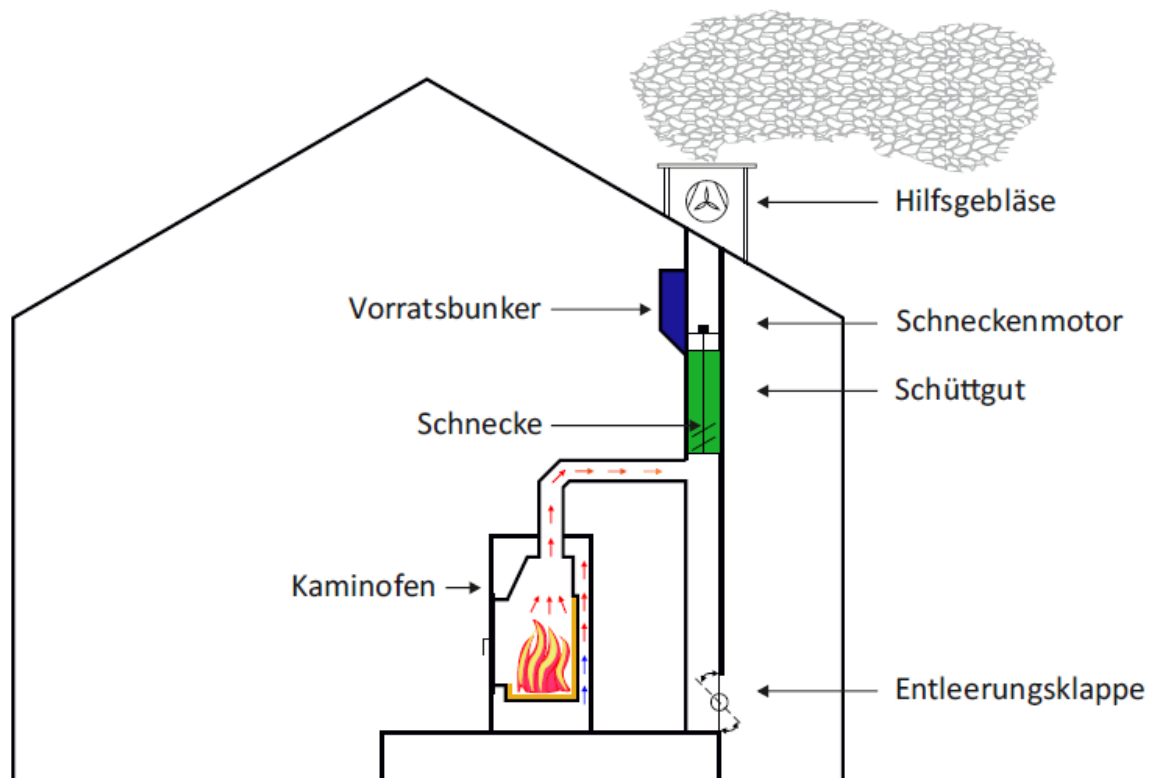


Abbildung 6.2: möglicher Einsatz in einer Kleinfeuerungsanlage (nach [18])

7. Beschreibung des Filtermittelprüfstandes

Die Vornorm **DIN SPEC 33999 – Kleine und mittlere Feuerungsanlagen (gemäß 1. BImSchV) – Prüfverfahren zur Ermittlung der Wirksamkeit von nachgeschalteten Staubminderungseinrichtungen** beschreibt Wege, um die Wirksamkeit von nachgeschalteten Staubminderungseinrichtungen zu messen und zu vergleichen. [25] Beim Aufbau des Filtermittelprüfstandes wurden die Anforderungen an den Prüfaufbau, die Bereitstellung des Prüfabgases, die Durchführung der Prüfung sowie die notwendige Messtechnik zur Ermittlung der Wirksamkeit von nachgeschalteten Staubminderungseinrichtungen, wie sie in der Vornorm DIN SPEC 33999 beschrieben sind, berücksichtigt. [18]

Die Vornorm DIN SPEC 33999 vereinigt mehrere VDI-Richtlinien. Die Abbildung 7.1 zeigt die VDI-Richtlinien, welche für die Vornorm DIN SPEC 33999 und somit für den Aufbau des Filtermittelprüfstandes bedeutsam sind. [18]

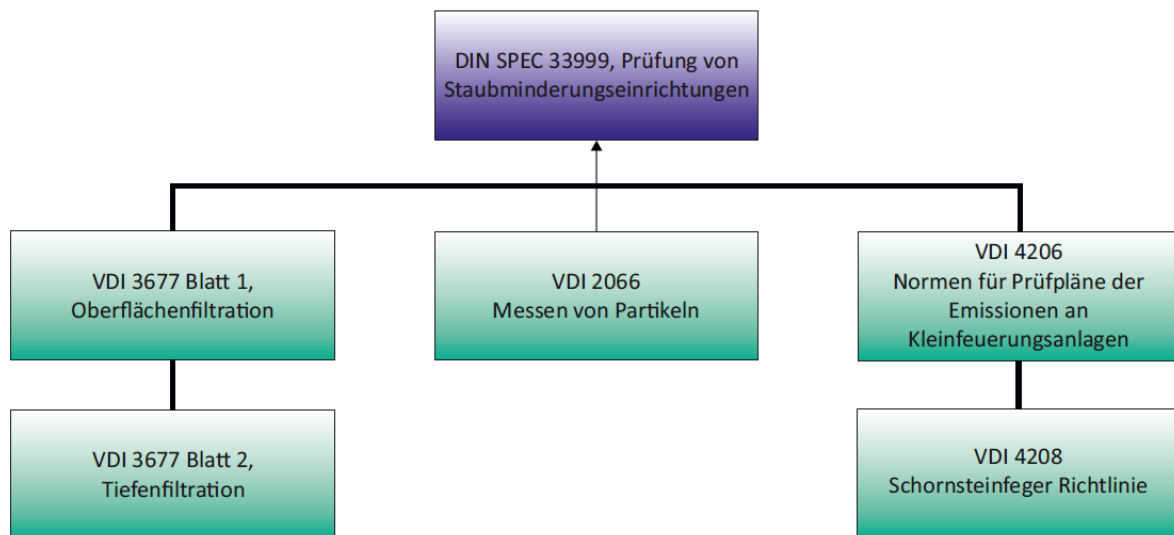


Abbildung 7.1: Zusammenfassung von VDI-Richtlinien zu der Vornorm DIN SPEC 33999 (nach [18])

7.1 Komponenten und Messinstrumente des Filtermittelprüfstandes

Der in dieser Diplomarbeit verwendete Filtermittelprüfstand wurde entwickelt, um ein Schüttgut zu identifizieren, das für das neu konzipierte Filtersystem geeignet ist. Die Abscheideeffizienz und die zeitliche Veränderung des Druckverlustes, der untersuchten Schüttgüter, können unter Laborbedingungen untersucht werden. Das bedeutet es kommt ein Kaltmodell zum Einsatz. Hierbei wird Umgebungsluft bei Raumtemperatur mit Teststäuben versehen. [18]

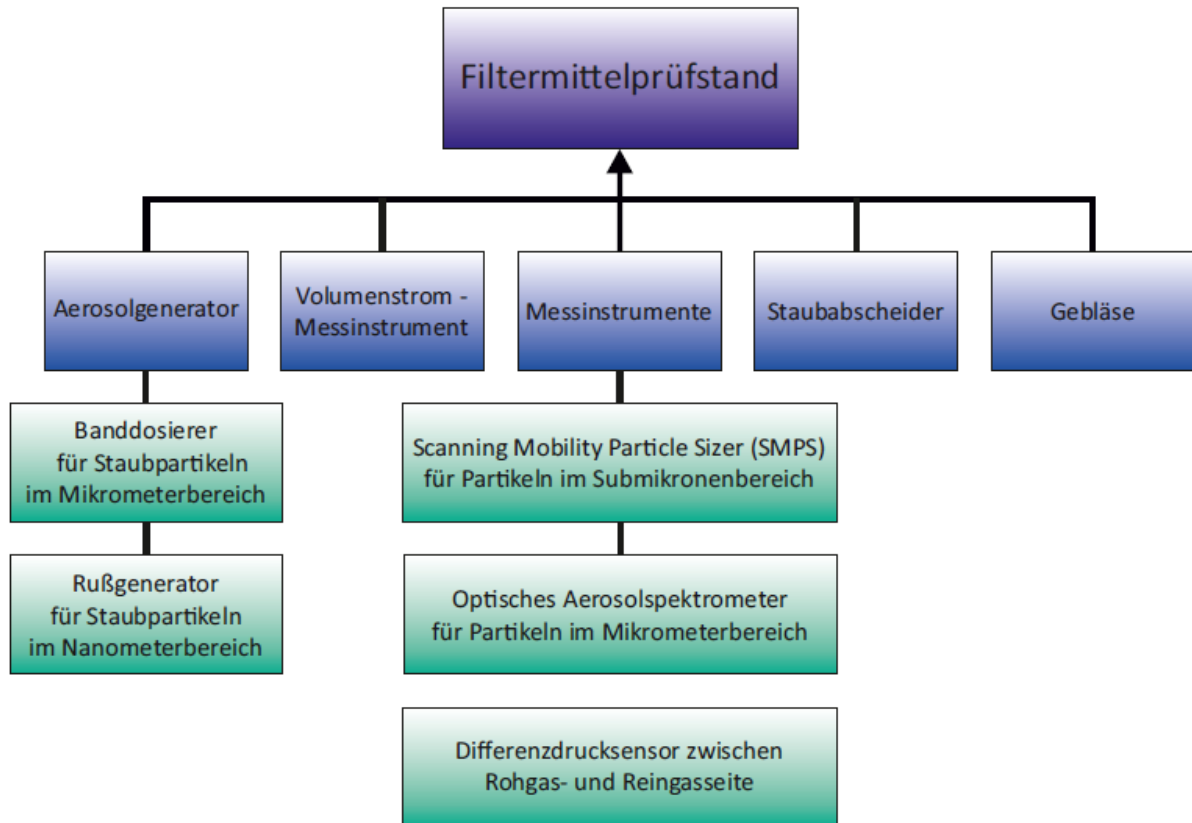


Abbildung 7.2: Überblick über die Messinstrumente und Komponenten des Filtermittelprüfstandes

In Abbildung 7.2 ist ein Überblick über die Messinstrumente und Komponenten des Filtermittelprüfstandes gegeben. Der eigentliche Staubabscheider ist hier der zu untersuchende Schüttfilter. Dieser besteht aus einem der getesteten Schüttgüter, einer Förderschnecke und einem Rückhaltesystem. [18]

7.1.1 Aerosolgeneratoren

Um die Schüttgüter auf ihre Eignung als Filtermittel für den Schüttfilter zu untersuchen, wird ein Testaerosol benötigt. Dieses Testaerosol wird durch Aerosolgeneratoren bereitgestellt. In den Abbildungen 2.5 und 2.6 ist zu erkennen, dass bei der Verbrennung von Holz ein Aerosol mit Partikeln von ca. 10 nm bis 10 µm zu erwarten ist.

Um diese Partikelgrößen zur Verfügung zu stellen, kommen zwei unterschiedliche Typen von Aerosolgeneratoren zum Einsatz. Aerosolgeneratoren generieren Partikelkollektive, die für R&R-Untersuchungen geeignet sind. R&R steht für repeatability und reproducibility, also Wiederholbarkeit und Reproduzierbarkeit der gebildeten Aerosole im Hinblick auf die Partikelkonzentrationen und Größenverteilungen. [26]

Der Filtermittelprüfstand ist mit zwei verschiedenen Aerosolgeneratoren ausgestattet:

- Ein Rußgenerator zur Erzeugung von Stäuben im Submikrometerbereich und
- ein Banddosierer mit Teststaub zur Erzeugung von Stäuben im Mikrometerbereich.

Als **Rußgenerator** kommt das Modell miniCast der Firma Jing Aerosol zum Einsatz (siehe Abbildung 7.3). Der Rußgenerator erzeugt mittels einer Propandiffusionsflamme Rußpartikeln. Durch das Quenchen mit Stickstoff sind diese Rußpartikeln in ihrer Größe definiert. Quenchen bedeutet eine laufende chemische Reaktion, zu einem bestimmten Zeitpunkt schnell abzustoppen. Der Rußgenerator kann Rußpartikeln mit einer zuverlässigen Partikelgrößenverteilung bis ca. 400 nm generieren (siehe Abbildung 7.4) [18]



Abbildung 7.3: Rußgenerator miniCast der Firma Jing Aerosol [27]

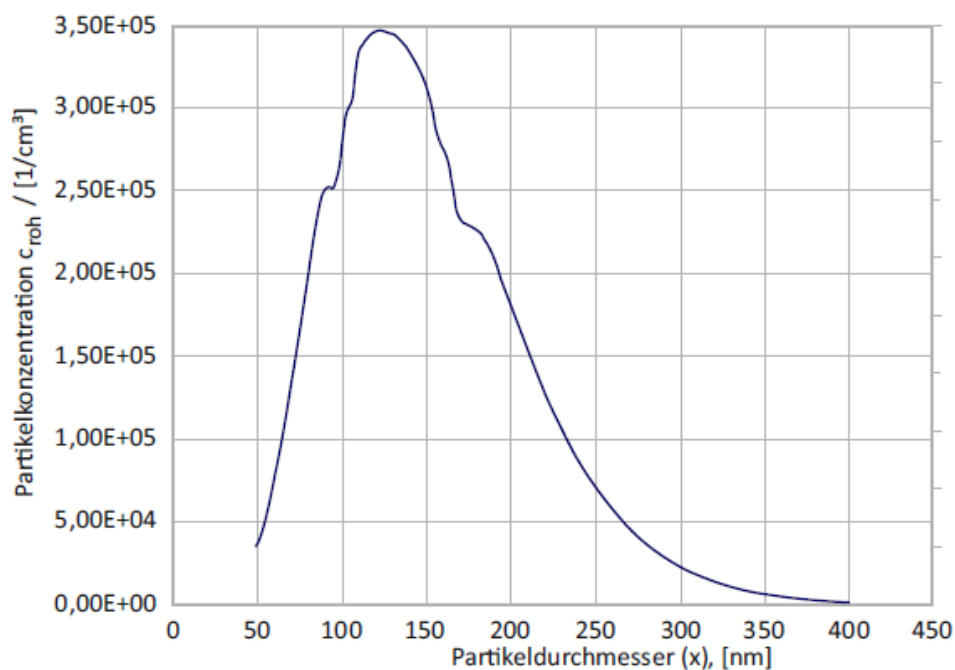


Abbildung 7.4: Partikelkonzentration des eingesetzten Rußgenerators, gemessen mittels SMPS (nach [18])

7. Beschreibung des Filtermittelprüfstandes

Für Untersuchungen zum Abscheideverhalten von Aerosolpartikeln im Mikrometerbereich kommt der Teststaub Pural NF zum Einsatz. Der Teststaub wird mit einem Banddosierer konstant in den Luftvolumenstrom einer Venturidüse abgegeben. Hier kommt der Dosierer Palas BEG 1000 zum Einsatz (siehe Abbildung 7.5).



Produkt Information:

1. Hauptbestandteil : Böhmit
2. Standards: ISO 11057, VDI 3926-1, GB/T 6719, ASTM D6830
3. Staubpartikelgrößenverteilung

Partikelgröße x [μm]	<4	<25	<100
Prozentsatz [%]	50	90	99

Technische Spezifikationen:

- **Chemische Zusammensetzung**
ALOOH x H₂O:
- **Kristalline Struktur**
Böhmit (orthorhombisch)
- **Chemical Data**

Al ₂ O ₃	%	70 min
SiO ₂	%	0,025 max
Fe ₂ O ₃	%	0,020 max
Na ₂ O	%	0,005 max
- **Physikalische Eigenschaften**

Lose Schüttdichte	g/l	350-500
Gepackte Schüttdichte	g/l	600-800
Oberfläche(3h/550°C)	m ² /g	160 min
Porenvolumen	ml/g	0,4 min
- **Partikelgrößenverteilung**

D ₁₀	μm	1,8 max
D ₅₀	μm	3,5-6,5
D ₉₀	μm	30,0 max

Abbildung 7.5: links: Banddosierer PALAS BEG1000 [28] rechts: Produktdetails des Teststaubes Pural NF (nach [29])

Banddosierer

Der Aerosolgenerator besteht aus einem Banddosierer und einem Ejektor. Ein konstanter Massenstrom des Haufwerkes wird von dem mit konstanter Geschwindigkeit laufende Band gefördert. Der Ansaugteil des Ejektors saugt die Partikeln des Haufwerkes vom Band an und führt sie dem Zerstäuberteil des Ejektors zu. Der Zerstäuberteil dispergiert die Partikeln in einem divergierenden Gasstrom hoher Geschwindigkeit (etwa Schallgeschwindigkeit). Die Auftrennung von Agglomeraten ist die Folge hierbei wirkender Scherkräfte. Das so erzeugte, meist hochkonzentrierte, Primäraerosol wird zur weiteren Verwendung in einen geführten Gasstrom (z.B. Strömungskanal) eingebracht und dort verdünnt. [40]

Pural NF ist der Handelsname für ein feinkörniges Aluminiumdioxidhydroxid, auch als Böhmit bezeichnet. Die technischen Daten der Pural NF sind in Abbildung 7.5 auf der rechten Seite dargestellt.

In Abbildung 7.6 ist die Partikelkonzentration c_{roh} des Teststaubes Pural NF im Rohgasvolumenstrom dargestellt. In der Abbildung ist zu erkennen, dass die höchste Konzentration der Partikel einen Durchmesser kleiner als $1 \mu\text{m}$ aufweist.

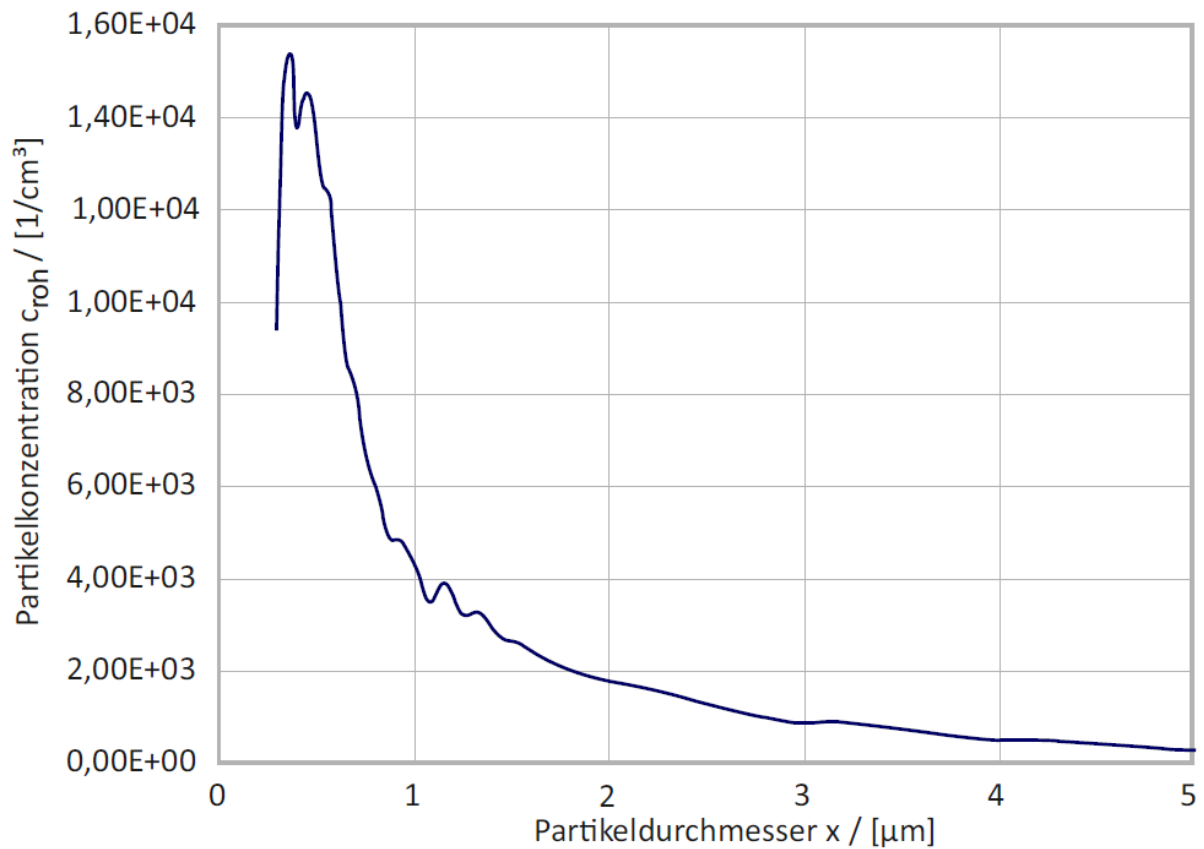


Abbildung 7.6: Partikelkonzentration des Teststaubes Pural NF mittels Banddosierers dispergiert, vermessen mittels OAS Welas (nach [18])

7.1.2 Messinstrumente

Als Scanning Mobility Particle Sizer kommt zur Vermessung der Staubpartikeln im Submikrometerbereich, das Modell SMPS 3080 der Firma TSI zum Einsatz (siehe Abbildung 7.7). Die Funktionsweise des SMPS wird in Kapitel 4.3.1 beschrieben.



Abbildung 7.7: SMPS 3080 der Firma TSI [30]

Zur Messung des Pural NF Teststaubes kommt ein optisches Aerosolspektrometer (OAS) zum Einsatz. In dieser Arbeit wird das Welas digital 2000 der Firma Palas eingesetzt (siehe Abbildung 7.8) Die Funktionsweise des eingesetzten Aerosolspektrometers wird in Kapitel 4.3.2 beschrieben.



Abbildung 7.8: Welas digital 2000 der Firma Palas [31]

7.2 Der Filtermittelprüfstand

7.2.1 Aufbau

Die Abbildung 7.9 zeigt das Fließschema des Filtermittelprüfstandes inklusive der vollständigen Messeinrichtung. Bei der Betrachtung der Abbildung, ist auf der linken Seite zu erkennen, dass dort das Aerosol eingebracht wird. Abhängig von der vorgenommenen Messung handelt es sich bei dem Aerosolgenerator entweder um einen Rußgenerator für submikrone Staubpartikeln oder einen Banddosierer, der mit Pural NF Teststaub beladen ist, für Staubpartikeln im Mikrometerbereich. Das Saugzuggebläse am Ende des Prüfstandes ermöglicht es, dass das Aerosol mit einem einstellbaren Volumenstrom durch die Anlage strömt. [18]

Am Schüttgutfilter wird dann ein Teil der Partikeln des Aerosols abgeschieden. Die Partikelmesseinrichtungen sind nach dem Schüttgutfilter angeordnet. Zur Bestimmung des Fraktionsabscheidegrades ist somit eine Messung des Aerosols ohne Schüttgut in der Filtereinheit notwendig. Es stehen sowohl ein Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS) als auch ein optisches Aerosolspektrometer (OAS) für die Messungen am Filtermittelprüfstand zur Verfügung. Um den Volumenstrom durch das Gebläse zu steuern, wird ein Heißdraht-Anemometer verwendet. Der Druckverlust über den Schüttgutfilter wird mit Hilfe eines Differenzdrucksensors bestimmt. Die in Echtzeit aufgenommenen Messdaten der Druckdifferenz, der Partikelkonzentration und des Volumenstromes werden auf Computern gespeichert. [18]

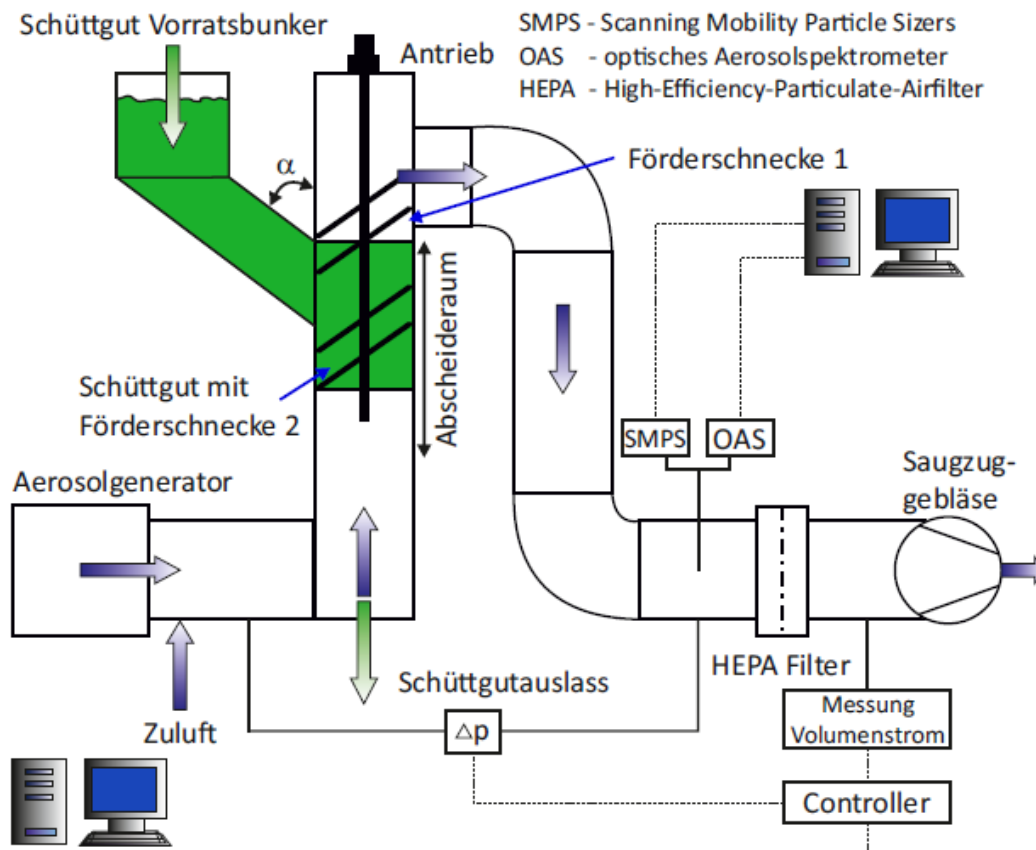


Abbildung 7.9: Fließschema des Filtermittelprüfstandes (nach [18])

In Abbildung 7.10 ist ein Foto der Filtereinheit zu sehen. Das Rohrsystem führt den Aerosolstrom von der Rohgasseite über den Filterraum zur Reingasseite. In der Abbildung ist eine Rückhalteplatte vermerkt. Dabei handelt es sich um eine kreisförmige Lochplatte die zentriert in Abscheideraum, bündig mit der Förderschnecke, auf der Antriebswelle angebracht ist. Die Lochplatte unterstützt in den Versuchen zur Charakterisierung der Schüttgüter den Aufbau der Schüttschicht. [18]

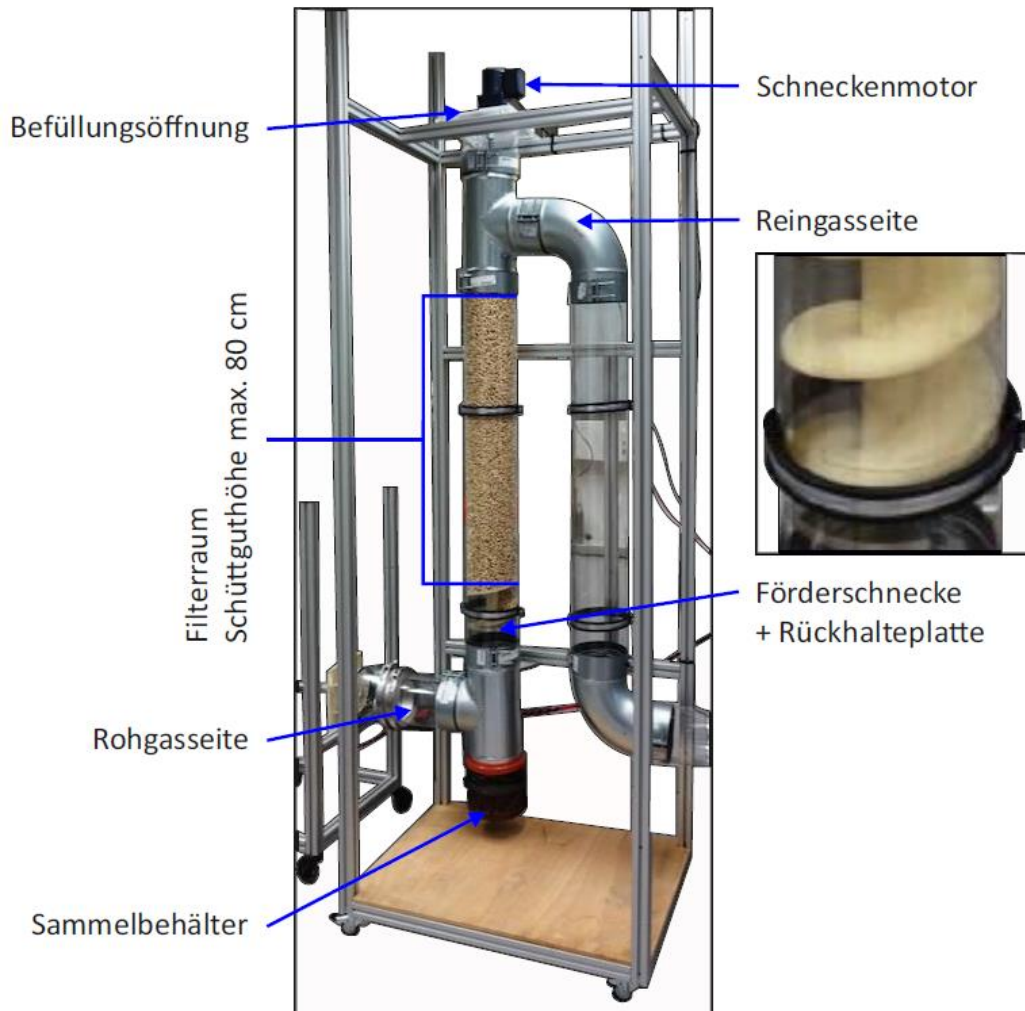


Abbildung 7.10: Filtereinheit des Filtermittelprüfstandes (nach [18])

Die Förderschnecke besteht aus Polyethylen-Elementen. Die Gewindestange mit den aufgespannten Schneckenwendeln wird durch den Schneckenmotor über eine Kupplung in Bewegung versetzt. Die Drehung der Gewindestange und somit der Schneckenteile fördert das Schüttgut von oben nach unten aus den Abscheideraum heraus. [18] In den Experimenten zur Charakterisierung der Schüttgüter wird der Antriebsmotor der Welle zunächst nur zum Austragen des beladenen Schüttgutes verwendet. In den Versuchen zum Einstellen eines kontinuierlichen Betriebes dient der Motor sowohl dazu, mit Staub beladenes Schüttgut in den Sammelbehälter zu fördern, als auch dazu unbeladenes Schüttgut in die Filterschicht zu fördern.

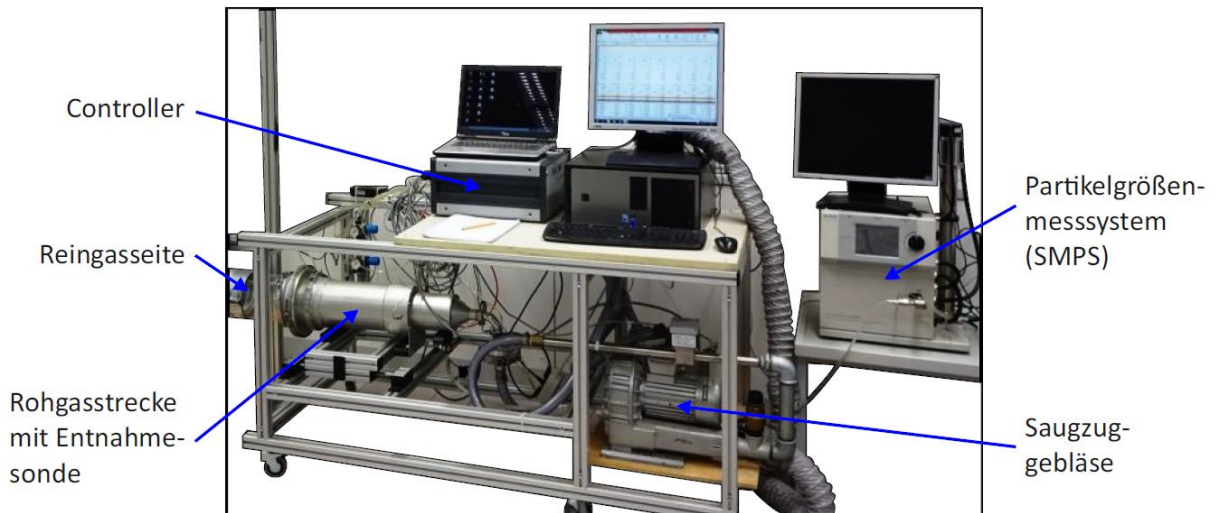
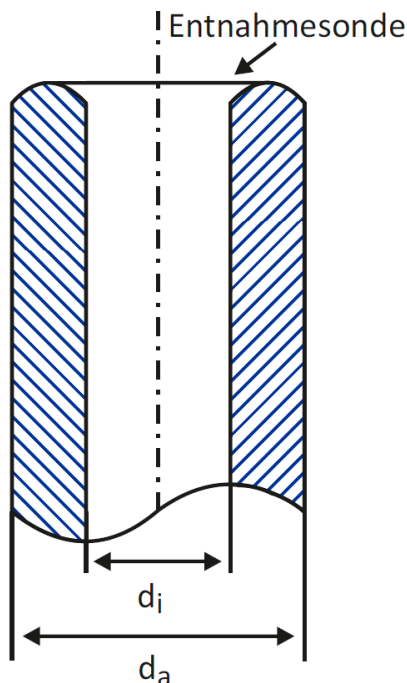


Abbildung 7.11: Messeinheit des Filtermittelprüfstandes (nach [18])

Über die Befüllungsöffnung im oberen Teil des Filtermittelprüfstandes gelangt das Schüttgut in den Filterraum. Die maximale Schüttungshöhe des Filterraumes beträgt 80 cm. Die Abbildung 7.11 zeigt die Messeinheit und das Saugzugebläse des Filtermittelprüfstandes. Zur Bestimmung der Partikelkonzentration wird ein Teil des Gasstroms isokinetisch aus der Rohgasstrecke durch eine Entnahmesonde abgeführt.

In der isokinetischen Teilstromentnahme entspricht die Geschwindigkeit im Inneren der Entnahmesonde der Geschwindigkeit in der ungestörten Hauptgasströmung. Die Berechnung der Fluidgeschwindigkeit erfolgt mit Hilfe des sogenannten wirksamen Sondendurchmessers. [22]



$$d_w = \frac{d_i + d_a}{2} \quad (\text{Gl. 7.1})$$

Formelzeichen	Bezeichnung
d_w	wirksamer Sondendurchmesser
d_i	innerer Sondendurchmesser
d_a	äußerer Sondendurchmesser

$$v_s = \frac{4 \cdot \dot{V}}{d_w^2 \cdot \pi} \quad (\text{Gl. 7.2})$$

Formelzeichen	Bezeichnung
v_s	Fluidgeschwindigkeit in der Sonde
\dot{V}	abgesaugter Teigasstrom
d_w	wirksamer Sondendurchmesser

Abbildung 7.12: Schematische Darstellung einer Entnahmesonde

Die isokinetische Probenahme soll sicherstellen, dass die Partikelgrößenverteilung und die Konzentration im extrahierten Teilstrom den entsprechenden Kennwerten der Hauptströmung entspricht.



Abbildung 7.13: Gesamtaufbau des Filtermittelprüfstandes (nach [18])

Abbildung 7.13 zeigt den Gesamtaufbau des Filtermittelprüfstandes. In der Abbildung ist ganz links der, als Aerosolgenerator eingesetzte, Banddosierer zuerkennen. Bei der Betrachtung der Filtereinheit fällt auf, dass der gesamte Abscheideraum mit Schneckenwendeln gefüllt ist. Diese Konfiguration der Filtereinheit wurde verworfen, da sich die Schüttgüter (vor allem stabförmige Holzpellets und die Mischung aus Viskosefaserflocken und Holzspänen) nur sehr schlecht durch die lange Förderschnecke transportieren lassen. Stattdessen wurden alle Schneckenwendel bis auf die untersten zwei entfernt, damit sich auf ihnen die Schüttschicht ungehindert bilden kann.

7.2.2 Betriebsweise

Über die Befüllungsöffnung am oberen Ende der Filtereinheit wird das Schüttgut eingefüllt. Dabei wurde die Schüttschichthöhe, zwischen den Messungen in 10 cm Schritten bis zur Maximalhöhe von 80 cm erhöht. Durch Starten des Schneckenmotors kann die Filtereinheit entleert werden, wobei es zu empfehlen ist, die Rückhalteplatte zuvor zu entfernen. Das beladene Schüttgut gelangt dann in den Sammelbehälter.

Um sicherzustellen, dass man die optimale Staubscheidung, mit dem geringsten Druckverlust und den geringsten Kosten erhält ist es sinnvoll auch die Betriebsweise zu betrachten. Es wird von Gegenstromführung gesprochen, wenn die Schüttgutförderrichtung entgegengesetzt zur Strömungsrichtung des Aerosols ist. Wird die Filtereinheit um 180° gedreht, können auch Versuche im Gleichstrom gefahren werden, da nun das Schüttgut in die gleiche Richtung gefördert wird, in die das Aerosol strömt (siehe Abbildung 7.14).

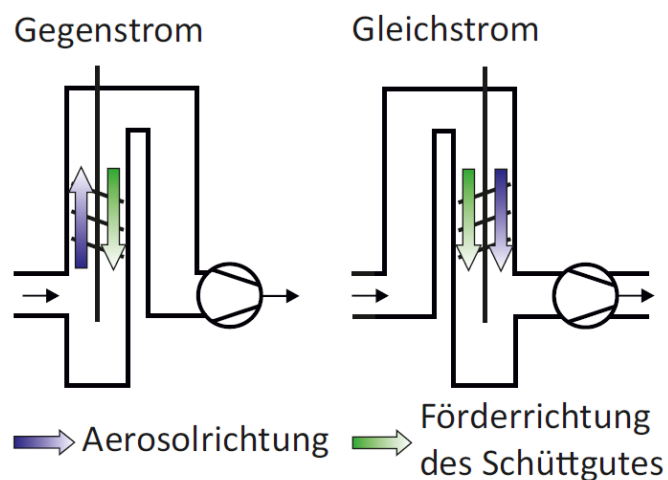


Abbildung 7.14: Versuchsanordnungen für den Betrieb im Gleichstrom und im Gegenstrom

Die Filtereinheit der Anlage besteht aus dem zylindrischen Abscheideraum, der Welle auf der die Förderschnecke zentrisch im Abscheideraum montiert ist, dem Antriebsmotor der Welle, dem Sammelbehälter für das erschöpfend beladene Schüttgut und einem Rohrsystem zur Umlenkung des Gasmassenstromes. Die Aerosolgeneratoren auf der Rohgasseite und die Messeinrichtungen auf der Reingasseite befinden sich auf der gleichen Raumhöhe, deshalb wird der Gasmassenstrom nach dem Abscheideraum umgelenkt und den Messeinrichtungen zugeführt. Um sowohl Gleichstrom- als auch Gegenstromversuche durchführen zu können, ist es möglich, die Filtereinheit, von dem Rest des Prüfstandes zu entkoppeln und zu drehen. (siehe Abbildung 7.14)

Um die Abscheidefunktion und den Druckverlust über die Schüttgutschicht im Gegenstrom und Gleichstrom zu vergleichen, wird – wie bei den Untersuchungen im Gegenstrom – die Schüttungshöhe schrittweise zwischen den Messungen verändert. Eine genaue Beschreibung des Versuchsablaufes befindet sich in Kapitel 8.1.

7.3 Untersuchte Größen

Um Aussagen über das Abscheideverhalten der untersuchten Schüttgüter machen zu können, wird aus den aufgenommenen Messdaten Folgendes bestimmt:

- Der Zusammenhang zwischen der Schüttungshöhe des Filtermaterials und dem Differenzdruckverlust (Δp) über die Filtereinheit.
- Der Fraktionsabscheidegrad:

$$T(x) = \frac{\dot{m}_{ab}(x)}{\dot{m}_{roh}(x)} = \frac{\dot{m}_{roh}(x) - \dot{m}_{rein}(x)}{\dot{m}_{roh}(x)} = \frac{c_{roh}(x) \cdot \dot{V}_{roh} - c_{rein}(x) \cdot \dot{V}_{rein}}{c_{roh}(x) \cdot \dot{V}_{roh}}$$

$$\xrightarrow{\dot{V}_{roh} = \dot{V}_{rein}} \frac{c_{roh}(x) - c_{rein}(x)}{c_{roh}(x)} = 1 - \frac{c_{rein}(x)}{c_{roh}(x)} \quad (\text{Gl.7.3})$$

$T(x)$	Fraktionsabscheidegrad [-]
$\dot{m}_{ab}(x)$	abgeschiedener Massenstrom
$\dot{m}_{roh}(x)$	Rohgasmassenstrom
$\dot{m}_{rein}(x)$	Reingasmassenstrom
\dot{V}_{roh}	Rohgasvolumenstrom
\dot{V}_{rein}	Reingasvolumenstrom
$c_{rein}(x)$	Massen- bzw. Anzahlkonzentration der Partikeln mit der Partikelgröße x im Reingas [mg/m^3] bzw. [m^{-3}]
$c_{roh}(x)$	Massen- bzw. Anzahlkonzentration der Partikeln mit der Partikelgröße x im Rohgas [mg/m^3] bzw. [m^{-3}]

Um Aussagen über die Eignung des untersuchten Schüttgutes als Filtermaterial zu tätigen, wird die Rohgaskonzentration der Partikeln mit der Reingaskonzentration verglichen. Die Rohgaskonzentration wird ohne Schüttgut in der Filtereinheit gemessen. Die Auswertung der aufgenommenen Daten ergibt so den Verlauf des Fraktionsabscheidegrades über den Staubpartikeldurchmessern. Stellt man Gleichung 7.3 um, so kann der Penetrationsgrad $P_{(x)}$ durch den Filter berechnet werden:

$$P(x) = 1 - T(x) \quad (\text{Gl.7.4})$$

$P_{(x)}$	Penetrationsgrad [-]
-----------	----------------------

- Der Quality Factor:

$$Q(x) = -\frac{\ln(1-T(x))}{\Delta p} = -\frac{\ln(P_{(x)})}{\Delta p} \quad (\text{Gl.7.5})$$

$Q(x)$	Quality Factor [$\text{m s}^2 \text{kg}^{-1}$] bzw. [Pa^{-1}]
--------	--

Δp	Druckverlust zwischen Rohgas- und Reingasseite [$\text{kg s}^{-2} \text{m}^{-1}$] bzw. [Pa]
------------	--

Der Quality Factor ermöglicht es, unterschiedliche Filter und Filtersysteme miteinander zu vergleichen. Durch den Quality Factor wird der negative natürlich logarithmierte Penetrationsgrad mit dem Druckverlust in Beziehung gesetzt. Je höher der Quality Factor, desto effizienter ist das Zusammenspiel der Einflussgrößen. Ein hoher Quality Factor wird erreicht, wenn der Fraktionsabscheidegrad hoch und der Druckverlust entsprechend klein ist.

7.4 Schüttgutmaterialien

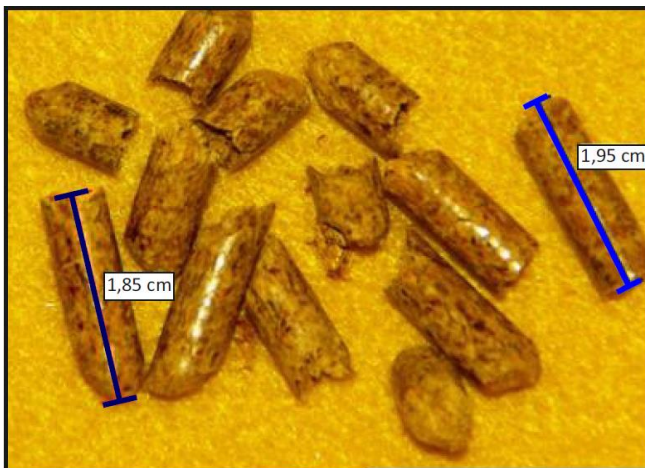
Schüttschichtfilter, wie im Kapitel 4.4.3 ausgeführt, gehören schon seit langem zum Stand der Technik. In der Literatur findet man unter anderem als mögliche Schüttgüter neben Kies und Sand auch Hackschnitzel, Kohle, Chinagrass, Stroh, Holzschnitzel aller Art, Holzpellets, Klärschlammgranulat und Plastik. [18]

Die Anforderungen an das Schüttgut, die in dieser Arbeit und den vorhergehenden Untersuchungen an das Schüttgut gestellt wurden, können wie folgt zusammengefasst werden:

- Umweltfreundlichkeit und Nachhaltigkeit,
- kostengünstige Beschaffung und Entsorgung,
- Regenerierbarkeit oder mögliche Nutzung als Brennstoff des beladenen Schüttgutes,
- niedrige Druckverluste über die Schichtung,
- Temperaturbeständigkeit,
- die Gasströmung soll, das Schüttgut nicht aus dem Abscheideraum austragen,
- das Schüttgut darf keine korrosive Wirkung auf Anlagenkomponenten haben, mit denen es in Berührung kommt,
- hohe Beladbarkeit mit Feinstaub,
- keine Toxizität.

Basierend auf diesen Anforderungen wurden folgende Materialien für die Untersuchungen ausgewählt:

Stabförmige Holzpellets:



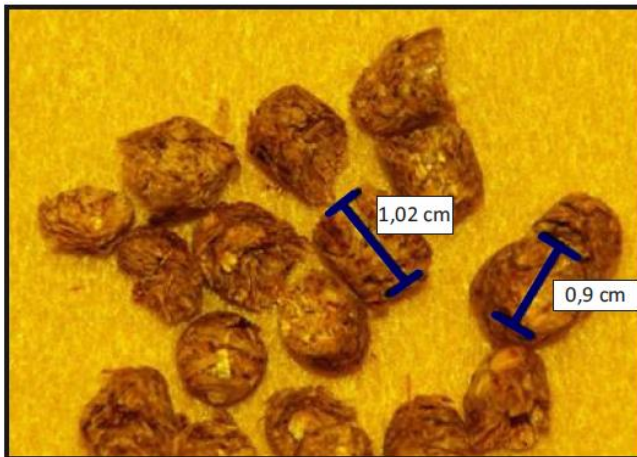
Holzpellets haben den Vorteil, dass sie ein natürlicher Rohstoff sind. Holzpellets werden nicht nachbehandelt. Sie haben geringe Anschaffungskosten und sind gut förderbar. Nach dem Einsatz im Schüttschichtfilter können die Holzpellets thermisch verwertet werden.

Durchmesser: 6 mm

Länge: ca. 20 mm (Bruchstücke)

Abbildung 7.15: stabförmige Holzpellets (nach [18])

Halbkugelförmige Holzpellets:



Halbkugelförmige Holzpellets sind den stabförmigen Holzpellets sehr ähnlich und haben die gleichen Vorteile. Aufgrund des verwendeten Materials zerbröseln sie jedoch schon bei geringer mechanischer Beanspruchung. Dadurch entsteht eine eher faserähnliche Struktur.

Abbildung 7.16: halbkugelförmige Holzpellets (nach [18])

Tongranulat:



Hierbei handelt es sich um Pflanzton gebrannt aus natürlichem Ton. Es wird auch von Blähton in Gärtnerqualität gesprochen. Das Tongranulat ist ein in Baumärkten übliches Granulat mit einem günstigen Preis. Tongranulate gelten als leicht förderbare Schüttgüter. Die Granulat-Kugeln besitzen einen Durchmesser von 5-8 mm.

Abbildung 7.17: Tongranulat [33]

Viskosefaserflocken-Holzspänemischung:



Die Viskosefaserflocken haben eine hohe spezifische Oberfläche. Aus diesem Grund liefern sie einen hohen Abscheidegrad. Der Abscheidegrad bleibt bis in den submikronen Bereich erhalten. Es werden Viskosefasern verwendet, die einen Durchmesser von ca. 20µm und eine Länge von ca. 5mm besitzen. Um die Rieselfähigkeit der Fasern zu verbessern und sicher zu stellen, dass der Gasstrom nicht in der Lage ist sie auszutragen, werden den Viskosefaserflocken Holzspäne in

Abbildung 7.18: Viskosefaserflocken-Holzspänemischung [18]

einem Volumenverhältnis von 1 zu 1 beigemischt. Die Holzspäne werden aufgrund ihrer geringen spezifischen Oberfläche wenig Einfluss auf die Abscheidung haben. [18]

8. Charakterisierung des Staubabscheidungsverhaltens von Schüttgütern im Gleichstrom

In diesem Kapitel werden die Versuchsergebnisse der Schüttgutmaterialien hinsichtlich ihres Druckverlustverhaltens, ihres Staubabscheidegrades und ihres Quality Factors präsentiert und mit den Ergebnissen der Versuche im Gegenstrom verglichen. Dafür werden der Filtermittelprüfstand, sowie die Messinstrumente verwendet, die in Kapitel 7 vorgestellt wurden.

8.1 Vorgangsweise bei den Versuchen

In der ersten Versuchsreihe dieser Arbeit wird das Staubabscheideverhalten granularer Schüttungen mit einem Banddosierer bei Verwendung von Staupartikeln in einem Größenbereich von 0,4 µm bis 17 µm betrachtet. Hier wird Pural NF Teststaub verwendet und mit dem optischen Aerosolspektrometer (streulichtäquivalenter Durchmesser), dem Welas digital 2000 von der Firma Palas, vermessen. Die Versuchsergebnisse werden im Folgenden direkt den Ergebnissen im Gegenstrom gegenübergestellt.

Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse sicher zu stellen wird auch in dieser Arbeit ein Aerosolvolumenstrom von $333 \frac{L}{min}$ eingestellt. Im Zuge der Untersuchungen im Gegenstrombetrieb wurde eine Verbrennungsrechnung durchgeführt, um einen Anhaltspunkt für die Volumenströme in einer Kleinfeuerungsanlage zu erhalten.

Als Ausgangspunkt wurden die Maximalleistung einer Kleinfeuerungsanlage von 15 kW und der gemittelte Heizwert aus Tabelle 8.1 verwendet. Mittels des Heizwertes und der Maximalleistung wurde der stündliche Brennstoffverbrauch ermittelt. Es wurde ein Abgasstrom von ca. 425 L/min bei einer Abgastemperatur von 140°C berechnet.

Wegen der Beschränkung der vorhandenen Gebläseleistung, welche bei hohen Druckverlusten auftreten, werden die Versuche bei einem niedrigeren Volumenstrom von 333 l/min gefahren. Dies entspricht etwa 80% des maximalen Abgasstromes beziehungsweise 80% der Nennleistung. Da bei Kleinfeueranlagen selten maximale Leistung gefahren wird ist die Einschränkung des Volumenstroms realistisch für den alltäglichen Betrieb.

Tabelle 8.1: Heizwert von verschiedenen Hölzern und ihr Verbrauch bei einer Leistung von 15 kW (nach [18])

Holzart lufttrocken	Heizwert [MJ/kg]	Heizwert feucht [MJ/kg]	Verbrauch [kg/h]
Holzpellets	16,5	16,012	3,37
Eiche	15,0	14,512	3,72
Birke	15,0	14,512	3,72
Lärche	15,5	15,012	3,59
Kiefer	15,5	15,012	3,59
Fichte	15,5	15,012	3,59
Mittelwert	15,5	15,012	≈ 3,6

Zu Beginn der Versuche wird am Saugzuggebläse der Volumenstrom von 333 l/min eingestellt und mit dem Bandedosierer der Aerosolstrom erzeugt. Nach etwa einer Minute hat sich die Aerosolströmung in dem Filtermittelprüfstand stabil ausgebildet. Nun können die Rohgasmessungen vorgenommen werden. Es werden mindestens drei Messungen mit einer Messdauer von 60 Sekunden mit dem OAS aufgenommen. Im nächsten Schritt wird über die Befüllungsöffnung das Schüttgut, bis zu einer Schütthöhe von 10 cm, in den Abscheideraum eingefüllt. Nun wird der Druckverlust über die Schüttung aufgezeichnet und wieder mindestens drei Messungen mit einer Messdauer von 60 Sekunden mit dem OAS aufgenommen. Die Schütthöhe wird nun in 10 cm Schritten erhöht. Dabei werden der Druckverlust über die Schüttung und die Partikelanzahlverteilung im Reingasstrom für jede Schütthöhe gemessen. Der Versuch endet wenn die maximale Schütthöhe von 80 cm erreicht ist. Aus den aufgenommenen Messwerten werden die Fraktionsabscheidegrade $T(x)$ und der Quality Factor $Q(x)$ bestimmt. Zur Bestimmung dieser Filtrationskenngrößen werden die Formeln (Gl. 7.3) und (Gl. 7.5) verwendet.

Der schematische Plan für die Durchführung der Versuche befindet sich in Abbildung 8.1.

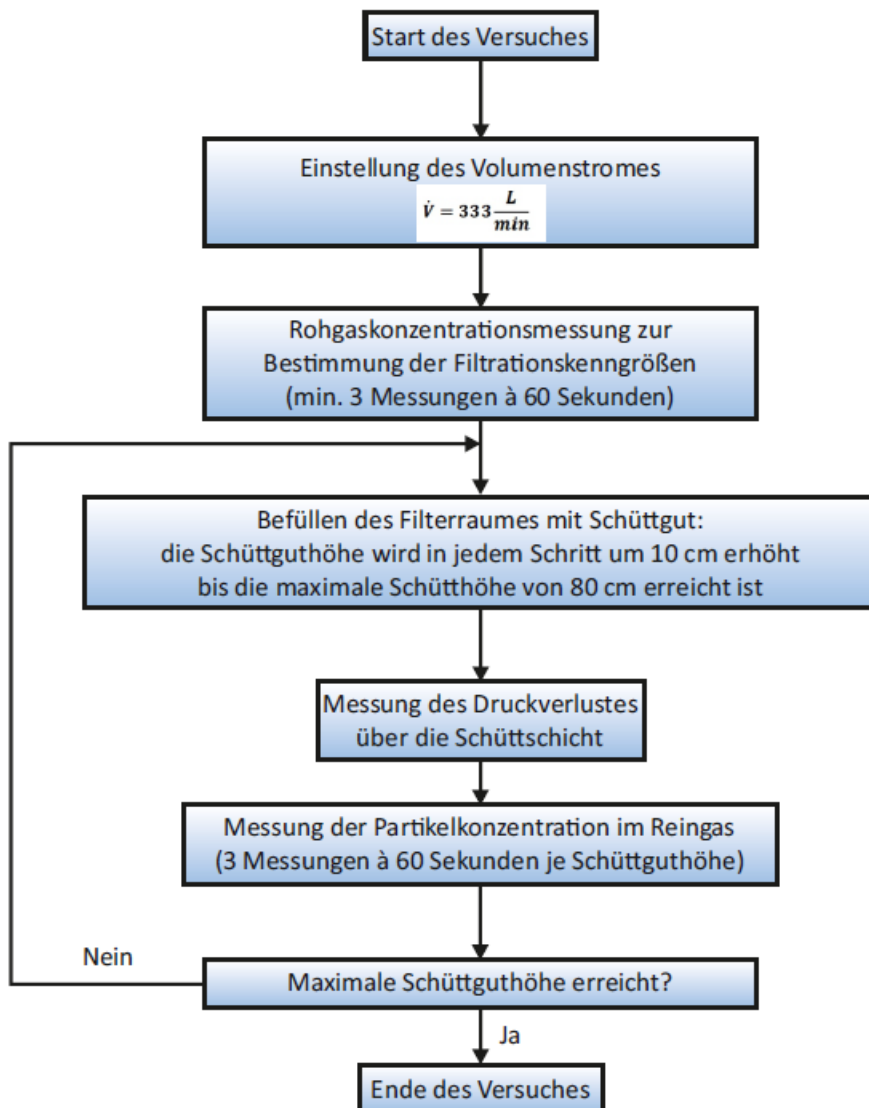


Abbildung 8.1: Versuchsablaufplan

8.3 Ergebnisse mit stabförmigen Holzpellets

In Abbildung 8.2 ist der Druckverlust für stabförmige Holzpellets über die Schüttungshöhe von 80 cm zu sehen. Es ist gut zu erkennen, dass der Druckverlust mit zunehmender Schüttungshöhe nahezu linear anwächst.

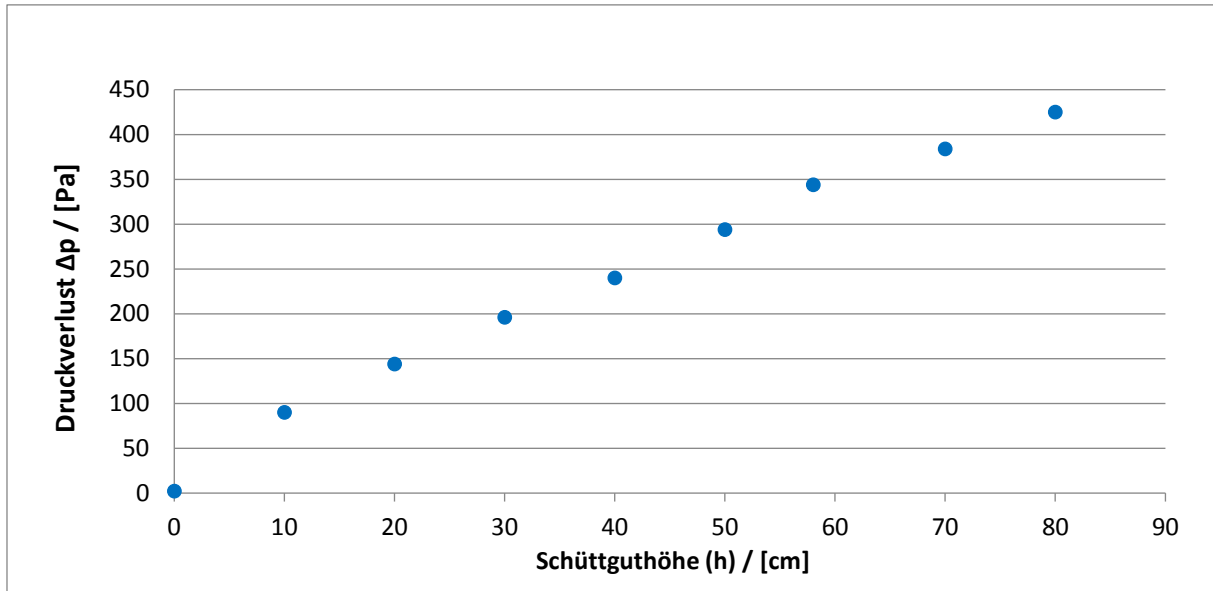


Abbildung 8.2: Druckverlust über die Schüttguthöhe von stabförmigen Holzpellets

Stabförmige Holzpellets weisen gute Schüttguteigenschaften auf, sie besitzen eine gute Formstabilität und ein gutes Rieserverhalten, wodurch die Holzpellets gut zu fördern sind.

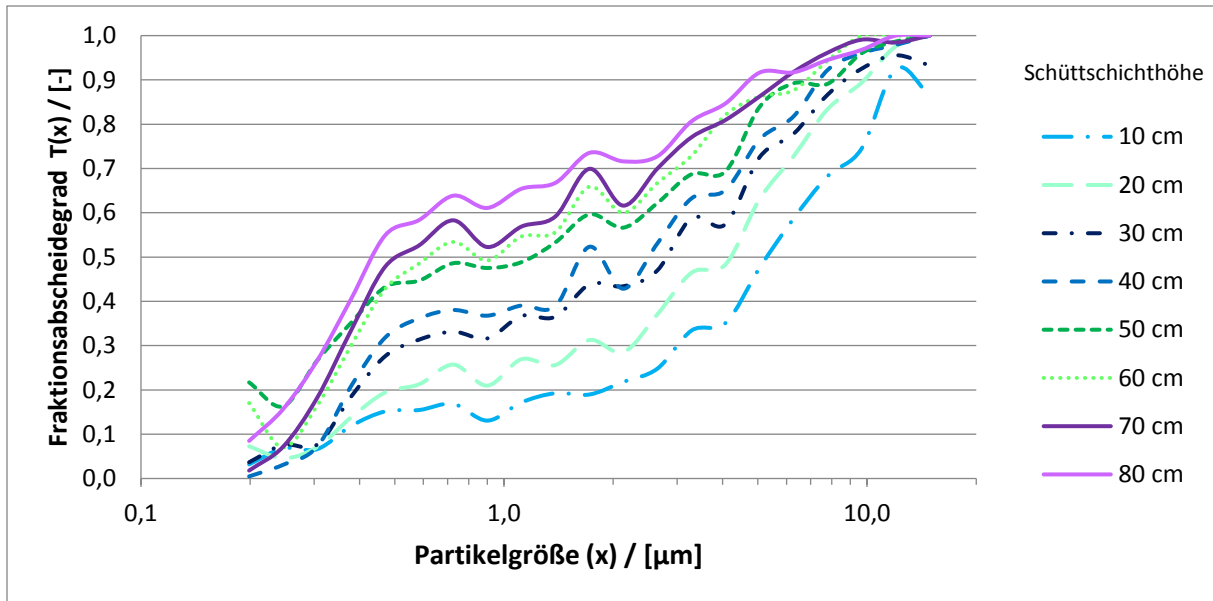


Abbildung 8.3: Fraktionsabscheidegrade von stabförmigen Holzpellets bei unterschiedlichen Schüttguthöhen, Messung mittels optischen Aerosolspektrometers

In Abbildung 8.3 sind die Fraktionsabscheidegrade bei unterschiedlichen Schüttungshöhen dargestellt. Betrachtet man die Fraktionsabscheidegrade, so kann man erkennen, dass gerade im Bereich von 0,5 bis 7 μm der Partikelgrößen, der Abscheidegrad mit der Schüttguthöhe steigt.

In den Partikelgrößenbereichen von 0,2 bis 0,5 μm und 7 bis 10 μm ist dieser Zusammenhang weit weniger ausgeprägt. Im Bereich 7 bis 10 μm werden schon bei einer Schütthöhe von 10 cm Fraktionsabscheidegrade von über 0,6 erzielt. Bei einer Schütthöhe von 80 cm werden hier Abscheidegrade über 0,9 erreicht.

Bei Partikeln unterhalb von 0,5 μm sind die Abscheidegrade gering. Grund für die geringen Abscheidegrade ist die geringe spezifische Oberfläche der stabförmigen Holzpellets und die unterschiedlichen Abscheidemechanismen, die in diesem Bereich zum Tragen kommen. Für kleine Partikeln $< 0,1 \mu\text{m}$ ist, der wichtigste Abscheidemechanismus die Diffusion und für Partikeln $> 0,4 \mu\text{m}$ hingegen sind Sperr- und Trägheitseffekten relevanter. Partikeln die größer als 0,1 μm und kleiner als 0,4 μm sind werden somit schlechter abgeschieden.

Die Welligkeit der Kurven im Bereich $> 1 \mu\text{m}$, ist durch die statistische Abhängigkeit, der detektierten Partikelanzahl bedingt. Mit größer werdenden Partikeln nimmt die absolute Anzahl an gemessenen Staubpartikeln ab. Grund dafür ist zum einen die geringere Anzahl an großen Staubpartikeln im Rohgas und zum anderen die höhere Abscheidung der größeren Staubpartikeln. Somit kann es, unterstützt durch die begrenzte Messdauer, zu statistischen Ausreißern kommen, welche die Wellen in den Graphen verursachen.

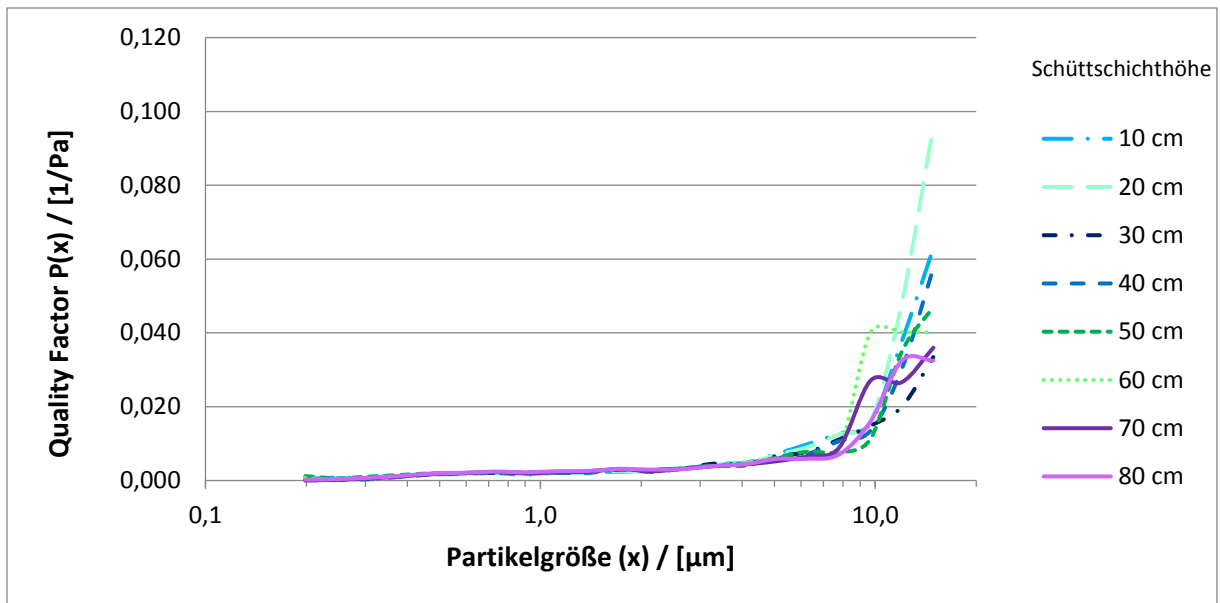


Abbildung 8.4: Quality Factor von stabförmigen Holzpellets bei unterschiedlichen Schüttguthöhen, Messung mittels optischen Aerosolspektrometers

In Abbildung 8.4 ist der Quality Factor für die verschiedenen Schüttguthöhen zu sehen. Bei der Betrachtung der Abbildung 8.4 ist erkennbar, dass für einen Großteil der Partikelgrößen die Schüttguthöhe keinen Einfluss auf den Quality Factor besitzt. Das bedeutet, dass der Gewinn für den Abscheidegrad, durch den Verlust für den Druckverlust, nahezu aufgewogen wird. Erst im Bereich der größten, erfassten Partikelgrößen trennen sich die Linien, doch es zeichnet sich kein klarer Trend ab.

8.4 Ergebnisse mit halbkugelförmigen Holzpellets

Beim Befüllen und Entleeren der Versuchsanlage sind die halbkugelförmigen Pellets durch ihre geringe mechanische Stabilität zum Teil auseinandergefallen oder zerfasert. Deshalb kam es zu einer starken Staubentwicklung. Die Förderbarkeit der Pellets ist somit als ungünstig zu betrachten.

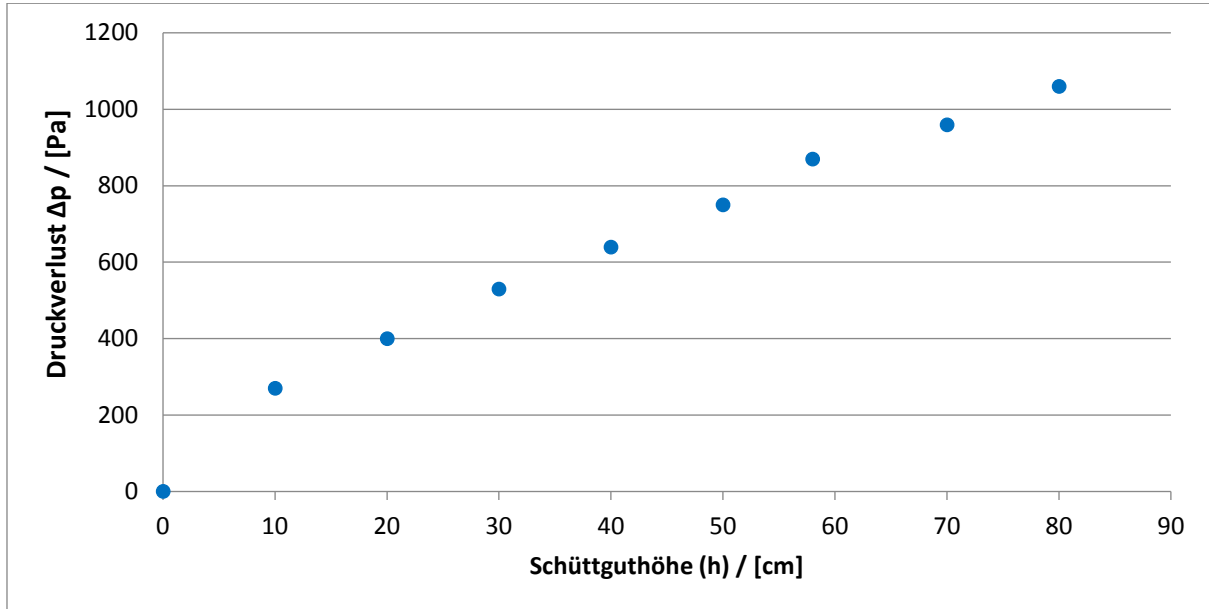


Abbildung 8.5: Druckverlust über die Schüttguthöhe bei halbkugelförmigen Holzpellets

Auch der Druckverlust für halbkugelförmige Holzpellets zeigt einen nahezu linearen Anstieg über die Schüttguthöhe, wie in Abbildung 8.5 zu sehen ist.

In Abbildung 8.6 sind die Fraktionsabscheidegrade bei unterschiedlichen Schüttguthöhen dargestellt. Dort ist zu erkennen, dass mit der Erhöhung der Schüttschicht eine Verbesserung des Fraktionsabscheidegrades einhergeht. Die größten Partikelgrößen ($> 7 \mu\text{m}$) werden schon bei sehr geringen Schüttguthöhen vollständig abgeschieden.

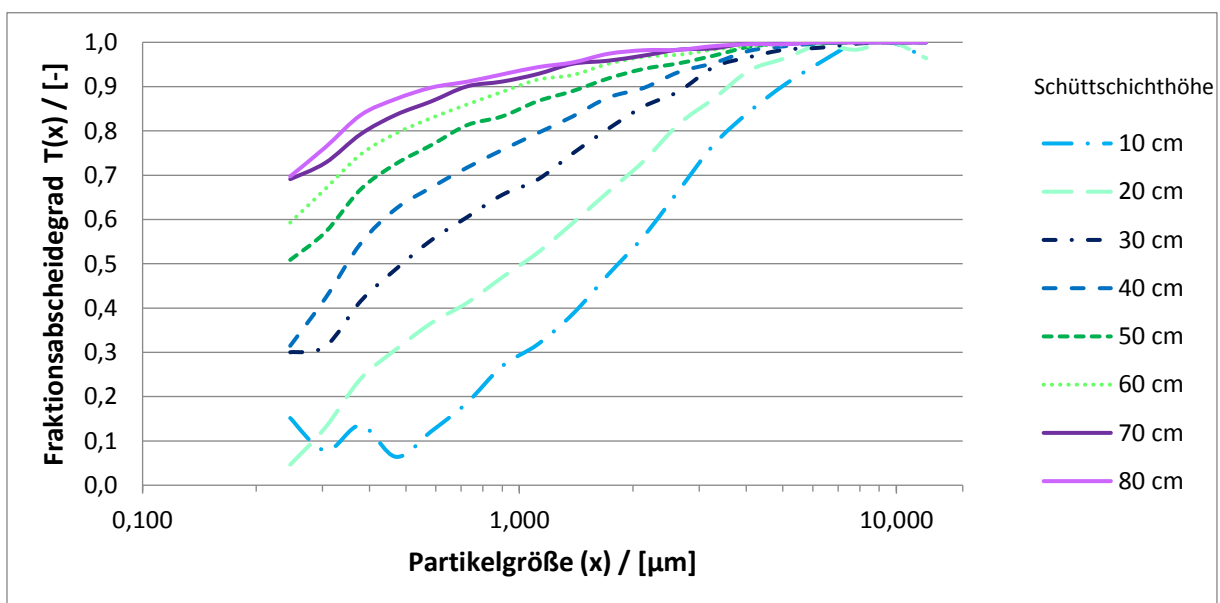


Abbildung 8.6: Fraktionsabscheidegrade von halbkugelförmigen Holzpellets bei unterschiedlichen Schüttguthöhen, Messung mittels optischen Aerosolspektrometers

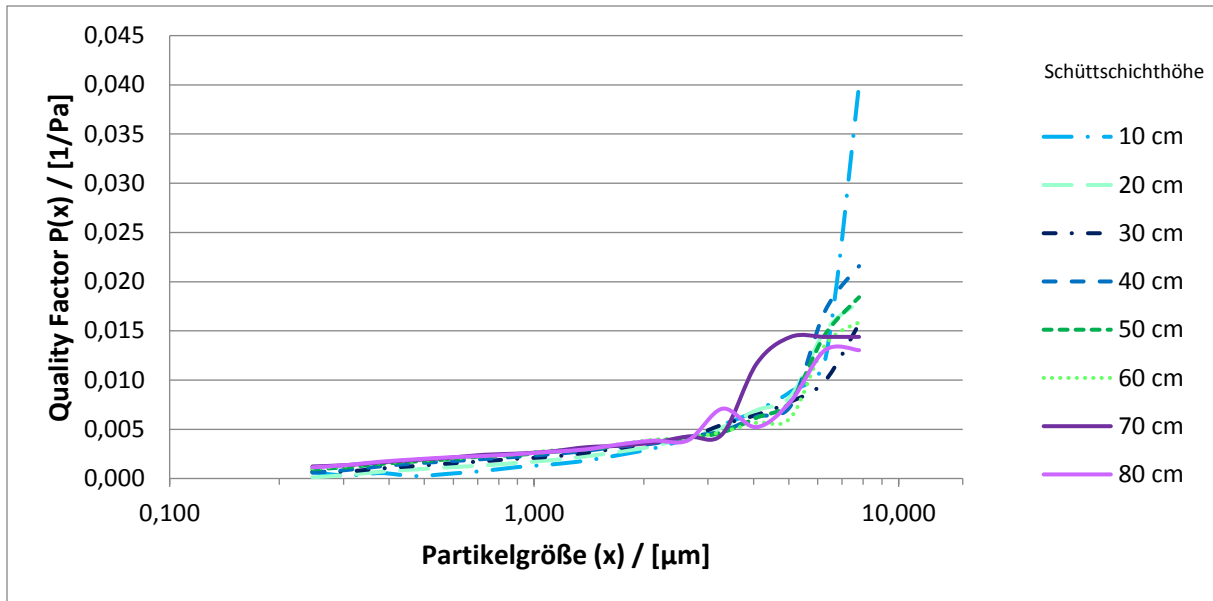


Abbildung 8.7: Quality Factor von halbkugelförmigen Holzpellets bei unterschiedlichen Schüttguthöhen, Messung mittels optischen Aerosolspektrometers

In Abbildung 8.7 ist die Entwicklung des Quality Factors über die Schüttguthöhen zu sehen. Es ist zu erkennen, dass die Schüttguthöhe bei einem Großteil der Partikelgrößen kaum Einfluss hat. Erst bei größeren Partikelgrößen trennen sich die Linien. Ein klarer Trend ist aber nicht zu erkennen. Das bedeutet, dass die Zunahme des Druckverlustes bei höheren Schüttungshöhen durch den Abscheidegrad weitgehend aufgewogen wird.

8.5 Ergebnisse mit Tongranulat

Der in Abbildung 8.8 dargestellte Druckverlust für Tongranulat zeigt ebenfalls einen nahezu linearen Anstieg über die Schüttguthöhe bis zu 80 cm.

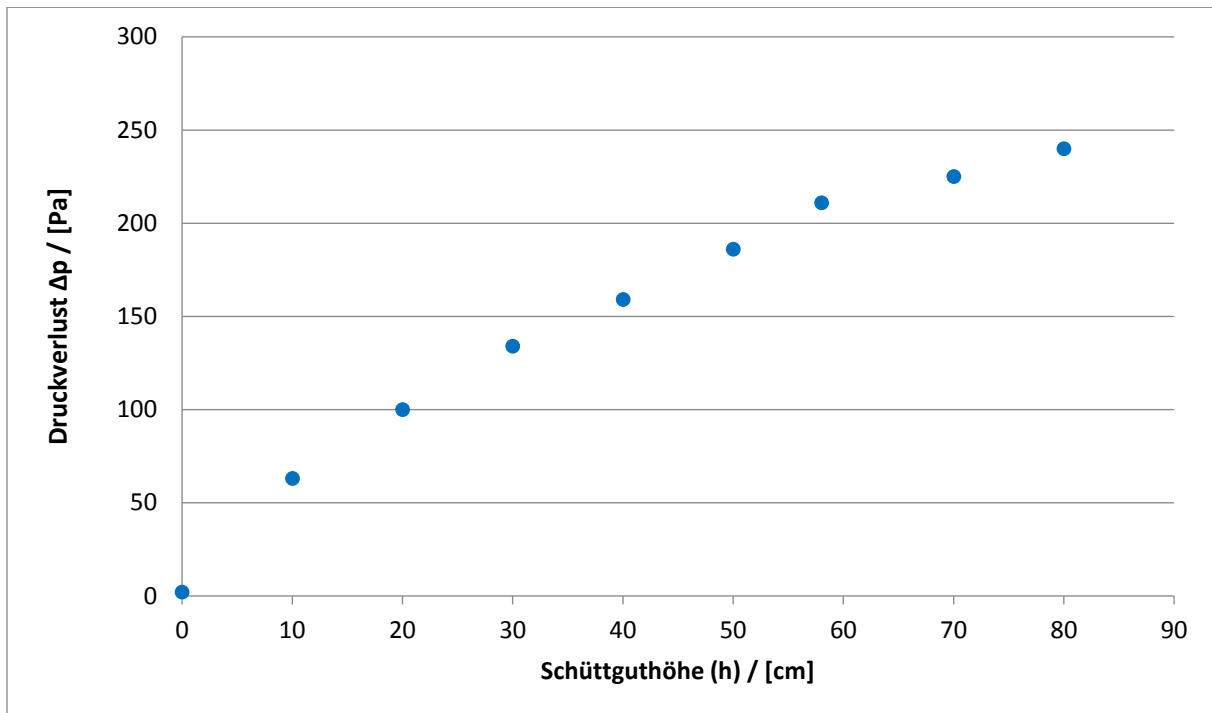


Abbildung 8.8: Druckverlust über die Schüttguthöhe bei Tongranulat

Durch seine hohe Stabilität und Form besitzt das Tongranulat sehr gute Rieseigenschaften, was eine gute Förderbarkeit mit sich bringt. Trotzdem kam es beim Einfüllen und Auslassen aus dem Abscheideraum zunächst zu einer merklichen Staubentwicklung. Der Grund hierfür ist, dass es beim Transport des Granulates durch Abrieb und Bruch des Granulates zur Staubbildung kommt. Im späteren Verlauf der Untersuchungen wurden die Tonkugeln einmal gewaschen und bis zur Massenkonstanz getrocknet, was die Staubentwicklung bei der Handhabung vernachlässigbar machte.

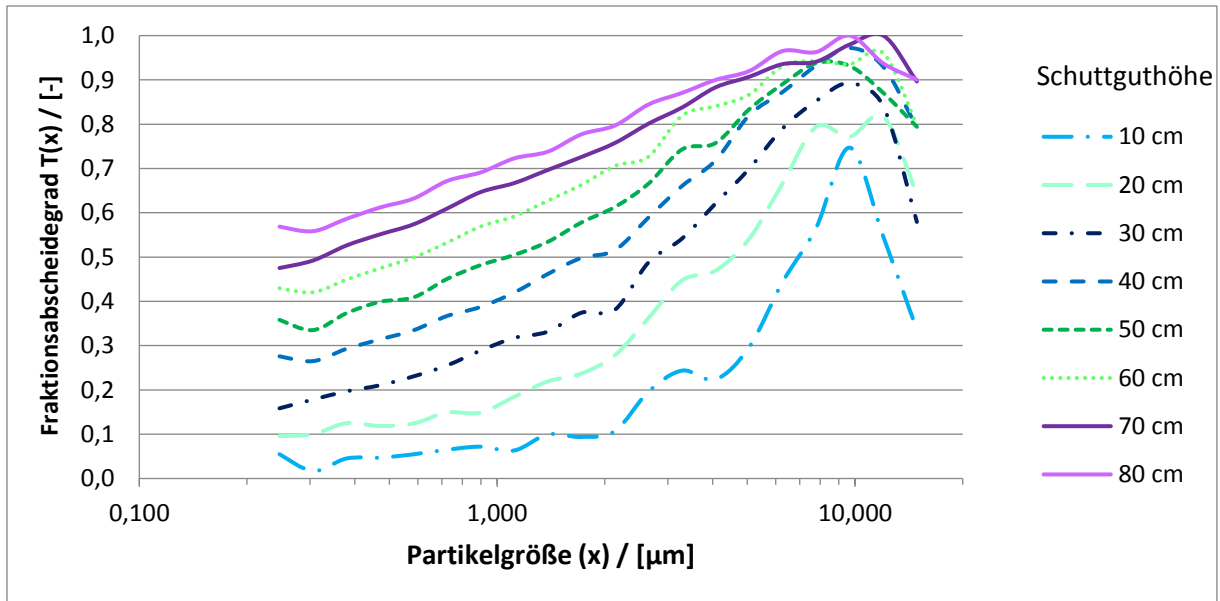


Abbildung 8.9: Fraktionsabscheidegrad von Tongranulat bei unterschiedlichen Schüttguthöhen, Messung mittels optischen Aerosolspektrometers

Abbildung 8.9 zeigt die Fraktionsabscheidegrade bei unterschiedlichen Schüttguthöhen. Es ist zu sehen, dass die Schüttguthöhe schon bei kleinen Partikelgrößen zu einer deutlichen Verbesserung des Abscheidegrades führt. Der Abfall der Abscheidegrade im Bereich der größten, erfassten Partikelgrößen ist durch die geringe Partikelanzahl in diesem Bereich und den schlechten Siebeffekt der Tonkugeln zu erklären.

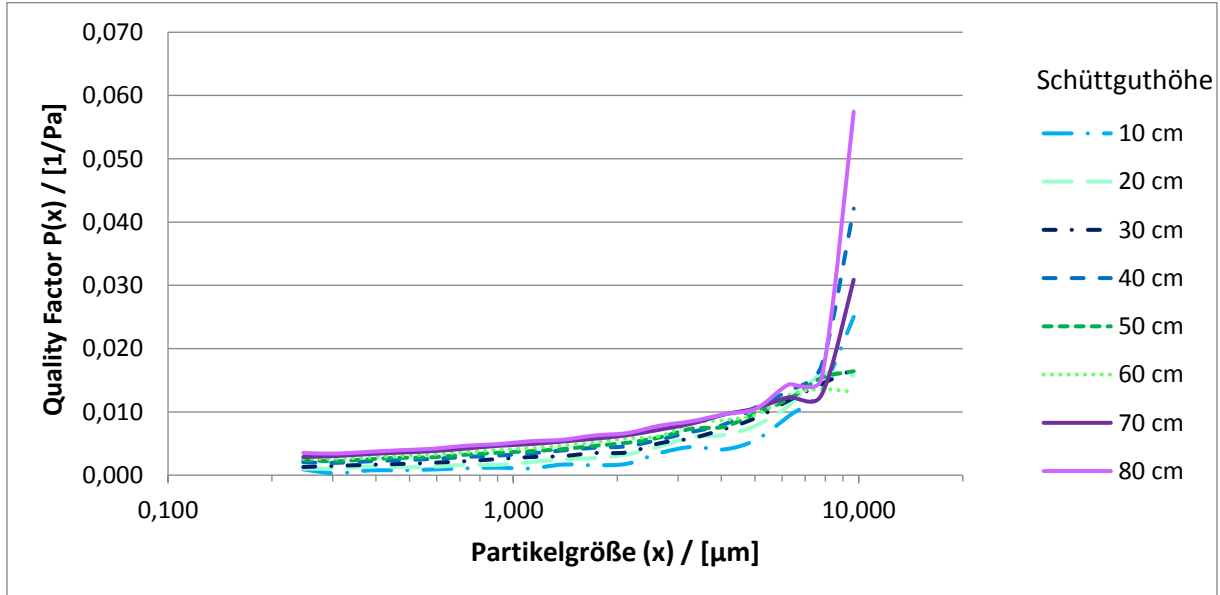


Abbildung 8.10: Quality Faktoren von Tongranulat bei unterschiedlichen Schüttungshöhen, Messung mittels optischen Aerosolspektrometers

Die in Abbildung 8.10 dargestellten Quality Faktoren von Tongranulat weisen einen leichten Anstieg mit der Schüttguthöhe bei der Mehrheit der Partikelgrößen auf. Grund für diesen Zusammenhang ist vor allem die mechanische Stabilität der Tonkugelschüttungen. Die Schüttmengen der zuvor untersuchten Schüttgüter (z.B.: halbkugelförmige Holzpellets), wurden durch den Gasvolumenstrom stärker komprimiert, was zu einem stärkeren Anstieg des Druckverlustes über die Schüttung führt.

8.6 Ergebnisse für die Mischung aus Viskosefaserflocken mit Holzspänen als granulares Filtermedium

Abbildung 8.11 zeigt Druckverluste für Viskosefaserflocken mit Holzspänen über Schüttguthöhen von 10 bis 40 cm. Wie zu erkennen ist, ist der Druckverlust bei einer Schüttguthöhe von 40 cm sehr hoch. Grund hierfür ist, dass die Schüttmengen durch den Gasvolumenstrom stark komprimiert wird, was zu einem hohen Anstieg des Druckverlustes über die Schüttung führt. Für den Einsatz in Kleinf Feuerungsanlagen ohne zusätzliches Saugzuggebläse sind die resultierenden Druckverluste über die Schüttung zu hoch. Eine weitere Erhöhung der Schütthöhe ist deshalb nicht sinnvoll. In der Abbildung ist zu sehen, dass der Druckverlust nahezu linear ansteigt.

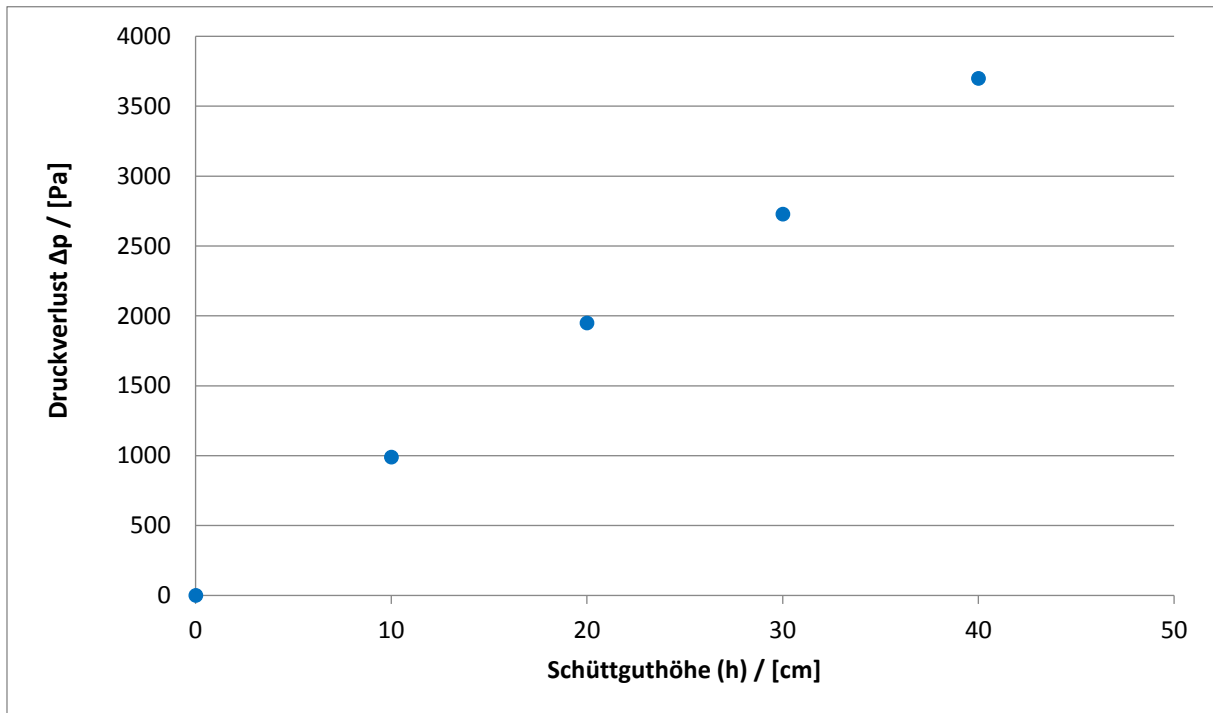


Abbildung 8.11: Druckverlust über die Schüttungshöhe bei Viskosefaserflocken mit Holzspänen

Da die Viskosefaserflocken nur eine sehr schlechte Rieselfähigkeit und Formstabilität aufweisen, wurden ihnen Holzspäne im Volumenverhältnis 1 zu 1 zugemischt. Die zugemischten Holzspäne beschweren die Faserflocken, was das Einfüllen vereinfacht und das Austragen der Flocken durch den Gasvolumenstrom im Gegenstrom verhindert. Bei der Handhabung der Mischung zeigen sich jedoch Probleme im Betrieb der Versuchsanlage. Die Holzspäne haben die Tendenz sich zwischen die Schnecke und das Rohr zu klemmen, was das vollständige Entleeren des Behälters behindert und somit einen Einsatz für den Betrieb mit intermittierendem Schüttschichtwechsel fraglich macht.

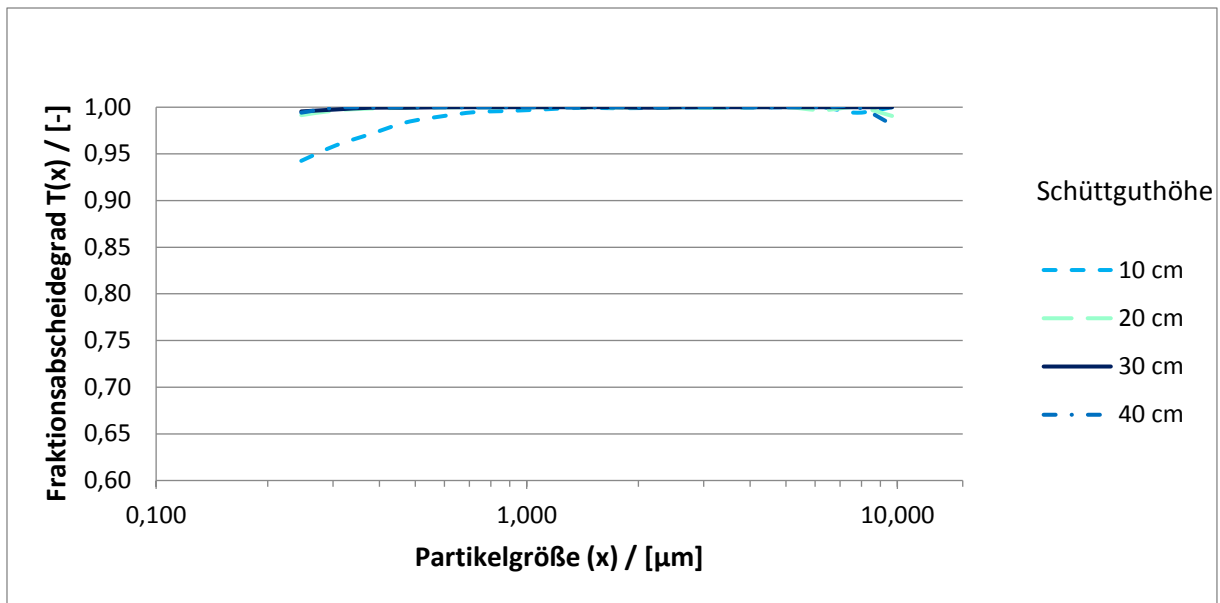


Abbildung 8.12: Fraktionsabscheidegrade für Messungen aus Viskosefaserflocken mit Holzspänen bei unterschiedlichen Schüttguthöhen, Messung mittels optischen Aerosolspektrometers

Die in Abbildung 8.12 zu sehenden Fraktionsabscheidegrade zeigen schon bei einer Schüttguthöhe von 10 cm einen Fraktionsabscheidegrad von 0,9 für alle Partikelgrößen. Nur bei Partikelgrößen unterhalb von 0,6 µm ist eine Verbesserung der Fraktionsabscheidegrade durch die Erhöhung der Schüttschicht von 10 auf 20 cm zu erkennen. Grund für die hohen Fraktionsabscheidegrade ist die hohe spezifische Oberfläche der Viskosefasern und die starke Komprimierung der Schüttmenge durch den Gasvolumenstrom.

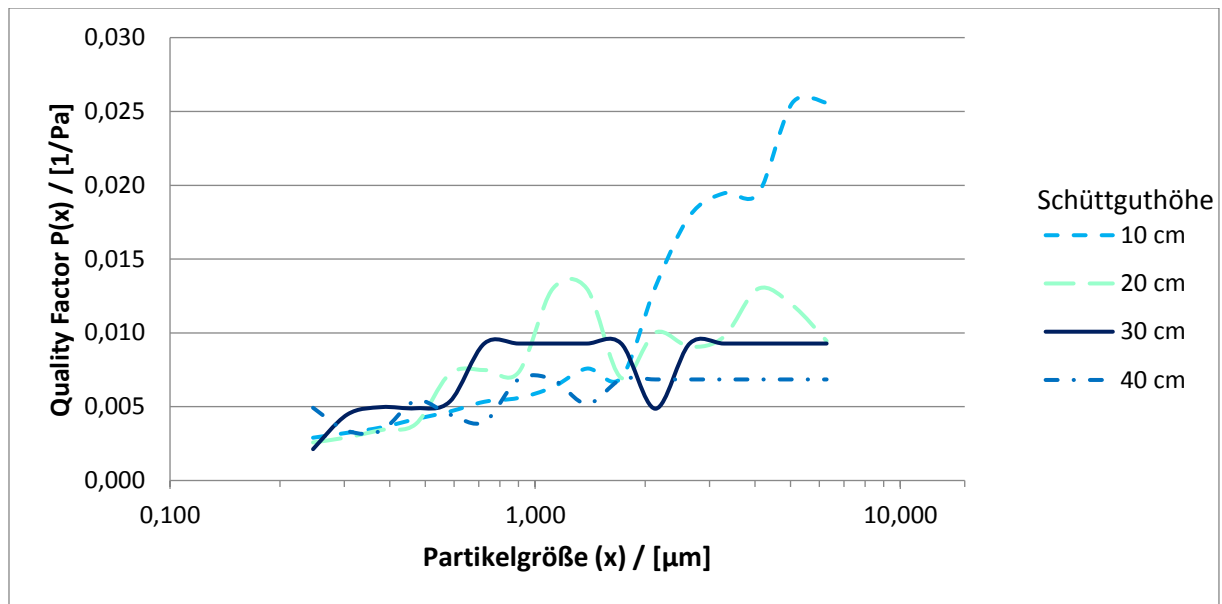


Abbildung 8.13: Quality Faktoren für Messungen aus Viskosefaserflocken mit Holzspänen bei unterschiedlichen Schüttguthöhen, Messung mittels optischen Aerosolspektrometers

Die Abbildung 8.13 zeigt den Quality Factor von der Mischung aus Viskosefaserflocken mit Holzspänen als Funktionen über die Schüttguthöhen. Durch die extrem hohen Druckverluste führen kleinsten Schwankungen im Abscheidegrad zu starken Schwankungen im Quality Factor. Generell kann gesagt werden, dass bei granularem Schüttgut im Gleichstrombetrieb eine Erhöhung der Schüttschicht keine Verbesserung im Quality Factor mit sich bringt.

8.7 Vergleich der Schüttgüter im Gleich- und Gegenstrom

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Versuche im Gleichstrom mit den Ergebnissen der Versuche im Gegenstrom [18] verglichen. Um den Vergleich gut ersichtlich zu gestalten wurden der Abscheidegrad und der Quality Factor für die Gesamtkonzentration der gemessenen Partikeln über alle Partikelgrößen berechnet.

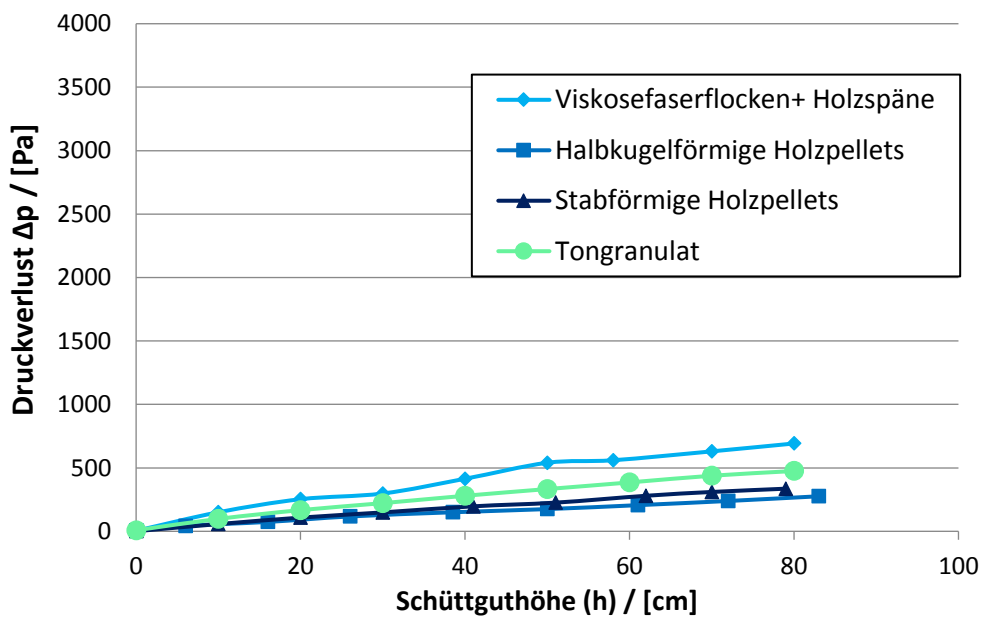
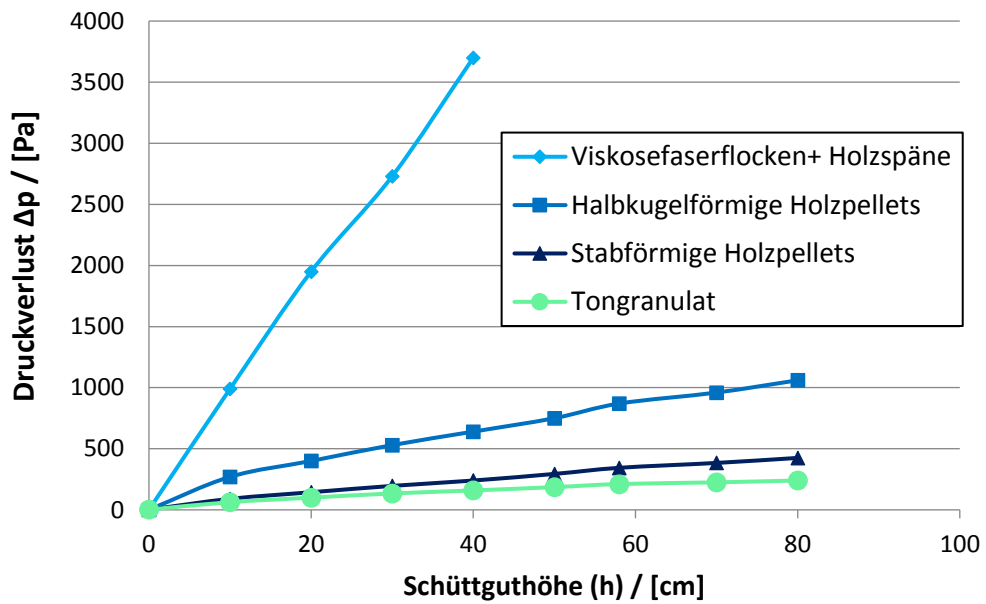


Abbildung 8.14: Druckverluste der Schüttgüter über die Schüttguthöhen im Gleichstrom (oben) und im Gegenstrom (unten)

In Abbildung 8.14 ist deutlich zu erkennen, dass der Druckverlust im Gleichstrom weit über dem im Gegenstrom liegt. Grund für den stark erhöhten Druckverlust über die Schüttung ist, dass im Gleichstrombetrieb der Gasvolumenstrom die Schüttgutmenge komprimiert. Da mit dem Anstieg im Druckverlust häufig mit einem Anstieg der Betriebskosten und immer mit einem Sinken des Quality Factors einhergeht ist schon hier offensichtlich, dass ein Betrieb im Gegenstrom besser für den Einsatz in Kleinf Feueranlagen geeignet ist.

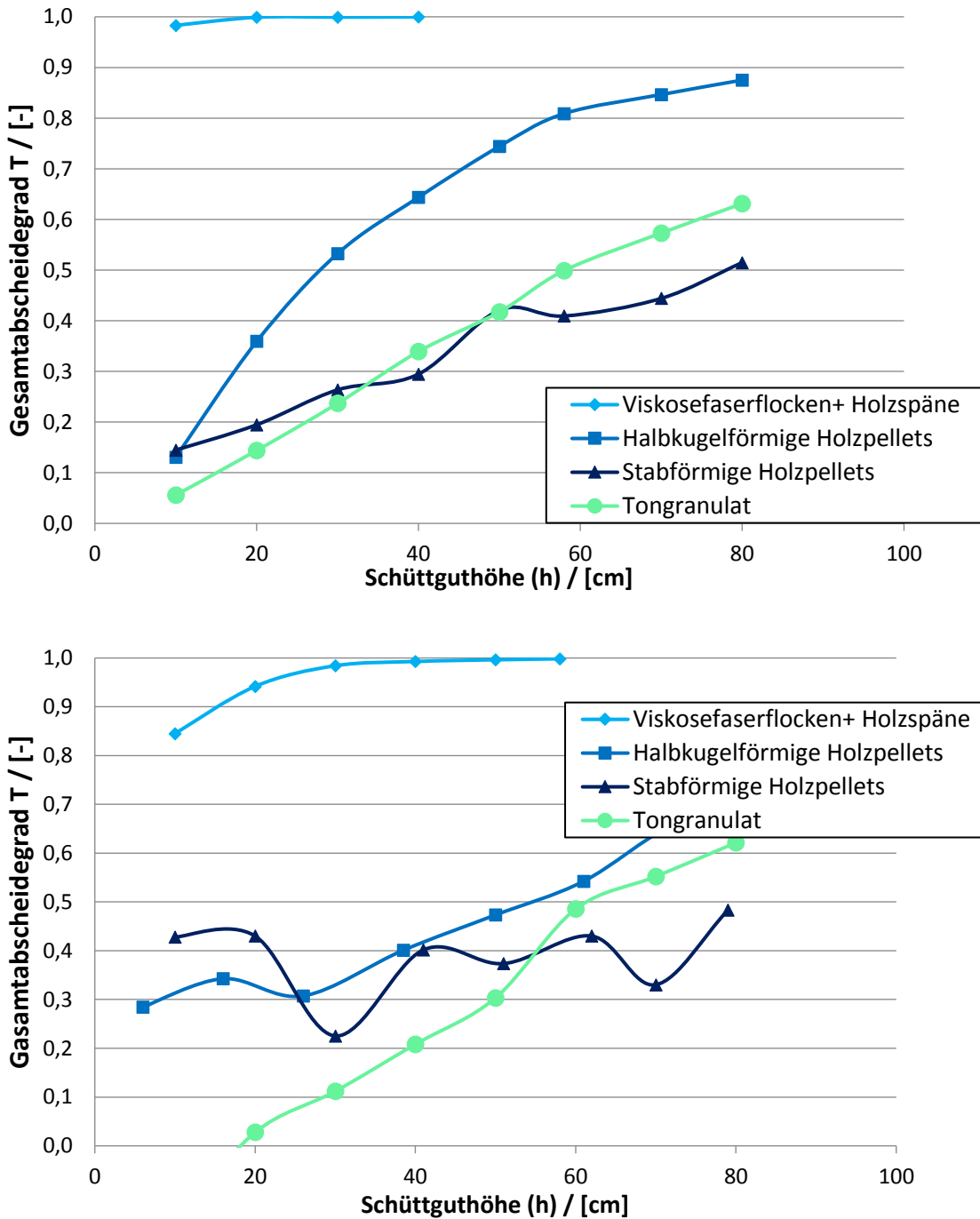


Abbildung 8.15: Abscheidegrade der Schüttgüter über die Schüttguthöhen im Gleichstrom (oben) und im Gegenstrom (unten)

In Abbildung 8.15 ist zu erkennen, dass der Unterschied des Abscheidegrades zwischen Gegenstrom und Gleichstrom viel geringer ist als der Unterschied des Druckverlustes. Betrachtet man zunächst das Tongranulat, so ist zu erkennen, dass oberhalb von 10 cm nur eine leichte Veränderung der Abscheidung auftritt. Generell sind die Graphen im Gleichstrom gerader und ihre Steigung ist größer. Der Grund dafür ist, dass der Gasvolumenstrom im Gleichstrombetrieb die Schüttgutmenge komprimiert. Was für den Druckverlust von deutlichem Nachteil ist, ist hier von Vorteil. Der Druck der Gasströmung sorgt für eine stabile dichtgepackte Schüttschicht. Es kommt hier nicht zur Bildung von Hohlräumen, die die Abscheidung negativ beeinflussen.

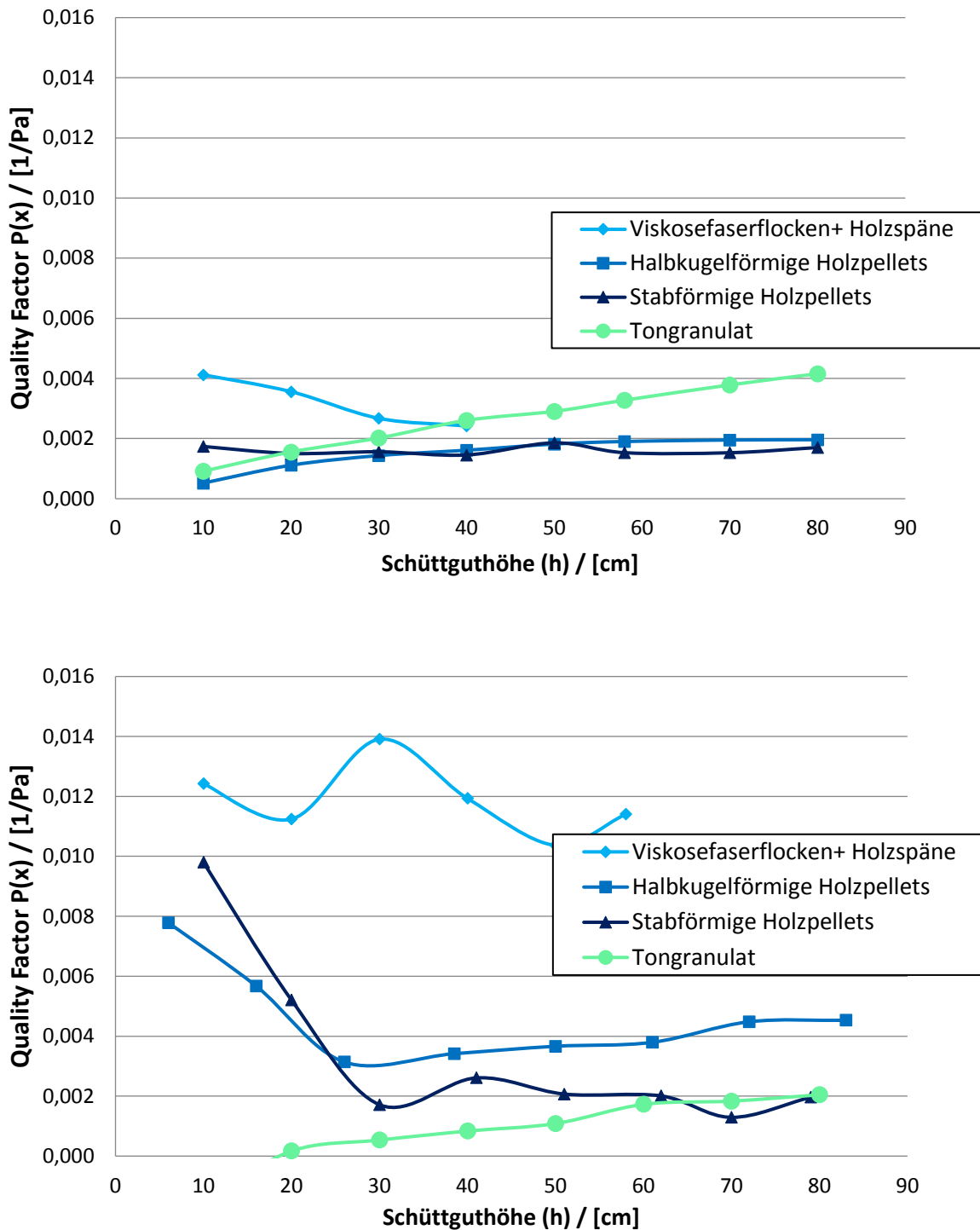


Abbildung 8.16: Quality Faktoren der Schüttgüter über die Schüttguthöhen im Gleichstrom (oben) und im Gegenstrom (unten)

In Abbildung 8.16, sind die Abscheidegrade der Schüttgüter in beiden Betriebsformen über der Schütthöhe aufgetragen. Vergleicht man den Betrieb im Gleichstrom mit dem Betrieb im Gegenstrom so kann man erkennen, dass sich nur beim Tongranulat ein besserer Quality Factor im Gleichstrom einstellt, der nahezu linear mit steigender Schütthöhe wächst. Alle anderen Schüttgüter weisen eine deutliche Verschlechterung des Quality Factors auf. Das Tongranulat zeigt im Gleichstrombetrieb eine leichte Senkung des Druckverlustes über die Schüttung und keine Veränderung des Abscheidegrades. Deshalb verbessert sich für die Tonkugeln der Quality Factor im Gleichstrombetrieb. Bei den anderen

untersuchten Schüttgütern überwiegt der Anstieg des Druckverlustes im Gegenstrombetrieb gegenüber der Verbesserung des Abscheidegrades. Die Mischung aus Viskosefaserflocken und Holzspänen weist einen besonders starken Rückgang des Quality Factors auf. Grund hierfür ist, dass der Druckverlust über die Schüttung im Gegenstrombetrieb stark ansteigt, während der Abscheidegrad nahezu unverändert ist.

9. Adaptierung des Filtermittelprüfstandes zur stetigen Förderung von Schüttgut als Filtermittel

In diesem Kapitel wird der Umbau des, in Kapitel 7 beschriebenen, Filtermittelprüfstandes zum Einsatz für den Dauerbetrieb mit intermittierendem Schüttgutwechsel beschrieben. Ein stetiger Betrieb erfordert die Möglichkeit, dass staubbeladene Schüttgut zu entleeren und mit neuem Schüttgut zu ersetzen.

9.1 Konzept des Umbaus

Ziel des Umbaus ist es die Erneuerung des Schüttgutes im laufenden Betrieb zu ermöglichen. Zu diesem Zweck wird ein Vorratsbunker mit Zuführung an den Versuchsstand angebracht und die Rückhalteplatte entfernt. In Abbildung 9.1 ist das Konzept des umgebauten Filtermittelprüfstandes zu sehen. Die bisher eingesetzten Messgeräte bleiben unverändert. Dabei bezeichnet α den Anstellwinkel des Zulaufrohres zur Förderung des Schüttgutes aus dem Vorratsbunker in den Abscheideraum. Der Anstellwinkel α ist entscheidend für den intermittierenden Schütttschichtwechsel im Regenerationsvorgang.

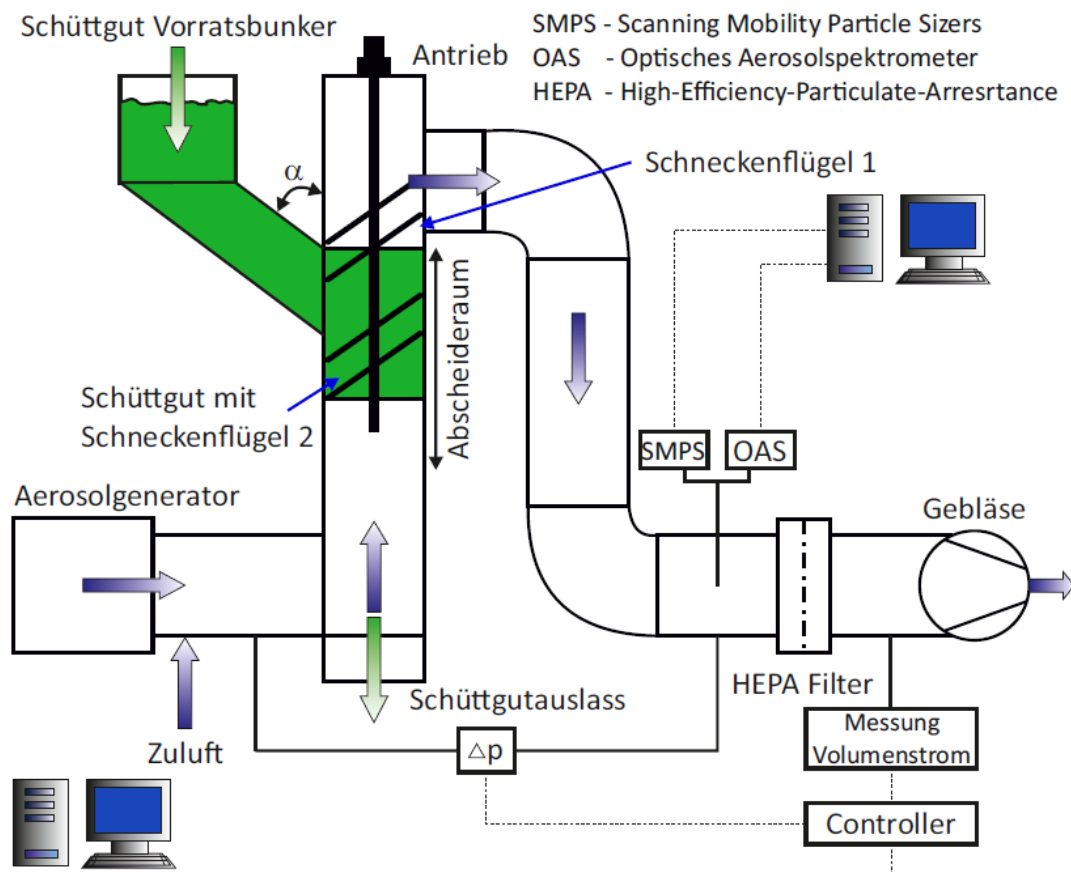


Abbildung 9.1: Konzept des umgebauten Filtermittelprüfstandes

Für den Dauerbetrieb wird die Förderschnecke auf der Antriebswelle in zwei Komponenten getrennt. Der, in der Abbildung 9.1 als Schneckenwendel 1 bezeichnete Schneckenwendel blockiert den Austrag von leichtem Schüttgut durch den Gasvolumenstrom. Während der zweite Schneckenwendel, in der Abbildung als Schneckenwendel 2 bezeichnet, zum Aufbau der Schütttschicht dient. Die Schütttschicht wird auf diesem Schneckenwendel gebildet. Durch seinen Abstand zum Zulaufrohr des Schüttgutes wird die Schüttguthöhe bestimmt.

9.2 Schenkenwendelplatzierung

9.2.1 Schneckenwendel 1

Der erste Teil der Förderschnecke, dessen Aufgabe es ist das Austragen des Schüttgutes durch die Gasströmung zu verhindern, darf nicht zu niedrig platziert werden. In Kapitel 10 wird die Anpassung des Schüttgutes an den intermittierenden Schüttgutwechsel beschrieben. Der Ausgangspunkt für die Anpassung des Schüttgutes war die zuvor untersuchte Viskosefaserflocken-Holzspänemischung. Es wurden unterschiedliche Mischungen von Viskosefasern mit stabförmigen Holzpellets und von Viskosefasern mit halbkugelförmigen Holzpellets betrachtet.

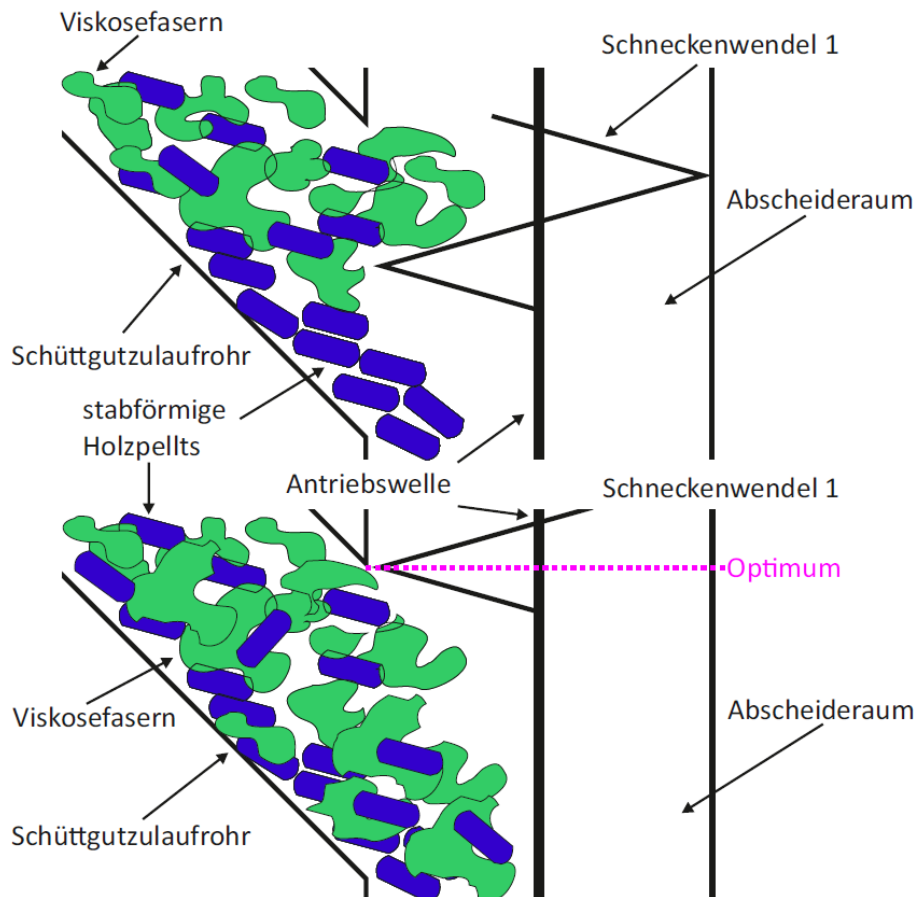


Abbildung 9.2: Verhalten des Schüttgutes bei zu niedriger Platzierung des ersten Schneckenflügel (oben) und bei korrekter Platzierung (unten)

In Abbildung 9.2 ist das Verhalten des Schüttgutes bei zu niedriger (oben) und korrekter Platzierung (unten) dargestellt. Es ist zu erkennen, dass im Fall einer zu niedrigen Platzierung kommt es bei der Mischung aus stabförmigen Holzpellet-Viskosefasern, im Ablassvorgang, zu einer Trennung der Komponenten. Die schwereren, stabförmigen Holzpellets gelangen in die Schüttschicht und die Fasern werden zurückgehalten. Optimal für die Funktionalität und den Platzbedarf eines möglichen Endproduktes, ist die Platzierung, des Schneckenwendel 1 bündig mit dem oberen Rand der Öffnung des Zulaufrohres.

9.2.2 Schneckenwendel 2

Da der höchste Quality Faktor mit der Mischung aus Viskosefasern und Holzspänen bei einer Schütthöhe von etwa 30 cm erreicht wurde, wird die Förderschnecke 2, die zur Bildung der Schüttschicht dient, nach oben versetzt (siehe Abbildung 9.3). Die Schütthöhe wird von der Mitte des unteren Schneckenwendel bis zur Mitte des Schüttgutlaufrohres gemessen. Wie in Abbildung 9.3 zu sehen ist, wird der Schneckenwendel 2 auf der Antriebswelle so aufgespannt, dass sich nach jedem Schüttgutwechsel eine Schütthöhe von etwa 30 cm einstellt.

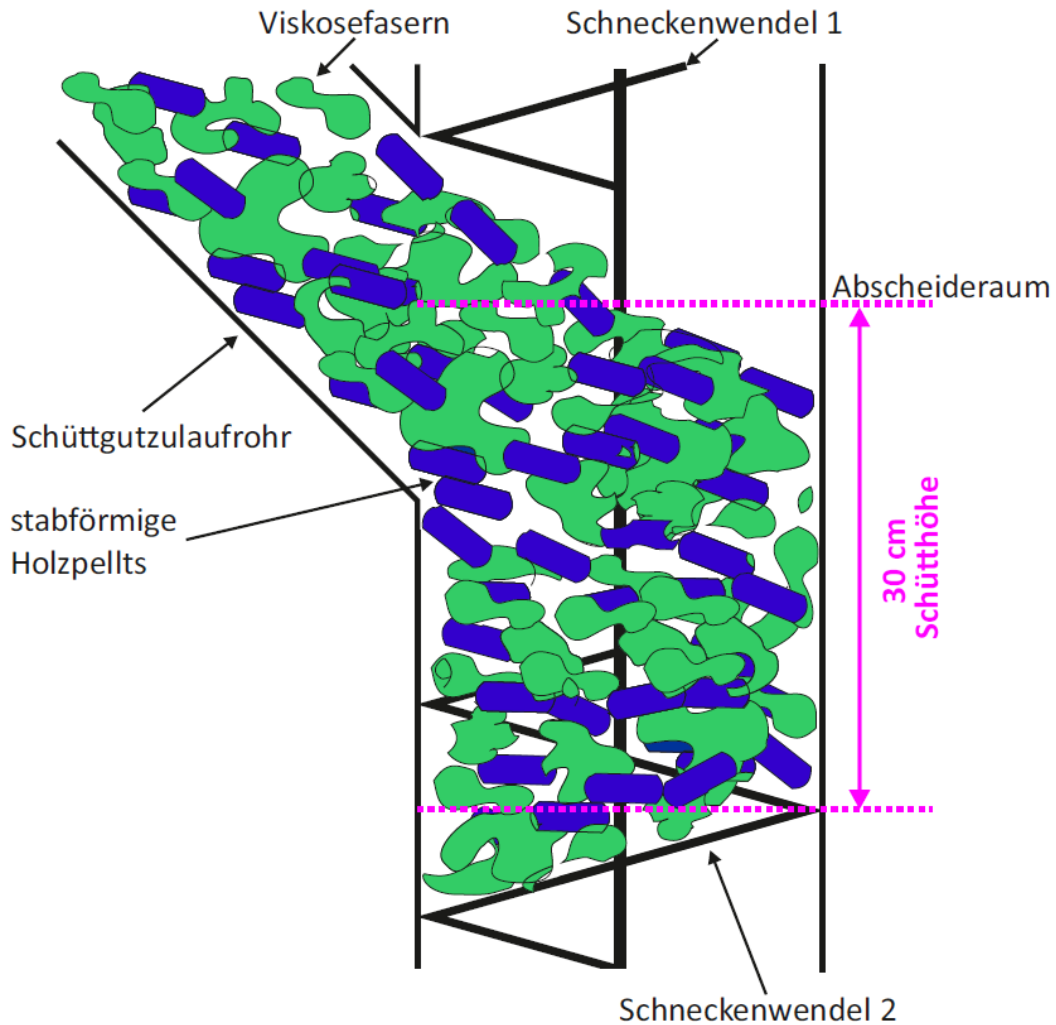


Abbildung 9.3: Platzierung des unteren Schneckenflügel zur Einstellung der Schütthöhe auf 30 cm

9.3 Bestimmung des Anstellwinkels α

Um sicher zu gehen, dass das Schüttgut ohne zusätzliche mechanische Einwirkung ausgetragen werden kann, darf der Anstellwinkel des Schüttgutzulaufrohres nicht zu flach gewählt werden. Hierbei ist zu beachten, dass ein spitzerer Winkel jedoch zu einem größeren Platzbedarf für ein mögliches Endprodukt führen kann, und somit den möglichen Marktanteil des Produktes beträchtlich schmälern kann.



Abbildung 9.4: Versuchsaufbau zur Untersuchung der Austragung der Schüttgüter

In Abbildung 9.4 ist der verwendete Versuchsaufbau zu sehen. Um relevante Ergebnisse zu erhalten, wurden die gleichen Kunststoffrohre verwendet, die bereits im Filtermittelprüfstand eingebaut sind. Die Lagerung des Rohres auf zwei höhenverstellbaren Stativklammern ermöglicht es den Winkel fließend zu verändern. Das Schüttgut wird in einen Auffangbehälter ausgetragen.

Um sicher zu stellen, dass der Anstellwinkel des Schüttgutzulaufrohres nicht nur für ein Schüttgut geeignet ist, wurden alle vorhandenen Schüttgüter getestet.

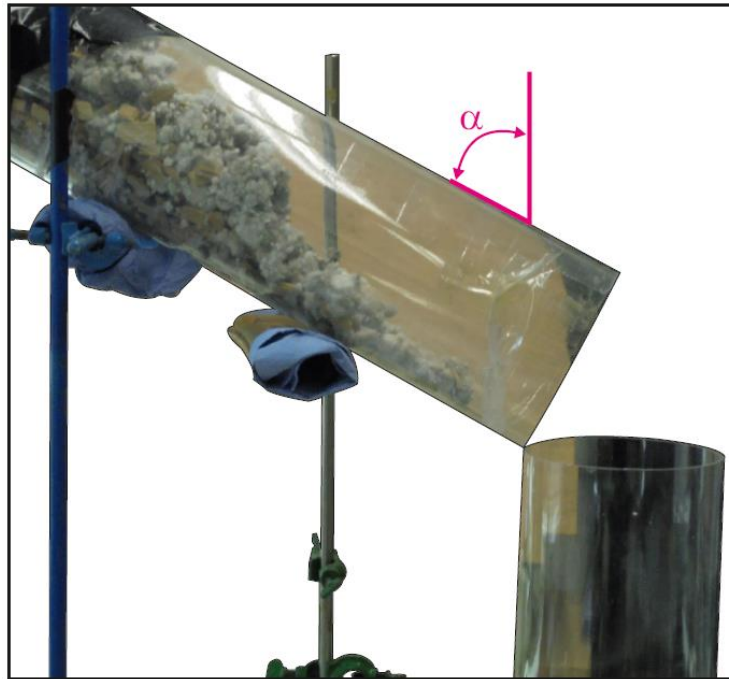


Abbildung 9.5: Versuchsaufbau zur Bestimmung des Anstellwinkels mit den Viskosefasern mit Holzspänen bei unzureichendem Anstellwinkel

In Abbildung 9.5 ist exemplarisch zusehen, dass die Viskosefasern mit Holzspänen bei einem zu flachen Schüttwinkel im Rohr verbleibt. Es sind beide gepolsterten Stativklammern zu sehen auf denen das Schüttgutzulaufrohr in den Versuchen gelagert ist. Der Anstellwinkel α des Schüttgutzulaufrohres beträgt in dieser Abbildung ca. 60° . In der Abbildung ist deutlich zu erkennen, dass die Mischung aus Viskosefasern und Holzspänen nicht ausgetragen wird.

Tabelle 9.1: Anstellwinkel der Schüttgüter

Schüttgut	Anstellwinkel α
Stabförmige Holzpellets	55°
Halbkugelförmige Holzpellets	60°
Tongranulat	70°
Viskosefasern mit Holzspänen	45°

Die Versuche ergaben, dass die Viskosefasern mit Holzspänen den spitzesten Anstellwinkel erfordern. Das Tongranulat wurde schon bei einem Anstellwinkel von ca. 70° ausgetragen. Die Versuche ergaben, dass erst bei einem Anstellwinkel von 45° auch die Viskosefasern mit Holzspänen ausgetragen werden.

9.4 Der umgebaute Filtermittelprüfstand

Abbildung 9.7 zeigt ein Foto des umgebauten Filtermittelprüfstandes mit dem zuvor ermittelten Anstellwinkel von 45° . Der Abbildung ist zu entnehmen, dass ein Sichtfenster zur Kontrolle des Füllstandes im Vorratsbunker eingebaut wurde. Bei dem Sichtfenster handelt es sich um ein durchsichtiges Kunststoffrohr, wie es bereits im Abscheideraum verbaut wurde. In Abbildung 9.7 sind deutlich der angebaute Vorratsbunker und das Schüttgutzulaufrohr zu erkennen. Es ist zu sehen, dass der Vorratsbunker mit einem Deckel versehen wurde. Die Schneckenwendel sind stilisiert in der Abbildung an ihren Positionen eingezeichnet worden. Der zuvor als Schneckenwendel 1 bezeichnete Schneckenwendel wäre sonst nicht sichtbar.

In den Versuchen mit intermittierendem Schüttgutwechsel wurde der Antriebsmotor der Förderschnecke manuell betätigt und so die Schüttschicht erneuert. Diese Funktion würde im stetigen Betrieb, beim Erreichen eines festgelegten Druckverlustes automatisiert ausgelöst. Des Weiteren ist in der Abbildung 9.7 ein Teil der Schüttschicht und der unteren Förderschnecke zu sehen. Durch die Verwendung transparenter Rohre kann die Durchmischung des Schüttgutes und die Staubbildung des Schüttgutes beobachtet werden.

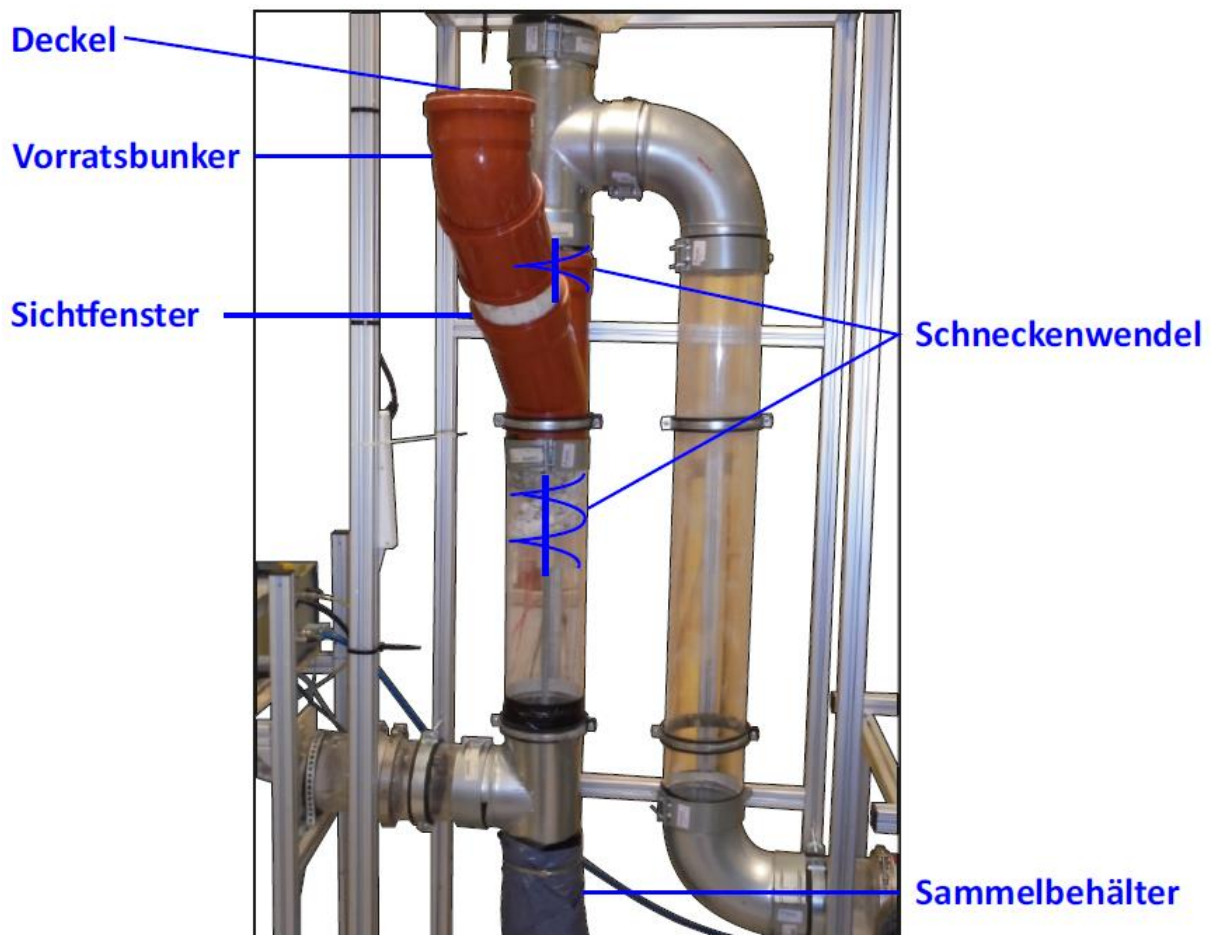


Abbildung 9.7: Filtereinheit des umgebauten Filtermittelprüfstandes

10. Anpassung des Schüttgutes an den intermittierenden Schüttgutwechsel

Erste Versuche des Ablassvorgangs während des Umbaus haben gezeigt, dass die Holzspäne dazu tendieren sich zwischen der Förderschnecke und der Wand des Abscheideraums zu verkeilen. Im Fall des Verkeilens kann es nicht nur zu Schäden an der Wand des Abscheideraums und dem Verbiegen der Welle kommen, sondern wird auch der Antriebsmotor übermäßig belastet. Obwohl die Ergebnisse in Kapitel 8 gezeigt haben, dass Viskosefaserflocken mit Holzspänen die besten Abscheidegrade und Quality Factors erzielen sollte deshalb vom Einsatz von Holzspänen abgesehen werden um unnötigen Verschleiß an der Filtereinheit zu vermeiden.

10.1 Testlauf ohne Staubbelastung

Um die Viskosefasern einsetzen zu können wurden verschiedene Mischverhältnisse von Holzpellets und Viskosefasern angewendet. Ein besonders wichtiger Faktor für die Versuche mit intermittierendem Schüttgutwechsel ist die Stabilität des Druckverlustes, über die Schüttschicht, nach dem Ablassvorgang, deshalb wurden mehrere Ablassvorgänge der Mischverhältnisse betrachtet und in Tabelle 10.1 dargestellt. Ziel ist es ein Schüttgut zu finden das einen niedrigen mittleren Druckverlust über die Schüttung mit einer geringen Standartabweichung aufweist. Bei den Versuchen wurde zunächst der Vorratsbunker komplett gefüllt. Danach wurde der Volumenstrom von 333 l/min über das Saugzuggebläse eingestellt und der Anfangsdruckverlust aufgenommen. Danach wurde der Schneckenmotor für etwa eine Umdrehung gestartet und der Druckverlust über die neue Schüttschicht aufgenommen. Dieser Vorgang wurde wiederholt bis das, aus dem Vorratsbunker nachrutschende Schüttgut nicht mehr ausreichend ist um die Schüttguthöhe von 30 cm aufrechtzuerhalten.

Tabelle 10.1: Druckverlust nach dem Ablassvorgang bei verschiedenen Schüttgutmischungen

Schüttgut	Stabförmige Holzpellets und Viskosefasern			Halbkugelförmige Holzpellets und Viskosefasern
Volumenmischverhältnis	4:1	4:2	4:3	2:1
Druckverlust in [mbar] Ablassvorgang	1,06	1,21	1,17	0,56
1	1,26	1,28	1,49	0,38
2	1,30	1,39	1,32	0,33
3	1,32	1,74	1,08	0,43
4	1,28	1,28	1,05	0,39
5	1,13		1,13	0,43
6	1,11		0,47	
Mittelwert [mbar]	1,21	1,38	1,21	0,42
Standartabweichung [mbar]	0,11	0,21	0,17	0,08

In Tabelle 10.1 sind zwei Wertefunktionen hervorgehoben. Der grün hervorgehobene Druckverlust ist die Folge von einer Anreicherung von Fasern in der Schüttschicht. Die Faseransammlungen werden durch das Gewicht der stabförmigen Holzpellets auf einen Bruchteil ihres Volumens komprimiert. Durch die dichte Packung der Fasern steigt der Druckverlust über die Schüttung stark an. Bei einem Mischverhältnis von 4:2 kam es immer wieder zu solchen Anreicherungen, weshalb die Ablassvorgänge abgebrochen wurden obwohl sich noch Schüttgut im Vorratsbunker befand. Der rot hervorgehobene

Druckverlust ist durch das Leerlaufen des Vorratsbunkers entstanden und kann somit nicht in die Berechnung des Mittelwertes und der Standardabweichung einfließen.

Obwohl die Standartabweichung der stabförmigen Holzpellet-Viskosefasermischung bei einem Mischverhältnis von 4 zu 1 mit 0,11 mbar sehr gering ist, scheint die Verwendung dieser Mischung fragwürdig. In Abbildung 10.1 sind sowohl die Mischung von stabförmigen Holzpellets mit Viskosefasern im Volumenverhältnis 2 zu 1 (links) als auch die Mischung von Viskosefaserflocken mit Holzspänen im Volumenverhältnis 1 zu 1 (rechts) zu sehen. Beim visuellen Vergleich der beiden Mischungen fällt auf, dass bei der Mischung von stabförmigen Holzpellets mit Viskosefasern sehr wenige Viskosefasern zu erkennen sind. Die Mischung von Viskosefasern und Holzpellets hat dadurch eine geringere spezifische Oberfläche und eignet sich schlechter zur Abscheidung von Staub aus dem Rohgasvolumenstrom.



Abbildung 10.1: stabförmige Holzpellets mit Viskosefasern im Volumenverhältnis 2 zu 1 (links), Viskosefaserflocken mit Holzspänen im Volumenverhältnis 1 zu 1 (rechts)

Während der ersten Testläufe mit Staubbelastung, mit der Mischung von stabförmigen Holzpellets mit Viskosefasern im Verhältnis 4 zu 3, zeigte sich, dass die glatte Oberfläche und die hohe Formstabilität der stabförmigen Holzpellets zu einer sehr inhomogenen Mischung führen. Dadurch entstehen stark schwankende Abscheidegrade.

Bei den Testläufen ohne Staubbelastung stellte sich eine Mischung aus Viskosefasern und halbkugelförmigen Holzpellets im Volumenmischverhältnis 2 zu 1 als beste Alternative zur Mischung von Viskosefaserflocken mit Holzspänen heraus. Diese Mischung hat einen mittleren Druckverlust über die Schüttung von 0,42 mbar und eine Standartabweichung von 0,08 mbar. Beide Werte liegen deutlich unterhalb der Werte der anderen untersuchten Schüttgutmischungen. Viskosefaserflocken sind bei der Herstellung der Schüttgutmischungen deutlich besser geeignet als die geschnittenen Viskosefasern. Viskosefaserflocken lassen sich besser mit den Holzpellets mischen und neigen nicht dazu Ansammlungen zu bilden.

11. Langzeitversuche

Um die Funktion des umgebauten Filtermittelprüfstandes und der Mischung von Viskosefasern und halbkugelförmigen Holzpellets zu testen wurden Langzeitversuche mit mehreren Ablassvorgängen durchgeführt. Langzeitversuche bedeutet hier Versuche mit intermittierendem Schüttgutwechsel. Dabei wird das Schüttgut bis zu einem festgelegten Druckverlust über die Schüttung beladen und dann über die Förderschnecke gewechselt und aus dem Vorratsbunker aufgefüllt.

11.1 Staubbelastung

Um die Staubmassenkonzentration im Trägergas zu bestimmen wurde, mit Hilfe eines Absolutfilters, die Rohgasstaubkonzentration, sowohl für Pural NF als auch für Ruß bestimmt. Dabei wurde der Filter am Ende der Messstrecke eingebaut. Der verwendete Filter ist hochdichtes Faserfließ, das über Oberflächenfiltration die Staubpartikeln des Rohgasvolumenstroms filtert. Der mit Ruß beladene Absolutfilter ist in Abbildung 11.1 zu sehen.

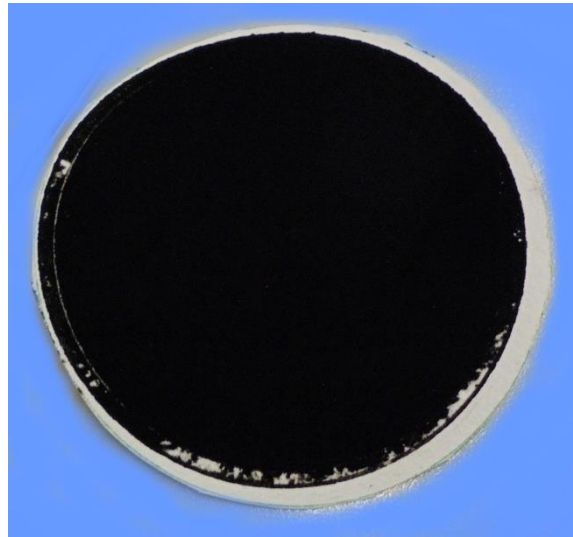


Abbildung 11.1: Absolutfilter beladen mit Ruß

Berechnung:

$$\frac{\text{Filtermittelmasse}(\text{beladen}) - \text{Filtermittelmasse}}{\text{Volumenstrom (Trägergas)} \cdot \text{Beladungszeit}} = \frac{\text{abgeschiedene Staubmasse}}{\text{Volumen (Trägergas)}} \quad (\text{Gl. 11.1})$$

Staubmassenkonzentration von Ruß im Trägergas:

$$\frac{783,3 \text{ mg} - 750,7 \text{ mg}}{0,333 \frac{\text{m}^3}{\text{min}} \cdot 10 \text{ min}} = 9,79 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3}$$

Staubmassenkonzentration von Pural NF im Trägergas:

$$\frac{990,2 \text{ mg} - 727,8 \text{ mg}}{0,303 \frac{\text{m}^3}{\text{min}} \cdot 2 \text{ min}} = 433 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3}$$

11.2 Versuchsablauf der Langzeitversuche

In Abbildung 11.2 ist der Ablauf der Langzeitversuche dargestellt. Die Versuche werden mit der in Kapitel 9 bestimmten Mischung aus Viskosefasern und halbkugelförmigen Holzpellets im Mischverhältnis 2 zu 1 durchgeführt.

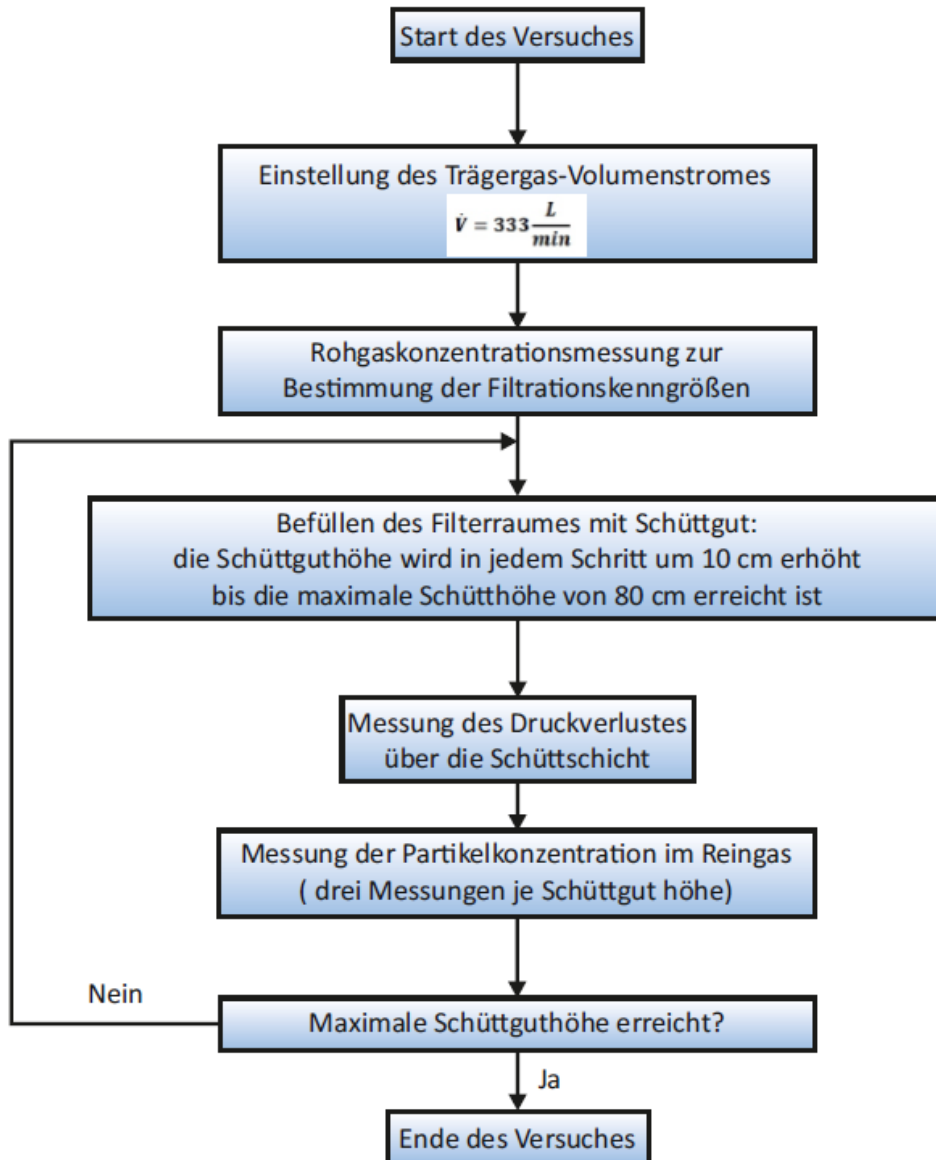


Abbildung 11.2: Versuchsablauf der Langzeitversuche

Zu Beginn der Versuche wird am Saugzuggebläse der Volumenstrom von 333 l/min eingestellt und mit dem Banddosierer und dem Rußgenerator der Aerosolstrom erzeugt. Nach etwa einer Minute hat sich die Aerosolströmung in dem Filtermittelprüfstand stabile ausgebildet. Nun können die Rohgas Messungen vorgenommen werden. Es werden mindestens 3 Messungen mit einer Messdauer von 80 s mit dem SMPS aufgenommen. Im nächsten Schritt wird über den Vorratsbunker Schüttgut in den Abscheideraum eingefüllt. Der Vorratsbunker wird zur Gänze gefüllt. Nun wird eine Messung mit einer Messdauer von 80 s mit dem OAS aufgenommen und der Druckverlust über die Schüttung

aufgezeichnet. Dies wird wiederholt bis der maximale Druckverlust erreicht ist. Nach Erreichen des maximalen Druckverlustes über die Schüttung wird die Förderschnecke durch den Motor manuell für eine Umdrehung in Gang gesetzt. Dadurch wird das Schüttgut gewechselt. Nun werden die Messungen fortgesetzt bis sich wieder der maximale Druckverlust über die Schüttung einstellt. Der Ablasszyklus wird wiederholt bis das Schüttgut im Vorratsbunker nicht mehr ausreicht um die Schüttungshöhe von 30 cm zu gewährleisten.

11.3 Langzeitversuche mit Ruß und Pural NF als Teststaub

In der letzten Phase der Untersuchungen wurde das Rohgas nicht nur mit Pural NF beladen, sondern zusätzlich mit Ruß. Die Anströmstrecke (siehe Abbildung 11.3) dient der gleichmäßigen Durchmischung des Rohgases. Es werden beide Komponenten zur Generierung des Aerosols verwendet um die Eignung des Schüttgutes zur Staubabscheidung zu bewerten. In Abbildung 11.3 ist zu sehen, dass der Ruß oberhalb des Pural NF Teststaubes zugeführt wird.

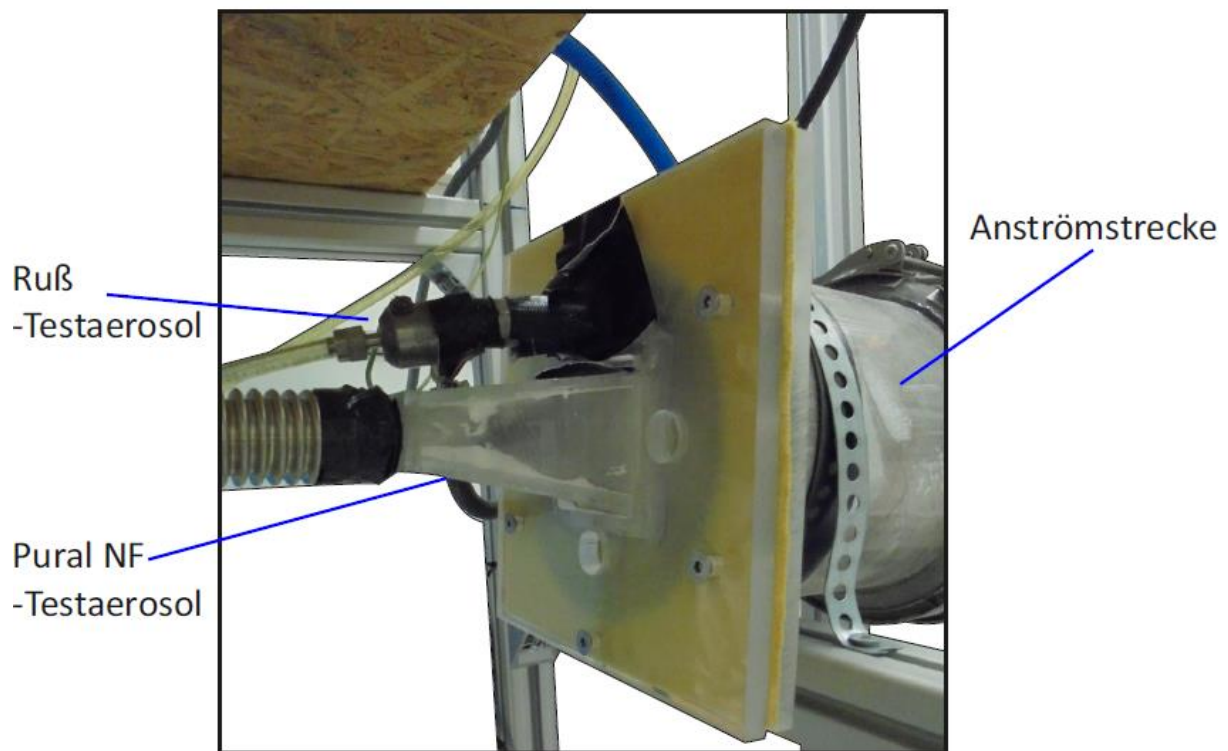


Abbildung 11.3: Modifizierte Partikelzuführung des Versuchstandes

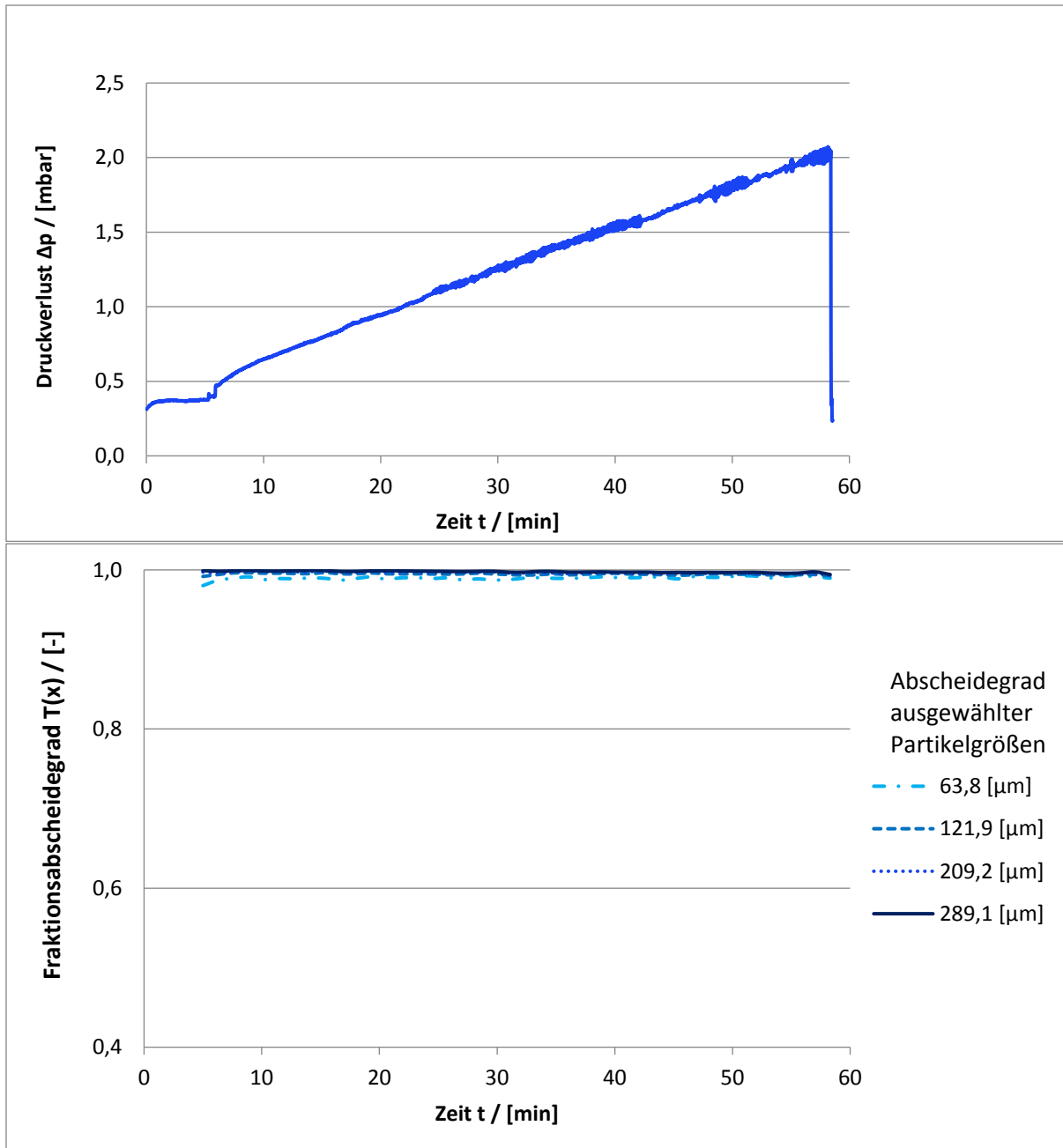


Abbildung 11.4: Druckverlust (oben) und Fraktionsabscheidegrade (unten) aufgetragen über die Zeit beim ersten Langzeitversuch mit Ruß und Pural NF Teststaub aufgenommen mit SMPS

Abbildung 11.4 ist zu entnehmen, dass der Abscheidegrad über alle betrachteten Partikelgrößen für die komplette Messungsdauer sehr hoch ist. Es treten nur marginale Schwankungen auf. Der Druckverlust wurde mit dem Rechner aufgezeichnet, wobei jede Sekunde einen Messwert erfasst wurde. Die resultierende immense Anzahl an Messwerten macht es sehr schwer die Messreihen aufeinander abzustimmen. Es ist jedoch zu erkennen, dass der Druckverlust mit der Zeit nahezu linear ansteigt.

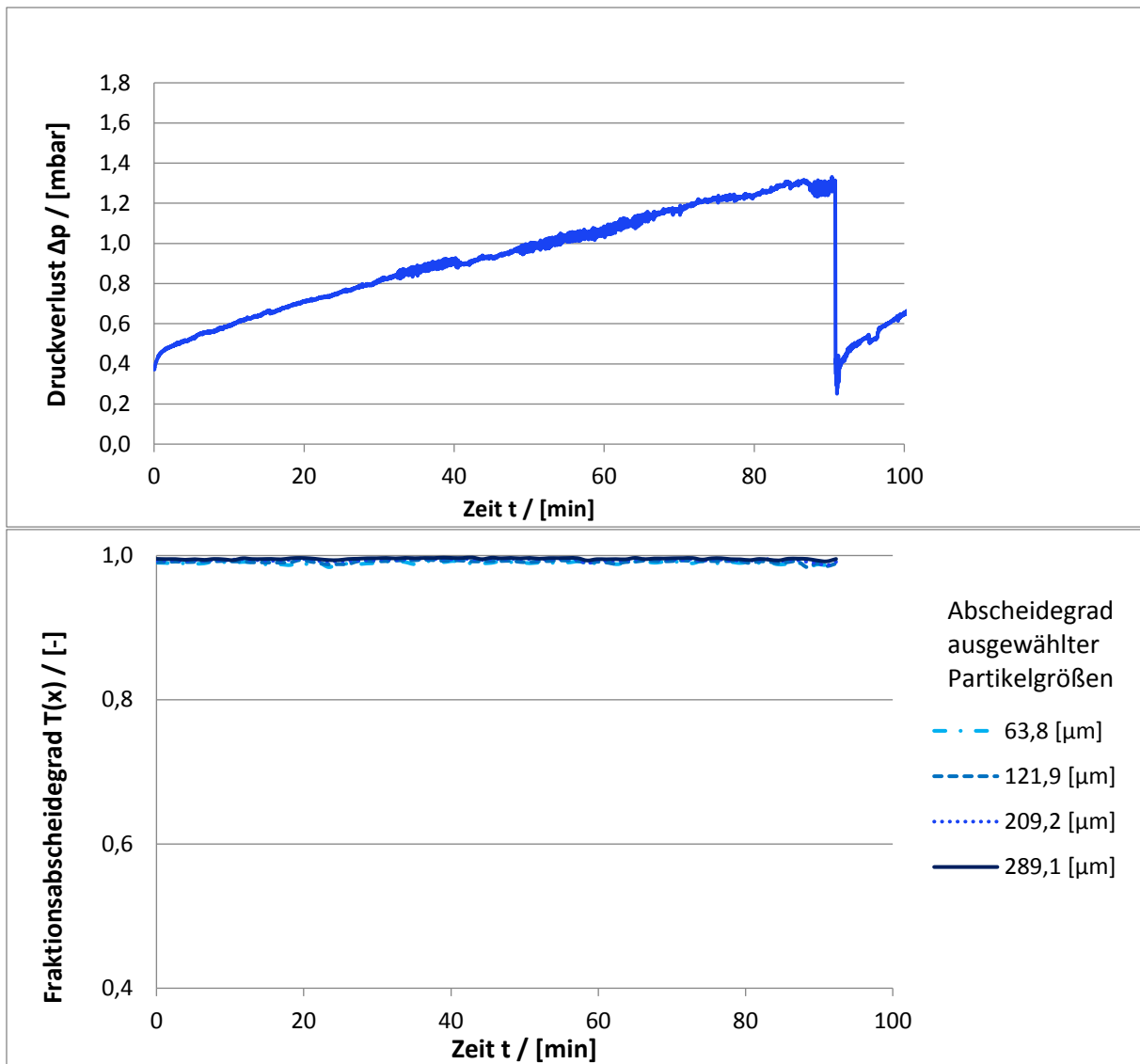


Abbildung 11.5: Druckverlust (oben) und Fraktionsabscheidegrade (unten) aufgetragen über die Zeit beim zweiten Langzeitversuch mit Ruß und Pural NF Teststaub aufgenommen mit SMPS

Abbildung 11.5 zeigt das auch der zweite Langzeitversuch die Ergebnisse des Ersten bestätigt. In dieser Abbildung ist bei genauer Betrachtung zu erkennen, dass der Abscheidegrad mit der Zeit leicht sinkt. Das Sinken des Abscheidegrades ist jedoch marginal und für den Einsatz des Schüttgutes als Filtermittel nicht ausschlaggebend. Der Abscheidegrad über alle betrachteten Partikelgrößen ist mit etwa 0,98 für die komplette Messungsdauer sehr hoch. Es ist zu erkennen, dass der Druckverlust mit der Zeit nahezu linear ansteigt.

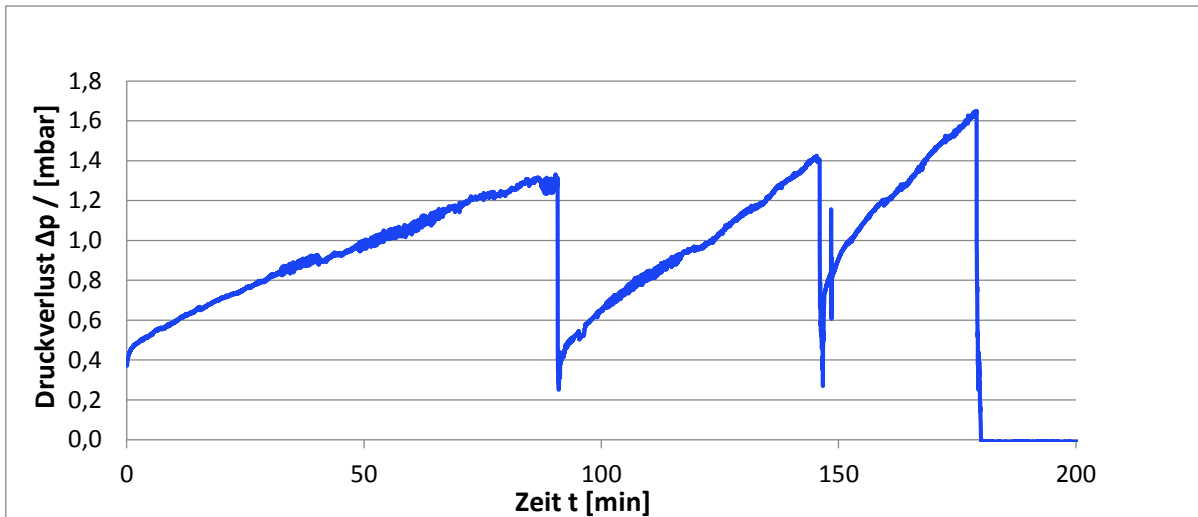


Abbildung 11.6: Druckverlust beim zweiten Langzeitversuch mit Ruß und Pural NF Teststaub aufgenommen mit SMPS

Leider kam es im letzten Langzeitversuch zu einem Problem mit dem Messprogramm, somit sind nur für den Druckverlust maßgebliche Messwerte aufgenommen worden. Diese sind in Abbildung 11.6 zu sehen, wobei hier zu erkennen ist, dass der Druckverlust nach dem Ablassvorgang recht stabil ist. Zwischen den Ablassvorgängen steigt der Druckverlust nahezu linear an. Die Steigung der Druckkurve wird davon beeinflusst wie das Schüttgut zum Liegen kommt.

In Tabelle 11.1 ist der Druckverlust über die Schüttung für alle Ablassvorgänge der Langzeitversuche aufgezeichnet. Hier ist zu sehen, dass der mittlere Druckverlust nach dem Schüttgutwechsel bei 0,32 mbar lag mit einer Standardabweichung von 0,07 mbar. Diese Werte entsprechen der im Vorfeld gestellten Anforderung, dass der Druckverlust über die Schüttung niedrig und stabil sein soll.

Tabelle 11.1: Druckverlust nach den Ablassvorgängen im Langzeitversuch

Schüttgut		Halbkugelförmige Holzpellets und Viskosefasern
Volumenmischverhältnis		2:1
Druckverlust in [mbar]		
Ablassvorgang	1	0,37
	2	0,25
	3	0,28
	4	0,28
	5	0,4
Mittelwert		0,32
Standartabweichung		0,07

12. Zusammenfassung

Im Zuge dieser Arbeit wurde der Anlagenprototyp erfolgreich für den Betrieb im Gleichstrom umgebaut. Die Filtereinheit der Anlage besteht aus dem zylindrischen Abscheideraum, der Welle auf der die Förderschnecke zentrisch im Abscheideraum montiert ist, dem Antriebsmotor der Welle, dem Sammelbehälter für das erschöpfend beladene Schüttgut und einem Rohrsystem zur Umlenkung des Gasmassenstromes. Die Aerosolgeneratoren auf der Rohgasseite und die Messeinrichtungen auf der Reingasseite befinden sich auf der gleichen Raumhöhe, deshalb wird der Gasmassenstrom nach dem Abscheideraum umgelenkt und den Messeinrichtungen zugeführt. Es war möglich die Komplette Filtereinheit horizontal um 180 °C zu drehen und in den Alagenprototyp ein zu bauen. Dabei wurde der erwünschte Kontakt der Aerosoldispersionen mit dem Schüttgut im Gleichstrom ermöglicht.

Mit dem umgebauten Anlagenprototyp wurden im Zuge dieser Diplomarbeit erfolgreich vier granulare Schüttgüter auf ihr Verhalten im Gleichstrombetrieb untersucht. Die betrachteten granularen Schüttgüter sind stabförmige Holzpellets, halbkugelförmige Holzpellets, Tongranulat und eine Viskosefaser-Holzspänemischung im Volumenmischverhältnis 1 zu 1. Zur Bestimmung der Staubabscheideeigenschaften wurde der Druckverlust über die Schüttung, Fraktionsabscheidegrade und Quality Factors dieser Schüttgüter bei unterschiedlichen Schüttschichthöhen experimentell bestimmt. Dabei wurde die Schüttschicht in 10 cm Schritten von 10 cm bis auf 80 cm erhöht. Für den Quality Factor wird der Fraktionsabscheidegrad mit dem Druckverlust in Relation gebracht.

In dieser Diplomarbeit wurden die aufgenommenen Werte der Untersuchungen im Gleichstrombetrieb mit den bereits vorhandenen Werten des Gegenstrombetriebes verglichen. Der Vergleich der Werte ermöglicht es nicht nur ein geeignetes Schüttgut ausfindig zu machen, sondern auch festzustellen welche Schüttschichthöhe und welche Betriebsweise für den Anlagenprototyp anzuwenden ist.

Im Rahmen dieser Arbeit konnte gezeigt werden, dass von den untersuchten Schüttgütern die Viskosefaserflocken-Holzspänemischung im Gegenstrombetrieb die besten Ergebnisse erzielt, da sie über das gesamte Größenspektrum der Partikeln, von 50nm bis 5µm, die besten Fraktionsabscheidegrade und die höchsten Quality Factors besitzt. Der Betrieb des Prüfstandes im Gegenstrom wies generell einen niedrigeren Druckverlust über die Schüttung auf als der Betrieb im Gleichstrom.

Da der Prototyp um einen Vorratsbunker erweitern werden soll, wurden im Zuge dieser Arbeit Untersuchungen zum Anstellwinkel des Zulaufrohres, für den reibungslosen Transport des Schüttgutes in den Filterraum durchgeführt. Dabei wurde der Anstellwinkel schrittweise erhöht, bis alle betrachteten Schüttgüter das Rohr problemlos durchwanderten. Die Untersuchungen zeigten, dass ab einem Anstellwinkel größer 45° keines der betrachteten Schüttgüter im Zulaufrohr zurück blieb.

Im Rahmen dieser Diplomarbeit wurde der Anlagenprototyp erfolgreich um einen Vorratsbunker erweitert. Bei dem Vorratsbunker handelt es sich um einen zylindrischen Vorratsbehälter mit Deckel, der mit der Filtereinheit über ein T-Stück mit einem Anstellwinkel von 45° verbunden ist. Der Umbau des Anlagenprototyps beinhaltete die Anpassung der Förderschnecke durch Höhenverstellung der Schneckenwendel an der zentrisch im zylindrischen Abscheideraum gelagerten Antriebswelle. Dabei wurde ein Schneckenwendel bündig mit dem oberen Rand der Öffnung des Zulaufrohres platziert um den Austrag des Schüttgutes durch den Gasmassenstrom zu verhindern. Die Schneckenwendel, welche zum Aufbau der Schüttschicht dienen, wurden so auf der Antriebswelle platziert, dass sich nach jedem Schüttgutwechsel eine Schüttschichthöhe von 30 cm einstellt. Der Anlagenprototyp wurde erfolgreich für den intermittierenden Betrieb im Gegenstrom umgebaut.

Im Zuge dieser Arbeit wurde das Schüttgut erfolgreich an die Anforderungen des intermittierenden Schüttgutwechsels angepasst. Der Ausgangspunkt für die Anpassung des Schüttgutes war die zuvor untersuchte Viskosefaserflocken-Holzspänemischung. Es wurden unterschiedliche Mischungen von Viskosefasern mit stabförmigen Holzpellets und von Viskosefasern mit halbkugelförmigen Holzpellets betrachtet. Dabei wurde vor allem Wert auf stabile Werte für den Druckverlust über die Schüttung nach dem Wechselvorgang des Schüttgutes gelegt. Es wurden Standartabweichungen und Mittelwerte für den Druckverlust über die Schüttung nach dem Wechselvorgang des Schüttgutes verglichen. Es hat sich gezeigt, dass eine Mischung aus Viskosefasern mit halbkugelförmigen Holzpellets im Volumenmischverhältnis 2 zu 1 für den intermittierenden Schüttgutwechsel gut geeignet ist.

Nach dem Umbau des Anlagenprototyps und der Auswahl des Schüttgutes konnten im Rahmen dieser Diplomarbeit erfolgreich Untersuchungen während des Betriebes mit intermittierendem Schüttgutwechsel durchgeführt werden. Die Ergebnisse zeigen, dass der Anlagenprototyp im Betrieb mit intermittierendem Schüttgutwechsel, unter Einsatz der Mischung von Viskosefasern mit halbkugelförmigen Holzpellets im Mischverhältnis 2 zu 1 als Schüttgut, sehr gute Abscheidegrade (über 0,9) und stabile Druckverluste (0,25-0,4 mbar) über die Schüttung (30 cm) nach dem Schüttgutwechsel aufweist.

Die Ergebnisse der Untersuchungen dieser Diplomarbeit zeigen, dass der Anlagenprototyp mit dem geeigneten Schüttgut für die kontinuierliche Abscheidung von Stäuben im Kaltversuch geeignet ist.

13. Ausblick

Die Untersuchungen dieser Arbeit haben gezeigt, dass mit dem geeigneten Schüttgut, das Filterkonzept großes Potential hat. Um in der Lage zu sein einen Prototyp zu bauen muss ein Versuchstand gebaut werden auf dem das Aerosol durch eine Verbrennung von Holz entsteht. Bei der Mischung aus halbkugelförmigen Holzpellets und Viskosefaserflocken besteht aufgrund ihrer Brennbarkeit eine gewisse Gefahr bei Funkenflug. Es wäre wichtig zu wissen welche Mindestabstände vom Brennraum einzuhalten sind, oder wann der Einsatz eines Funkenfängers zu empfehlen wäre. Des Weiteren sollte untersucht werden wie sich eine schlechte Verbrennung mit viel Unverbranntem in der Asche auf den Ablassvorgang auswirkt. Beim Ablassvorgang treten eine starke Staubkonzentration vor der Filterschicht und über dem Abfallbehälter auf. Es sollte sichergestellt werden, dass die Wahrscheinlichkeit einer Feuerentwicklung im Abfallbehälter gering ist und Staubexplosionen ausschließen zu können.

Um die Betriebskosten des Schüttschichtfilters abschätzen zu können müssen Untersuchungen zum Materialverbrauch des Schüttgutes durchgeführt werden. Auch ist die Frage zu klären, ob und wie lange das Schüttgut wieder verwendet werden kann. Dazu wird in Langzeitversuche bei einem bestimmten Druckverlust über die Schüttung das Schüttgut gewechselt. Der Wechsel des Schüttguts erfolgt hier automatisiert um reproduzierbare Ergebnisse zu erhalten. Nach jedem Ablassvorgang wird das verbrauchte Schüttgut aufgezeichnet. So können Hochrechnungen über eine komplette Heizperiode gemacht werden. Werden diese Versuche mit bereits benutztem Schüttgut wiederholt, so geben sie Aufschluss welche Auswirkungen die Wiederverwendung des Schüttgutes auf die Staubabscheidung und Filterperiode haben. Rußbeladenes Schüttgut stellt ein Gesundheitsrisiko dar. Die Wiederverwendung ist nur dann eine Option, wenn das Schüttgut nicht vom Endverbraucher gehandhabt werden muss um wieder in den Vorratsbunker zu gelangen.

Um das Filterkonzept ansprechender und vielseitiger zu gestalten, braucht es ein Schüttgut, das es ermöglicht auch gasförmige Bestandteile des Abgases zu entfernen. Tongranulat ist geeignet um mit einer reaktiven oder katalytischen Schicht versehen zu werden. Das resultierende Granulat kann dann zum Beispiel mit Viskosefaserflocken gemischt werden. Die Mischung aus Viskosefasern und katalytischen Granulat müsste auf ihre Eignung als Filtermedium getestet werden.

14. Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 3.1: Schematische Darstellung der Mengenverteilung von TSP, PM10 und PM2,5. [2]
- Abbildung 3.2: Anteile der Sektoren an Staubemissionen 2012 in Österreich (nach [4])
- Abbildung 3.3: Vergleich von Kleinfeuerungsanlagen im Hinblick auf die Emission vom PM10 - Staub (nach [8])
- Abbildung 3.4: Schematische Darstellung der Partikelbildung in Holzfeuerungen (nach [9]).
- Abbildung 3.5: Anzahlverteilung (Partikelgröße in Nanometer) während der Verbrennungsphasen bei einem Holzofen (nach [14])
- Abbildung 3.6: Anzahlverteilung der Staubemission eines Holzofens bei verschiedenen Bedingungen. Die Messungen sind mit SMPS und OAS entstanden (nach [18]).
- Abbildung 4.1: Größenbereiche flüssiger und fester Teilchenkollektive (nach[22])
- Abbildung 4.2: Messbereiche unterschiedlicher Partikelmessverfahren (nach[22])
- Abbildung 4.3: Statistische Partikelabmessung (nach [22])
- Abbildung 4.4: Normierung realer Partikeln durch volumenäquivalente sphärische Partikeln (nach [24])
- Abbildung 4.5: Normierung der Staubpartikel mithilfe eines Stokes-Durchmessers (nach [24])
- Abbildung 4.6: Normierung von Staubpartikeln aufgrund von gleicher elektrodynamischer Mobilität (nach [24])
- Abbildung 4.7: Aerosolneutralisator (nach [22])
- Abbildung 4.8: Vereinfachte Darstellung eines Scanning Mobility Particle Sizer mit Diagramm zur Darstellung des Ladungsgleichgewichts einfach und mehrfach elektrisch geladener Partikeln (nach [24])
- Abbildung 4.9: Relative Streulichtintensität für monochromatisches Licht (z.B. Laserlicht) (links), Relative Streulichtintensität für Weißlicht (rechts) (nach [39])
- Abbildung 4.10: Optische Anordnung des Weißlicht-Aerosolspektrometers (nach [38])
- Abbildung 4.11: Schematische Darstellung eines T-Blende-Aufbaus (nach [38])
- Abbildung 4.12: Randzohnenfehlerkorrektur (nach [38])
- Abbildung 5.1: Fraktionsabscheidegrade unterschiedlicher Staubabscheider (nach [14])
- Abbildung 5.2: Darstellung der Funktionsweise eines Plattenabscheiders (nach [19])
- Abbildung 5.3: Schematische Darstellung der Tiefenfiltration (nach [21])
- Abbildung 5.4: Abscheidemechanismen in der Tiefenfiltration (nach [21])
- Abbildung 5.5: Schematische Darstellung der Oberflächen- bzw. Kuchenfiltration (nach [21])
- Abbildung 5.6: Zeitlicher Verlauf des Druckverlusts und des Reingasstaubgehalts bei Abreinigungsfiltern (nach [21])

- Abbildung 5.7: Schematischer Aufbau eines Mischbettfilters (nach [21])
- Abbildung 6.1: Prinzipskizze des neuen Filtersystems (nach [18])
- Abbildung 6.2: möglicher Einsatz in einer Kleinfeuerungsanlage (nach [18])
- Abbildung 7.1: Zusammenfassung von VDI-Richtlinien zu der Vornorm DIN SPEC 33999 (nach [18])
- Abbildung 7.2: Überblick über die Messinstrumente und Komponenten des Filtermittelprüfstandes
- Abbildung 7.3: Rußgenerator miniCast der Firma Jing Aerosol [27]
- Abbildung 7.4: Partikelkonzentration des eingesetzten Rußgenerators, gemessen mittels SMPS (nach [18])
- Abbildung 7.5: links: Bänddosierer PALAS BEG1000 [28], rechts: Produktdetails des Teststaubes Pural NF [29]
- Abbildung 7.6: Partikelkonzentration des Teststaubes Pural NF mittels Bänddosierers dispergiert, vermessen mittels OAS Welas (nach [18])
- Abbildung 7.7: SMPS 3080 der Firma TSI [30]
- Abbildung 7.8: Welas digital 2000 der Firma Palas [31]
- Abbildung 7.9: Fließschema des Filtermittelprüfstandes (nach [18])
- Abbildung 7.10: Filtereinheit des Filtermittelprüfstandes (nach [18])
- Abbildung 7.11: Messeinheit des Filtermittelprüfstandes (nach [18])
- Abbildung 7.12: Schematische Darstellung einer Entnahmesonde
- Abbildung 7.13: Gesamtaufbau des Filtermittelprüfstandes (nach [18])
- Abbildung 7.14: Versuchsanordnung für den Betrieb im Gleichstrom und im Gegenstrom
- Abbildung 7.15: stabförmige Holzpellets (nach [18])
- Abbildung 7.16: halbkugelförmige Holzpellets (nach [18])
- Abbildung 7.17: Tongranulat [33]
- Abbildung 7.18: Viskosefaserflocken-Holzspänemischung [18]
- Abbildung 8.1: Versuchsablaufplan
- Abbildung 8.2: Druckverlust über die Schüttguthöhe von stabförmigen Holzpellets
- Abbildung 8.3: Fraktionsabscheidegrad von stabförmigen Holzpellets bei unterschiedlichen Schüttguthöhen, Messung mittels optischen Aerosolspektrometers
- Abbildung 8.4: Quality Factor von stabförmigen Holzpellets bei unterschiedlichen Schüttguthöhen, Messung mittels optischen Aerosolspektrometers
- Abbildung 8.5: Druckverlust über die Schüttguthöhe bei halbkugelförmigen Holzpellets
- Abbildung 8.6: Fraktionsabscheidegrad von Halbkugelförmigen Holzpellets bei unterschiedlichen Schüttguthöhen, Messung mittels optischen Aerosolspektrometers

- Abbildung 8.7: Quality Factor von halbkugelförmigen Holzpellets bei unterschiedlichen Schüttguthöhen, Messung mittels optischen Aerosolspektrometers
- Abbildung 8.8: Druckverlust über die Schüttguthöhe bei Tongranulat
- Abbildung 8.9: Fraktionsabscheidegrad von Tongranulat bei unterschiedlichen Schüttguthöhen, Messung mittels optischen Aerosolspektrometers
- Abbildung 8.10: Quality Factoren von Tongranulat bei unterschiedlichen Schüttungshöhen, Messung mittels optischen Aerosolspektrometers
- Abbildung 8.11: Druckverlust über die Schüttguthöhe bei Viskosefaserflocken mit Holzspänen
- Abbildung 8.12: Fraktionsabscheidegrad von Viskosefaserflocken mit Holzspänen bei unterschiedlichen Schüttguthöhen, Messung mittels optischen Aerosolspektrometers
- Abbildung 8.13: Quality Factor von Viskosefaserflocken mit Holzspänen bei unterschiedlichen Schüttguthöhen, Messung mittels optischen Aerosolspektrometers
- Abbildung 8.14: Druckverluste der Schüttgüter über die Schüttguthöhen im Gleichstrom (oben) und im Gegenstrom (unten)
- Abbildung 8.15: Abscheidegrade der Schüttgüter über die Schüttguthöhen im Gleichstrom (oben) und im Gegenstrom (unten)
- Abbildung 8.16: Quality Factoren der Schüttgüter über die Schüttguthöhen im Gleichstrom (oben) und im Gegenstrom (unten)
- Abbildung 9.1: Konzept des umgebauten Filtermittelprüfstandes
- Abbildung 9.2: Verhalten des Schüttgutes bei zu niedriger Platzierung des ersten Schneckenflügel (oben) und bei korrekter Platzierung (unten)
- Abbildung 9.3: Platzierung des unteren Schneckenflügels zur Einstellung der Schüttguthöhe auf 30 cm
- Abbildung 9.4: Versuchsaufbau zur Untersuchung der Austragung der Schüttgüter
- Abbildung 9.5: Versuchsaufbau zur Bestimmung des Anstellwinkels mit den Viskosefasern mit Holzspänen bei unzureichendem Anstellwinkel
- Abbildung 9.6: Filtereinheit des umgebauten Filtermittelprüfstandes
- Abbildung 10.1: stabförmige Holzpellets mit Viskosefasern im Volumenverhältnis 2 zu 1 (links), Viskosefaserflocken mit Holzspänen im Volumenverhältnis 1 zu 1 (rechts)
- Abbildung 11.1: Absolutfilter beladen mit Ruß
- Abbildung 11.2: Versuchsablauf der Langzeitversuche
- Abbildung 11.3: Modifizierte Partikelzuführung des Versuchstandes
- Abbildung 11.4: Druckverlust (oben) und Fraktionsabscheidegrade (unten) aufgetragen über die Zeit beim ersten Langzeitversuch mit Ruß und Pural NF Teststaub aufgenommen mit SMPS

Abbildung 11.5: Druckverlust (oben) und Fraktionsabscheidegrade (unten) aufgetragen über die Zeit beim zweiten Langzeitversuch mit Ruß und Pural NF Teststaub aufgenommen mit SMPS

Abbildung 11.6: Druckverlust beim zweiten Langzeitversuch mit Ruß und Pural NF Teststaub aufgenommen mit SMPS

15. Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1:	Kleinf Feuerungen für feste Brennstoffe mit händischer Beschickung [5]
Tabelle 3.2:	Kleinf Feuerungen für feste Brennstoffe mit automatischer Beschickung [5]:
Tabelle 3.3:	Hand- und automatische Kleinf Feuerungsanlagen (nach [6])
Tabelle 4.1:	Bezeichnung disperser Systeme (nach [22])
Tabelle 4.2:	Cunningham Korrektur (nach [22])
Tabelle 4.3:	Ladungsverteilung für eine bipolare Diffusionsaufladung nach Fuchs (nach [22])
Tabelle 5.1:	Vergleich der vorgestellten Entstaubungstechniken (nach [18])
Tabelle 8.1:	Heizwert von verschiedenen Hölzern und ihr Verbrauch bei einer Leistung von 15kW (nach [18])
Tabelle 9.1:	Anstellwinkel der Schüttgüter
Tabelle 10.1:	Druckverlust nach dem Ablassvorgang bei verschiedenen Schüttgutmischungen
Tabelle 11.1:	Druckverlust nach den Ablassvorgängen im Langzeitversuch

16. Literaturverzeichnis

- [1] „Staub“, <http://www.chemie.de/lexikon/Staub.html> letzter Zugriff: 02.12.2017
- [2] „Feinstaub“, <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/luftschaedstoffe/feinstaub> letzter Zugriff: 02.12.2017
- [3] „Feinstaub - Gefahr für die Gesundheit“, <http://feinstaub-gesundheit.de/feinstaub/entstehung.html> letzter Zugriff: 29.04.2017
- [4] Katja Pazdernik et.al.: „Emissionstrends 1990 – 2012 Ein Überblick über die österreichischen Verursacher von Luftschadstoffen“; Österreichisches Umweltbundesamt REP-0489; S. 16 - 25; Wien; 2014.
- [5] Landesgesetzblatt für Wien: „Vereinbarung gemäß Art. 15a B-VG über das Inverkehrbringen von Kleinf Feuerungen und die Überprüfung von Feuerungsanlagen und Blockheizkraftwerken“; <https://www.wien.gv.at/recht/landesrecht-wien/landesgesetzblatt/jahrgang/2012/html/lg2012082.html>, letzter Zugriff: 29.04.2017
- [6] Kaltschmitt, M.; Hartmann, H.; Hofbauer, H.: „Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren“; Springer Verlag; Band 2; S. 343 und S. 468 – 476; Berlin; 2009.
- [7] Brunner, T.; Obernberger, I.: „Feinstaub Stand der Technik“; Tagungsband zum 16. Österreichischer Biomasse-Tag, 16.–18. November 2011, Wieselburg; S. 75-78.
- [8] Obernberger, I.: „Feinstaub das Thema des Jahrzehnts?“; Vortragsunterlagen zum Energiefachtag, 25.1.2013, Graz; S.19.
- [9] Brodbeck, J.; et.al.: „Holzverbrennung 2015“; Schlussbericht Förderprojekt im Auftrag der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück; 2010.
- [10] Lenz, V. et.al., „Bewertung und Minderung von Feinstaubemissionen aus häuslichen Holzfeuerungsanlagen“, DBFZ Report Nr. 1, Deutsches Biomasse Forschungszentrum, 2010, Leipzig; S. 5-12
- [11] „Warum ist Feinstaub schädlich für den Menschen?“, <http://www.umweltbundesamt.de/service/uba-fragen/warum-ist-feinstaub-schaedlich-fuer-den-menschen> letzter Zugriff: 14.12.2017
- [12] Munack, A.; Fal, Y.; Schwarz, S.: „Bestimmung der Emissionen und der Partikelgrößenverteilung (Feinstaub) im Abgas eines modernen Euro-4-Nutzfahrzeugmotors mit SCR-Abgasreinigung im Betrieb mit Biodiesel“; Abschlussbericht im Auftrag der Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen e.V. (UFOP) und des Verbands der Deutschen Biokraftstoffindustrie e.V. (VDB), Braunschweig; 2006.
- [13] Kelz, J.; Brunner, T.; Obernberger, I.: „Emissionsfaktoren und chemische Charakterisierung von Feinstaubemissionen moderner und alter Biomasse-Kleinf Feuerungen über typische Tageslastverläufe“; Environmental Sciences Europe 2012.
- [14] Johansson, L.: „Charaterisation of Particle Emission from small-scale Biomass Combustion“; Dissertation, Technische Universität Göteborg; 2002.
- [15] Ban, M.: „Basiswissen Umwelttechnik: Wasser, Luft, Abfall, Lärm und Umweltrecht“; Vogel Verlag, Würzburg; 2007.

- [16] Obernberger, I.: „Moderne Biomasse-Kleinfeuerungen reduzieren Feinstaubemissionen“; Graz; Pressemitteilung 28.1.2011;
<http://www.propellets.at/wpcms/wp-content/uploads/2012/11/pressemitteilung-be2020-ijpt-tug-feinstaub.pdf>;
 letzter Zugriff: 10.02.2018
- [17] „Massenkraftabscheider“, <https://de.wikipedia.org/wiki/Massenkraftabscheider>
 letzter Zugriff: 02.03.2017
- [18] Kolmanz, S.: „Aufbau eines Filtermittelprüfstandes für die Charakterisierung von Schüttungen hinsichtlich ihres Abscheideverhaltens von Nanopartikeln“; TU Wien, Wien 2016
- [19] „Der Elektroabscheider“, <http://sundoc.bibliothek.uni-halle.de/diss-online/02/03H036/t6.pdf>
 letzter Zugriff: 14.03.2017
- [20] Förtsch, G. ; Meinholz, H.: „Handbuch Betrieblicher Immissionsschutz“; Springer Fachmedien Wiesbaden; Wiesbaden 2013; S 209-221
- [21] Mauschitz, G.: „Staubabscheiden“; Skriptum zur Vorlesung, TU Wien; 2016.
- [22] Mauschitz, G.: „Partikelmesstechnik“; Skriptum zur Vorlesung, TU Wien; 2014.
- [23] Stieß, M.: „Mechanische Verfahrenstechnik-Partikeltechnologie 1“; Springer-Verlag Berlin Heidelberg; Heidelberg 2009; S 161-208
- [24] Schröder, T. et. al.; „Messmethodensammlung Feinstaub“; Fischer Druck; Leipzig 2014; S 66-86
- [25] DIN SPEC 33999:2014-12: „Emissionsminderung – Kleine und mittlere Feuerungsanlagen (gemäß 1. BImSchV) – Prüfverfahren zur Ermittlung der Wirksamkeit von nachgeschalteten Staubminderungseinrichtungen“; Beuth Verlag, Berlin 2014.
- [26] „ANOVA gauge R&R“, https://en.wikipedia.org/wiki/ANOVA_gauge_R%26R
 letzter Zugriff: 27.04.2017
- [27] „miniCAST Series“, http://www.sootgenerator.com/midCAST_g.htm
 letzter Zugriff: 27.04.2017
- [28] „BEG system“, <http://www.palas.de/en/product/beg1000> letzter Zugriff: 29.04.2017
- [29] Sasol Germany GmbH: „PURAL®/CATAPAL® High purity aluminas“, Hamburg 2003
- [30] „Model 3080-Series Electrostatic Classifiers“, http://www.tsi.com/uploadedFiles/_Site_Root/Products/Literature/Spec_Sheets/3080.pdf;
 letzter Zugriff: 29.04.2017
- [31] „welas® digital 2000“, <http://www.palas.de/en/product/welasdigital2000>;
 letzter Zugriff: 29.04.2017
- [32] VDI 2066, Blatt 1: „Technische Regel, 2006-11 Messen von Partikeln – Staubmessungen in strömenden Gasen – Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung“; Beuth Verlag, Berlin; 2006.
- [33] „Hydro-Tongranulat“, <https://www.amazon.de/Pflanzton-Hydro-Tongranulat-8-16-25-Liter-Sack/dp/B01GPOXC9Y?SubscriptionId=AKIAIQTILXNC3S7ZHMA&tag=strawpollde-21&linkCode=xm2&camp=2025&creative=165953&creativeASIN=B01GPOXC9Y>

letzter Zugriff: 01.05.2017

- [34] „Rohrabzweigung“, https://www.stabilo-sanitaer.de/kg-rohr-abzweig-dn-160-150-100-110-mm-45-grad-kgea-einfachabzweig/a-438442/?ReferrerID=7.00&gclid=CjwKCAiA6K_QBRA8EiwASvtjzRg4eC_OvEglt3XB7mkkEhUBk88NtZ-V0iFFugiHLZkERT5N_Na_RRoCuCOQAvD_BwE

letzter Zugriff: 15.11.2017

- [35] „Kondensation“, <http://www.chemie.de/lexikon/Kondensation.html>

letzter Zugriff: 08.02.2018

- [36] „Koagulation“, <http://www.spektrum.de/lexikon/geographie/koagulation/4197>

letzter Zugriff: 08.02.2018

- [37] Löffler, F.: „Staubabscheiden“; Georg Thieme Verlag Stuttgart; New York 1988; S 314-325

- [38] VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) – Normenausschuss: „VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft - Band 5: Analysen- und Messverfahren, Blatt 4“; Beuth Verlag GmbH Berlin; Düsseldorf 2011

- [39] Füchsel, S.: „Abschlussbericht: Erzeugung stabiler Aerosole hoher Feststoffbeladung mittels trockener Dispergierung“; Technische Universität Bergakademie Freiberg; Freiberg 2010

- [40] VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) – Normenausschuss: „VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft - Band 5: Analysen- und Messverfahren, Blatt 5“; Beuth Verlag GmbH Berlin; Düsseldorf 1989