



**TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
WIEN**
Vienna | Austria

Diplomarbeit

Aufbau und Inbetriebnahme eines Prüfstandes zur Beurteilung der Emissionsminderung von Abscheidern für Kleinfeuerungsanlagen

ausgeführt am

Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften

Fakultät für Technische Chemie der Technischen Universität Wien

Unter der Anleitung von

Univ. Prof. Dipl.- Ing. Dr. techn. Hermann Hofbauer

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

vorgelegt von

Ilija Ilić, B.Sc.

Matrikelnummer: 1031008

Poschgasse 10/17, 1140 Wien

Wien, am

Ilija Ilić

Danksagung

Ich möchte in aller erster Linie meinen Eltern für die Unterstützung während meines Studiums danken. Außerdem möchte ich Univ. Prof. Dipl.- Ing. Dr. techn. Hermann Hofbauer, Ass. Prof. Dipl.- Ing. Dr. techn. Gerd Mausnitz und Univ. Ass. Dipl.- Ing. Dr. techn. Laminger Thomas für die hervorragende Betreuung und Hilfe während der Diplomarbeit danken.

Weiterhin richtet sich mein Dank an die gesamte Arbeitsgruppe der Mechanischen Verfahrenstechnik der TU Wien für sowohl die fachliche, als auch moralische Unterstützung während des gesamten Prozesses und die für eine angenehme Arbeitsatmosphäre gesorgt haben. Einen weiteren Dank möchte ich an die Belegschaft vom Prüflabor für Feuerungsanlagen der TU Wien richten, ohne die der Aufbau und Ausführung dieser Arbeit nicht möglich gewesen wäre.

Inhaltsverzeichnis

1. KURZFASSUNG UND ABSTRACT	1
1.1 KURZFASSUNG.....	1
1.2 ABSTRACT	3
2. ERNEUERBARE ENERGIEN IN ÖSTERREICH UND DER EUROPÄISCHEN UNION	4
2.1 ERNEUERBARE ENERGIEN IN ÖSTERREICH.....	4
2.1.1 Biomasse	6
2.1.2 Wasserkraft	12
2.1.3 Windkraft.....	14
2.1.4 Photovoltaik	16
2.2 ERNEUERBARE ENERGIEN IN DER EUROPÄISCHEN UNION.....	18
3. EMISSIONEN UND IMMISSIONEN VON KLEINFEUERUNGSANLAGEN.....	22
3.1 RECHTLICHE GRUNDLAGEN UND GRENZWERTE	23
3.2 SCHADSTOFFE IN EMISSIONEN AUS KLEINFEUERUNGSANLAGEN	24
3.3. ENTSTEHUNG VON EMISSIONEN BEI VERBRENNUNGSVORGÄNGEN.....	29
4. TECHNOLOGIEN ZUR LUFTREINHALTUNG	33
4.1 FILTERNDE ABSCHIEDER	34
4.1.1 Abreinigungsfilter	34
4.1.2 Speicher bzw. Tiefenfilter.....	35
4.1.3 Schüttschichtfilter.....	37
4.2 ELEKTRISCHE ABSCHIEDER.....	40
5. EMISSIONSMINDERUNG NACH DIN SPEC 33999.....	44
5.1 PRÜFUNG BEI DISKONTINUIERLICH BESCHICKTEN FEUERUNGEN	45
5.2 PRÜFUNG BEI KONTINUIERLICH BESCHICKTEN FEUERUNGEN	49
6. ZIELSETZUNG DER ARBEIT	53
7. MESSTECHNIK UND METHODIK	54
7.1 FILTERPRÜFSTAND IM LABORMAßSTAB	54
7.2 PILOTVERSUCHE IM PRÜFLABOR FÜR FEUERUNGSANLAGEN	60
7.3 ABSCHIEDER	71
8. GRUNDLAGEN DER ERGEBNISAUSWERTUNG.....	74
8.1 ABSCHIEDERGRAD – T(x).....	74
8.2 QUALITY FACTOR – QF	77

8.3	STAUBMASSE UND GASZUSAMMENSETZUNG.....	77
8.4	GASZUSAMMENSETZUNG	79
9	ERGEBNISSE DER VERSUCHE	80
9.1	ERGEBNISSE DER LABORVERSUCHE AM FILTERPRÜFSTAND.....	80
9.1.1	<i>Mineralwolle</i>	80
9.1.2	<i>Dämmwolle</i>	84
9.1.3	<i>Elektrischer Abscheider</i>	87
9.1.4	<i>Vergleich der Laborversuche</i>	89
9.2	ERGEBNISSE DER PILOTVERSUCHE	93
10	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK	101
10.1	AUSBLICK	102
11	LITERATURVERZEICHNIS.....	IV
12	ABBILDUNGSVERZEICHNIS	VII
13	TABELLENVERZEICHNIS.....	IX
14	FORMELVERZEICHNIS	X

1. Kurzfassung und Abstract

1.1 Kurzfassung

Mit dem steigenden Bedarf nach alternativen Energien und der Dringlichkeit die Umwelt vor Verschmutzung zu bewahren, ist es in den letzten Jahrzehnten ein starkes Hauptaugenmerk der chemischen und verfahrenstechnischen Wissenschaft geworden, Optionen für ein besseres Miteinander für Mensch und Natur zu finden. Durch Luftverschmutzung können sowohl akute, als auch chronische Gefahren entstehen. So steigt das Risiko an bestimmten Krebsleiden zu erkranken durch das Einatmen zu vieler Feinstaubemissionen oder es kommt zu politischen Ausnahmesituationen, wie es im Jahr 2016 in China der Fall war. Europäische bzw. österreichische Behörden haben die Gefahren bereits frühzeitig erkannt und mit Jänner 2015 unter anderem die Grenzwerte für Staubemissionen, insbesondere für die aus Kleinfeuerungsanlagen, verschärft.

Da Kleinfeuerungsanlagen heutzutage meist Biomasse verbrennen, ist eine Option um Staubemissionen gering zu halten, und in weiterer Folge auch Immissionen, einen Entstauber bzw. Partikelabscheider nachgeschaltet im Abgasrohr der Feuerung anzubringen. Dieser Idee wurde am Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaft, Fachrichtung Mechanische Verfahrenstechnik und Luftreinhaltung der TU Wien nachgegangen und auf Grundlage eines Prüfstandes gemäß DIN Spec 33999 eine Feuerungsanlage aufgebaut, die aus gewählten Partikelabscheider, deren Abscheidegrad und Güte testen soll.

Als Kleinfeuerungsanlage wurde ein Scheitholzofen „LOOK RLU“ von **Rika** verwendet und Scheitholz gemäß der DIN EN ISO 17225-5 verwendet. So durch wurde garantiert, dass die Experimente repräsentativ und auch nachvollziehbar sind. Zudem wurden die gewählten Partikelabscheider (Mineralwolle, Dämmwolle und elektrischer Abscheider) vorher in Laborversuchen auf ihr Trenngüte untersucht. Es wurde anschließend versucht die Ergebnisse beider Experimente miteinander zu vergleichen. Mineralwolle und Dämmwolle sind filternde Abscheider und basieren auf dem Prinzip der Tiefenfiltration und der Speicherung von Partikeln im Inneren des Abscheiders, während ein elektrischer Abscheider Partikel mittels eines elektrischen Feldes abscheidet.

Als Prüfgrößen dienten am Ende der Abscheidegrad und der Druckverlust als ausschlaggebende Parameter, um endgültige Schlüsse zu ziehen. Es konnte sich dadurch zeigen, dass obwohl Speicherfilter, wie z.B. Mineralwolle und Dämmwolle, einen sehr hohen Abscheidegrad haben, diese aufgrund des hohen Druckverlustes eher nicht als Abscheider in einer Kleinf Feuerungsanlage in Frage kommen. Elektrische Abscheider sind dahingehend eher geeignet, weil diese, obwohl sie einen geringeren Abscheidegrad erreicht haben, als Speicherfilter, auch viel weniger Druckverlust und weniger Partikel auf der Reingasseite besitzen.

1.2 Abstract

Air pollution and emission of particulate matter by biomass combustion will, in short future be very strict in Europe, especially in Austria and Germany. Both countries are quite prominent for using biomass as an alternative form of energy for cars and heating of households. The issue of using biomass as a fuel in the private sector is that with the newly introduced limit values, emissions must be kept low. Due to this fact, the base of this thesis is the DIN Spec 33999, which is proposing a furnace system to test particle separators for small residential heating systems, in their separation efficiency and quality.

For this reason, a special design of a furnace has been developed according to DIN Spec 33999 and few separators have been tested to determine which of the tested separators is suitable for the use in domestic heating. The tested separators were mineral wool, insulating wool and an electrostatic precipitator. Mineral wool and insulating wool are based on the principle of depth filtration, in which particles collide with the fiber or the material of the filter and stick there, whereas the idea of an electrostatic precipitator is to separate particles from the air stream by deflecting them to the precipitation electrode.

In two experiments, the efficiency and quality of the separators were tested, resulting that the woolen filters are ranking high in terms of separation but when considering their high pressure drop, they fail to be used in domestic furnaces. The electrostatic precipitator reaches a moderate level of separation efficiency but when it comes to pressure drop and clean gas concentration it achieves better results in its overall quality than mineral and insulating wool. This makes it highly suitable for domestic heating systems according to DIN Spec 33999.

2. Erneuerbare Energien in Österreich und der Europäischen Union

Erneuerbare bzw. regenerative Energien sind Energien deren Herkunft Quellen unerschöpflicher Verfügbarkeit sind oder diese sich schnell erneuern. Dadurch grenzen sie sich von den fossilen Energieträgern ab. Durch ihre hohe Energieeffizienz spielen sie zudem eine wichtige Rolle in der aktuellen Energiepolitik und leisten einen Beitrag zur Energiewende. Zu den erneuerbaren Energien zählt man Wasserkraft, Windenergie, Sonnenenergie, Geothermie, aber auch Biomasse (Holz, Biogas etc.) aus der man energetisches Potential schöpfen kann. Die Form in der diese Energie bereitgestellt wird sind Elektrizität, Wärmeenergie oder auch Kraftstoffe aus Biomassen (Biodiesel, Bioethanol etc.).

2.1 Erneuerbare Energien in Österreich

Beginnend mit der Erdölkrise in den 1970er Jahren, etablierte sich der Begriff der Energiewende immer stärker weltweit, auch in Österreich. Diese beschreibt den Umstieg von fossilen Energieträgern auf erneuerbare Energiequellen und steuert somit einer „dekarbonisierten Gesellschaft“ entgegen, ganz wie es im Klimavertrag von Paris 2015 beschlossen wurde. Österreich baute bereits frühzeitig seinen Energiesektor um, hingehend zu regenerativen Energieformen. Dabei spielen vor allem die Wasserkraft und die Biomassenerzeugung - bzw. deren Nutzung in Österreich eine große Rolle, auf Grund der geografischen Lage. In den letzten 20 Jahren gab es einen starken Zuwachs des Energieverbrauchs, der zu Gunsten der erneuerbaren Energien stetig weniger Gebrauch von Kohle und Öl als Primärenergiequellen machte.

Im EU Durchschnitt konnten in Österreich bereits einige Spitzenposition errungen werden, darunter der dritte Platz beim Anteil der erneuerbaren Energien nach Bruttoinlandsverbrauch und der erste Platz beim Anteil der erneuerbaren Energien bei der Stromerzeugung, bei dem vor allem die bereits angesprochene Wasserkraft einen wichtigen Teil einnimmt. [1]

Obwohl der Endenergieverbrauch im Schnitt stetig gewachsen ist, erkennt man auf Grund von Witterungsverhältnissen und allem voran der Wirtschaftskrise 2008, dass der Verbrauch an Energie in Österreich um einen kleinen Anteil gesunken ist. Vom Jahr 2013

2 Erneuerbare Energien in Österreich und der Europäischen Union

bis zu 2014 ist der Bruttoinlandsverbrauch um 3,2% kleiner geworden und der Endenergieverbrauch in Österreich um gesamte 4,3%. Seit 1970 ist der Anteil der erneuerbaren Energieträger in Österreich stetig am Wachsen (*Abbildung 1*) [2], mit dem Ziel bis 2020 die Hälfte des nationalen Gesamtenergieverbrauchs aus erneuerbaren Energien zu decken. [3]

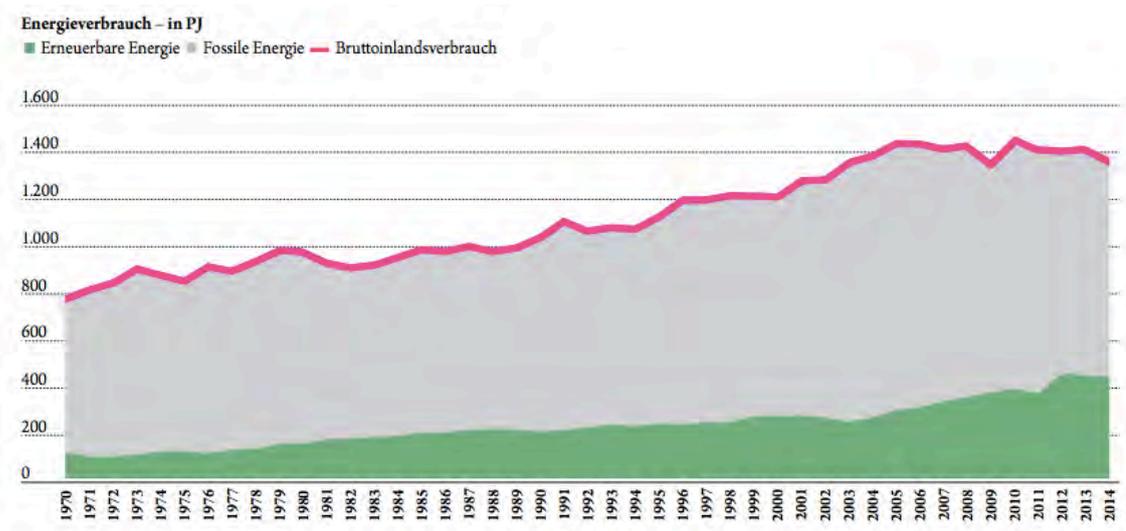


Abbildung 1 - Anteile erneuerbarer und fossiler Energie im österreichischen Bruttoinlandsverbrauch 1970-2014 [2]

Insgesamt soll der Anteil der erneuerbaren Energie auf 50% steigen in Österreich, wobei ein starkes Augenmerk auf Biomasse gelegt wird, da aus dieser einerseits Biotreibstoff, aber auch Wärme und elektrischer Strom gewonnen werden kann. Eine Zukunftsaussicht für die einzelnen Verbrauchssektoren ist in *Abbildung 2* festgehalten. [3]

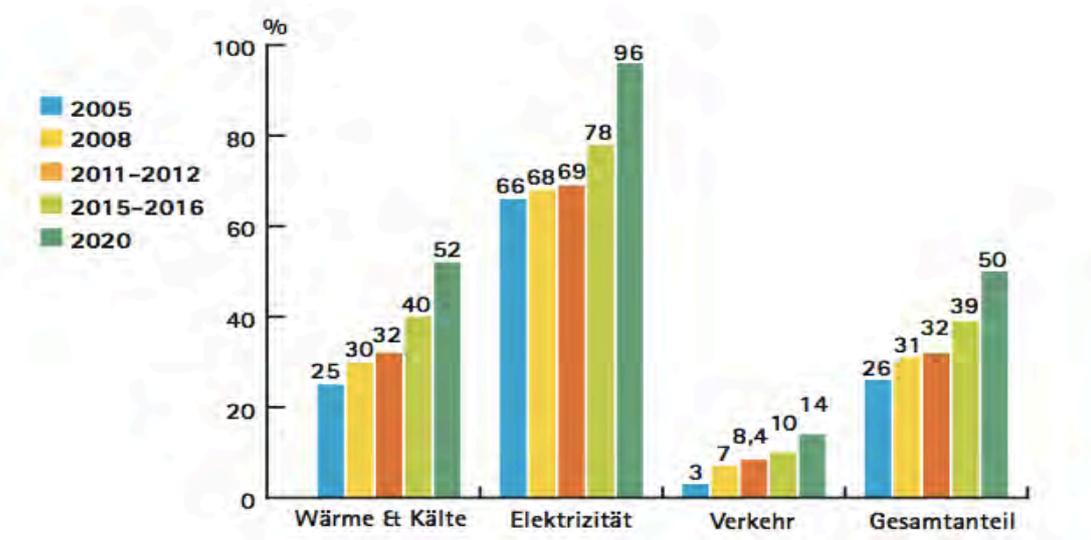


Abbildung 2 - Entwicklung Anteil der Erneuerbaren in den Sektoren und Gesamt [3]

Weitere Technologien, die starke Verwendung in Österreich finden und ein nützliches Potential für die Zukunft bieten, sind neben Biomasse und Wasserkraft auch Windkraft, Sonnenenergie und Biogas.

2.1.1 Biomasse

Biomasse ist wohl die älteste Form der regenerativen Energien, die als solche auch genutzt wird. Bereits seit ca. 790.000 Jahren wird beispielsweise ein energetischer Nutzen aus Brennholz herangezogen. Auch heutzutage wird traditionelle Biomasse, vermehrt in ärmeren Regionen, wie zum Beispiel Mozambique und Äthiopien bis zu 90% als Primärenergiequelle verwendet. Durch den stark schwankenden bzw. teilweise steigenden Ölpreis greifen auch viele Industriestaaten nun zur Biomasse zurück, nicht nur in Form von klassischem Brennholz, sondern auch als Pellets, Brikettes oder auch als Sekundärenergiequellen, wie z.B. Biogas oder Biodiesel. [4]

2.1.1.1 Entstehung und Definition von Biomasse

Biomasse ist organisches Material, was alle Lebewesen, abgestorbene Organismen und organische Stoffwechselprodukte sein können. Pflanzen sind jedoch insbesondere wichtig für die Entstehung der energetisch nutzbaren Biomasse, wie wir sie kennen. Pflanzen können mit Hilfe der Sonneneinstrahlung Kohlenstoffdioxid und Wasser in Kohlenhydrate umwandeln, welche anschließend als Energiequelle genutzt werden, von der Pflanze als auch vom Menschen als Biomasse. [4]

Die bekannte Reaktion der Photosynthese lautet wie folgt:



Die wohl bekannteste Form dieser Photosynthesereaktion ist die oxygene Photosynthese, bei der aus Kohlenstoffdioxid und Wasser Sauerstoff und Glucose synthetisiert werden.

¹ Durch Pflanzen produzierte Biomasse (k, m, n – Anzahl der Atome).



Der in der Erdatmosphäre vorkommende Sauerstoff wird zu einem hohen Anteil aus dieser Reaktion bezogen, welcher näher betrachtet eigentlich ein Abfallprodukt der Biomasseproduktion ist. [4] Das Vorkommen von Biomassepflanzen ist auf der Erde unterschiedlich stark ausgeprägt, da mehrere Faktoren mitspielen, die das Wachstum beeinflussen, unter anderem die für die Photosynthese benötigte Sonnenenergie aber auch ausreichend Wasser. Dies ist unter anderem ein Grund, weshalb es in heißen Gebieten, wie der Saharawüste zum Beispiel kaum Pflanzenwachstum gibt, da es dort nicht genügend Wasser für Pflanzen gibt, wie *Abbildung 3* zeigt.



Abbildung 3 - Erde aus dem All Quelle: MyGeo.info

2.1.1.2 Potenzial und Verwendung

Obwohl flächendeckend Biomasse beinahe überall verfügbar wäre, nutzt der Mensch nur 1% der gewonnenen Biomasse für energetische Zwecke. Rund 2% der Biomasse werden für die Nahrungsmittel- und Futtermittelproduktion genutzt und 1% enden bei der Holzproduktion, Papier- oder Faserstoffherstellung. [4]

Die Pflanzen, mit dem höchsten energetischen Nutzungsgrad sind C4 Pflanzen, die durch eine schnelle Photoreaktion Sonnenlicht umwandeln können. Solche Pflanzen sind unter anderem Mais, Zuckerrohr, Amarant etc. In Österreich werden hauptsächlich Getreide, Mais und Raps für die Biomassenutzung angebaut, was einen Anteil von 8.4% bei der inländischen Ackerntzung ausmacht und dadurch 0,7% des österreichischen Endenergieverbrauchs deckt (*Abbildung 4*). [5] Durch Ölsaatimporte kann der Verbrauch auf insgesamt 1,4% gesteigert werden.



Abbildung 4 - Ackerlandnutzung für Biomasse in Österreich 2010 [5]

Laut dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt – und Wasserwirtschaft, lässt sich die Ackerfläche in Österreich zur Verwendung von Energiepflanzen auf 14-17% erhöhen (Abbildung 5). [5]



Abbildung 5 - Ausbaumöglichkeiten der Ackerflächen in Österreich bis 2020 [5]

Obwohl die österreichische Landschaft großes Potential zum Ausbau von Ackerflächen für die energetische Nutzung hat, bleibt jedoch ein ethisches Bedenken, da durch Ausbau von Ackerfläche eine direkte Konkurrenz zur Nahrungsmittelindustrie entstehen würde und zudem auch der Lebensraum von vielen Tieren und Pflanzen bedroht wäre. Schon alleine die Ölsaatimporte aus dem Ausland werden auf einer Ackerfläche angebaut, die 1/3 der österreichischen Fläche entsprechen. Es bleibt also offen, wie sich das Potential so ausnützen lassen kann, um eine nachhaltige Zukunft für Mensch, Tier und Umwelt zu gewährleisten bei geringer bzw. keiner Gefährdung.

Den größten Anteil der genutzten Biomasse in Österreich macht Brennholz und verarbeitete Holznebenprodukte wie Pellets, Holzbrikettes und Holzabfall aus (Abbildung 6). [5]

2 Erneuerbare Energien in Österreich und der Europäischen Union

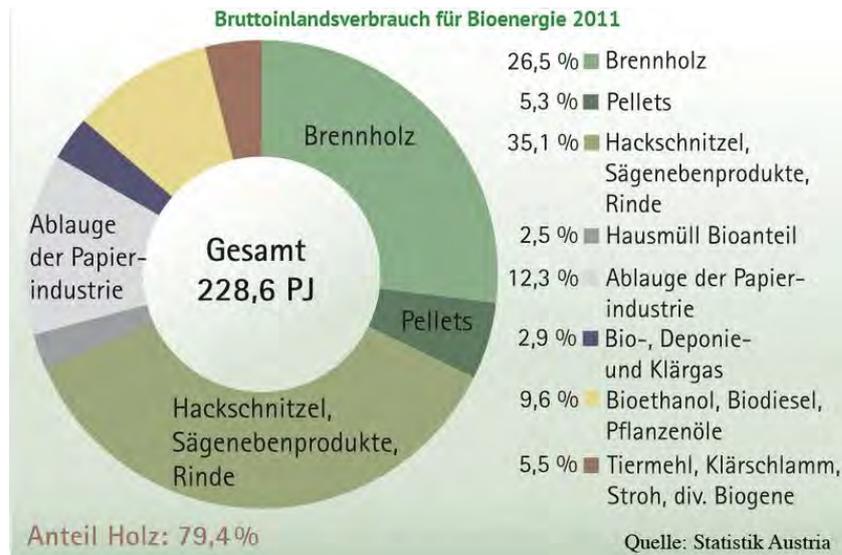


Abbildung 6 - Art der Biomassenutzung in Österreich [5]

Abgesehen von Holz gibt es aber durchaus weitere Möglichkeiten Biomasse zu verwenden, unter anderem als Sekundärenergie, die teilweise durch chemische Umwandlungsprozesse gewonnen werden kann, wie z.B.: Biogas, Bioethanol oder Kraftstoffe wie Biodiesel (Abbildung 7).

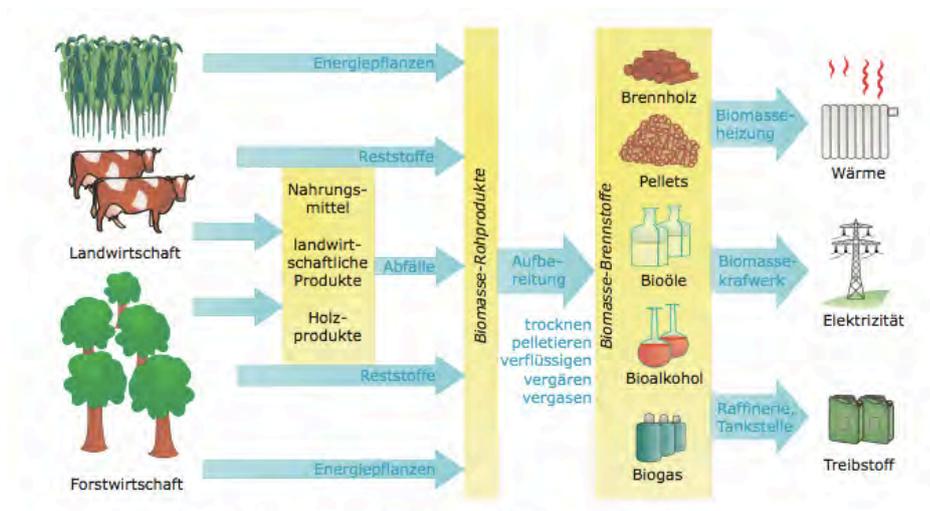


Abbildung 7 - Möglichkeiten der Biomassenutzung [4]

2.1.1.3 Holz als Biomasse

Seit dem Beginn der Verwendung von Biomasse, steht Heizen im Vordergrund bei der Nutzung von dieser. Es haben sich lediglich die Dimensionen und die Art des Materials verändert. Ursprünglich wurde nur Holz als Biomassematerial zum Heizen verwendet,

was sich aber im Laufe der Jahrzehnte mit dem Anstieg von erneuerbaren Energien änderte und so auch als Biogas, Getreideprodukte, aber auch Bioalkohole einen Nutzen fanden.

Nach wie vor ist Brennholz das am meisten genutzte Brennmaterial, dabei wird es aber nicht nur in Form von Scheitholz, sondern auch als Pellets, Briketts oder Rundholz genutzt.



Abbildung 8 - Von Links oben nach rechts unten: Rundholz, Scheitholz, Holzbriketts, Holzpellets [4]

Wichtig zu beachten ist, dass Holz, welches zum Heizen verwendet wird, einige Parameter erfüllen muss, ehe es als Brennholz verkauft werden kann. Unter anderem müssen Äste, Stämme etc. eine einheitliche Länge besitzen um weiter verarbeitet werden zu können und hochwertige Hölzer werden nicht verbrannt, sondern in der Holzindustrie verwendet. Durch die einheitliche Länge der Holzteile, können diese so zugeschnitten werden, dass Rundholz entsteht. Durch traditionelles Holzhacken oder durch maschinelle Verarbeitung, entsteht Scheitholz. Um minderwertiges Holz zu nutzen, zerkleinern Häcksler dieses und auch andere Holzreste zu Holzhackschnitzel. Sägespäne und Hobelspäne können währenddessen zu Holzpellets oder Holzbriketts weiterverarbeitet werden. Zu den Pellets und den Briketts werden kaum weitere Bindemittel hinzugefügt, da das Lignin im Holz ausreichend ist um diese stabil zu halten, sofern beim Pressen der richtige Druck gewählt wird (*Abbildung 8*). [4]

Da Holzpellets durch die EN 14961-2 eine genormte Form haben, sind diese als Brennstoff sehr geeignet, nicht zuletzt wegen dem einfachen Transport –und Umfüllmöglichkeiten. Zudem ist es durch automatische Beschickung möglich Pellets in Kleinfeuerungsanlagen als einfach nutzbaren Brennstoff zu vertreiben. In *Tabelle 1* sind

die Bedingungen der EN 14961- 2 angeführt, um Holzpellets als Brennstoff vertreiben zu können. [4]

Tabelle 1 - Bedingungen für Holzpellets nach EN 14961-2

Durchmesser	6 ± 1 mm bzw. 8 ± 1 mm
Länge	3,15 – 40 mm
Heizwert H_i	16,5 – 19 MJ/kg oder 4,6 – 5,3 kWh/kg
Schüttraumdichte	600 kg/m
Wassergehalt	< 10%
Aschegehalt	< 0,7% bzw. 1,5%

Durch ihre komprimierte Form nehmen Pellets nur wenig Raum ein, so passen eine Tonne Holzpellets auf $1,54 \text{ m}^3$ und besitzen einem Energiewert von 5000 kWh. Dies würde in etwa dem Wert von 500 Liter Heizöl entsprechen. [4]

Um einen idealen Heizwert bei Holz zu erreichen, sollte beachtet werden, dass nasses Brennholz einen geringeren Heizwert aufweist und auch schwerer ist, da das enthaltene Wasser zunächst verdampfen muss. Um festzustellen wie trocken ein Holz ist, wird entweder die Holzfeuchte oder der Wassergehalt näher betrachtet. Beim Wassergehalt handelt es sich um den Gewichtsanteil an Wasser in nassem bzw. feuchtem Holz, während die Holzfeuchte das Verhältnis von der enthaltenen Wassermenge zur Trockenmasse angibt. [6] Abgesehen von dem schwankenden bzw. sinkenden Heizwert den ein erhöhter Wassergehalt auf das Holz haben kann, kommt es auch zu einem erhöhten Schadstoffausstoß und verstärktem Qualm – und verstärkter Geruchsbelästigung bei der Verbrennung. [4]

2.1.1.4 Biomasse International

Wie bereits anfangs erwähnt, ist Biomasse bis zu 90% in ärmeren Regionen der Welt Primärenergieträger, während diese in Industrieländern einen Anteil geringer als 10% ausmacht, was daran liegt, dass sich die Bevölkerung in ärmeren Ländern keine fossilen Energieträger, wie Erdöl oder Erdgas leisten kann bzw. keine entsprechende Infrastruktur vorhanden ist. Dabei ist die Nutzung der Biomasse eine andere, wenn man

Industriestaaten mit Entwicklungsländern vergleicht. Dort wird Biomasse nämlich hauptsächlich zur Befeuerung genutzt, die beim Kochen hilfreich ist, während Biomasse in Industrieregionen auch zur Umwandlung in Sekundärenergie verwendet wird.

Durch stetiges wirtschaftliches Wachstum von Schwellenländern wird auch die Verwendung der Biomasse geringer werden und der Gebrauch von fossilen Energie dort steigen. Gleichzeitig wird die Biomassennutzung durch andauernd steigende Ölpreise und Klimaschutzabkommen höher werden, zumal keine neue Technologie für die Verarbeitung dieser nötig ist. Biomasse ist in der Lage fossile Energieträger ohne weitere technologischer Vorkehrungen in einigen Sektoren vollständig zu ersetzen wie z.B. in der Wärmebereitstellung, vorausgesetzt diese wird nachhaltig angebaut und bürdet keine ethischen Konflikte.

2.1.2 Wasserkraft

Beinahe 65% des österreichischen Stroms werden aus Wasserkraftwerken gedeckt, damit ist der Anteil in Österreich im Vergleich zu anderen EU Staaten ziemlich hoch. 2014 wurden 44,7 Milliarden kWh Strom aus Wasserkraft produziert, durch Modernisierung wäre es möglich in Österreich bis 2025 diese Strommenge um 3,5 Milliarden kWh zu erhöhen und gleichzeitig 3,1 Millionen Tonnen CO₂ einzusparen. Zurzeit gibt es in Österreich 2850 Wasserkraftlaufwerke, wovon 2700 unter 10 MW produzieren. Die meisten der in Österreich vorkommenden Wasserkraftwerke sind Pumpspeicher-, Laufkraft - oder Kleinkraftwasserwerke (*Abbildung 9*). [7]



Abbildung 9 - Speicherkraftwerk Malta (links) und Kaprun (rechts), Österreich [4]

Obwohl die Wasserkraft in Österreich recht präsent und stark vertreten ist, war die Blütezeit im 18. Jahrhundert. Im 19. Jahrhundert wurde diese vermehrt durch die Dampfmaschine verdrängt.

Die Leistung der Wasserkraftanlagen hängt im Wesentlichen von zwei Faktoren ab, der Zuflussmenge des Wassers und der Fallhöhe vom Wasser. Aus diesem Grund findet man Wasserkraftwerke meist an Flüssen oder Bächen, bei denen ein Höhenunterschied gegeben ist. Dabei kommt es zu einem Rückstrom am Wehr des Kraftwerks, wobei sich das Wasser staut. Dadurch kann es dann kontrolliert entlassen werden, um die Turbinen zu betreiben. Diese betreiben durch kinetische Energie einen Generator, um dann die erzeugte Spannung über einen Transformator in die gewünschte Netzspannung zu bringen. Größere Kraftwerke können auch mehrere Turbinen parallel laufen lassen, die bei Trockenperioden aber auch einzeln stillgelegt werden können, um einen schlechten Wirkungsgrad zu vermeiden. Neben den bereits genannten Wasserkraftwerken, gibt es auch noch Gezeiten-, Wellenkraft- und Meeresströmungswasserkraftwerke.

Wasserkraft zählt in Industrieländern zu den meist entwickelten erneuerbaren Energieformen und wäre vor allem aber für Schwellenländer interessant, am ehesten für Länder, die an der Küste liegen, wären Meeresströmung – bzw. Wellenkraftanlagen relevant. Voraussetzung für den Ausbau von Wasserkraftanlagen wäre die gleichmäßige Leistungsabgabe von Energie. [8]

2.1.3 Windkraft

Wenn von regenerativen Energieformen gesprochen wird, führt kein Weg vorbei an der Energie aus Windrädern. Windkraftanlagen haben sich zur Vorbildfunktion in Sachen erneuerbaren Energien ausgebildet, durch ihre schnelle Entwicklung in einer lukrativen Branche, die saubere Energie erzeugt und so auch CO₂ einspart. Dabei sind Windkraftanlagen per se keine moderne Erfindung. Bereits im 12. Jahrhundert gab es in Europa mehrere Getreidemühlen, die durch die vom Wind gewonnene Energie Arbeit verrichteten. Im 19. Jahrhundert wurden diese Mühlen technologisch weiterentwickelt, und so auch als Wasserpumpen verwendet bzw. für verschiedene Antriebsaufgaben. Zudem brachte der technologische Fortschritt eine Automatisierung der Rotorsteuerung und der Bremsung, so dass keine gefährlichen Brände mehr entstehen konnten. Bis zur Mitte des 19. Jahrhunderts gab es in Europa 200.000 Mühlen, die aber im Laufe der Zeit bis zu den 1970er Jahren durch fossile Energieträgern bzw. durch die Erfindung der Dampfmaschine weniger wurden. [4]

Heutzutage sind Windräder integrativer Bestandteil von Landschaften jener Länder, die regenerative Energien fördern. Österreich besaß Ende 2015 insgesamt 1119 Windkraftanlagen, die 2408,6 MW Strom erzeugten und somit 40% der österreichischen Haushalte mit Energie versorgten, was 1,5 Millionen Haushalten entspricht. Zudem wurde der Ausstoß von 3,4 Millionen Tonnen CO₂ vermieden. 2016 sollen 70 neue Anlagen dazu kommen, die gemeinsam 240 MW Strom erzeugen können (*Abbildung 10*). [9]

2 Erneuerbare Energien in Österreich und der Europäischen Union

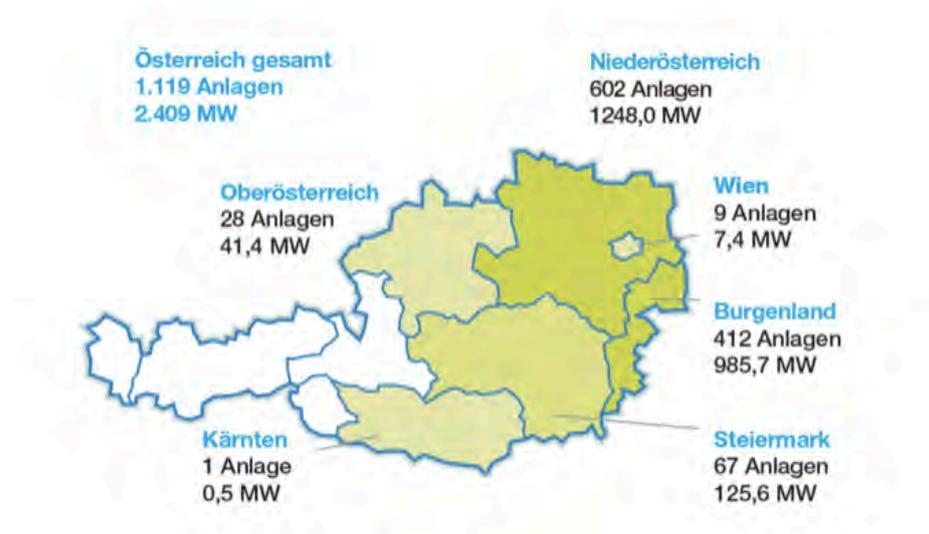


Abbildung 10 - Verteilung der österreichischen Windkraftanlagen [9]

Als Standort für Windräder in Österreich, werden die Hügel im Alpenvorland oder die ebene Landschaft Ostösterreichs gewählt. 1994 ging das erste Windrad ans Netz, wobei ein merkbarer Ausbau erst 2002 folgte (Abbildung 11). [9]

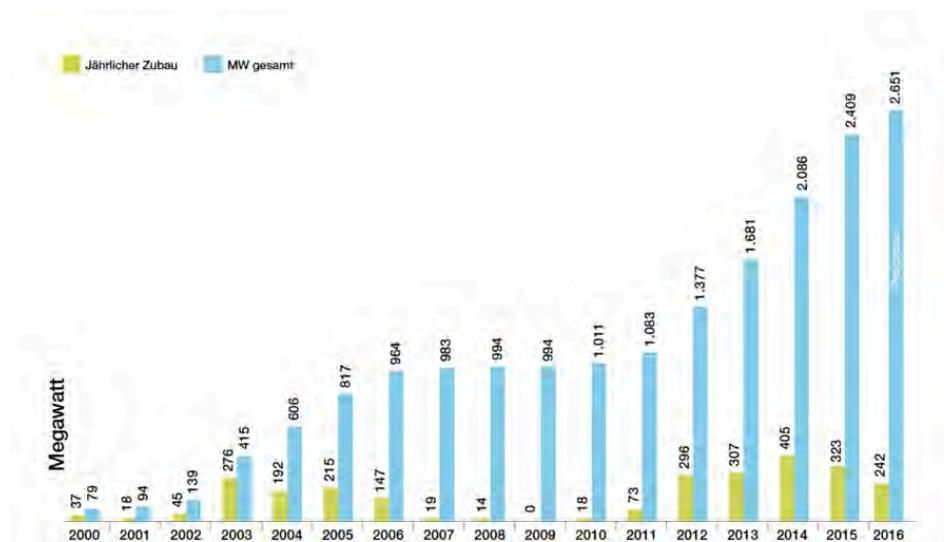


Abbildung 11 - Entwicklung der Windkraft in Österreich seit 2000 [9]

Windkraftanlagen bis zu 5 Megawatt sind heute Standard, die Spannweite der Rotorblätter ist mittlerweile länger als die von großen Passagierflugzeugen. Die Funktionsweise von Windrädern ist seit Jahrhunderten dieselbe. Der heranströmende Wind, wird durch die Rotoren abgebremst und ein Teil der Windenergie bzw. der Leistung, die der Wind aufbringt, entnommen und als kinetische Energie in elektrische Energie umgewandelt. Dabei können in der Praxis ca. 50% der gesamten Leistung des

2 Erneuerbare Energien in Österreich und der Europäischen Union

Windes umgewandelt werden. Das theoretische Ideal liegt bei 59,3% und heißt auch Betz'scher Leistungswert, benannt nach dem deutschen Physiker Albert Betz. [4]

Beim Bau von Windkraftanlagen, kommt es auch auf die Bauhöhe der Anlagen an. Je höher ein Windrad nämlich ist, desto mehr Strom kann produziert werden und zwar pro Meter etwa 1% mehr Strom (*Abbildung 12*). Das liegt daran, dass in höheren Schichten, der Wind gleichmäßiger strömt und somit auch mehr Energie umgewandelt werden kann. In niedrigeren Ebenen ist die eher Luftströmung auf Grund von Häusern, Wohnsiedlungen und Bäumen etc. eher gestört.



Abbildung 12 - Technologische Weiterentwicklung von Windkraftanlagen seit 1990 [10]

Man muss zwei Arten von Windrädern unterscheiden, jene mit Getriebe und solche ohne Getriebe. Windräder ohne Getriebe haben einen sehr großen Generator, der direkt am Rotor sitzt und sich mit derselben Geschwindigkeit wie dieser dreht, vergleichbar mit einem Fahrraddynamo. Anlagen, die mit einem Getriebe arbeiten, haben dieses zwischen dem Rotor und dem Generator verbaut, wodurch es möglich wird einen kleineren Generator zu verbauen, der sich aber schneller dreht. [10]

2.1.4 Photovoltaik

Der Begriff der Photovoltaik bedeutet im Grunde, dass man Strom aus Sonnenlicht gewinnt. Der erste Wissenschaftler, dem dieses Phänomen auffiel, war Alexandre

Edmond Becquerel, der die Änderung der elektrischen Spannung von Zink/Platin Elektroden beobachtete, als er diese mit Licht bestrahlte. Ab diesem Zeitpunkt fing die Forschung um die Photovoltaik an zu wachsen. 1876 wurde derselbe Effekt auch in Selen nachgewiesen und 1883 baute der US- Amerikaner Charles Fritts die erste Solarzelle aus Selen. Doch erst Jahrzehnte später wurde die Grundlage der Photovoltaik, der Photoeffekt, von Albert Einstein beschrieben, wofür er auch 1921 schlussendlich den Nobelpreis erhielt.

Mitte der 1950er Jahre, als Silizium immer mehr an Bedeutung gewann, wurde der Photoeffekt auch an Silizium nachgewiesen, welches zudem auch noch günstiger war als Selen. 1954 kam die erste Si-Solarzelle auf den Markt, entwickelt von den Bell Laboratories in den USA. [4]

Bevor die Photovoltaik allerdings kommerziell erfolgreich wurde, wurden Solarzellen eher in der Raumfahrt genutzt. Im März 1958, als die USA den Satelliten Vanguard I, der mit einer chemischen Batterie und einer photovoltaischen Zelle ausgestattet war, in die Erdumlaufbahn schicken wollte, herrschte große Besorgnis, ob der 1,6kg schwere und 16 cm breite Satellit verwertbare Signale schicken würde. Hans Ziegler, einer der Vanguard I Projektleiter konnte sich in diesem Fall durchsetzen und der Satellit schickte sieben Jahre lang Signale, was zur bahnbrechenden Erkenntnis führte, dass das Erdmassenverteilungsmodell Korrektur benötigt, da unsere Erde nicht rund ist. Der Satellit kreist heute noch um die Erde, allerdings ohne Signale zu senden. [11]

Durch die Ölkrise in den 1970ern kam der Umschwung und die Photovoltaik wurde auch kommerziell nutzbar. 1977 wurde in den USA durch die Sandia Laboratories die erste kommerzielle Photovoltaikzelle entwickelt. Der erste Nutzen war 1980 auf Ölbohrinseln für wiederaufladbare Batterien, deren Wartung und Preis somit effizienter und günstiger wurde. Die USA hatten 1983 mit 21 % einen der größten Anteile an Photovoltaikanlagen auf der Welt. [11]

Heutzutage sind die Photovoltaikanlagen als eine Form der regenerativen Energien nicht mehr wegzudenken. Obwohl Österreich ein Spätzügler innerhalb der EU war, was den Ausbau von PV Anlagen betrifft, verdoppelte sich deren Anzahl von 2008 bis 2012. Ende

2 Erneuerbare Energien in Österreich und der Europäischen Union

2015 lag die Gesamtleistung bei 937,1 MW_{peak} und es wurden 781.162 Tonnen CO₂ eingespart (Abbildung 13). Weltweit lag die Gesamtleistung bei 178,4 GW_{peak} [11].

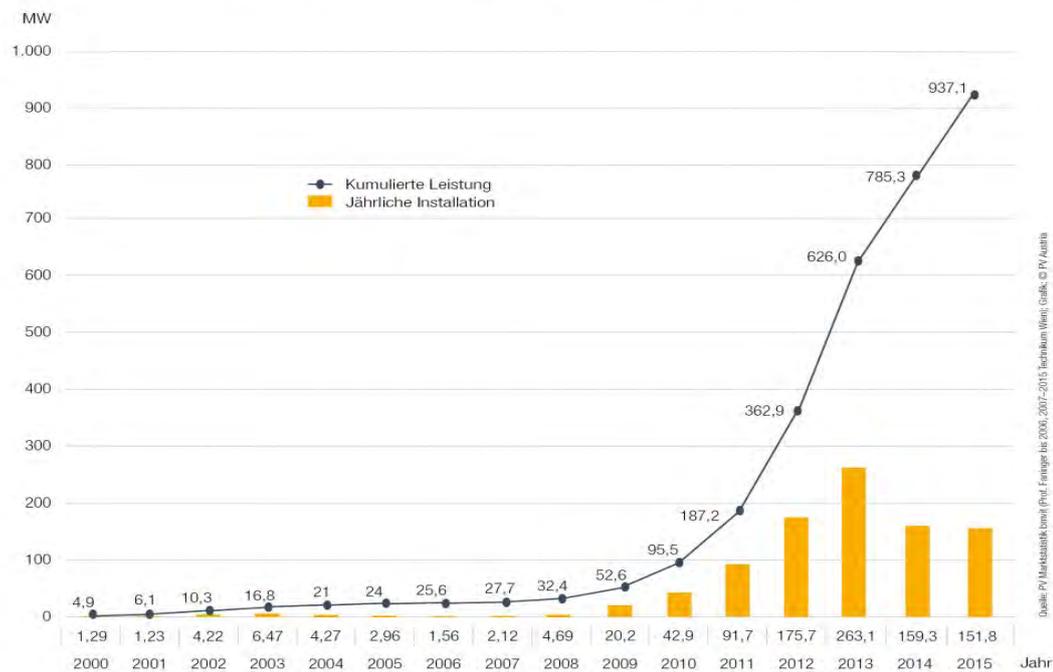


Abbildung 13 - Entwicklung der Photovoltaik in Österreich seit 2000 [11]

Das Prinzip, auf dem die Photovoltaik basiert, ist der Photoeffekt, der das Herauslösen von Elektronen aus der Metalloberfläche beschreibt, wenn Photonen, also Licht auf diese trifft. Dabei kann kurzwelliges, UV-, IR-, und sichtbares Licht genutzt werden.

Photovoltaikstrom kann für den sofortigen Nutzen, das Laden von Akkumulatoren oder für das Einspeisen in das Stromnetz verwendet werden, ohne dabei Umweltschäden zu verursachen.

2.2 Erneuerbare Energien in der Europäischen Union

Die europäische Union ist ein weltweiter Vorreiter beim Ausbau der erneuerbaren Energien. Seit 2004 ist der Anteil dieser Energieträger am Steigen, vor allem Schweden, Dänemark, Österreich, Bulgarien und Italien haben eine Führungsrolle in dieser Sparte eingenommen. 2015 wurden in Europa ca. 44 Milliarden US- Dollar investiert, um neue Energiesysteme zu fördern. [12] Großbritannien alleine investierte 22 Milliarden Dollar

und war somit das Land innerhalb der EU, welches am meisten Investitionen in erneuerbare Energien tätigte (Abbildung 14). [13]

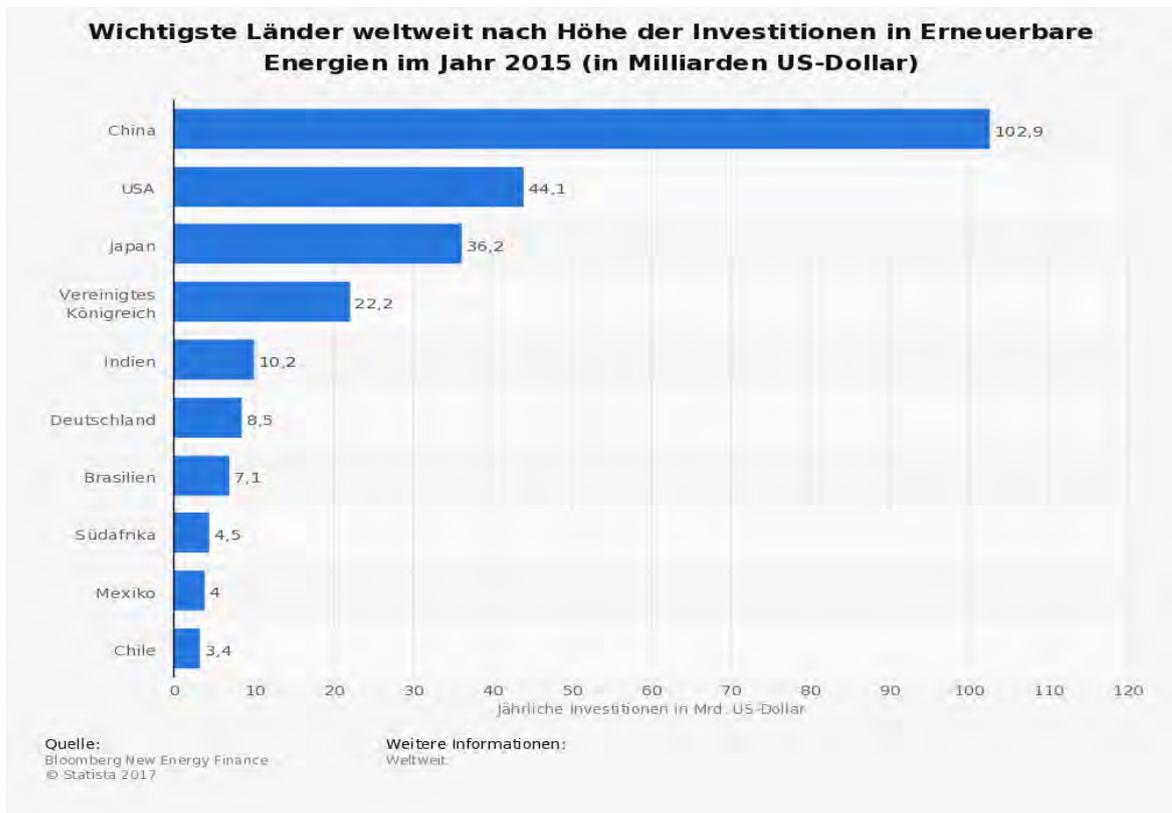


Abbildung 14 - Investitionen in Erneuerbare Energien im Jahr 2015 nach Ländern [13]

Die Primärenergieerzeugung in den EU 28 Staaten betrug 196 Millionen Tonnen Rohöleinheiten, was 25,4% der gesamten Primärenergieerzeugung ausmachte. Wie bereits erwähnt stieg der Ausbau von erneuerbaren Energien seit 2004. Von 2004 bis 2014 ist der Anteil von erneuerbaren Energien um 73,1% gestiegen, was einen Jahresdurchschnitt von 5,6% ausmacht. Zu den wichtigsten regenerativen Energieträgern zählen mit einem Anteil von zwei Drittel (63,1%) Biomasse und organische Abfälle. Wasserkraft liegt am zweiten Platz mit 16,5% und dem folgend sind Windkraft (11,1%) und Solarenergie (6,1%). Gezeitenenergie wird hauptsächlich in Frankreich und Großbritannien ausgebaut und hat im Schnitt einen geringen Anteil in der gesamten europäischen Union. Deutschland ist der größte Erzeuger von erneuerbaren Energien mit einem Anteil von 18,1%. [14]

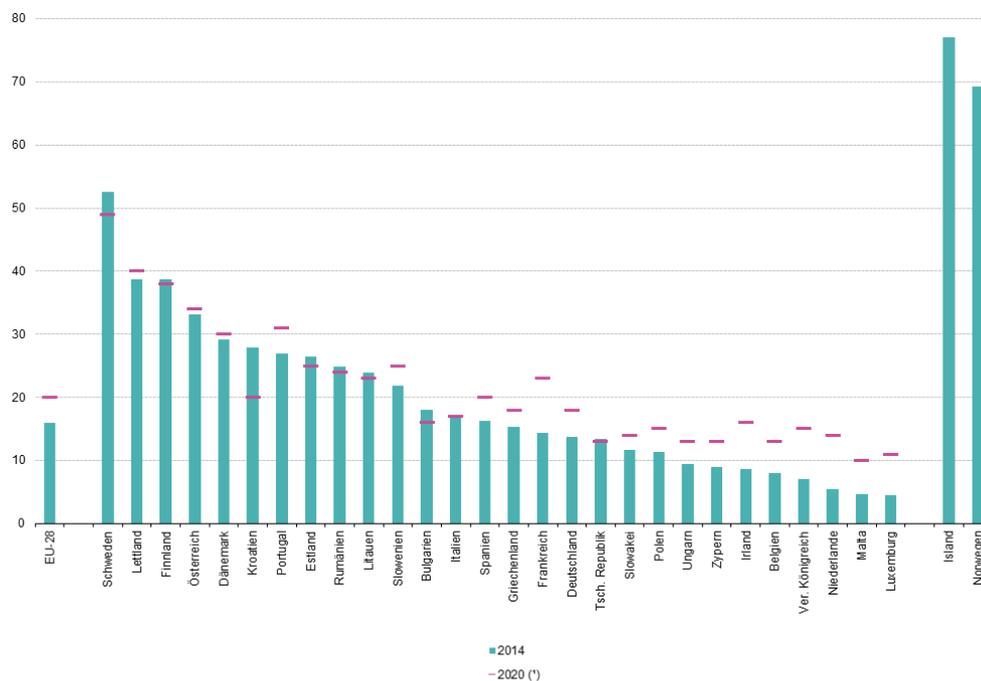
In keinem Land wird eine erneuerbare Energieform ausschließlich genutzt, da es regional bedingte Vorteile für einen Energiemix gibt, die vom Klima, als auch von natürlichen Gegebenheiten abhängig sind. So werden in mediterranen Regionen wie Malta und

2 Erneuerbare Energien in Österreich und der Europäischen Union

Zypern der größte Teil der erneuerbaren Energie aus Solarkraft gewonnen, während es in alpinen bzw. hügeligen Regionen Wasserkraft ist, die Hauptenergieform ist (Abbildung 15).

Der Bruttoinlandverbrauch der EU 28 betrug 2014 17,5%, wobei einige Länder einen weit höheren Verbrauch hatten. So betrug der Verbrauch von Energien aus erneuerbaren Quellen in Portugal 27%, in Finnland 39% und in Island lag der Anteil sogar bei 76,5%. Der österreichische Anteil betrug 33%.

Der Bruttoinlandverbrauch spielt eine wesentliche Rolle bei den Europa 2020 Zielen, da dieser bis dorthin auf insgesamt 20% erhöht werden soll, gleichzeitig sollen bis 2020 auch die Treibhausgasemissionen um 20% reduziert werden bzw. um 30% sofern dies machbar ist, gegenüber 1990. Ein weiteres Ziel hinsichtlich des Klimawandels ist die Steigerung der Energieeffizienz um 20%. Einige Staaten haben die Vorgaben der 2020 Ziele bereits übertroffen, zumindest den Anteil der erneuerbaren Energie betreffend. Darunter befinden sich allen voran Kroatien, Schweden und Bulgarien. [14] [15]



(*) Rechtlich verbindliche Ziele für 2020. Island und Norwegen: nicht anwendbar.
Quelle: Eurostat (Online-Datencode: t2020_31)

Abbildung 15 - Anteil der erneuerbaren Energien nach Bruttoinlandverbrauch 2014 und Ziel 2020 [in %]

Nachdem 2015 das Pariser Klimaabkommen von 195 Ländern unterzeichnet wurde, wurde festgelegt, dass die globale Erderwärmung deutlich unter 2°C gehalten werden soll und allgemein den Anstieg auf maximal 1,5°C zu begrenzen. Einen Beitrag soll die Minderung der Emissionen hierbei leisten, wobei Entwicklungsländern mehr Zeit zum Erreichen dieser Ziele gegeben wird. Die EU zählt zu den führenden Wirtschaftsräumen, die sich schon länger um ein internationales Abkommen bemühen. Da mit den 2020 Zielen bereits viele der Forderungen des Pariser Klimaabkommen gedeckt sind, hat sich die europäische Union vorgenommen bis 2030 die Treibhausgasemission um 40% zu senken. [16]

3. Emissionen und Immissionen von Kleinfeuerungsanlagen

Emission und Immission sind Begriffe, die in dem Bereich des Umweltschutzes fest verankert sind. Klimaforscher und Gesetzesgeber haben Richtwerte und Grenzen für sowohl Emissionen als auch Immissionen festgelegt, da diese eine entscheidende Rolle für die Gesundheit der Menschen aber auch den Zustand unseres Planeten spielen. Emission bedeutet den Ausstoß von Stoffen und Substanzen in die Umwelt, die meist eine störende Wirkung besitzen. Dabei ist die Quelle der Emission der Emittent. Heutzutage versteht man Emissionen als Einflüsse auf die Umwelt, die vom Menschen geschaffen wurden, also anthropogen (z.B. Autoabgase, Heizungssysteme etc.). Jedoch gibt es genauso natürliche Emittenten, die Gase wie Methan, Schwefeldioxid oder auch flüchtige organische Substanzen ausstoßen. Solche natürlichen Quellen sind unter anderem Vulkane, Pflanzen, Sümpfe aber auch Rinder, die in großen Farmen einen beträchtlichen Methanausstoß haben.

Der Immission liegt die Emission zur Grunde. Diese ist der Eintrag von Schädigungen aus der Umwelt, dabei kann auch der Mensch selbst betroffen sein. Eine Immission geht immer von einer Emission aus und verursacht dementsprechend eine Belästigung bzw. einen Schaden. Neben Chemikalien, Reizstoffen, Allergenen usw. können auch Lärm, Erschütterungen und Licht Emissionen sein, die in weiterer Folge eine Belästigung darstellen und somit auch Immissionen sind. Ein Beispiel einer Immission, die starken Einfluss auf die Umwelt und in weiterer Folge auf den Menschen hat, ist saurer Regen. Schwefeldioxid, das in die Atmosphäre gelangt wird mit Regen auf den Boden gebracht und verursacht somit eine pH-Wert Änderung. Das Hauptaugenmerk dieser Arbeit liegt jedoch an der Emission von Staub, CO₂, CO und TVOC aus Kleinfeuerungen und deren Einfluss als Immission, die in Österreich durch den Immissionsschutz geregelt wird. Da dieser Arbeit die Vornorm DIN Spec 33999:2014-12 zu Grunde liegt, wird hierbei im Kapitel „3.1 Rechtliche Grundlagen“ auch die deutsche Bundes-Immissionsschutzverordnung (1. BImSchV) besprochen.

3.1 Rechtliche Grundlagen und Grenzwerte

Der österreichische Gesetzgeber sieht vor, dass Kleinfeuerungsanlagen, die in Österreich verkauft und verwendet werden, einen Grenzwert für Emissionen, als auch einen Mindestwirkungsgrad besitzen müssen. Die Bestimmung der Emissionen und des Wirkungsgrades, sind zusammengefasst in der „Vereinbarung unter den Ländern gemäß Artikel 15a B-VG über das Inverkehrbringen von Kleinfeuerungsanlagen“. Dementsprechend benötigen Heizungssysteme in Österreich eine Zulassung, deren Ausstellung den Bundesländern obliegt. Die Vereinbarung regelt nicht nur die Emissionen und den Wirkungsgrad, sondern auch den Aufbau, die Ausstattung, die Grenzwerte und den Abgasverlust. Außer den genannten Anforderungen, müssen baugleiche Serien von Öfen einer Typenprüfung unterzogen werden, die von einer akkreditierten Prüfanstalt durchgeführt wird. Kleinfeuerungsanlagen mit einer Nennwärmeleistung von ≤ 400 kW müssen den Grenzwerten aus *Tabelle 2* entsprechen. [17]

Tabelle 2- Emissionsgrenzwerte und Mindestwirkungsgrad von Kleinfeuerungsanlagen von ≤ 400 kW Nennwärmeleistung (Gültigkeit 01.01.2015) [17]

Substanz	Raumheizung [mg/MJ]	Zentralheizung [mg/MJ]
CO	1100	500
NO _x	150	100
OGC/VOC	50	30
Staub	35	30
Wirkungsgrad	Min. 72%	

Die in dieser Arbeit ausgelegten Anforderungen der DIN Spec 33999 12-2014 sind Anlehnungen an die deutsche Bundes- Immissionsschutzverordnung. Dabei ist vor allem die 1. BImSchV – Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen der wichtigste Abschnitt. Diese regelt die Höchstemissionen und Mindestwirkungsgrade von Kleinfeuerungen in Deutschland. Die Verordnung wurde in zwei Stufen etabliert, wobei die erste Stufe seit 26.01.2010 gilt und die zweite Stufe, mit strengeren Grenzwerten, gilt

3 Emissionen und Immissionen von Kleinfeuerungsanlagen

seit dem 01.01.2015. Dabei sind vor allem die Grenzwerte für CO bei Kleinfeuerungen mit festem Brennmaterial, der Gesamtstaub (TSP) und Mindestwirkungsgrad reguliert worden. Im Gegensatz zu den österreichischen Angaben, werden die Grenzwerte nach dem 1. BImSchV als Emissionsmassen bezogen auf das Abgasvolumen mit einem definierten Sauerstoffgehalt von 13% Volumenanteil angegeben [mg/m³]. Um bessere Vergleiche mit z.B. den österreichischen Grenzwerten ziehen zu können, werden die Emissionswerte auch auf den Heizwert des Brennstoffes bezogen, in [mg/MJ] angegeben. Die Emissionsgrenzwerte der deutschen Bundes- Immissionsschutzverordnung sind in Tabelle 3 festgehalten.

Tabelle 3- Emissionsgrenzwerte und Mindestwirkungsgrad für kleine und mittlere Feuerungsanlagen nach der 1. BImSchV - 1. und 2. Stufe für Kamineinsätze bezogen auf 13 Vol% O₂ [17]

Anlage	Nennwärme- Leistung [kW]	Volllast CO [mg/MJ]	Volllast CO [mg/m ³]	Volllast TSP [mg/MJ]	Volllast TSP [mg/m ³]	Mindest- wirkungsgrad [%]
1. BImSchV – 1.Stufe (gültig seit 26.01.2010)						
Kamineinsatz (Geschlossene Bauweise)	4-15	1389	2000	52	75	≥ 75
1. BImSchV – 2.Stufe (gültig seit 01.01.2015)						
Kamineinsatz (Geschlossene Bauweise)		868	1250	28	40	≥ 75

3.2 Schadstoffe in Emissionen aus Kleinfeuerungsanlagen

Mit der Veränderung des Klimas und der damit zusammenhängenden globalen Erderwärmung, ist vor allem die Luftverschmutzung ein besonders kritisches Thema. Nicht nur in Österreich, sondern auf der ganzen Welt wird versucht Emissionen aus Verkehr, Industrie und nicht zuletzt auch aus dem Privatsektor zu vermindern. Um zu verstehen, wie die Luftqualität gewahrt wird bzw. Belastungen der Luft zu eliminieren sind, muss vorher geklärt werden, was Luftverschmutzung ist.

Unter Luftverschmutzung wird meistens das Emittieren von Feinstaubpartikeln verstanden. Dabei gibt es wesentliche Faktoren, die Feinstaub, sogenannte **Particulate**

Matter voneinander unterscheiden. Einer dieser Faktoren ist die Größe der Feinstaubpartikel.

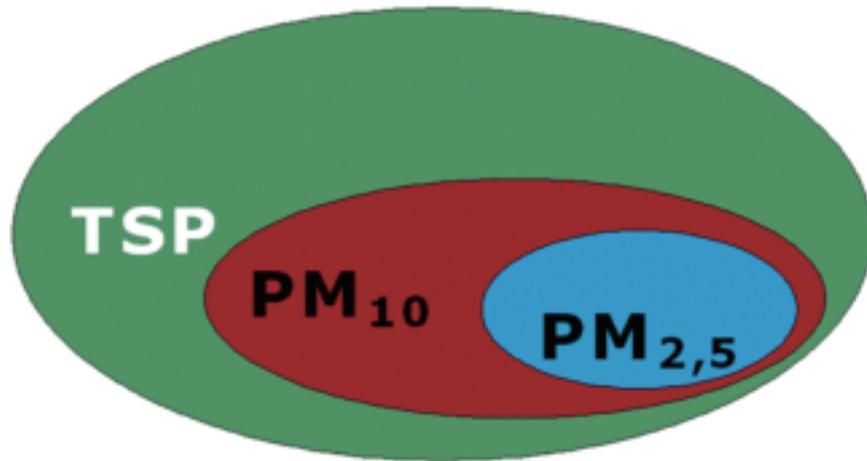


Abbildung 16 - Schematischer Größenvergleich TSP, PM 10 und PM 2,5 [18]

In *Abbildung 16* ist zu sehen, dass sich Feinstaub aus mehreren Komponenten unterschiedlicher Größe zusammensetzt. **TSP** sind *Total Suspended Particles* und sind der gesamte Schwebstaub, der in die Luft gelangt. Davon ist **PM₁₀** eine Teilmenge und **PM_{2,5}** wiederum eine Teilmenge von **PM₁₀**. Die Zahlen im Index verweisen auf die Größe der Feinstaubpartikel. Feinstaub der Ordnung PM 10 weist eine Größe von $\leq 10 \mu\text{m}$ und Partikel der Ordnung PM 2,5 eine Größe von $\leq 2,5 \mu\text{m}$ auf. Der Begriff Feinstaub indiziert alleine die Unterordnung der Partikelgröße, die Zusammensetzung jedoch ist dieselbe wie bei Staubpartikel größerer Dimension. Staub ist ein sehr komplexes und heterogen zusammengesetztes Gemisch, welches unterschiedliche chemische und physikalische Eigenschaften aufweisen kann [18]. Staub in der Atmosphäre wird auch Aerosol bezeichnet, was eine Mischung aus flüssigen und festen Schwebstoffen ist, also Staub in der Luft, die durch ein Gas transportiert wird. [19].

Primäre Aerosolteilchen gelangen in ihrer bestehenden Zusammensetzung aus der Emissionsquelle in die Atmosphäre, diese können z.B. aus Mineralstaub oder auch Meersalz stammen. Sekundäre Partikel werden erst in der Atmosphäre durch chemische Reaktionen gebildet, beispielsweise Sulfate und Nitrate.

Neben Feinstaub werden durch Hausbrand andere luftschädigende Chemikalien, wie Kohlenmonoxid, Stickoxide, persistente organische Verbindungen (POP's) emittiert. Diese können sowohl die Umwelt, als auch die Gesundheit von Lebewesen

beeinträchtigen. Kohlenstoffmonoxid beeinträchtigt die Aufnahme von Sauerstoff im menschlichen Blut, weil dieses eine höhere Bindungsaffinität zu Hämoglobin hat als Sauerstoff. Als Folge kommt es zu einer Sauerstoffverknappung auf den Erythrozyten, was zu Schwindel, Herzproblemen und in weiterer Folge zum Tod führen kann. [20]

Abgesehen von der humantoxischen Wirkung des CO, führt eine erhöhte CO Konzentration in der Luft zu photochemischen Reaktionen, bei denen bodennahes Ozon entstehen kann. Dieses ist unter anderem für den im Sommer bekannten Fotosmog verantwortlich [21]. In Österreich sind die Hauptemittenten von Kohlenmonoxid Verkehr, Industrie und Kleinverbraucher. Sowohl in der Industrie, als auch im Verkehr konnten die CO- Emissionen wesentlich reduziert werden, unter anderem wegen der Einführung von Katalysatoren in Kraftfahrzeugen. Lediglich der Anteil der Emissionen von Kleinverbrauchern ist nicht signifikant gefallen, da viele Privathaushalte noch mit veralteten Heizungsanlagen heizen. Besonders Öfen, die mit Holz arbeiten, haben eine relative hohe CO Emission und demzufolge liegt der Anteil der Emissionen bei Kleinverbrauchern bei 48,7% [21].

Stickoxide entstehen durch Reaktion von Stickstoff mit Sauerstoff als Nebenprodukt bei der Verbrennung. Der Hauptverursacher von Stickoxiden, insbesondere von NO und NO₂ ist der Verkehrssektor. Jedoch zählen auch Kleinverbraucher zu den Verursachern von hohen Stickoxidkonzentrationen in der Luft. Im Jahr 2014 betrug der Anteil der NO_x – Emissionen von Kleinverbrauchern in Österreich 12,0%, wobei sich dieser Wert im Laufe der Zeit stetig reduziert hat, unter anderem wegen effizienteren Technologien bei Kleinf Feuerungsanlagen und milden Witterungsverhältnissen. Stickoxide sind unter anderem giftig für den Menschen, da sie die Atemwege angreifen, aber auch mitverantwortlich für die Versäuerung und Eutrophierung von Landschaften und Gewässern sind. Zudem reagieren Stickoxide in kalten Jahreszeiten mit Ammoniak, was wiederum zu einer erhöhten PM₁₀ Belastung führt [21].

Zusätzlich zu den bereits genannten Schadstoffen entstehen bei Verbrennungsprozessen, in Abhängigkeit vom Brennmaterial und der Verbrennungstechnologie sogenannte **POP's – Persistent Organic Pollutants**. Diese langlebigen organischen Verbindungen sind sehr schädlich, da sie unter anderem das Immunsystem und Fortpflanzungssystem beeinträchtigen können und Symptome sich erst Jahrzehnte später zeigen, da sich solche Substanzen wie PAKs, Dioxine und Furane im Körper anreichern. Polyzyklisch aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind eine Gruppe von ca. 100

3 Emissionen und Immissionen von Kleinf Feuerungsanlagen

Einzelverbindungen, die vor allem bei der Verbrennung von kohlenstoffhaltigen Materialien freigesetzt werden, darunter auch Holz oder brennbare Abfälle. PAKs werden meist als $\sum \text{Pak}_4$ zusammengefasst, die sich aus Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren und Indenol(1,2,3-d) pyren zusammensetzen. Diese vier Verbindungen sind die am häufigsten vorkommenden PAKs. Von 1990-2014 wurde in Österreich der Ausstoß von PAKs um 70% reduziert, was in etwa 4,9 Tonnen entspricht. Das liegt unter anderem daran, dass die primäre Aluminiumproduktion seit 1992 eingestellt wurde. Auch bei Kleinf Feuerungsanlagen konnte ein Rückgang vermerkt werden, gegeben durch verbesserte Technologien und der Regulierung der Brennstoffmenge. Nichtsdestotrotz ist der größte Emittent in Österreich mit 80,7% der Kleinverbraucher (Stand 2014), obwohl eine starke Abnahme zu erkennen ist, unter anderem wegen wärmer werdenden Wintern. [21]

Neben den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) zählen auch Dioxine und Furane zu den POP's. Sowohl Dioxine, als auch Furane sind polychlorierte organische Verbindungen, die sich lediglich durch die Anzahl der Sauerstoffatome im Molekülzentrum unterscheiden. Heute sind etwa 75 polychlorierte Dibenzodioxine und 135 polychlorierte Dibenzofurane bekannt, wovon insgesamt 17 für den Menschen besonders toxisch sind und sie durch jahrelange Kontamination schwere Schäden verursachen können. Dioxine und Furane entstehen bei industriellen Fertigungsprozessen und beim Verbrennen von Materialien mit hohem Kohlenstoffgehalt und Halogengehalt. Dabei spielt vor allem auch die Temperatur eine Rolle, da sich diese organischen Verbindungen bei Temperaturen zwischen 300 bis 600 °C bilden. In Österreich waren Hauptverursacher von Dioxin bzw. Furanemissionen mit 57,8% Kleinverbraucher, durch üblichen Hausbrand. Jedoch entstehen auch bei Sintervorgängen und sekundärer Aluminiumproduktion POP Emissionen. Abgesehen von den anthropogenen Quellen, gibt es für Dioxin – und Furanausstoß auch natürliche Ursachen, wie z.B.: Blitzeinschläge oder Waldbrände. Innerhalb der letzten 26 Jahre ist eine Reduktion von über 80% zu vermerken. Dieser Rückgang ist einerseits durch warme Witterungsverhältnisse, aber auch durch die Begrenzung des Ausstoßes in der Industrie und Abfallverbrennung zu erklären. Vor allem in der Stahlindustrie, hat sich der Einsatz von Gewebefiltern als nützlich erwiesen. [21]

3 Emissionen und Immissionen von Kleinfeuerungsanlagen

Grundsätzlich ist in Österreich ein allgemeiner Rückgang von Schadstoff –und Feinstaubemissionen zu erkennen. Vor allem toxische Substanzen wie persistente organische Schadstoffe oder Schwermetalle konnten stark reduziert werden. Im Fall des Feinstaubes ist ein Trend nach unten zu sehen, vor allem im Bereich der Kleinverbraucher und der Industrie waren starke Reduktionen zu beobachten. Jedoch ist Feinstaub auch ein wetterbedingtes Phänomen. So wurden zwar allgemein Rückgänge vermerkt, im Emissionstrend von 1990-2014. Jedoch wurden an mehreren Messstellen in Österreich, vorrangig in Graz, bedenkliche Überschreitungen angezeigt. Zwischen 16 und 20 Tage wurden die Tagesgrenzwerte von PM₁₀ von 50 µg/m³ überschritten. Die EU sieht vor, dass maximal 25 Tage in einem Kalenderjahr Überschreitungen zugelassen sind. Die Überschreitungen lagen am Wetter, da es im Januar 2017 besonders kalt, aber gleichzeitig windstill war und durch eine Inversionslage, befand sich der Feinstaub bodennah. Demzufolge wurde in Graz an mehreren Tagen im Januar 2017 ein Zweitheizungsverbot erlassen, welches vorsieht, dass Haushalte, die eine zweite Kleinfeuerungsanlage (bis auf Kachelöfen) besitzen, diese nicht verwenden dürfen bzw. alternative Heizungsquelle, wie Erdgas oder Fernwärme benutzen sollen. Es ist fraglich, ob dieses Verbot tatsächlich zu einer Feinstaubreduktion führt, da vor allem der Verkehrssektor die größten Emissionen verursacht. Laut dem Luftgütebericht (*siehe Abbildung 17*) vom 30.01.2017 bis 05.02.2017 ist ein Rückgang der PM₁₀ Werte zu sehen. Jedoch ist ungewiss, ob dieser Rückgang tatsächlich auch am erteilten Zweitheizungsverbot liegt oder sich die Wetterlage verbessert hat. [22]

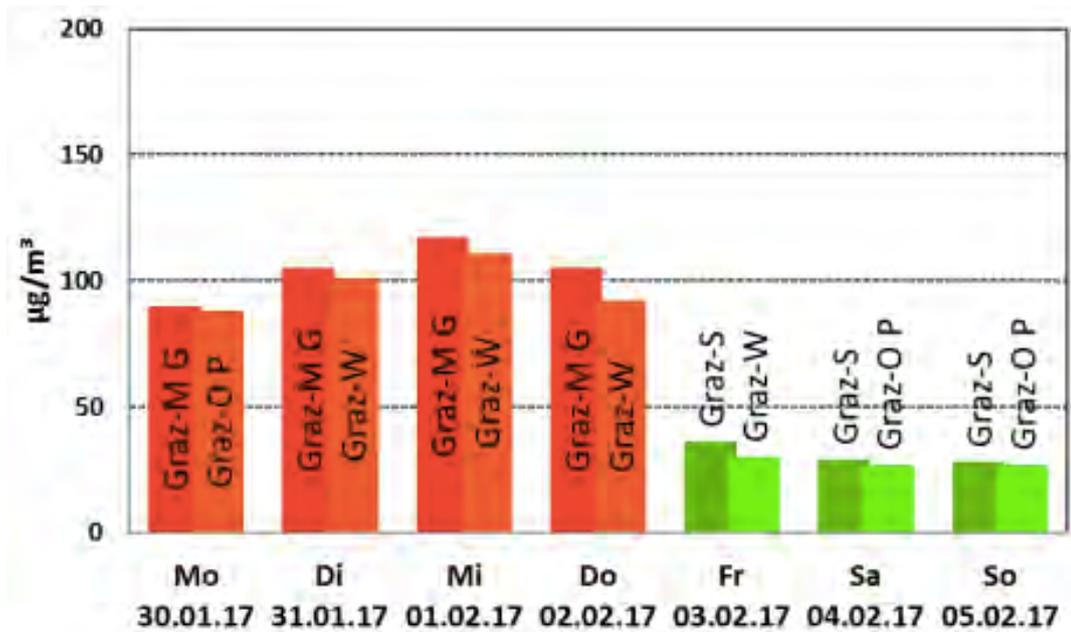


Abbildung 17 - PM10 Konzentrationen in Graz von 30.01.2017 bis 05.02.2017 (MG- Mitte Gries, OP- Ost Petersgasse, W- West, S- Süd) [22]

3.3. Entstehung von Emissionen bei Verbrennungsvorgängen

Emissionen entstehen bei Verbrennungsvorgängen. Diese sind Reaktionen mit Sauerstoff, bei denen Energie in Form von Wärme freigesetzt wird. Daher sind Verbrennungen oxidative Vorgänge. Die Holzverbrennung, die dieser Arbeit zur Grunde liegt, kann in drei Phasen eingeteilt werden. [23]

1. Trocknungsphase

Die erste Phase läuft in etwa bei 100 bis 150 °C ab und lässt das im Holz enthaltene Wasser verdampfen. Je mehr Wasser im Holz vorhanden ist, desto mehr Energie bzw. „Hitze“ muss in diesen Vorgang investiert werden. Zu erkennen ist dies an dunkel rauchenden Holzscheiten. Den Verdampfungsvorgang kann man verfolgen, indem man z.B. bei Holz mit einer relativen Holzfeuchte von 20-25% ein Zischen hört, was auf das austretende Wasser zurückzuführen ist.

2. Entgasungsphase

Die Entgasung, oder auch Pyrolyse findet bei etwa 150-550 °C statt. Dabei werden verschiedene Reaktionsstufen durchschritten. Die erste Stufe ist der Übergang von flüchtigen Bestandteilen des Holzes in die Gasphase bei 160-180 °C. Ab 250 °C fangen unkontrollierbare Pyrolysevorgänge an, die sogar unter Luftentzug, nicht reguliert werden können. Diese Vorgänge können Temperaturen bis zu 600 °C erreichen. Ab diesem Zeitpunkt, hat das Holz bis zu 85% seiner Masse verloren, die als Wasser, Kohlenstoffdioxid und andere brennbare Gase zusammengefasst werden kann. Die restlichen ca. 15% sind Holzkohle.

In der Entgasungsphase wird der Großteil des Heizwertes von Holz freigesetzt, etwa 70%. Die brennbaren Gase aus dem Holz sind in dieser Phase hauptsächlich CO, H₂ und flüchtige organische Verbindungen.

3. Oxidation

Unter Zufuhr von Sauerstoff können bei 600 bis 1300 °C brennbare Gase mit diesem reagieren. Die Flammen der Entgasungsprodukte sind groß und kräftig und würden durch Störungen schadstoffreiche und geruchsintensive Gasgemische mit Ruß und Teer bilden. Dieser Vorgang ist als Oxidation bekannt. Dabei werden sehr hohe Temperaturen erreicht, und auch der restliche Heizwert der Holzkohle (ca. 30%) in Form von Wärme freigesetzt.

Am Ende der drei Phasen bleibt Asche, als nicht brennbarer Anteil von Holz mit einem Anteil von 0,5 bis 1 % übrig. Dieser Wert ist je nach Material unterschiedlich und bei z.B. Holzpellets am unteren Ende.

Grundsätzlich können je nach Brennstoffeigenschaft und den Bedingungen bei der Verbrennung, drei Arten von entstehenden Partikeln unterschieden werden.

- Anorganische Partikel
- Partikel aus kondensierten Kohlenwasserstoffen
- Ruß

Anorganische Partikel, die z.B. in Asche zu finden sind, können aus Salzen bestehen. Die einzelnen Bestandteile dieser Salze sind beispielsweise Kalium (K), Natrium (Na), Zink (Zn) oder Blei (Pb), die wiederum mit Schwefel oder Chlor zu Alkalisalzen reagieren können. Diese können sich beim Abkühlen zu Koagulaten zusammenschließen und somit größere Partikel ergeben. Wie stark die Emissionen von anorganischen Bestandteilen ist, hängt von der Brennstoffzusammensetzung ab und kann während der Verbrennung nicht beeinflusst werden. [24]

Partikel aus kondensierten Kohlenwasserstoffen, entstehen in der Pyrolysephase und hängen im Wesentlichen von den Verbrennungsbedingungen im Ofen ab. Durch Optimierung dieser Bedingungen kann man den Ausstoß dieser Partikel verbessern bzw. minimieren. Partikel aus kondensierten Kohlenwasserstoffen sind z.B. die in Abschnitt 3.2 erwähnten polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK).

Rußemissionen entstehen, wenn die Oxidation von **Rußpartikeln** nicht vollständig abläuft. Rußpartikel entstehen in sauerstoffarmen Zonen der Flamme aus gasförmigen und organischen Bestandteilen, die im Laufe der Verbrennung im sauerstoffreichen Bereich der Flamme oxidiert werden. Die Emission dieser Partikel, lässt sich durch die Bedingungen im Ofen, als auch vom Aufbau des Brennraums verbessern. [24]

In *Abbildung 18* sind die Vorgänge bei einer Holzverbrennung und die verschiedenen Zonen in einer Flamme dargestellt. [25]

3 Emissionen und Immissionen von Kleinf Feuerungsanlagen

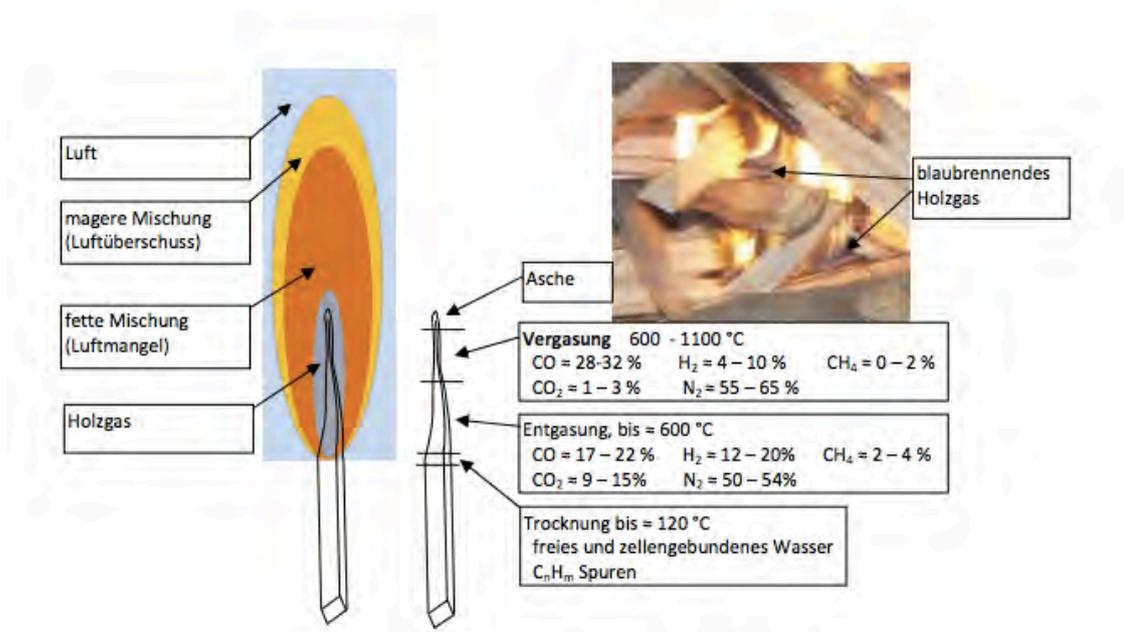


Abbildung 18 - Ablauf von Verbrennungsvorgängen in Holz [25]

4. Technologien zur Luftreinhaltung

Luftreinhaltung ist seit den 1980er Jahren ein viel diskutiertes Thema, unter anderem wegen Waldsterben oder erhöhter Dioxinbelastung. All diesen Problemen liegt eine Verschmutzung der Luft mit Partikeln bzw. Aerosolen zu Grunde. Man unterscheidet grundsätzlich zwischen primären und sekundären verunreinigenden Substanzen. Primäre „Luftverschmutzer“ stammen meist aus technischen Anlagen oder gelangen durch natürliche Vorgänge in die Atmosphäre. Beispiele für solche Stoffe sind SO_2 und CO . Sekundäre „Luftverschmutzer“ sind primäre Stoffe, die durch Reaktion in der Atmosphäre in andere Substanzen umgewandelt werden, wie z.B. Peroxyacetylnitrat (PAN). Außerdem kann man bei Verbrennungsprozessen, Abgase in folgende Kategorien einteilen:

- brennstoffabhängige luftverschmutzende Stoffe und
- prozessabhängige luftverschmutzende Stoffe

Brennstoffabhängige luftverschmutzende Stoffe, sind beispielsweise Flugasche aus dem Brennstoffrückstand, Schwefeldioxid aus schwefelhaltigen Brennstoffen oder auch NO aus dem Brennstoff. Während diese Stoffe nur durch den Ersatz oder Verzicht des Brennstoffs reduziert werden können, hängen prozessabhängige luftverschmutzende Substanzen sowohl von den Betriebsbedingungen einer Feuerungsanlage ab, als auch von der jeweiligen Feuerungstechnik [26]. Wichtig, im Zusammenhang mit dieser Arbeit, ist jedoch das Abscheiden bzw. das Abtrennen von Staubpartikeln, die über Verwendung von Kleinf Feuerungsanlagen in die Umwelt gelangen. Die Staubabscheidung, ist ein Trennverfahren um Partikel aus Gasen zu entfernen, daher wird dieser Trennvorgang auch als Phasentrennung bezeichnet. Das Gas, in dem die Partikel dispergiert sind, ist beim Trennvorgang die kontinuierliche Phase. Die Partikel sind demnach die diskontinuierliche Phase, die vor allem auch ein breites Spektrum an Größenverteilungen besitzen. Um Partikel von der kontinuierlichen Phase abtrennen zu können, benötigt es einen Partikelabscheider. Partikelabscheider, wie sie auch im Zuge dieser Diplomarbeit getestet wurden, können verschiedene Materialien sein oder auch auf verschiedenen Trennprinzipien basieren. Der Energieaufwand der benötigt wird, um Partikel abzuschneiden, ist proportional zur Abscheideleistung. In der Regel ist der

Fraktionsabscheidegrad $T(x)$ die Beurteilungsgrundlage eines Partikelabscheiders, der vom Trennprozess und von der Partikelgröße abhängig ist. Der Abscheidegrad kann auf verschiedene Weisen bestimmt werden (*siehe Kapitel 8*). Wichtig anzumerken ist aber, dass immer ein Verhältnis von Reingas zu Rohgas berechnet wird. Als Reingas bezeichnet man jenes Gas, das nach dem Abscheider nach Außen strömt, während Rohgas jenes Gas ist, welches vor dem Abscheider vorliegt. Um mehr Verständnis für die in dieser Arbeit verwendeten Partikelabscheider zu erlangen, werden in diesem Kapitel vor allem die Grundlagen und Hintergründe von filternden Abscheidern und Elektroabscheidern besprochen. [27]

4.1 Filternde Abscheider

Diese Filtertypen besitzen einen hohen Marktanteil, da sie einerseits eine gute Abscheidewirkung besitzen und im Vergleich mit anderen Abscheidern meist günstiger sind. Filternde Abscheider können aus verschiedenen Materialien aufgebaut sein, so gibt es Filter, welche aus Faserschichten, Filzen oder Vlies bestehen. Gewebefilter, wie sie in dieser Arbeit verwendet wurden, und auch Filter, die körnige Schichten besitzen, zählen zu den filternden Abscheidern.

Grundsätzlich, lassen sich drei Typen von filternden Abscheidern unterscheiden

- Abreinigungsfilter
- Speicher –bzw. Tiefenfilter
- Schüttschichtfilter

4.1.1 Abreinigungsfilter

Abreinigungsfilter werden hauptsächlich für hohe Staubkonzentrationen angewendet. Dabei entsteht ein Filterkuchen auf der Oberfläche des Materials, welches ziemlich schnell die Abscheidung vom Rohgas übernimmt. Nach Erreichen eines bestimmten Druckverlustes, wird der Filter abgereinigt. Dies kann z.B. durch einen Druckluftstoß gegen die normale Strömungsrichtung geschehen. Die Filtration kann anschließend

periodisch wiederholt werden. Abreinigungsfilter werden in größeren Anlagen benutzt und besitzen einen hohen Investitionswert. Außerdem können sie meist jahrelang in Verwendung stehen. [27]

4.1.2 Speicher bzw. Tiefenfilter

Speicher bzw. Tiefenfilter dienen vor allem zur Reinigung von Luft, daher werden sie vermehrt in Klima bzw. Lüftungsanlagen verwendet. Es werden hauptsächlich Verunreinigungen in geringen Konzentrationsbereichen [mg/m^3] abgetrennt, wobei diese hauptsächlich aus Feststoffen oder Flüssigkeiten bestehen. Verfahrenstechnisch betrachtet, spielen Speicherfilter bei der Abscheidung von beispielsweise Nebeltröpfchen eine wichtige Rolle. Früher wurden Speicherfilter entweder aus Metallen oder Naturfasern (Wolle, Baumwolle, Asbest usw.) hergestellt und verwendet. Heutzutage werden meist Kunststofffasern und Glasfasern verwendet. Solche Filter besitzen eine gewisse Porosität, die zwischen 90-99% liegt. Die Faserdurchmesser variieren zwischen 5-50 μm . [27]

Der Filtermechanismus basiert auf der Durchströmung der Partikel durch die Faserschichten. Diese haften anschließend innerhalb des Filters an den Fasern an (Abbildung 19).

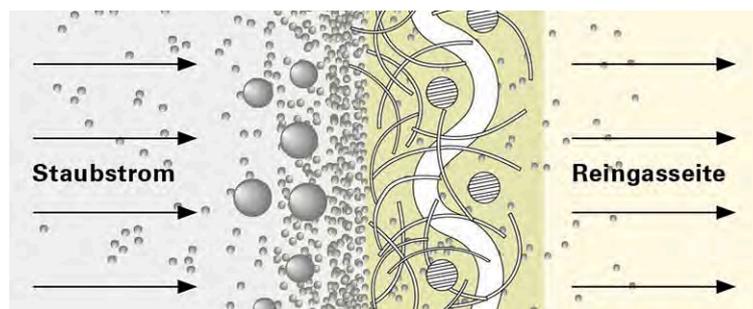


Abbildung 19 - Funktionsprinzip eines Speicher- bzw. Tiefenfilters (GROZ-BECKERT)

Sobald der Filter gesättigt ist, was durch das Erreichen eines bestimmten Druckverlustes erkennbar ist, ist der Filter zu entfernen und wegzuwerfen oder zu regenerieren, was allerdings nicht häufig geschieht. Die Filtration von Rohgas hängt im Wesentlichen vom Auftreffgrad der Partikel auf die Fasern und im weiteren Sinn von der Anhaftung dieser Partikel an den Fasern ab. Die Durchströmung bzw. Trennung der Faserschichten durch

Partikel kann entweder durch regellose Bewegung, also Diffusion (= Brown'sche Bewegung) oder durch Trägheitskräfte erfolgen. Bei der Diffusion werden vor allem kleine Partikel ($< 1 \mu\text{m}$) über den Gasstrom durch den Filter bewegt und durch die Fasern aufgehalten bzw. aufgetrennt.

Partikel, die größer als $1 \mu\text{m}$ sind, werden auf Grund ihrer Größe und Masse abgetrennt. Die Abtrennung basiert hierbei auf dem Prinzip der Trägheit.

Die wichtigste Voraussetzung für die Filterwirkung von Speicherfiltern, ist das Anhaften von Partikeln. Um das Anhaften in den Faserschichten zu gewährleisten, müssen folgende Bedingungen erfüllt werden:

- Die Haftenergie muss größer sein als jene, die beim Ablösen von Partikel am Ende der Stoßphase vorhanden ist.
- Partikel dürfen nicht zerkleinert werden, wenn sie mit anderen zusammenstoßen.
- Partikel dürfen nicht durch andere energiereichere Partikel weggeschlagen werden.
- Widerstandskräfte von abgeschiedenen Partikeln, müssen kleiner sein als deren Haftkräfte.

Der Haftanteil hängt zudem auch von der Struktur des Filters ab. Je mehr Faseranteil ein Filter besitzt, desto höher ist die Chance, dass Partikel in diesem Filter haften bleiben, weil dieses mit mehr als nur einer Faser im Filter kollidiert. Im Wesentlichen hängt die Möglichkeit zur Kollision von Schichtdicke, Faserabstandverteilung und der Packung der Fasern im Filter ab. Diese Einflussfaktoren bestimmen im Endeffekt die Haftwahrscheinlichkeit, die höher ist, je mehr Kollisionen ein Partikel im Filter erfährt.

Eine wichtige Größe bei der Betrachtung und Verwendung von Speicherfiltern ist der Druckverlust Δp . Dieser entsteht, wenn der Abgasstrom durch einen Kanal gelangt, jedoch am Filter dann einen Widerstand erfährt. Der Druckverlust ist deshalb wichtig, weil er für die Anlagengröße ein wichtiger Berechnungsfaktor ist, als auch die Wirtschaftlichkeit einer Filteranlage beeinflusst. Je mehr Staub sich am bzw. im Filter einlagert, desto höher wird der Druckverlust. Dieser hängt von der Schichtdicke, der Anströmgeschwindigkeit und von der Filterfläche ab. Aber auch die

Partikeleigenschaften spielen eine wichtige Rolle hinsichtlich des Druckverlustes. So stellte R.G. Dorman fest, dass kleine Partikel einen höheren Druckverlust verursachen, als große Partikel [28]. Dies hängt vermutlich damit zusammen, dass kleine Partikel eher zu Oberflächenfiltration neigen als große Teilchen und somit den Widerstand des Filtermaterials erhöhen. [27]

Beispiele für solche Speicher - bzw. Tiefenfilter sind HEPA Filter in Lüftungsanlagen in der pharmazeutischen Industrie bzw. Chemieindustrie (*siehe Abbildung 20*).

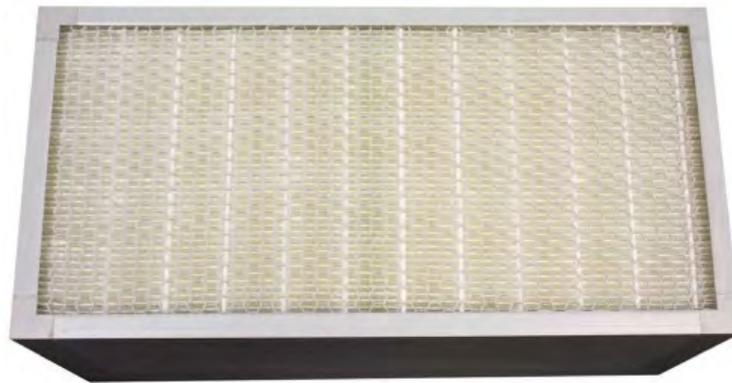


Abbildung 20 - HEPA Speicherfilter (Cameo Laser)

4.1.3 Schüttschichtfilter

Wie bereits in Abschnitt 4.1 erwähnt, sind Schüttschichtfilter eine weitere Technologie der filternden Abscheider. Der Filtereffekt beruht dabei auf dem Durchströmen des Abgases durch eine körnige Schicht, der Schüttung. Das Material der Schüttschicht kann dabei aus Kies, Sand, Aktivkohle oder auch z.B. Tongranulat bestehen. Die Anwendung solcher Schüttschichtfilter hängt stark vom Schüttungsmaterial ab, dessen chemischer und mechanischer Resistenz und Druck –bzw. Temperaturbeständigkeit. Aus diesem

Grund werden die meisten Schütttschichtfilter dort genutzt, wo heißes Abgas oder chemisch aggressive und klebrige Stäube abgeschieden werden sollen. Vor allem die Kalk -bzw. Zementherstellung, Eisen –und Stahlindustrie und chemische Industrie nutzen diese Art von Abscheidern. In den USA werden Schütttschichtabscheider auch in Kernkraftwerken genutzt [27].

Es gibt drei verschiedene Möglichkeiten eine Schütttschicht zu nutzen:

- Festbett (unbewegte, ruhende Schüttung)
- Wanderbett (bewegte Schüttung)

Beim **Festbett** ist die Schütttschicht fest in der Filteranlage integriert. Das Rohgas gelangt in die Anlage und strömt bis zur Schütttschicht durch. Durch die poröse Schüttung wird das Abgas anschließend gefiltert bzw. Partikel abgeschieden. Je nachdem wie konzentriert und porös das Material in der Schüttung ist, steigt der Abscheidegrad bzw. kann es sogar zur Bildung eines Filterkuchens kommen. Anschließend fließt das Abgas als Reingas weiter und durchströmt am Ende noch Filterkästen mit Siebböden, die aneinandergereiht sind und dadurch eine Filterkammer bilden (*siehe Abbildung 21*). Der Druckverlust steigt bei der Filtration an und nach Erreichen eines maximalen Werts, muss eine Reinigung der Schütttschicht erfolgen, die durch rückströmende Luft und eine mechanische Auflockerung geschieht [27].

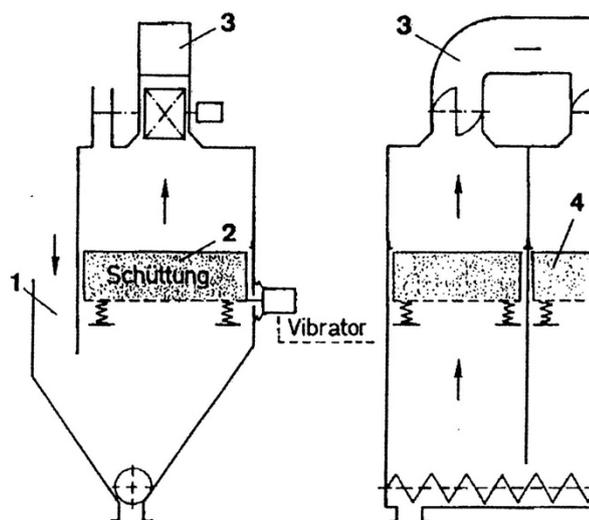


Abbildung 21 - Schema eines Festbettfilters
(1 – Einlass Rohgas, 2 – Filtration durch Durchströmen der Schüttung,
3 – Ausgang bzw. Zugang zu Filterkästen, 4 – Filterkästen mit Siebböden) [27]

Wanderbettfilter sind dadurch charakterisiert, dass die in der Anlage sich befindende Schüttung bewegt wird (*siehe Abbildung 22*). Ein Vorratsbehälter füttert ständig neue Schüttkörper dazu und am Ende des Abscheiders, kommt es zur Abtragung.

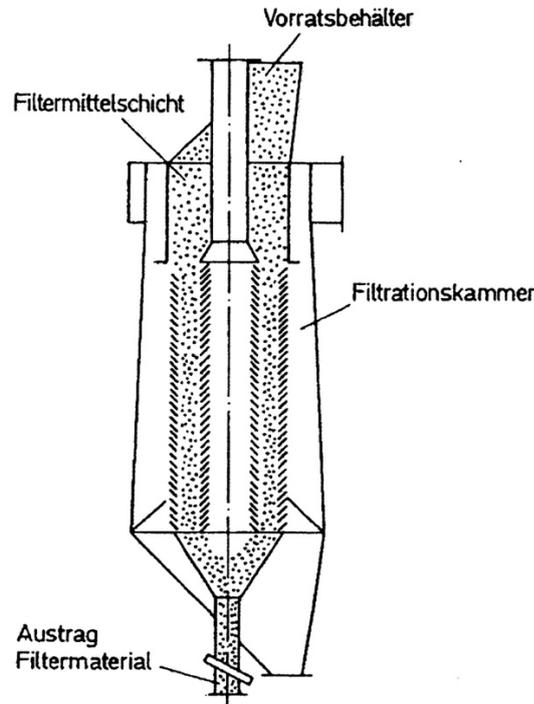


Abbildung 22 - Schema eines Wanderbettfilters [27]

Die Abscheidung bei Schüttschichtfiltern erfolgt zuerst im Inneren der Schüttung, an einem einzelnen Schüttkörper. Prinzipiell hängt die Abscheidung von denselben Parametern ab, wie beim Speicherfilter (*siehe 4.1.2*). Schüttschichten besitzen jedoch eine höhere Packungsdichte zwischen den Körpern als Fasern. Durch das Abscheiden im Inneren der Schicht, kommt es zur Staubeinlagerung, was zunächst zu einem höheren Abscheidegrad führt. Mit steigendem Staubgehalt verstopft die Schüttschicht allmählich, zumindest bei Festbetтанlagen. Dadurch kommt es vermehrt zur Anlagerung an der Oberfläche von Schüttschicht. Durch Erreichen einer kritischen Beladung bzw. eines kritischen Druckverlustes bilden sich jedoch Kanäle in der Schüttschicht, in denen das Rohgas vorbeiströmen kann und es so ungefiltert ins Reingas gelangt.

Dies kann bei Wanderbett oder Wirbelschichtanlagen nicht geschehen, da durch die ständige Bewegung kein Filterkuchen entstehen kann. Die Abscheidung erfolgt daher vorwiegend am Schüttgut selber. Jedoch kann es durch die ständige Aufwirbelung der

Schüttgutpartikel zur Reibungen kommen. Dies kann zum Ablösen von bereits anhaftenden Staubpartikeln führen, die darauf ins Reingas gelangen. Die Abtrennung von Partikeln durch den Filter erfolgt wie beim Speicherfilter durch Diffusion oder durch die Trägheit der Partikel. Die Zukunft solcher Schüttschichten scheint nicht nur bei reinen Partikelabscheiden zu sein, sondern auch beim Absorbieren gasförmige Schadstoffe [27].

4.2 Elektrische Abscheider

Weitere Arten Partikel abzuscheiden sind sogenannte elektrische Abscheider, die wie der Name bereits vermuten lässt, ein elektrisches Feld nutzen. Die Fähigkeit Partikel abzuscheiden basiert auf dem Eintritt einer Ladung in jenes elektrische Feld. So entsteht eine Kraft, die in Richtung eines Potentialgefälles wirkt. Allgemein kann dieser Effekt mathematisch wie folgt beschrieben werden:

Formel 1 - Elektrische Feldstärke

$$F_E = q * E$$

F_E – Kraft im elektrischen Feld [N]

q – Elektrische Ladung [C]

E – Elektrische Feldstärke [N*C]

Um die Wirkung von elektrischen Abscheidern nutzen zu können, müssen Bedingungen erfüllt sein sowohl für einströmende Partikel als auch für den Abscheider. Partikel, die mit dem Gasstrom in den Abscheider geleitet werden, müssen monopolar sein. Da die meisten Stäube entweder gar nicht oder gemischt geladen sind, müssen die einzelnen Partikel entsprechend umgepolt werden. Dies kann entweder in einer getrennten Kammer oder im selben Raum des Abscheiders erfolgen. Der Bereich in dem die Abscheidung passiert ist meist ein geerdetes Rohr, in dessen Mitte sich ein dünner Draht befindet. Dieser Draht wird auch Sprühelektrode genannt. Auf der Sprühelektrode wird z.B. eine Spannung angelegt, die zur Folge hat, dass sich ein Potentialgefälle zur Niederschlagselektrode bildet. Sobald die Teilchen unipolar geladen sind, können sie an der Rohrwand abgeschieden werden. Die Rohrwand bildet im Fall von elektrischen Abscheider meist die Niederschlagselektrode. Der so erzeugte Strom heißt Sprüh –oder

Ionenstrom. Ein Grundaufbau eines elektrischen Abscheiders, wird in *Abbildung 23* gezeigt.

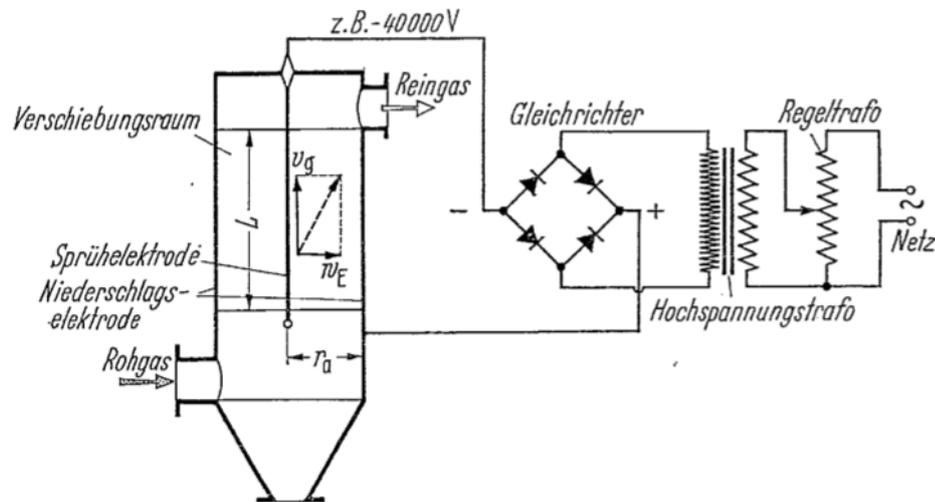


Abbildung 23 - Schematische Darstellung eines elektrischen Abscheiders [29]

Die Vorgänge der Abscheidung von Partikeln in so einem elektrischen Abscheider, kann in vier Schritte unterteilt werden.

1. Ladungserzeugung
2. Aufladen der Partikel
3. Verschiebung der Partikel
4. Abscheiden der Partikel

Der erste Schritt beschreibt die Erzeugung einer Ladung im Bereich der Elektroden, die entweder durch Gasmoleküle oder Ionisation entstehen kann. So kommt es zum benötigten Potentialgefälle. Dieses verursacht durch seine Stärke eine Beschleunigung von Teilchen, so dass unter anderem aus Gasmolekülen Ionen entstehen können. Sobald die Staubteilchen in den Abscheidebereich eintreten, werden diese aufgeladen, um so abgeschieden zu werden. Die negativen Ladungen im geerdeten Rohr stoßen auf die Partikel, die anschließend dann zur Niederschlags-elektrode gelangen. Dort werden sie abgeschieden, wobei die negative Ladung verfällt, da diese an die Elektrode abgegeben werden. Wichtig hierbei ist, dass abgeschiedene Partikel auf der Rohrwand eine höhere Haftkraft besitzen müssen, so dass sie nicht vom vorbeiströmenden Gas mitgeschleppt werden und ins Reingas gelangen. Abgesehen von der Anhaftung ist es auch wichtig, dass

die Partikel einen spezifischen Widerstand besitzen, der idealerweise im Bereich von 10^4 bis $2 \cdot 10^{10} \Omega \cdot \text{cm}$ liegt. Um eine gute Abtrennung von Staub zu gewährleisten, hat sich erwiesen, dass die Niederschlagsselektrode mit einem flüssigen Film bedeckt sein sollte und eine periodische Abreinigung erforderlich ist [29].

Es gibt zwei Bauweisen von elektrischen Abscheidern, Rohrabscheider und Plattenabscheider.

Plattenabscheider bestehen aus kleinen, 200-300 mm großen Gassen, die unter hochgespannten Gleichstrom stehen. Gängige Anströmungsgeschwindigkeiten eines Plattenabscheiders liegen zwischen 1-4 m/s.

Ein Rohrabscheider, wie sie im Zuge dieser Arbeit verwendet werden, ist ein parallel angeordnetes Rohr mit einem Durchmesser zwischen 100- 300 mm (Abbildung 24).

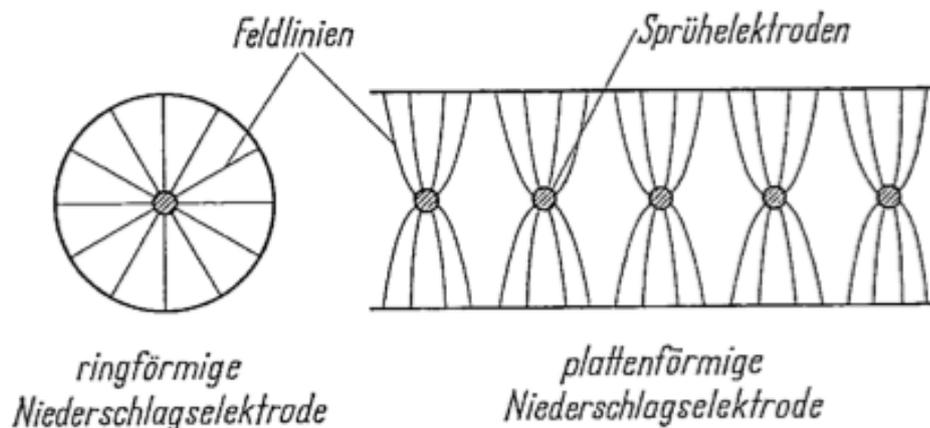


Abbildung 24 - Bauweisen von elektrischen Abscheidern

Bei Rohrabscheidern befindet sich die Sprühelektrode in der Mitte des Rohrs. Wie bereits beschrieben besteht diese meist aus einem dünnen Draht, der einen Durchmesser von 0,5 -3 mm besitzt. Die Sprühelektrode muss regelmäßig abgereinigt werden, da sonst der Sprühstrom verhindert wird. Weitere Bauarten von Sprühelektroden sind in *Abbildung 25* zu sehen.

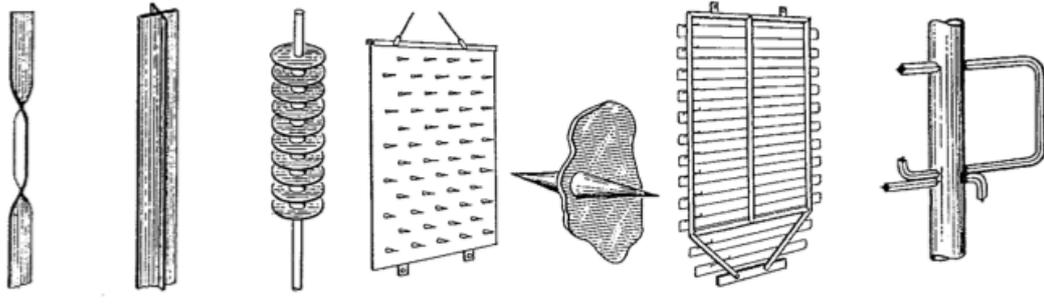


Abbildung 25 - Unterschiedliche Arten von Sprühelektroden

Die Niederschlagselektrode, muss ebenfalls wie die Sprühelektrode regelmäßig abgereinigt werden, da diese sowohl für die Abtrennung von Partikel zuständig ist, als auch die Güte eines elektrischen Abscheiders beeinflusst. Die Abreinigung kann entweder über eine Klopfvorrichtung erfolgen oder durch Vibration, die jedoch mehr Aufwand benötigt. Je nach Schichtdicke des abzutrennenden Staubes ist die Kraft der Abreinigung größer oder kleiner. Ein Vergleich der beiden Bauarten ist in *Tabelle 4* zusammengefasst [29]

Tabelle 4 - Vergleich Rohr -und Plattenabscheider [29]

Rohrabscheider	Plattenabscheider
Gute Feldverteilung	Einfacher Aufbau
Gute Verteilung des Gases	Gut reinigbare Sprühelektrode
Mäßige Abtrennung	Geringes Durchsatzvolumen

5. Emissionsminderung nach DIN Spec 33999

Wie in Kapitel 2 besprochen, ist die Nutzung von Biomasse zur Erzeugung von Wärmeenergie eine lukrative Möglichkeit, sowohl einen Beitrag zum Umweltschutz zu tätigen, als auch wirtschaftlich von Vorteil, da auf den Import von Erdöl und Erdgas verzichtet werden kann. Nichtsdestotrotz sind Verbrennungen von Biomasse meist unvollständig, was zum erhöhten Ausstoß von CO, Kohlenwasserstoffen, Ruß, Teer und auch Flugasche führen kann. Durch das Emittieren dieser Substanzen, können diese über Abgasrohre in die Umgebung gelangen, was zu einer Immission führt. Die bereits in Kapitel 3 erwähnten Verordnungen zum Immissionsschutz, insbesondere die 1. BImSchV, dient vor allem dazu die Staubemission zu senken. Da am Brennstoff und der Feuerung bezüglich der Emissionsminderung von Staub nicht viel verändert werden kann, sieht die 1. BImSchV vor, dass Partikelabscheider in neuen Feuerungsanlagen verbaut werden und bereits in Betrieb genommene Anlagen zeitlich gestaffelt, Abscheider nachrüsten müssen.

Wie wirksam ein Partikelabscheider ist, hängt von der Art der Emission, den Partikeleigenschaften, dem Abgasvolumenstrom, sowie vom Brennmaterial, als auch den Betriebsbedingungen der Feuerung ab. Die Vornorm DIN Spec 33999 sieht es vor, verschiedene Abscheider zu prüfen, die sowohl für den diskontinuierlich beschickten, als auch für den kontinuierlich beschickten Gebrauch Verwendung finden. Die DIN Spec 33999 stellt in diesem Sinne die Anforderungen an den Prüfaufbau, die Bereitstellung der benötigten Prüfgase, so wie die anzuwendenden Messtechniken für kleine und mittlere Feuerungsanlagen für festen Brennstoff, gemäß der 1. BImSchV, dar. Die Ergebnisse sollen den Abscheidegrad und die Reingaskonzentration als Zielparameter behandeln. Die Vornorm sieht vor, dass auch Anlagen, die einer Nachrüstung bedürfen diese Prüfung durchführen können [30].

Um die Prüfung und Messung des Abscheidegrads, sowie der Bestimmung der Reingaskonzentration durchführen zu können, liegen der DIN Spec 33999 Richtlinien und Dokumente des VDI (*Verein Deutscher Ingenieure*), als auch andere Normen zu Grunde (*siehe Abbildung 26*).

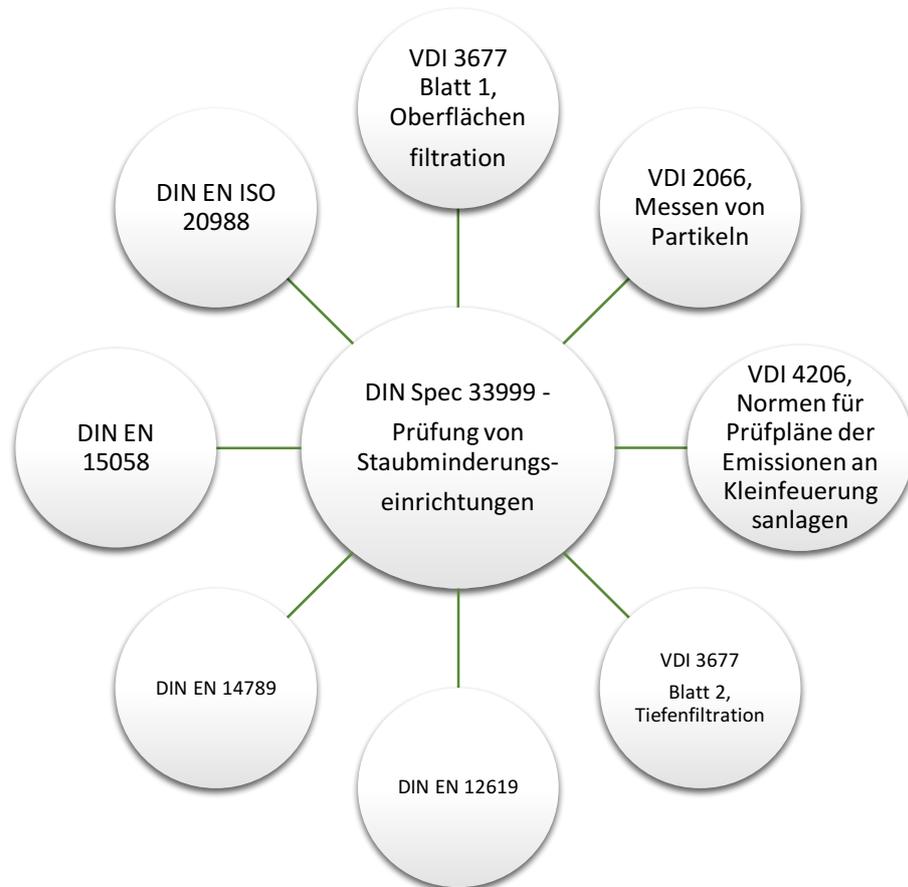
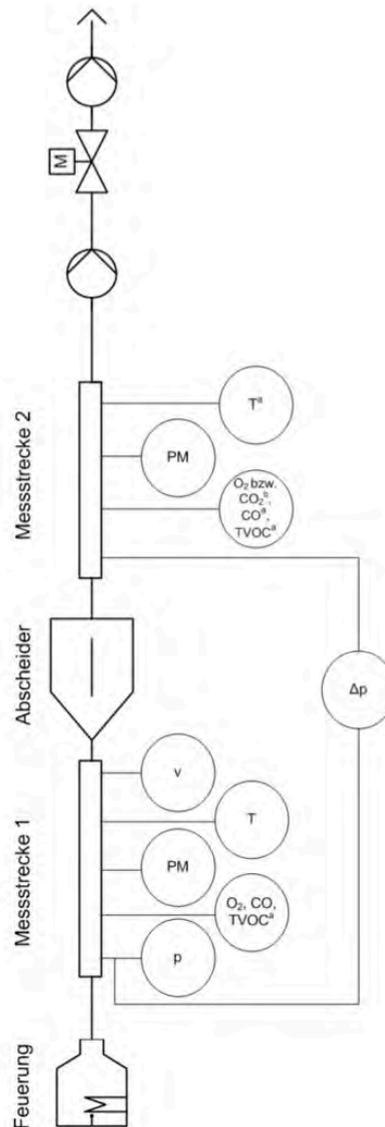


Abbildung 26 - Übersicht der VDI Richtlinien und Normen zur Anwendung der DIN Spec 33999:2014-12

5.1 Prüfung bei diskontinuierlich beschickten Feuerungen

Die DIN Spec 33999 sieht vor, die Abscheider nach Herstellerangaben zu verwenden und einzubauen. Weiteres sollte die Feuerung so betrieben werden, dass eine Leistung erreicht wird, die ca. 90% der vom Abscheider genannten Nennwärmeleistung entspricht. Wenn Abscheider verwendet werden, die einen hohen Druckverlust verursachen können, wie es der Fall bei filternden Abscheider ist, muss trotz diesem ein Unterdruck von 12 Pascal gegenüber der Umgebung herrschen. *Abbildung 27* zeigt eine schematische Möglichkeit nach DIN Spec 33999 eine handbeschickte Prüfanlage aufzubauen.



Legende

PM	Staubmasse	v	Abgasgeschwindigkeit
p	Druck gegenüber Umgebung	CO	Kohlenstoffmonoxid
Δp	Druckdifferenz über den Abscheider	CO ₂	Kohlenstoffdioxid
T	Temperatur	TVOC	Flüchtige Kohlenwasserstoffe (en: Total Volatile Organic Carbon)

- a Messgrößen, die nur bei katalytisch wirkenden Abscheidern zu messen sind
- b Wenn der Sauerstoffgehalt bauartbedingt hinter dem Abscheider steigen kann (Verdünnung), dann muss der Sauerstoffgehalt auch hinter dem Abscheider gemessen werden, um die Messwerte auch hinter dem Abscheider auf den Bezugssauerstoffgehalt beziehen zu können.

Bild 1 — Beispiel für den Prüfaufbau für Staubabscheider an handbeschickten Einzelraumfeuerungen ohne eigenes Gebläse

Abbildung 27 - Möglicher Prüfaufbau von handbeschickten Prüffeuerungen nach DIN Spec 33999:2014-12 [30]

Der zu prüfende Abscheider befindet sich zwischen zwei Messstrecken. Die beide Messstrecken besitzen jeweils Stellen für Staubprobenahmen, Temperaturmessungen, Druck –und Differenzdruckmessungen, so wie zur Messung der Gaszusammensetzung. Gemäß der DIN Spec 33999 sollten die Messstrecken so konzipiert sein, dass der Abstand von Gasmessung zur Staubprobenahme dem zweifachen Rohrrinnendurchmesser entspricht. Außerdem soll vor dem Abscheider und danach eine Auslaufstrecke vom zweifachen hydraulischen Durchmessers nach dem Messquerschnitt verbaut sein, um einen ungestörten Abgasstrom zu ermöglichen. Elektrische Partikelabscheider, die als Schornsteinaufsatz genutzt werden oder sehr weit oben auf der Prüffeuerung installiert werden, dürfen den Abgasstrom nicht behindern, indem zusätzliche Abscheideflächen am Weg zum Abscheider verbaut werden. Sollten wegen baulichen Maßnahmen Abscheider, die als Aufsatz fungieren nicht installiert werden können, weil sich die Prüfanlage beispielsweise in einem Gebäude befindet, sind zusätzliche Messungen durchzuführen, die beweisen, dass es zu keinen zusätzlichen Abtrennungen von Partikeln kommt. Da eine Bestimmung des tatsächlichen Abscheidegrad nur dann möglich ist, wenn eine Blindwertbestimmung gemacht wird, muss diese vor der eigentlichen Prüfung geschehen. Der Blindabscheidegrad wird auch $T(x)_{BLIND}$ genannt. Der Abscheidegrad ist dabei so zu bestimmen, dass er zwischen dem kürzesten Abstand der beiden Staubprobenahmestellen bestimmt wird. Bei Abscheidern, die eine räumliche Abtrennung verursachen, muss ein Stück Ofenrohr ohne jeglichen Abscheider verwendet werden, um T_{BLIND} bestimmen zu können. Elektrische Abscheider haben den Vorteil, dass der Blindabscheidegrad im ausgeschalteten Zustand des elektrischen Abscheiders vermessen werden kann. Der Brennstoff, der zur Überprüfung des Abscheiders verwendet werden darf, ist Holz, welches der DIN EN ISO 17225-5 entspricht. Die Prüfbedingungen, die eine Testung erfüllen muss bzw. in der eine Überprüfung eingeordnet wird, sind in *Abbildung 28* zusammengefasst [30].

Variante Nr.	Abgasstaub-zustand	Staub-konzentration im Rohgas mg/m ³	CO mg/m ³	TVOC mg/m ³	Zu prüfende Feuerungsart	Bemerkung
1	„gut“	40 bis 100	300 bis 4 000		A1, A2, A3	Es ist darauf zu achten, dass die Abgastemperatur bei der Messung in dem vom Hersteller zulässigen Temperaturbereich liegt.
2	„schlecht“	150 bis 300	3 000 bis 8 000	> 200 ^a	A1, A2, A3	
<p>Es bedeuten:</p> <p>A1 Naturzugfeuerungen, diskontinuierlich beschickt gemäß Anlage 4 der 1. BImSchV [1] (außer Pelletöfen);</p> <p>A2 Durchbrandkessel, diskontinuierlich beschickt mit Naturzug;</p> <p>A3 Unterbrandkessel, diskontinuierlich beschickt mit Naturzug.</p> <p>^a Bei Prüfung von Staubabscheidern mit katalytischer Wirkung.</p>						

Abbildung 28 - Prüfbedingungen nach DIN Spec 33999 [30]

Bevor die Messung vollzogen wird, ist eine Vorkonditionierung der Anlage vorgesehen, die dazu dient die Abgaszusammensetzung nach *Abbildung 28* zu erreichen. Anschließend kann der Förderdruck von 12 Pascal eingestellt werden, der durchgehend konstant gehalten werden muss. Bei einer kalten Feuerung, muss zunächst eine gute Grundglut erzeugt werden, ehe es zur Brennstoffaufgabe kommt.

Bei der Messung sollte die Nennwärmeleistung erreicht werden und der Abscheidegrad im Nachhinein der verlangten Abgaszusammensetzung entsprechen. Naturzugfeuerungen, die diskontinuierlich beschickt werden bedürfen fünf Abbrände, zur Untersuchung der Staubmassen. Diskontinuierlich beschickte Durchbrandkessel oder Unterbrandkessel benötigen lediglich drei Abbrände, wobei die 2. Staubmessung unmittelbar nach der ersten Probenahme erfolgen muss. Eine Veränderung des Abbrands während der Messung ist zu erlassen, nach der Messung jedoch erlaubt. Die Staubprobenahme erfolgt simultan auf der Messtrecke 1 und 2 mit einer maximalen Zeitabweichung von 10 Sekunden. Diese Probenahme ist auch gleichzeitig zu beenden mit einer maximalen Abweichung von 3 Sekunden. Die Staubaufnahme erfolgt 15 Minuten und ist nach VDI 2066 Blatt 1 gestaltet. Die Filter, die zur Staubprobenahme verwendet werden, müssen vorher behandelt werden:

- Vorbehandlung der Filter mit $-110 \pm 5 \text{ }^\circ\text{C}$
- Filtrationstemperatur während der Messung $-110 \pm 5 \text{ }^\circ\text{C}$
- Temperatur für die Nachbehandlung der Filter vor der Wägung $-110 \pm 5 \text{ }^\circ\text{C}$

- Absauggeschwindigkeit soll sich im Bereich von 70 bis 150% der mittleren isokinetischen Absauggeschwindigkeit befinden
- Staubreste an der Einlasssonde der Messstelle sind zu entfernen

Um korrekte Messungen zu bekommen, soll die Anlage, insbesondere die Messpunkte nach jeder Messung abgespült werden. Pro Abbrand ist eine Messung zugelassen, pro Abgasstrom sind 5 Einzelmessungen durchzuführen. Der Abscheider darf während der Messung nicht manuell gereinigt werden. Eine automatische Abreinigung ist zugelassen [30].

5.2 Prüfung bei kontinuierlich beschickten Feuerungen

Bei kontinuierlich beschickten Feuerung, wie es beispielsweise Scheitholzöfen oder Pelletöfen sind, ist es wichtig, dass die Prüfanlage eine variable aber wiederholbare Einstellung des Volumenstroms ermöglicht. Während der Messung jedoch muss der Volumenstrom konstant bleiben. Die Konstanz ist dann erreicht, wenn sich der Wert ± 2 Minuten um $\pm 15\%$ nicht verändert. Die Konstanthaltung des Volumenstroms, kann durch die Abzweigung eines Teilstroms aus dem Abgasstrom erreicht werden. Zudem kommt hinzu, dass bei Abscheidern die einen zunehmenden Druckverlust besitzen, die Änderung des Volumenstroms protokolliert werden muss. Ein Abscheider, bei dem kaum Druckverlust zu beobachten ist, wie es der Fall bei Elektroabscheidern ist, dürfen eine kleine Druckveränderung während der Messung besitzen, die allerdings auf ± 4 Pascal beschränkt ist. Des Weiteren muss dafür gesorgt werden, dass der benötigte Unterdruck von 12 Pascal erreicht und durchgehend gehalten wird. Die Gaskonzentrationen können durch den CO_2 - Gehalt überprüft und konstant gehalten werden. Der Prüfstand sollte so konzipiert sein, dass die Abgaszusammensetzung gemäß den in *Abbildung 29* empfohlenen Werten entspricht.

Variante Nr.	Beschreibung des Abgasstaubzustands	Staubkonzentration im Rohgas mg/m ³	Abgastemperatur °C	CO mg/m ³	TVOC mg/m ³	Feuerungsart, an der der Abscheider eingesetzt werden soll	Bemerkung
1	niedrige Staubkonzentration, vollständige Verbrennung, mineralische Stäube	30 bis 70	150 ± 20	< 500	–	B1, B2, C1, C2, C3, C4, D	
2	mittlere Staubkonzentration mit Ruß- und Teeranteilen	100 bis 150	Temperaturbereich entsprechend der Typprüfung der Feuerung (150 ± 20)	–	> 100	B1, B2, C1, C2, C3, D	
3	hohe Staubkonzentration mit hohen Rußanteilen aus unvollständiger Verbrennung (mit Luftmangel)	> 300	150 ± 20	> 3 000	–	D	

Es bedeuten:

B1: Feuerungen diskontinuierlich beschickt mit gebläseunterstützter Abgas- und/oder Verbrennungsluftführung und Abgastemperaturen von > 150 °C (z. B. Stückholzkessel);

B2: Feuerungen diskontinuierlich beschickt mit gebläseunterstützter Abgas- und/oder Verbrennungsluftführung und Abgastemperaturen von < 150 °C (z. B. Stückholzkessel) relevant für Schornsteinaufsätze;

C1: Automatisch beschickte Feuerungen allgemein mit Abgastemperaturen von > 150 °C (z. B. Pelletkessel, Hackschnitzelkessel);

C2: Automatisch beschickte Feuerungen allgemein mit Abgastemperaturen von < 150 °C (z. B. Pelletkessel, Hackschnitzelkessel) relevant für Schornsteinaufsätze;

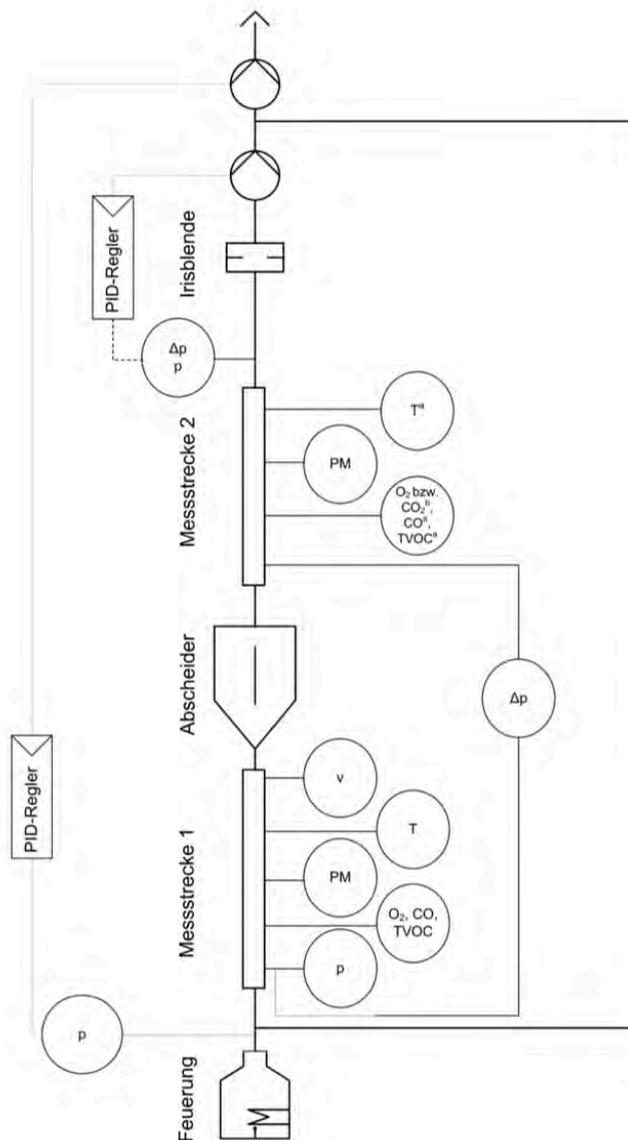
C3: Automatisch beschickte Feuerungen mit kondensierendem Abgas (z. B. Pelletkessel, Hackschnitzelkessel) relevant für Schornsteinaufsätze;

C4: Pelletöfen;

D: Automatisch beschickte Feuerung für Nicht-Holzbrennstoffe gemäß § 3 Absatz 1 Ziffer 8 und Ziffer 13 der 1. BImSchV (z. B. Stroh, Gräser, Maisspindel).

Abbildung 29 - Abgastustände in kontinuierlich beschickten Prüffeuerungen [30]

Der Prüfstand selber muss gasdicht sein, wobei es durchaus zulässig ist, dass der Abscheider einen Lufteinzug zulässt, sofern dies benötigt wird z.B.: Spüllufteinsatz. Die Druckdifferenz bei Abscheidern, die steigenden Druckverlust besitzen, muss vor und nach dem Abscheider bestimmt werden. Sollte sich das Abgas am Weg zum Partikelabscheider abkühlen, ist es durchaus zulässig die Messstrecke zu beheizen, um den Temperaturverlust zu kompensieren. Die Abgasrohre sollten aus Edelstahl sein, und jenes, in dem sich der Abscheider befindet, muss geerdet werden. *Abbildung 30* zeigt einen optionalen schematischen Aufbau der Prüfvorrichtung.



Legende

- | | | | |
|--------------|--|-----------------|---|
| PM | Staubmasse | CO | Kohlenstoffmonoxid |
| p | Druck gegenüber Umgebung | CO ₂ | Kohlenstoffdioxid |
| Δp | Druckdifferenz über den Abscheider bzw. über die Irisblende | TVOC | Flüchtige Kohlenwasserstoffe
(en: Total Volatile Organic Carbon) |
| T | Temperatur | PID-Regler | en: proportional-integral-derivative controller |
| v | Abgasgeschwindigkeit | | |
| ^a | Messgrößen, die nur bei katalytisch wirkenden Abscheidern zu messen sind. | | |
| ^b | Wenn der Sauerstoffgehalt bauartbedingt hinter dem Abscheider steigen kann (Verdünnung), dann muss der Sauerstoffgehalt auch hinter dem Abscheider gemessen werden, um die Messwerte auch hinter dem Abscheider auf den Bezugssauerstoffgehalt beziehen zu können. | | |

Bild 2 — Beispiel für den Prüfaufbau für Staubabscheider bei konstantem Volumenstrom oder konstantem Zug

Abbildung 30 - Möglicher Prüfaufbau von kontinuierlich beschickten Prüff Feuerungen nach DIN Spec 33999:2014-12 [30]

Wie auch in Prüfanlagen mit diskontinuierlicher Beschickung, sollte der Abscheider in der Mitte zwischen zwei Messstrecken sein. Wichtig jedoch ist, dass bei kontinuierlicher Beschickung der Abscheider und auch die Messstellen im Abgasteilstrom sein sollten und nicht im Hauptabgaskanal. Der PID Regler dient dazu, um den Zug, der für den Förderdruck wichtig ist, konstant zu halten. Die Messstrecken beinhalten so wie die Prüfapparatur für diskontinuierliche Feuerung, Probenahmestellen zur gravimetrischen Staubprobenahme, Temperaturmessstellen, Druck –und Differenzdruckmessstellen und einen Messpunkt für gasanalytische Aufzeichnungen. Sollte der Abscheider als Schornsteinaufsatz dienen, gelten dieselben Bedingungen, wie sie bereits in Kapitel 5.1 besprochen wurden.

Der Abgasstrom ist derselbe wie der Rohgasstrom, wobei eine maximale Abweichung von 20% von der erforderlichen Staubzusammensetzung (*Abbildung 29*) erlaubt ist. Die Vorkonditionierung des Abscheiders, erfolgt analog Kapitel 5.1. Bei der Inbetriebnahme der Feuerung muss der Abgasstrom nicht zwangsläufig durch den Teilstromkanal des Abscheiders geleitet werden, sondern kann durchaus direkt zur Abluft gebracht werden. Ist der Regelbetrieb erreicht, muss das Abgas durch den Abscheider geleitet werden. Um Funkenflug zu vermeiden, kann ein Grobpartikelabscheider vor dem eigentlichen Partikelabscheider vorgeschaltet werden. Laut DIN Spec 33999 sollte der zu testende Abscheider zweimal fünf Stunden unter Nennwärmeleistung betrieben werden, ehe es zur tatsächlichen Messung kommt. Volumenstrom, Druck und Abgaszusammensetzung sollten der Vornorm entsprechen bevor die Prüfung durchgeführt wird. Die umgebende Lufttemperatur sollte mindestens 15 °C bzw. höchstens 30 °C haben. Die Staubfilter sind vor und nach der Messung zu wiegen und wie bereits in Kapitel 5.1 beschrieben entsprechend zu konditionieren. Um eventuelle Staubreste, die einen gravimetrischen Einfluss besitzen mit einbeziehen zu können, kann die Anlage mit einer Mischung aus 50% Aceton und 50% Isopropanol gespült werden. Durch Auffangen der Staubmassen und Trocknung in einem geeigneten Ofen, können die Reste zum eigentlichen Staubmassegehalt dazu addiert werden. Bei der Messung sind vier nacheinander stattfindende Messungen sinnvoll, wobei nicht länger als 30 Minuten gewartet werden darf, um eine Messung durchzuführen. Andernfalls gilt diese als ungültig.

6. Zielsetzung der Arbeit

Die Idee, Biomasse als Energiequelle zu nutzen, um Wärme zu produzieren, ist eine grundsätzlich nachhaltige und sowohl ökologisch, als auch ökonomisch ein wertvoller Beitrag zur Unterstützung des Umweltschutzes und der regionalen Wirtschaft. Doch auch wenn die Nutzung von Biomasse ein gutes Konzept darstellt, ist der Stand der Technik noch nicht ausreichend, um Feuerungsbedingungen so zu gestalten, dass Emissionen bei der Verbrennung von Biomasse minimiert werden. Zudem ist die Wahrscheinlichkeit gering, dass jeder der Biomasse als Brennmaterial verwendet, genormte Materialien nutzt, wie z.B. Holz, das der DIN EN ISO 17225-5 entspricht. Oft werden auch Holzstücke verbrannt, die nicht dieser Norm entsprechen oder Materialien, die unvollständig verbrennen, also eine unbekannt Zusammensetzung besitzen.

Die TU Wien und insbesondere der Bereich für Mechanische Verfahrenstechnik forscht in verschiedenen Bereichen der Staubabscheidung. Um die Problematik der Emissionen durch Biomasse zu verbessern, ist eines der Projekte, die Umsetzung der Vornorm DIN Spec 33999:2014-12. Ziel dieser Arbeit ist es, auf Grundlage der von den DIN Spec 33999 gegebenen Parameter, wie der Staubzusammensetzung, der Zielwerte für Emissionen, den Prüfapparatenaufbau und generell der Vermessung der Abgase, einen Weg zu finden, Partikelabscheider als Lösung für die Emissionsproblematik zu etablieren und zu testen. Insbesondere im Bereich der Kleinf Feuerungsanlagen, in dem viele rechtliche Schritte, bestehende Systeme verändern werden, ist es interessant zu überprüfen, wie gut verschiedene Filtermedien bzw. Abscheider unter den gestellten Bedingungen der DIN Spec 33999 wirken.

In Laborversuchen sollen daher im Rahmen dieser Arbeit sowohl filternde Abscheider, als auch ein elektrischer Abscheider getestet werden, um zu sehen wie sich der Trenngrad, als auch der Druckverlust bei unterschiedlichen Volumenströmen ändert. Die Abscheider sollen in einem Filterprüfstand, als auch in einem Prüfaufbau gemäß der DIN Spec 33999 untersucht werden. Der Prüfaufbau laut Vornorm wird im Prüflabor für Feuerungsanlagen der TU Wien durchgeführt.

7. Messtechnik und Methodik

Die Abscheider, die gemäß der Prüffeurung nach DIN Spec 33999 getestet werden sollen, werden im Vorhinein Laborversuchen unterzogen. Diese dienen dem Zweck, den Abscheidegrad und den Quality Factor des jeweiligen Filtermittels bzw. Abscheiders zu untersuchen. Der Aufbau des Laborprüfstands und die Durchführung der Laborversuche werden in Kapitel 7.1 näher beleuchtet.

Kapitel 7.1 geht sowohl auf den Aufbau des Prüfstandes im Labor, als auch auf die Durchführung dieser Versuche ein. In Kapitel 7.2 werden die Pilotversuche im Prüflabor für Feuerungsanlagen beschrieben. Es werden sowohl der Aufbau der Prüfvorrichtung, als auch die Durchführung der Prüfung besprochen. Kapitel 7.3 bespricht die in beiden Versuchen verwendeten Abscheider.

7.1 Filterprüfstand im Labormaßstab

Aufbau des Filterprüfstands und verwendetes Equipment

Der Prüfstand, welcher für die Laborversuche verwendet wurde, besteht im Wesentlichen aus zwei verglasten Rohren, in deren Mitte zwei Ofenrohre mit Manschette verbaut wurden, die jeweils einen Durchmesser von [ø 150 mm] besitzen. Die Ofenrohrstücke, dienen dazu die zu testenden Abscheider darin zu befestigen bzw. als Platzhalter für den elektrischen Abscheider, der im Labor ebenso überprüft wurde. *Abbildung 31* zeigt den Aufbau der Teststrecke. Die Reingasseite, das Gebläse und die Kontrolleinheit, entsprechen allesamt dem VDI 3926 Prüfstand Typ 2.

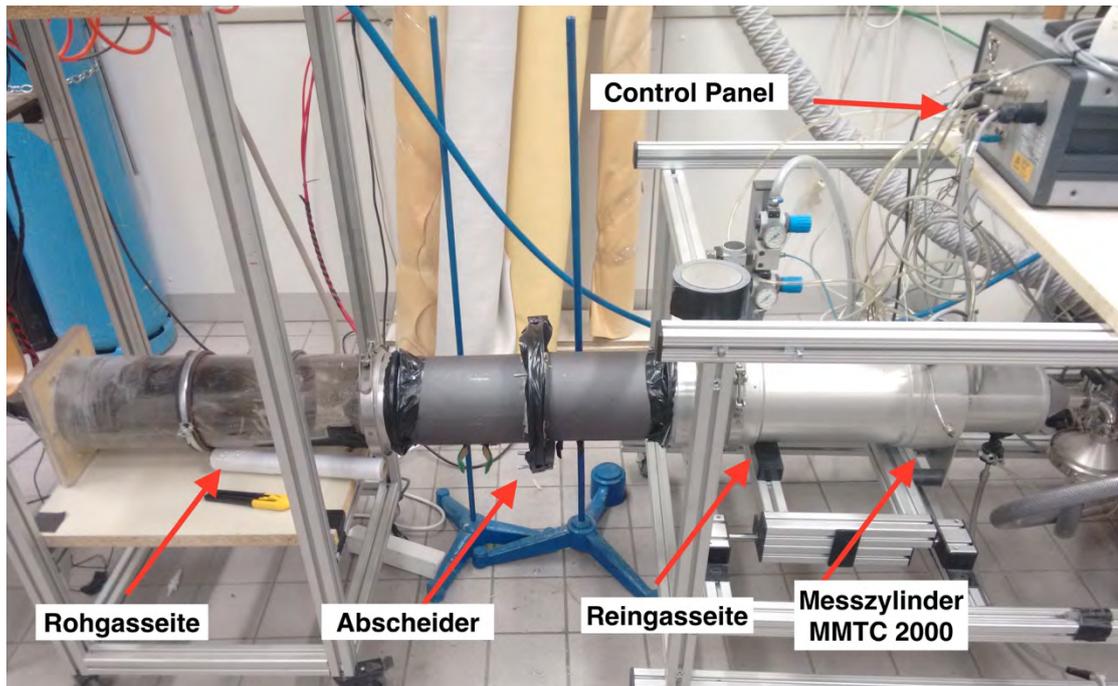


Abbildung 31 - Teststrecke der Laborversuche

Um nanoskaligen Testaerosol zu erzeugen, wurde durch einen **miniCast Soot Generator MOD 5210C** Propangas und Stickstoff geleitet. Das im Generator befindliche Zündelement sorgte dafür, dass eine Flamme das durchströmende Propangas pyrolysiert und somit Ruß erzeugt, während der Stickstoff zum Quentschen (des Propans) dient. *Abbildung 32* zeigt sowohl den Rußgenerator, als auch das Kontrollsystem, mit dem der Generator betrieben wird.



Abbildung 32 - Einstellung des Rußgenerators (links) und miniCast Rußgenerator (rechts)

Der so künstlich erzeugte Staub strömt durch die Rohgasseite bis zum Abscheider, wo eine Abtrennung erfolgt und wird dann unter einem bestimmten Abscheidegrad und Druckverlust in die Reingasseite weitergeleitet. Um die durchströmenden Partikel analysieren zu können, wurde ein **Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS)** verwendet. Dadurch konnte die Partikelanzahl, als auch der Partikeldurchmesser im Roh – und Reingas erfasst werden.

Aerosolgenerator

Um die Staubbelastung zu kreieren, die dazu nötig ist, um sowohl die Partikelgrößenverteilung, als auch die Partikelanzahlkonzentration zu bestimmen, wird ein **miniCast Rußgenerator MOD 5210C** von **Jing Aerosol** verwendet. Der Generator schafft es, submikrone Partikel in einer Größenordnung von 400 nm herzustellen. Dabei wird über das Zuführen von Propan und Stickstoff künstlich Ruß hergestellt. Das Propan dient dazu eine Diffusionsflamme herzustellen und der Stickstoff zum Quenchen der Gasflamme, so dass Partikel definierter Größe generiert werden. *Abbildung 35* zeigt beispielhafte Partikelgrößenverteilung des Rußgenerators. [24]

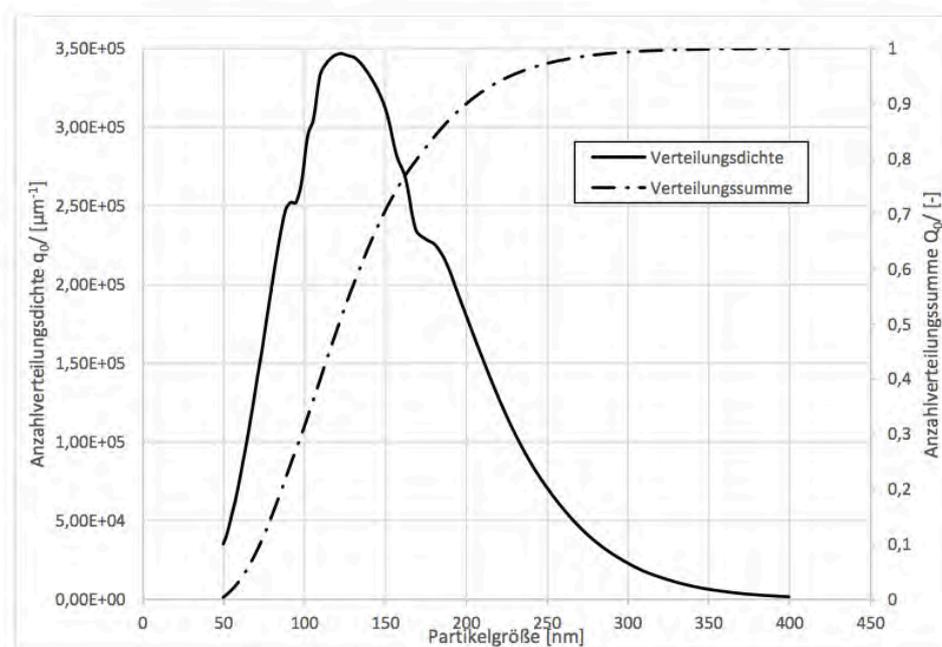


Abbildung 33 - Partikelgrößenverteilung des miniCast Rußgenerators [24]

Scanning Mobility Particle Sizer – SMPS

Scanning Mobility Particle Sizer, gehören zu den kommerziell erhältlichen **DEMAS (Differential Mobility Analysing System)**. Ihre Aufgabe ist es die Partikelgröße und deren Verteilung in einem Gasgemisch zu bestimmen. Dabei bestimmt das Gerät die Größe bzw. die Größenverteilung der Partikel auf Basis derer Ladung in einem elektrischen Feld. Es gibt drei wichtige Komponenten in einem SMPS – den

Aerosolneutralisator, den differentialen Mobilitätsanalysator (DMA) und einen Kondensationskernzähler (CPC). Der Bereich in dem ein SMPS Partikel erfassen kann, liegt zwischen 2,5 – 1000 nm. Da auf Grund der elektrischen Bewegungsmobilität die Partikelgröße ermittelt wird, wird der Partikeldurchmesser auch als mobilitätsäquivalenter Durchmesser bezeichnet.

Um Partikel nun analysieren zu können, muss ein isokinetischer Teilstrom aus dem Hauptstrom entnommen werden, der durch die selbe Geschwindigkeit repräsentativ ist. Im aller ersten Schritt werden die Partikel in den Aerosolneutralisator gebracht, wo diese durch diffuse Bewegung mit Ionen positiver und negativer Ladung in Berührung kommen. Dadurch bekommen die Partikel eine bestimmte Ladung, den Vorgang nennt man bipolare Diffusionsaufladung. Diese Aufladung beruht auf der Tatsache, dass der entnommene Partikelstrom an einem radioaktivem Material vorbeigeführt wird und das Trägergas ionisiert. Als radioaktive Quelle wird Krypton 85 und als Trägergas Luft verwendet. Durch diesen Vorgang entstehen sowohl positive Ionen, als auch negative Ionen. Kationen können durch ionisierte Luftmoleküle und in der Luft befindliche Wassermoleküle entstehen. Durch die Abgabe von Elektronen kommt es anschließend zur Bildung von Anionen, da sich die freien Elektronen an stark elektronenaffine Moleküle binden, wie z.B. O₂. Wenn die Partikel aus dem Teilstrom lange genug in dieser Ionensphäre verweilen, kommt es zur Entstehung eines definierten stationären Ladungszustands (*Fuchs'scher Ladungszustand*). Dadurch entstehen auf der Oberfläche der Partikel kaum positive und negative Ladungen, und durch Erreichen eines niedrigen Ladungsniveaus, spricht man von Neutralisation [31].

Der DMA dient mehr oder weniger zum Sortieren des Aerosols und ist deshalb auch eine Art Elektroklassierer. Das Aerosol gelangt über einen Impaktor zuerst zum Neutralisator und wird dann weiter zum DMA geleitet. Der Impaktor sorgt dafür, dass nur Partikel eines bestimmten Durchmessers durchgelassen werden (≤ 1000 nm). Nachdem die Partikel durch die bipolare Diffusion eine definierte Ladung erhalten haben, wird das Aerosol zwischen zwei Elektroden (Außen –und Innenelektrode) in den sogenannten Schleierluftstrom gebracht. Die Schleierluft ist Reinluft, welche für den Transport vom Aerosol in Richtung des DMA Ausgangs verantwortlich ist. Zwischen den beiden Elektroden herrscht eine Spannung, die für das Abscheiden der Partikel im Aerosol

verantwortlich ist. Dabei werden positiv geladene Partikel an der Innenelektrode und negative geladene Partikel, an der Außenelektrode abgeschieden. Am Ende des DMA befindet sich ein Spaltausgang, über den ein Teilvolumenstrom abgesaugt wird, in dem sich Partikel derselben elektrischen Mobilität befinden. Durch diesen Zustand ist der Aerosolstrom, der den DMA verlässt beinahe monodispers. Durch Regulierung der Spannung zwischen den Elektroden und der Schleierluft, kann eine Selektion der Partikelgröße erfolgen. *Abbildung 33*, zeigt das Prinzip eines DMA.

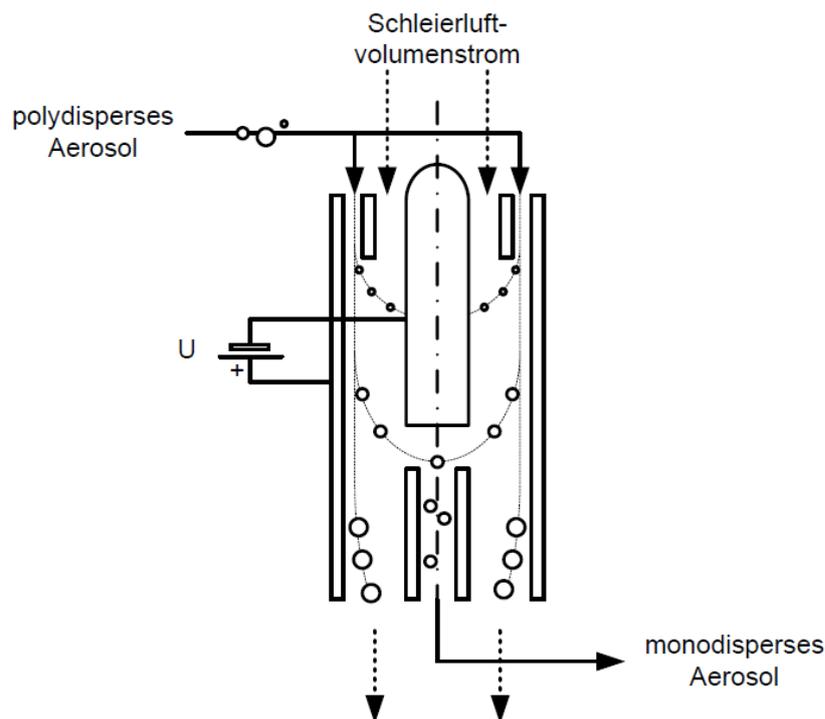


Abbildung 34 - Prinzip eines DMA [32]

Um die Anzahl der Partikel zu bestimmen folgt, nach dem DMA als letzte Hauptkomponente der CPC bzw. Kondensationskernzähler. Dieser CPC besteht aus drei Teilen, nämlich einer Kondensationskammer, einer Lichtquelle und einer Photodiode. Das Grundprinzip läuft so ab, dass das Aerosol in eine Kammer gebracht wird, in der sich eine Atmosphäre übersättigten Butanoldampfs befindet. Durch Hineingelangen der Aerosolpartikel, kondensiert der Dampf an den nanoskaligen Teilchen und lässt diese so an Größe zunehmen. Durch diesen Vorgang werden die Partikel optisch detektierbar und können auch gezählt werden. Die Anzahlkonzentration wird anschließend dadurch bestimmt, dass eine Photodiode das an den Partikeln gestreute Licht analysiert. Durch schrittweise Erhöhung der Spannung, kann die analysierbare Anzahlkonzentration im

CPC steigen. Durch die so ermittelte Partikelgrößenverteilung positiv geladener Partikel, kann auf Grundlage der Theorie von Fuchs auf die gesamte Partikelgrößenverteilung geschlossen werden. *Abbildung 34* zeigt das Schema eines CPC.

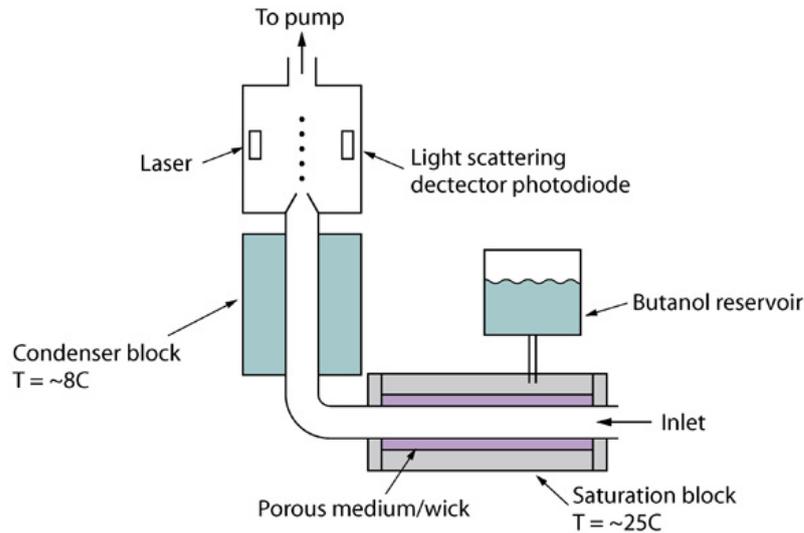


Abbildung 35 - Schematische Darstellung eines Kondensationskernzählers [33]

Durchführung der Laborversuche

Bei jeder Messung musste als erstes eine Rohgasmessung beim gewünschten Volumenstrom durchgeführt werden. Dabei wurden Volumenströme von 5, 10, 20 und 30 m³/h ausgewählt, um die Abscheider mit Aerosol zu beladen. Um den Gasstrom zu regulieren, wurde die Software **MMTC Analyser** verwendet. Dabei bedarf es jedoch der Umrechnung von m³/h auf m/h, um den richtigen Volumenstrom einstellen zu können. Dieser Umrechnung liegt die Filterflächenbelastung zur Grunde, die als Einheit $\left[\frac{\text{m}^3}{\text{m}^2\text{h}}\right]$ hat. Die Umrechnung funktioniert nach *Gleichung 2*.

Formel 2 - Volumenstromberechnung

$$Q_I = \frac{Q_{II}}{A}$$

Q_I = Einstellender Volumenstrom [m³·h⁻¹]

Q_{II} = Theoretischer Volmenstrom [m³·h⁻¹]

A = Fläche des Rohrs [m²]

Gleichzeitig wurde der SMPS mittels einer Software von **Aerosol Instruments** aktiviert, die es erlaubte, sowohl die Partikelanzahlkonzentration als Datenwerte zu exportieren, als auch die Partikelmassenkonzentration.

Sobald die Rohgasmessung abgeschlossen war, konnte ein Abscheider eingebaut werden. Dabei ist anzumerken, dass verschiedene Lagen an Mineralwolle und Dämmwolle in diesen Versuchen verwendet wurden. Es wurden je eine Lage, drei und fünf Lagen Mineralwolle getestet und eine und zwei Lagen eines Dämmmaterials.

Der filternde Abscheider wurde zwischen die beiden Ofenrohre, an der Stelle der Manschette eingebaut, dort verschraubt und abgedichtet, um Verfälschungen der Messungen zu vermeiden. Sobald der Abscheider eingebaut war, konnte die Reingasmessung gestartet werden, die demselben Schema wie die Rohgasmessung folgt.

Diese Durchführung wurde analog für alle untersuchten Abscheider in den Laborversuchen angewandt.

7.2 Pilotversuche im Prüflabor für Feuerungsanlagen

Die Ausführung der Pilotversuche zum Aufbau einer Prüfanlage gemäß DIN Spec 33999 wurde mit Unterstützung des Prüflabors für Feuerungsanlagen der TU Wien ermöglicht. *Abbildung 27 bzw. 30* zeigen bereits wie eine Prüfvorrichtung aussehen kann, um die Partikelabscheider zu testen. Diese Vorschläge wurden als Anhaltspunkt herangezogen, um einen tatsächlichen Aufbau zu skizzieren und in weiterer Folge auch zu realisieren. Als erstes wurde überlegt einen Hauptabgaskanal, der direkt an die Kleinf Feuerungsanlage angeschlossen ist aufzustellen, und davon einen Seitenstrom abzuziehen, um sowohl die Staubzusammensetzung und die Staubmasse zu bestimmen als auch um den Volumenstrom konstant zu halten. Der Druck wurde durch das Gebläse reguliert, wobei der Differenzdruck mit einem portablen Differenzdruckmessgerät von **Testo** angezeigt wurde. Die Temperatur wurde mittels Thermoelementen kontrolliert, wobei ein Element vor und eines nach dem Abscheider eingebaut werden sollte. Weiteres sollten Regelungsklappen dafür sorgen, dass der benötigte Förderdruck konstant bleibt, und auch das Abgas zur Zeit der Messung, durch den Seitenstrom geleitet wird und nicht durch den

Hauptabgaskanal nach außen befördert wird. *Abbildung 36* zeigt die zuerst aufgebaute Prüfvorrichtung.

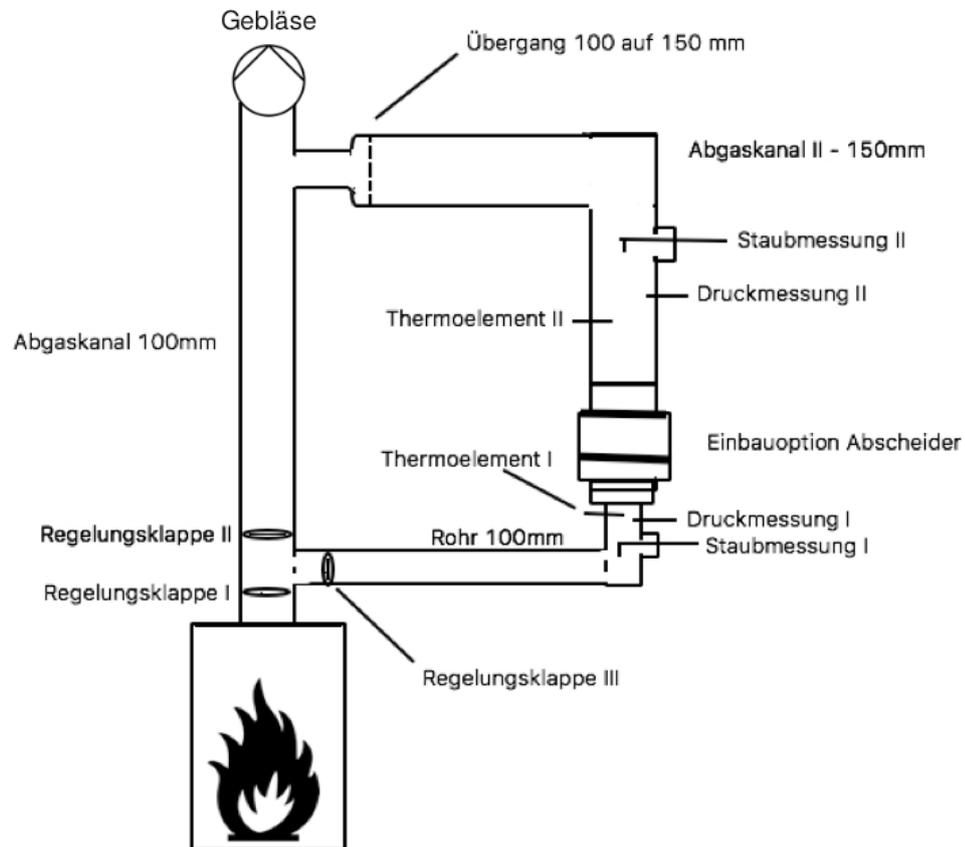


Abbildung 36 - Skizze der ersten Prüfvorrichtung

Die Anlage wurde anfangs so umgesetzt, jedoch wurde schnell beim Start des Gebläses festgestellt, dass durch diesen Aufbau der Förderdruck von 12 Pa nicht erreicht werden kann. Da dadurch zu wenige Partikel zum Abscheider transportiert wurden, musste durch ein zweites Gebläse der Druck so reguliert werden, dass 12 Pa erreicht werden konnten.

Daher wurde die Anlage umgebaut, und ein zweites Gebläse dazu geschaltet wurde. Ein zusätzlicher Verbindungskanal diente als Grobpartikelfilter, um Funkenflug zu vermeiden. Das Hauptabgasrohr wurde mit einem Flexischlauch zu einem Rohr mit einem Durchmesser von 150 mm geleitet, in dem sich sowohl der zu prüfende Abscheider befand, als auch die zwei Messpunkte. Anschließend wurde das Abgas über einen 200 mm Flexischlauch zum zweiten Gebläse und somit über einen Kamin nach außen befördert. Alle Rohre bestehen aus Edelstahl und der Abschnitt, in dem sich der

elektrische Abscheider befindet ist auch geerdet. *Abbildung 37 und 38* zeigen den Aufbau der Prüfvorrichtung, so wie sie auch für die weiteren Versuche verwendet wurde.

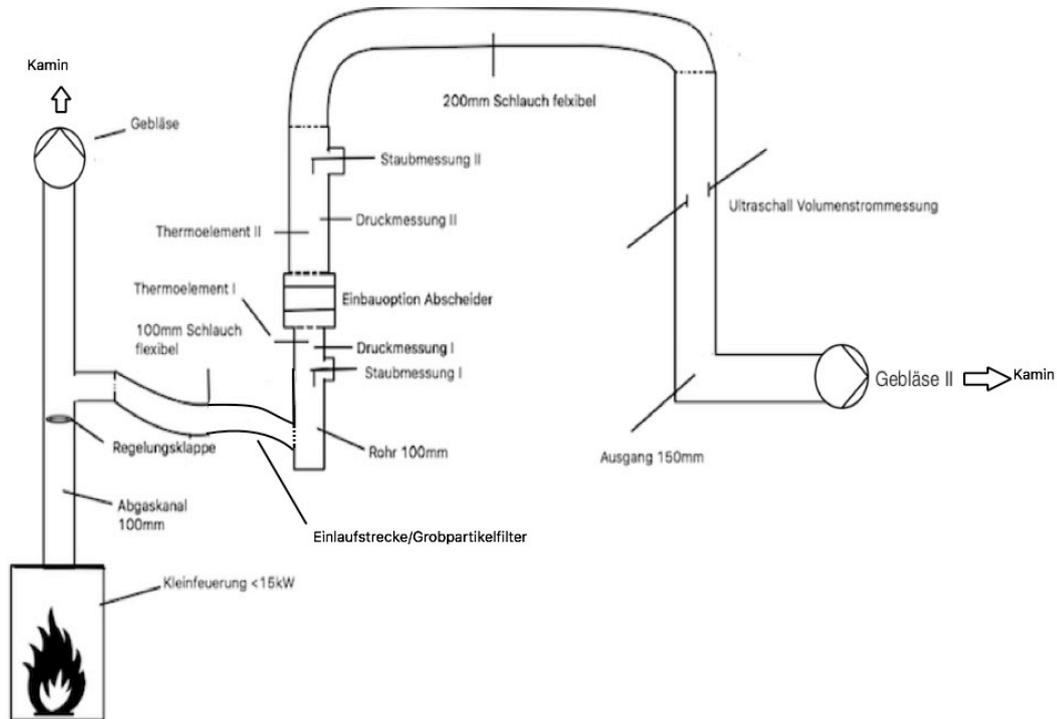


Abbildung 37 - Skizze der verbesserten Prüfvorrichtung



Abbildung 38 - Foto der verbesserten Prüfvorrichtung

Um die gasförmigen Komponenten aus dem Verbrennungsprozess analysieren zu können, wurden die Abgase vom Hauptabgaskanal über eine Pumpe direkt zu einem FID und NDIR geleitet. Alle Messgeräte wurden mit Stickstoff vor der Messung auf den Nullpunkt bestimmt und anschließend der FID mit Propan kalibriert und der

Rauchgasanalysator mit einer Gasmischung definierter Konzentrationen an CO, CO₂ und O₂. Die Messbereiche für die jeweiligen Komponenten sind in *Tabelle 5* zu finden. Die Kalibration wurde unter der Aufsicht des Prüflabors für Feuerungsanlagen getätigt. Als Kontrollprogramm diente LabView. Um den Volumenstrom zu bestimmen bzw. die Konstanz zu überwachen wurde ein Ultraschallgerät benutzt. Als Kleinfeuerungsanlage diente ein Scheitholzofen der Firma **Rika**.

Um die gewünschten Ergebnisse erzielen zu können, müssen jene Parameter, die von der DIN Spec 33999 verlangt werden, definiert sein. Da die Prüfvorrichtung darauf abzielt, Emissionen aus der Verbrennung von Biomasse zu minimieren, sind die wichtigsten Messgrößen jene Gase, die für eine Verbrennung wichtig sind bzw. die Staubmasse. *Tabelle 5* zeigt zusammengefasst die Messgrößen und –Methoden, die für das Prüfverfahren im Pilotversuch wichtig waren.

Tabelle 5 - Messgrößen und -Methoden für das Prüfverfahren nach DIN Spec 33999

Messgrößen [mg/m ³]	Messmethode	Messbereich
CO	NDIR	0-5000 ppm
TVOC	FID	Auto.
NO	NDIR	0-250 ppm
CO ₂	NDIR	0-20 Vol.%
O ₂	Paramagnetisch	0-25 Vol.%
Druck	Druckanzeige	Pascal [Pa]
Differenzdruck	Druckanzeige	Pascal [Pa]
Abgastemperatur	Thermoelemente	Celsius
Abgasstrom	Ultraschall	m ³ /h

FID – Flammenionisationsdetektor für TVOC

Um flüchtige organische Bestandteile analysieren zu können, wurde ein Flammenionisationsdetektor verwendet. FID sind massenstromabhängige Detektoren, die hoch empfindlich und einen hohen dynamischen Bereich für die Nachweisgrenze haben, bis hin zu 10⁷ mg. Als Trägergas dient in dieser Versuchsserie ein Propan-Luftgemisch. Die Detektion basiert darauf, dass das durchfließende Gas bzw. die Komponente ionisiert wird und somit ein Strom entsteht. Bei 2000°C werden Wasserstoff und Luft kontrolliert verbrannt, um eine Kettenreaktion zu starten. Der FID besitzt zwei

Elektroden, wobei die Sammelelektrode als Anode dient und die Düse als Kathode. Wenn nur Trägergas durch den FID fließt, erzeugt es keinen elektrischen Strom. Erst, wenn ionisierbare Substanzen, wie es z.B. bei organischen Kohlenwasserstoffverbindungen der Fall ist, entsteht ein impulsartiger Strom. Obwohl nur jedes Millionste Kohlenstoffradikal ionisiert wird, entstehen dadurch sehr mobile Elektronen, die anschließend an der Sammelelektrode bzw. der Anode aufgefangen werden. Vor allem C-C Bindungen und C-H Bindungen von Molekülen sind gut detektierbar, schwieriger ist das bei CO, CO₂, O₂ etc. weshalb die DIN Spec 33999 für diese Substanzen keine FID Analyse verlangt. Vorteile eines FIDs sind, dass sie relativ robust und selbstreinigend durch die stattfindenden Verbrennungsprozesse sind. Ein großer Nachteil allerdings ist, dass Detektoren unterschiedlicher Bauart nicht miteinander verglichen werden können, da die Empfindlichkeit stark von der Geometrie des Detektors abhängig ist [34]. *Abbildung 39* zeigt den verwendeten FID der Firma **Testa**.



Abbildung 39 - Verwendeter FID im Pilotversuch

Rauchgasanalysator für CO, CO₂ und O₂

Um CO, CO₂, und O₂ bestimmen zu können, wurde ein Rauchgasanalysator der Firma **Emerson Process Management** verwendet. Das Gerät ist in der Lage paramagnetische

Substanzen zu bestimmen, als auch über nichtdispersive IR Spektroskopie (NDIR) CO und CO₂ zu bestimmen.

Ein NDIR funktioniert, indem das zu untersuchende Gas mit einem Laser bestrahlt und diese Strahlung im IR Bereich absorbiert wird. Wenn das Prüfgas IR Strahlung absorbieren kann, wird eine Abschwächung des Signals mittels passendem Detektor nachgewiesen. Aus diesem Signal lässt sich anschließend auf die Konzentration schließen. Es können bei Einzelgasanalysen einkanalige Detektoren verwendet werden. Da bei diesem Versuchsaufbau jedoch mehrere Gase analysiert werden sollen, wird ein multispektraler Pyrodetektor verwendet, der aufgrund temporärer Temperaturänderungen mit einer Änderung der elektrischen Spannung reagiert [35].

Die paramagnetische Messung von Sauerstoff, basiert auf dem Prinzip, dass Sauerstoff ein paramagnetisches Gas ist und in einem Magnetfeld eine gewisse Ausrichtung erfährt und von einem Magneten auch angezogen werden kann, sofern dieser stark genug ist. Dieser Effekt ist stark von der Sauerstoffkonzentration abhängig und kann bei Temperaturen über 300 °C verloren gehen. Beim Messen selber werden die Sauerstoffmoleküle durch den Magneten beschleunigt und zu einem Heizdraht bewegt, wo sie ihre magnetischen Eigenschaften verlieren. Durch die Molekülströmung kommt es zu einem Temperaturabfall an diesem Heizdraht, die zu einer Veränderung des elektrischen Widerstands führt. Diese Widerstandsänderung kann mittels einer Brückenschaltung aufgezeichnet bzw. aufgezeigt werden [36].



Abbildung 40 - Verwendetes Messgerät zur Bestimmung von Sauerstoff, Kohlenmonoxid, Kohlenstoffdioxid

Ultraschalldurchflussmessung

Um den Volumenstrom des Abgases zu kontrollieren bzw. konstant zu halten, wurde abweichend von der DIN Spec 33999 ein Durchflussmessgerät verwendet, welches per Ultraschall vorbeiströmende Partikel wahrnimmt. Im Versuchsaufbau wurde ein Messgerät von **Panametrics** benutzt.

Das Prinzip auf dem solche Ultraschalldurchflussmessungen basieren, ist folgendes: Durch vorbeiströmende Partikel kommt es zu einer Verschiebung bzw. Frequenzänderung (Doppler Effekt) der Ultraschallsignale. Die Partikel, die im Gas vorbeiströmen haben dabei eine andere Anfangsfrequenz als die, die vom Gerät ausgesendet wurde. Diese Frequenzänderung ist direkt proportional zum Volumenstrom des Messmediums [37]. *Abbildung 41* zeigt schematisch das Prinzip einer Ultraschalldurchflussmessung.

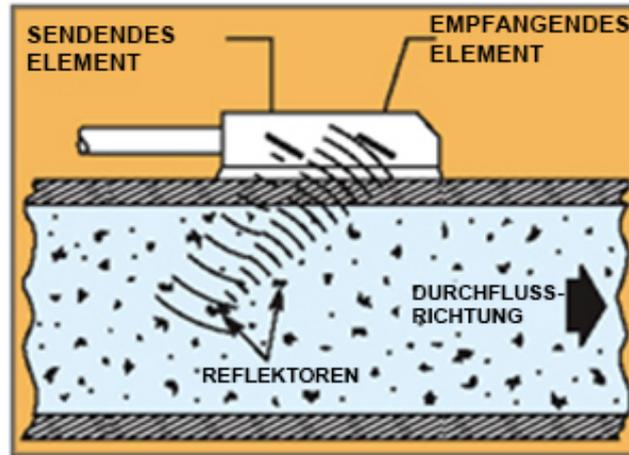


Abbildung 41 - Schematische Darstellung einer Ultraschalldurchflussmessung [37]

Kleinf Feuerungsanlage/Schnittholzofen - LOOK RLU Rikatronic

Als Kleinf Feuerung dient ein Scheitholzofen des Herstellers Rika. Die Überprüfung des Geräts und Bestimmung der Kapazität bzw. der Funktionalität wurde durch das Prüflabor für Feuerungsanlagen der TU Wien gemäß EN 13240 durchgeführt und ergab die in *Tabelle 6* zusammengefassten Ergebnisse.

Tabelle 6 - Technische Daten der verwendeten Kleinf Feuerungsanlage LOOK RLU geprüft nach EN 13240

Leistungsdaten		
<i>Brennstoff</i>	Scheitholz	
<i>Nennwärmeleistung</i>	[kW]	8
<i>Teillast</i>	[kW]	4
<i>Brennstoffmenge (max./min.)</i>	[kg]	2,1/0,9
Abmessungen		
<i>Gewicht</i>	[kg]	108
<i>Standfläche</i>	[mm]	494x393
<i>Bauhöhe mit Unterbau und Holzbank</i>	[mm]	1238
<i>Abgasrohrdurchmesser</i>	[mm]	130
<i>Frischluftrohrdurchmesser</i>	[mm]	125
<i>Netzanschluss</i>	[V]/[Hz]	230/50

Brennstoff

Als Prüfbrennstoff wurde Holz gemäß DIN EN ISO 17225-5 verwendet, welches ebenfalls vom Prüflabor für Feuerungsanlagen einer Analyse unterzogen wurde. Die Brennstoffanalyse ist in *Tabelle 7* zusammengefasst. Allerdings wurde auch Holz unbekannter Zusammensetzung verwendet, speziell Holz mit viel Rindenanteil, um zu sehen wie sich der Abscheidegrad hierbei verändert.

Tabelle 7 - Brennstoffanalyse des Prüfmaterials

		Trockensubstanz
<i>Asche</i>	[%]	0,49
<i>C</i>	[%]	49,25
<i>H</i>	[%]	6,13
<i>N</i>	[%]	0,13
<i>Brennwert</i>	[J/g]	19601
<i>Heizwert</i>	[J/g]	18254

Durchführung der Versuche im Prüflabor

Der erste Schritt bei der Durchführung, war der Aufbau der Prüfvorrichtung selbst. Wie bereits erwähnt, konnte die erste Idee der Prüfvorrichtung, die sich noch eher an die DIN Spec 33999 orientiert hatte nicht verwendet werden, da der nötige Förderdruck nicht erreicht wurde. Daher wurde die Anlage gemäß *Abbildung 37* aufgebaut. Die Apparatur besteht aus Edelstahlrohren die zwischen 100 und 150 mm variieren. Diese Rohre wurden teilweise in einander gesteckt oder mit einem Aluminiumklebeband fixiert. Der obere Teil der Vorrichtung wurde mit zusätzlichen Manschetten gesichert und an einem vorhandenen Geländer mit Schrauben befestigt. Da die Rohre keine Öffnungen für die Messpunkte besaßen, mussten diese vor der Befestigung der Rohre gebohrt werden. Das Hauptabgasrohr besaß eine Regelungsclappe, die sich je nach Druck des Gebläses auf 12 Pa einstellte. Außerdem führte das Hauptabgasrohr zum ersten Gebläse, welches einen potentiellen Förderdruck von 250 Pa hatte. Ein zweites Gebläse, welches auch 250 Pa erreichen konnte, wurde an der Teststrecke angebracht. Es wurden außerdem zwei

Gasuhren samt Rotameter gemäß VDI 2066 Blatt 1 hinzugefügt, um eine simultane vor bzw. nach dem Abscheider Staubmessung durchzuführen. Auch sind zwei Druckmesspunkte und drei Thermoelemente an der Anlage vorhanden.

Bevor die Messung durchgeführt werden konnte, müssen die Staubhülsenfilter für die gravimetrische Messung vorbereitet werden. Dafür wurden durchschnittlich 8-10 Staubhülsen herangezogen. Zuerst wurden für jede zu verwendende Hülse, in etwa 2,8 bis 3,0 g Glaswolle auf einer Analysenwaage eingewogen. Die Glaswolle wurde anschließend mit destilliertem Wasser gesäubert, ausgedrückt und in eine der Staubhülsen gepackt, wobei darauf zu achten war, dass der Boden der Hülse vollständig belegt war. Die bepackten Hülsen werden danach kurz zum Abtropfen stehen gelassen und jeweils 15 Minuten mittels einer Pumpe entfeuchtet. Nach dem Entfeuchten, müssen sie über Nacht in einen Trockenschrank, wobei hier eine Temperatur von 160 °C gewählt wurde. Sobald die Trocknung fertig ist, sollen die Hülsen in einen Exsikkator, so dass keine Verschmutzung oder Feuchtigkeit auf die Wolle gelangt. Nach etwa 2-3 Stunden können die Hülsen, samt Behälter und der Glaswolle gewogen und dementsprechend auch für eine Messung verwendet werden. Sollten die Hülsen nicht umgehend zur Messung gelangen, müssen sie im Exsikkator aufbewahrt werden. Handschuhe aus Latex können für das Arbeiten mit der Hülse verwendet werden, jedoch ist schlussendlich darauf zu achten, dass weder Handschuhe, noch Finger zusätzlichen Staub auf die Behälter der Hülse bringen oder diese von einer anderen Person unvorsichtig berührt werden. Dies kann zu einer Verfälschung der Auswaage führen. Pro Abscheider wurden etwa 4-6 Hülsen verwendet.

Bevor alle notwendigen Messgeräte am Ofen angeschlossen werden können, müssen diese auf den Messbereich kalibriert werden. Es wird eine Zweipunktkalibration gemacht, wobei Stickstoff zur Nullpunktbestimmung dient und mit dem entsprechenden Kalibriersgas für den jeweiligen Detektor $\frac{3}{4}$ vom Messbereich der Endpunkt bestimmt wird. Die Ableserate beträgt bei der Kalibration 2 Sekunden, während es bei der tatsächlichen Messung 10 Sekunden sind. Der Nullpunkt der Kalibration beschreibt dabei den Anfangswert, während der Endpunkt die Kalibrationswerte am Ende angibt. Aus beiden Werten lässt sich später bei der Auswertung eine Kalibrationsgerade erstellen. Für alle Gaskomponenten außer NO wird Stickstoff als Nullpunktgas verwendet, bei NO ist

es Luft mit einem höheren Anteil an O₂. Als Kalibriergas für den FID dient Propan, und für die Rauchgasanalyse eine Gasmischung definierter Konzentration an CO, CO₂ und O₂.

Sobald die Kalibration erfolgreich durchgeführt wurde, können der FID und die anderen Geräte am Ofen angeschlossen werden. Dabei wird unmittelbar nach dem Ofen Abgas abgesaugt und diese über eine Pumpe zum FID bzw. NDIR gebracht. Wie bereits erwähnt ist beim FID das Trägergas hierbei Propan, das Brenngas Wasserstoff.

Vor der tatsächlichen Messung, muss eine Grundglut erzeugt werden. Dabei ist es wichtig, dass das Feuer mit feinen Holzstücken entzündet wird und so lange genährt wird bis entweder alle Vorbereitungen getroffen wurden für die Messung oder ein zusätzliches Holzsplit eingelegt wird. Das Herumstochern in der Glut ist nur nach dem Abbrand bzw. vor und nach der Messung erlaubt, nicht währenddessen. Wenn die Staubhülsen in die Hülsenkartuschen eingebaut sind, kann die Messung begonnen werden, indem ein Holzsplit eingelegt wird und man spätestens 30 Sekunden danach die Absaugpumpen mit Gasuhren einschaltet. Die Aufzeichnung erfolgt mit einer Taktung von 10 Sekunden und kann in LabView verfolgt werden. Die Thermoelemente zeigen dabei die Temperaturen unweit vom Ofenausgang an und am unteren Ende bzw. oberen Ende des Abscheiders. Der Druck wird regelmäßig mittels einem tragbaren Differenzdruckgerät kontrolliert und protokolliert. Eine Staubprobenahme dauert 15 Minuten. Wenn diese 15 Minuten vorbei sind, werden die Staubfilter aus den Kartuschen genommen, in die vorgeschriebenen Glasbehälter gestellt und in einem Ofen über Nacht bei 160 °C getrocknet. Dieser Messvorgang wurde analog für alle verwendeten Abscheider angewandt, und auch für die Blindversuche.

Um die Abscheider auszutauschen, war es lediglich nötig den mittleren Teil der Teststrecke entweder mit einem anderen Speicherfilter zu belegen oder diesen vollständig durch den elektrischen Partikelabscheider zu ersetzen und mit Aluminiumband wieder zu isolieren, um Falschlufteinzug zu vermeiden.

7.3 Abscheider

Die im Labor verwendeten Abscheider waren Mineralwolle des Herstellers **Freudenberg Filtration Technologies**, Dämmwolle des Herstellers **Isover** und ein elektrischer Abscheider des Herstellers **Kutzner und Weber**. Das Prinzip, verschiedene Materialien als Partikelabscheider zu nutzen, wurde auch in der deutschen Stadt Aachen angewandt im Zuge des 1. BImSchV. [38]

Die Mineralwolle war eine Hochtemperaturfiltermatte der Serie **LH 243**. Die übliche Anwendung des Materials, sind Umluftfiltration bei Trockenkabinen, in Trockenöfen in der Oberflächentechnik und als Luft -bzw. Gasfiltration bei hohen Temperaturen. Die Filterplatten bestehen dabei aus feinen, homogen gesponnenen Glasfasern, auf deren Reingasseite sich eine Abschlusschicht aus Glasfaservlies befindet. Zudem folgen die Filtermatten von **Freudenberg Filtration Technologies** der Prüfnorm EN 779 und sind auch nach DIN 53 438 auf ihr Brandverhalten getestet, so dass sie in die Kategorie F1 fallen und selbsterlöschend sind [38]. Weitere Kennmerkmale der verwendeten Mineralwolle, sind in *Tabelle 8* zu finden [39]

Tabelle 6- Technische Daten Filtermatte Freudenberg Filtration Technologies [39]

Technische Daten	
<i>Filterklasse gemäß DIN EN 779</i>	M5
<i>Nennvolumenstrom [m/s]</i>	0,5
<i>Anfangsdruckdifferenz [Pa]</i>	125
<i>Mittlerer Wirkungsgrad [%]</i>	46
<i>Mittlerer Abscheidegrad [%]</i>	97
<i>Empfohlene Enddruckdifferenz [Pa]</i>	250
<i>Dicke [mm]</i>	20
<i>Temperaturbeständigkeit [°C]</i>	200
<i>Feuchtigkeitsbeständigkeit [rel. F in %]</i>	100

Abgesehen von Mineralwolle, wurde auch Dämmwolle bzw. Trennwandfilz der Firma **Isover** verwendet. Typische Anwendungsbereiche des Materials sind die Ausfachung von Leichtbauwänden für den Lärmschutz und auch als schall und –wärmedämmende Auflage für Decken im Hochbau. Das Material unterliegt verschiedenen Prüfnormen und besitzt einen hohen Brandwiderstand von über 1000 °C. Da es sich um kein typisches Filtermaterial handelt, besitzt das Material dementsprechend keine Filterklasse. Die technischen Merkmale sind in *Tabelle 9* aufgelistet [40].

Tabelle 7 - Technische Daten des Dämmmaterials von Isover [40]

Technische Daten	
<i>Euroklasse</i>	A1 (nicht brennbar)
<i>Schmelzpunkt [°C]</i>	≥ 1000
<i>Tempertaturverhalten [°C]</i>	Bis 150
<i>Strömungswiderstand [kPa*s/m²]</i>	5
<i>Dicke [mm]</i>	40

Der dritte Partikelabscheider, der zur Untersuchung im Labor verwendet wurde, war ein elektrischer Partikelabscheider des Herstellers **Kutzner und Weber**. Der Abscheider gehört zum Typ **Airjekt 1** und ist besonders dafür geeignet Feinstaub in Kleinfeuerungsanlagen zu reduzieren, die Biomasse verbrennen. Dabei kann er sowohl für automatische (bis 50 kW), als auch für handbeschickte (bis 25 kW) Feuerungen eingesetzt werden. Elektrische Abscheider wurden das erste Mal im Jahr 2006 in Deutschland für Holzfeuerungen zugelassen, wo sie auch vielversprechende Resultate erzielen konnten. Bei den Laborversuchen wurden unterschiedliche Materialien als Sprühelektroden verwendet. Einerseits wurde ein Sägezahnblatt eingespannt und andererseits die vom Hersteller eingebaute Wolframelektrode. Beim Pilotversuch, wurde allerdings nur mit der Wolframelektrode gearbeitet. In *Tabelle 10* sind die wichtigsten technischen Details vermerkt [41].

Tabelle 8 - Technische Daten des elektrischen Partikelabscheiders von Kutzner und Weber [41]

Technische Daten	
<i>Mittlerer Abscheidegrad [%]</i>	50-90
<i>Feuerungsleistung [kW]</i>	25/50
<i>Abgastemperatur [°C]</i>	Bis 400
<i>Material</i>	Edelstahl
<i>Durchmesser Abgaskanal [mm]</i>	130-300
<i>Leistungsaufnahme [W]</i>	30
<i>Versorgungsspannung [V]</i>	230

8. Grundlagen der Ergebnisauswertung

Um die Daten, die im Labor und in den Pilotversuchen ermittelt wurden, auswerten zu können, sind einige Größen bzw. Parameter wichtig. Zu den wichtigsten zählen der Abscheidegrad, der Quality Factor für die Laborversuche und natürlich die Staubmasse bzw. die Gaszusammensetzung in den Pilotversuchen. Der Abscheidegrad der Laborversuche wurde als Verhältnis zwischen Rein -und Rohgas bestimmt, während jener im Prüflabor gemäß DIN Spec 33999 zusätzlich noch den Bezugssauerstoff in die Berechnung einbezieht. Jedoch ist anzumerken, dass beide Rechenweisen auf dieselben Ergebnisse gelangen. Dieses Kapitel dient weiters zur Unterstützung des Verständnisses für die Prüfgrößen.

8.1 Abscheidegrad – $T(x)$

Der Abscheidegrad wird in dieser Arbeit als $T(x)$ bezeichnet, wobei „ x “ die Partikelgröße beschreibt. Das T steht in dem Fall für den Fraktionsabscheidegrad des benutzten Abscheiders. Der Abscheidegrad ist allgemein in der mechanischen Verfahrenstechnik als die Wirksamkeit eines Trennverfahrens zu verstehen. Dabei ist dieser das Verhältnis der Konzentration vom eintretenden Stoff, zur Konzentration des austretenden Stoffes. In den Laborversuchen wurde der Abscheidegrad mit folgender Gleichung berechnet:

Formel 3 - Abscheidegrad I

$$T(x) = 1 - \left(\frac{c_{Reingas(x)}}{c_{Rohgas(x)}} \right)$$

$T(X)$ – Abscheidegrad des Abscheiders in den Laborversuchen

$c_{Reingas(x)}$ – Massen -bzw. Anzahlkonzentration der Partikel im Reingas [mg/m^3]

$c_{Rohgas(x)}$ – Massen- bzw. Anzahlkonzentration der Partikel im Rohgas [mg/m^3]

Formel 3, zeigt wie das Verhältnis und somit der Fraktionsabscheidegrad der im Labor getesteten Abscheider berechnet werden konnte. In den Versuchen im Prüflabor wurde beim Berechnen noch der Bezugssauerstoff bei 13% Volumenanteil einbezogen.

Um den Abscheidegrad zu bestimmen, ist es nötig die Bezugskonzentrationen der einzelnen Staubmessungen bei 13% Volumenanteil Sauerstoff zu bestimmen. Abschnitt 8.3 erklärt die Bestimmung der Bezugskonzentration auf 13 Vol%; *Formel 4* zeigt die Berechnung der Konzentration.

Formel 4 - Bezugskonzentration

$$c_{\text{Bezug}} = c_{\text{gem}} * \frac{(21 - 13)}{(21 - O_{2 \text{ gem.}})}$$

c_{Bezug} – Staubkonzentration [mg/m^3] bezogen auf 13% Volumenanteil O_2 , 273,15 K und 1013 hPa

c_{gem} – gemessene Staubkonzentration [mg/m^3] beim gemessenen Volumenanteil $\text{O}_{2\text{gem}}$, 273,15 K und 1013 hPa

$O_{2 \text{ gem.}}$ – gemessener Volumenanteil O_2 in [%], bezogen auf 273,15 K und 1013 hPa

Da eine Blindwertmessung der Abscheider durchgeführt wurde, konnte mit diesen Daten der spezifische Blindabscheidegrad der Abscheider bestimmt werden. Dabei wird der Blindabscheidegrad auf die Länge bzw. den Abstand der beiden Staubmesspunkte bezogen (*Messabschnitt 1 und 2*).

Formel 5 - Spezifischer Blindabscheidegrad

$$T(x)_{\text{spez,Blind}} = \frac{c_{\text{Blind 1}(x)} - c_{\text{Blind 2}(x)}}{c_{\text{Blind 1}(x)} * l_{\text{Blind}}} * 100\%$$

$T(x)_{\text{spez,Blind}}$ – Spezifischer Blindabscheidegrad [% m^{-1}]

$c_{\text{Blind 1}(x)}$ – Gemessene Rohgaskonzentration beim Blindversuch bezogen auf 13 % Volumenanteil O_2 , 273,15 K und 1013 hPa [mg/m^3] Staubmesspunkt I

$c_{\text{Blind 2}(x)}$ – Gemessene Reingaskonzentration beim Blindversuch bezogen auf 13 % Volumenanteil O_2 , 273,15 K und 1013 hPa [mg/m^3] Staubmesspunkt II

l_{Blind} – Kürzester Abstand zwischen den Staubmesspunkten I und II beim Blindversuch [m]

Der Abscheidegrad der Einzelmessungen wird wie folgt berechnet. Das Rohgas befindet sich auf Seite des 1. Staubmesspunkt, das Reingas auf jener des 2. Staubmesspunktes.

Formel 6 - Abscheidegrad II

$$T(x)_{gem} = \left(\frac{c_{1(x)} - c_{2(x)}}{c_{1(x)}} \right) * 100$$

$T(x)_{gem}$ – Gemessener Abscheidegrad in [%]

$c_{1(x)}$ – Rohgaskonzentration in bei 13% Volumenanteil O₂, 273,15 K und 1013 hPa in [mg/m³] Staubmesspunkt I

$c_{2(x)}$ – Reingaskonzentration in bei 13% Volumenanteil O₂, 273,15 K und 1013 hPa in [mg/m³] Staubmesspunkt II

Um schlussendlich auf den mittleren Abscheidegrad zu kommen, müssen die Abscheidegrade der Einzelmessungen mit dem Blindabscheidegrad korrigiert werden. Daraus ergibt sich der korrigierte Abscheidegrad. Der mittlere Abscheidegrad lässt sich weiterhin zum korrigierten mittleren Abscheidegrad bestimmen, mit dem man die endgültige Reingaskonzentration berechnen kann.

Formel 7 - Korrigierter Abscheidegrad

$$T(x)_{korr} = T(x)_{gem} - T(x)_{Blind} = \\ T(x)_{gem} - T(x)_{spez, Blind} * l_p$$

$T(x)_{korr}$ – Korrigierter Abscheidegrad in [%]

$T(x)_{gem}$ – Gemessener Abscheidegrad in [%]

$T(x)_{Blind}$ – Blindabscheidegrad [%]

$T(x)_{spez, Blind}$ – Spezifischer Blindabscheidegrad [%*m]

l_{Blind} – Kürzester Abstand zwischen den Staubmesspunkten I und II in [m]

Der mittlere Abscheidegrad für die Einzelmessungen wird gemäß *Formel 8* für alle Einzelmessungen berechnet.

Formel 8 - Mittlerer Abscheidegrad

$$T(x)_m = \frac{\sum_{i=1}^n * T(x)_i}{n}$$

$T(x)_m$ – Mittlerer Abscheidegrad in [%]

$T(x)_i$ – der i-te gemessene bzw. korrigierte Abscheidegrad [%]

i – Laufvariable für die Einzelmessungen

n – Gesamtzahl der Einzelmessungen

Sobald der mittlere korrigierte Abscheidegrad bestimmt ist, kann man auch die mittlere korrigierte Reingaskonzentration wie folgt berechnen.

Formel 9 - Mittlere, korrigierte Reingaskonzentration

$$c_{rein,m,korr} = \frac{T(x)_{m,korr}}{100} * c_{1,m(x)}$$

$c_{rein,m,korr}$ – mittlere, korrigierte Reingaskonzentration in [mg/m³]

$T(x)_{m,korr}$ – mittlerer, korrigierter Abscheidegrad in [%]

$c_{1,m(x)}$ – mittlere Rohgaskonzentration in [mg/m³]

8.2 Quality Factor – QF

Der Quality Factor QF bietet die Möglichkeit verschiedene Abscheider bzw. Systeme zum Abscheiden von Partikel einander gegenüber zu stellen. Dabei ist der Quality Factor das Verhältnis vom negativen natürlichen Logarithmus des Penetrationsgrads P zum Druckverlust Δp . Ein großer Quality Factor wäre ideal und ist mit einem hohen Abscheidegrad und geringem Druckverlust zu realisieren. Der Quality Factor wird nach *Gleichung 10* berechnet.

Formel 10 - Quality Factor

$$QF(x) = -\frac{\ln(1 - T(x))}{\Delta p} = -\frac{\ln(P(x))}{\Delta p}$$

$QF(x)$ – Quality Factor in [Pa⁻¹]

$T(x)$ – Abscheidegrad [-]

Δp – Druckverlust zwischen Rohgas – und Reingasseite [Pa]

$P(x)$ – Penetrationsgrad [-]

8.3 Staubmasse und Gaszusammensetzung

Die Staubmasse ergibt sich zunächst aus der Differenz der Einwaage der Staubfilterhülse samt Glaswolle und der Auswaage der Hülsen mit bestaubter Glaswolle, jeweils nach

dem Trocknen. Aus dieser Differenz wird über das durchgesaugte Volumen und der Temperatur der Gasuhren anschließend die Staubmasse auf Normkubikmeter bezogen. Um diese zu berechnen, müssen die durchgesetzte Gasmenge, die mittlere Temperatur, und der Korrekturfaktor nach folgenden Gleichungen gemäß VDI 2066 berechnet werden.

Formel 11 - Gasmenge in [Bm³]

$$\text{Gasmenge} = V_E - V_A$$

Gasmenge – [Bm³]

V_E – Volumen am Ende der Messung in [Bm³]

V_A – Volumen am Anfang der Messung in [Bm³]

Über den notierten Barometerstand in Torr, konnte dieser anschließend in mbar umgerechnet werden. Die mittlere Temperatur ergibt sich aus folgender Formel.

Formel 12 - Mittlere Temperatur

$$T_M = \frac{T_A + T_E}{2}$$

T_M – Mittlere Temperatur in [°C]

T_A – Temperatur am Anfang der Messung in [°C]

T_E – Temperatur am Ende der Messung in [°C]

Analog gilt für den mittleren Druck dieselbe Formel:

Formel 13 - Mittlerer Druck

$$p_M = \frac{p_A + p_E}{2}$$

p_M – Mittlerer Druck in [mbar]

p_A – Druck am Anfang der Messung in [mbar]

p_E – Druck am Ende der Messung in [mbar]

Um die Staubmasse bezogen auf Normkubikmeter berechnen zu können, bedarf es eines Korrekturfaktors, der wie folgt berechnet wird.

Formel 14 - Korrekturfaktor

$$f = \frac{273,15}{(273,15 + T_M)} * \frac{(B_s - p_M)}{1013,25}$$

f – Korrekturfaktor [-]

B_s – Barometerstand in [mbar]

T_M – Mittlere Temperatur in [°C]

p_M – Mittlerer Druck in [mbar]

Die Gasmenge in [Bm^3] multipliziert mit dem Korrekturfaktor, ergibt anschließend die Gasmenge in [Nm^3].

Formel 15 - Gasmenge in [Nm^3]

$$Gasmenge [Nm^3] = Gasmenge [Bm^3] * f$$

Der Staubgehalt in [mg/Nm^3] ergibt sich als Quotient der gewogenen Staubmasse und der Gasmenge in [Nm^3].

Formel 16 - Staubgehalt in [mg/Nm^3]

$$Staubgehalt \left[\frac{mg}{Nm^3} \right] = \frac{Staubmasse [mg]}{Gasmenge [Nm^3]}$$

8.4 Gaszusammensetzung

Die Gaszusammensetzung von TVOC, O_2 , CO und CO_2 sind die Mittelwerte der gemessenen Signale, welche über den zeitlichen Verlaufs der Messung aufgezeichnet wurden. Diese werden entweder als [Vol%] oder [ppm] über die Zeit betrachtet. Um jedoch auf den Abscheidegrad kommen zu können, ist es wichtig den jeweiligen Bezugssauerstoff zu bestimmen. Im Fall der DIN Spec 33999 wird der Abscheidegrad mit 13 Vol% Bezugssauerstoff berechnet. *Formel 4* zeigt den Rechengang.

9 Ergebnisse der Versuche

Die durchgeführten Auswertungen werden in Labor -und Pilotversuche unterteilt. Außerdem wurde anhand der gemessenen Gaszusammensetzungen, die von der DIN Spec 33999 angewiesene Versuchsmatrix kontrolliert und somit überprüft, ob der verwendete Scheitholzofen innerhalb dieser Prüfbedingungen arbeitet.

9.1 Ergebnisse der Laborversuche am Filterprüfstand

Wie bereits in Kapitel 7 besprochen, wurden einige Abscheider im Labor an einem stationären Filterprüfstand getestet, dabei wurden der Abscheidegrad und Quality Factor von Mineralwolle (1,3 und 5 Lagen), Dämmwolle (1 und 2 Lagen) und der elektrische Partikelabscheider (Wolframelektrode und Sägezahnblatt als Elektrode) ausgetestet. Die folgenden Resultate konnten erzielt werden.

9.1.1 Mineralwolle

Bei einlagiger Mineralwolle, wie in *Abbildung 42* zu sehen, ist der Verlauf des Abscheidegrads bei einem Volumenstrom von $5 \text{ m}^3/\text{h}$ eher ungewöhnlich. Durch mehrmalige Messungen, konnte allerdings keine repräsentative Aussage getroffen werden, wieso sich der Fraktionsabscheidegrad bei $5 \text{ m}^3/\text{h}$ (*Abbildung 42*) entsprechend entwickelt. Ein typischer Kurvenverlauf bei derselben Lage Mineralwolle ist bei den Volumenströme von $10 - 30 \text{ m}^3/\text{h}$ zu beobachten. Dabei ist zu sehen, dass im Bereich von $100 - 300 \mu\text{m}$ sich bei allen drei Geschwindigkeiten ein Minimum einstellt, was ein Indiz für die *Most Penetrating Particle Size* ist. Außerdem ist zu erkennen, dass keine Diffusion bei Partikeln $< 200 \mu\text{m}$ und keine nennenswerten Trägheitseffekte bei Partikel $> 300 \mu\text{m}$ stattfinden. Grundsätzlich sind bei höheren Geschwindigkeiten höhere Trägheitseffekte zu sehen, was dazu führt, dass sich der Abscheidegrad weiter rechts verschiebt, allerdings sinkt dabei gleichzeitig die Haftwahrscheinlichkeit. Je langsamer Partikel strömen, desto höher ist die Diffusion dieser. Aus diesem Zusammenwirken von Geschwindigkeiten entstehen der typische Kurvenverlauf, der in beinahe allen *Abbildungen* der unterschiedlichen Abscheidegrad zu sehen ist.

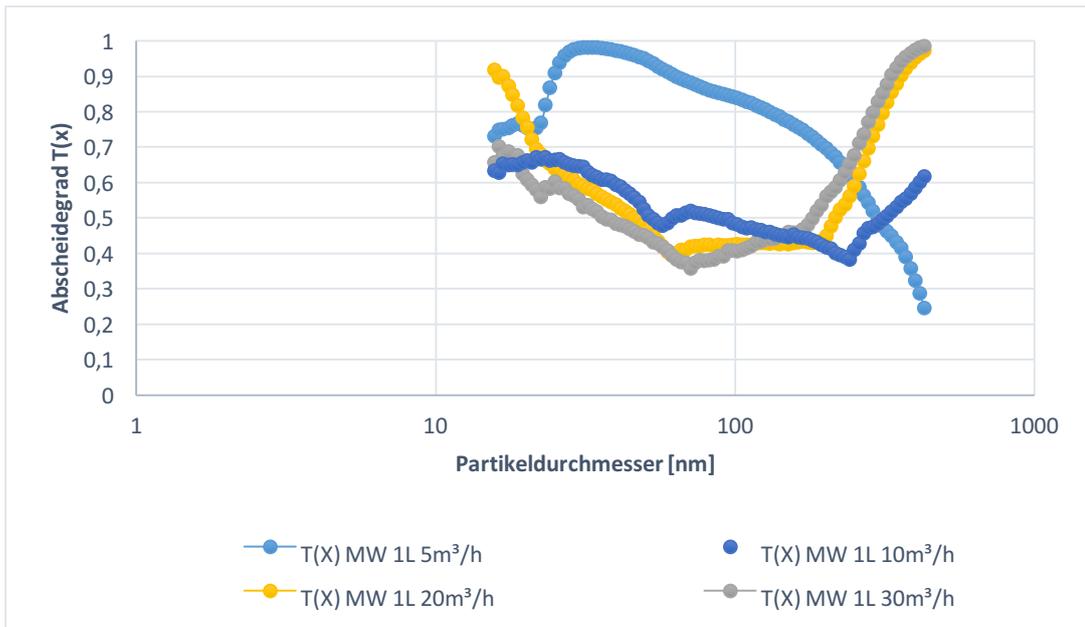


Abbildung 42 - Abscheidegrad einlagige Mineralwolle (Labor)

Da der Quality Factor vom Abscheidegrad abhängig ist, ist derselbe Effekt bei diesem, bei einem Volumenstrom von 5 m³/h zu sehen. Der Quality Factor erreicht bei höheren Durchflüssen recht niedrige Werte. Es ist möglich, dass der Abscheidegrad, und auch der Quality Factor bei 5 m³/h deshalb einen starken Abfall erfahren, weil eine Lage Mineralwolle anfangs als Barriere zwar Partikel abtrennt, jedoch das Material in dieser Dicke bzw. Stappellung unzureichend Partikel aufhalten kann und diese daher durch den Filter diffundieren und schließlich in der Reingasseite aufzufinden sind. Dieser Vorgang würde daher einen schlechten Abscheidegrad nach sich ziehen.

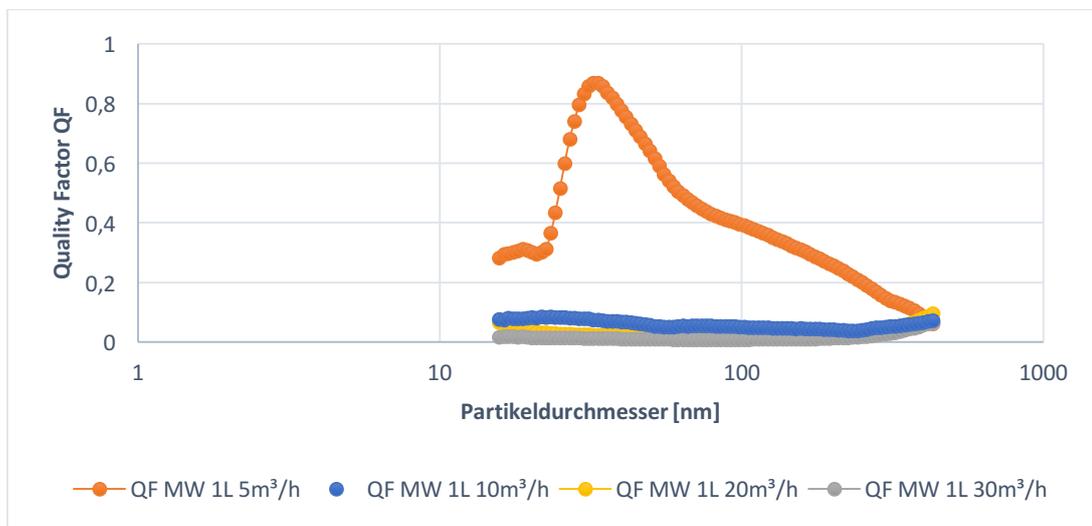


Abbildung 43 - Quality Factor einlagige Mineralwolle (Labor)

Bei Mineralwolle, die dreimal aufeinander gelagert war, konnte beobachtet werden, dass trotz der drei Lagen der Verlauf bei einem Volumenstrom von $5 \text{ m}^3/\text{h}$ einen ähnlichen aufweist, wie der bei einer Lage. Auch zu sehen ist, dass der Abscheidegrad bei einem Volumenstrom von $30 \text{ m}^3/\text{h}$ ziemlich konstant bei ca. 100% bleibt. Die Vermutung liegt nahe, dass die Mineralwolle bereits so belegt ist mit Rußpartikel, dass es zu einer Oberflächenfiltration an der ersten Lage kommt, und daher der Abscheidegrad gleichermaßen hoch bleibt. *Abbildung 44* zeigt der Verlauf des Abscheidegrades.

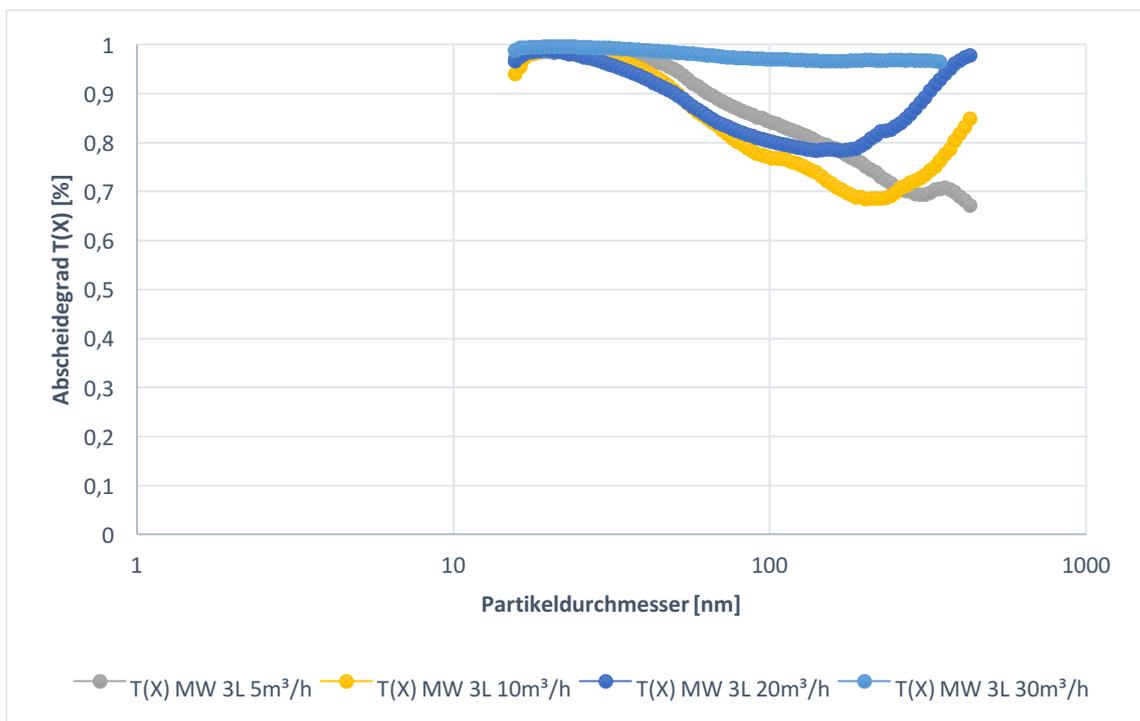


Abbildung 44 - Abscheidegrad dreilagiger Mineralwolle (Labor)

Der Quality Factor bei dreilagiger Mineralwolle ergibt aus dem Verlauf des Abscheidegrad ein ähnliches Bild wie die Ergebnisse bei einer Schicht Mineralwolle. Wegen dem untypischen Verlauf von $T(x)$ bei $5 \text{ m}^3/\text{h}$, ergibt sich bei drei Lagen ebenfalls ein ungewöhnlicher Quality Factor, der stetig abfällt.

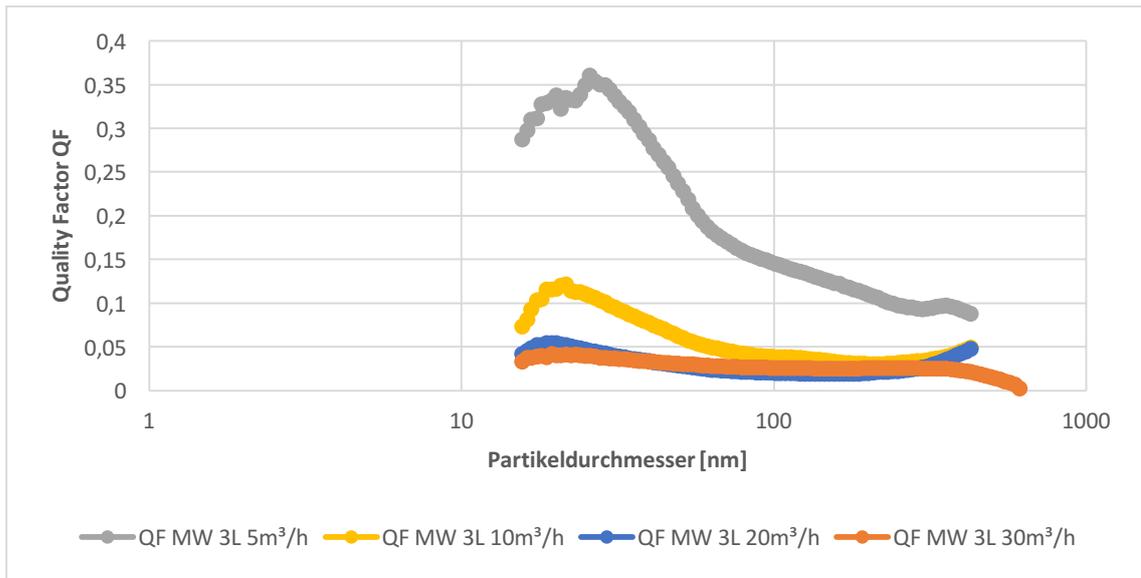


Abbildung 45 - Quality Factor dreilagiger Mineralwolle (Labor)

Die Abscheidewirkung von fünf Schichten, die hintereinander gestapelt werden, ist vergleichsweise groß und fällt kaum unter 70% Trenngrad. Das liegt daran, dass Partikel die fünf Lagen eines faserigen Filters durchströmen müssen eine höhere Haftungswahrscheinlichkeit erfahren, als wenn diese nur eine oder drei Lagen durchqueren müssen. Demensprechend ist der Abscheidegrad bereits bei 5 m³/h sehr hoch, zeigt jedoch wieder den gleichen Verlauf wie bei einer und drei Lagen. Bei fünf Lagen zeigt jedoch auch der Kurvenverlauf bei 10 m³/h ein untypisches, dem von 5 m³/h ähnlichen Abfall. Es ist jedoch anzumerken, dass weder bei 5 noch bei 10 m³/h der Abfall signifikant groß ist, so wie bei einer und drei Lagen.

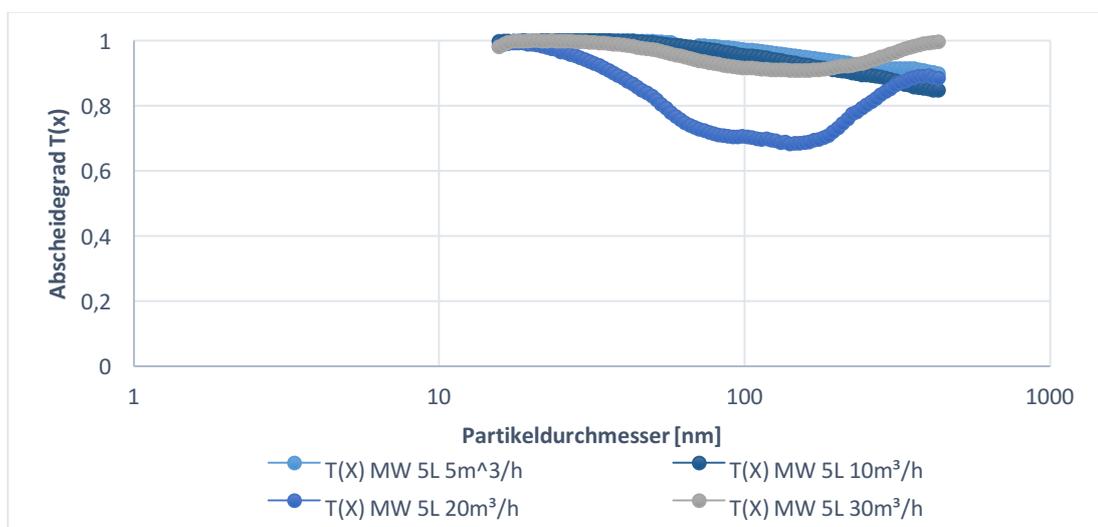


Abbildung 46 - Abscheidegrad fünfzigige Mineralwolle (Labor)

Da die Kurvenverläufe beim Abscheidegrad sehr ähnlich sind, lässt sich mehr aus dem Quality Factor herauslesen. Wegen des untypischen Abscheidegrades bei 5 und 10 m³/h, sinkt auch der Quality Factor stetig ab, sobald er seine „peak performance“ erreicht hat. Der Verlauf bei 20 und 30 m³/h ist ein übliches Bild und wäre so zu erwarten.

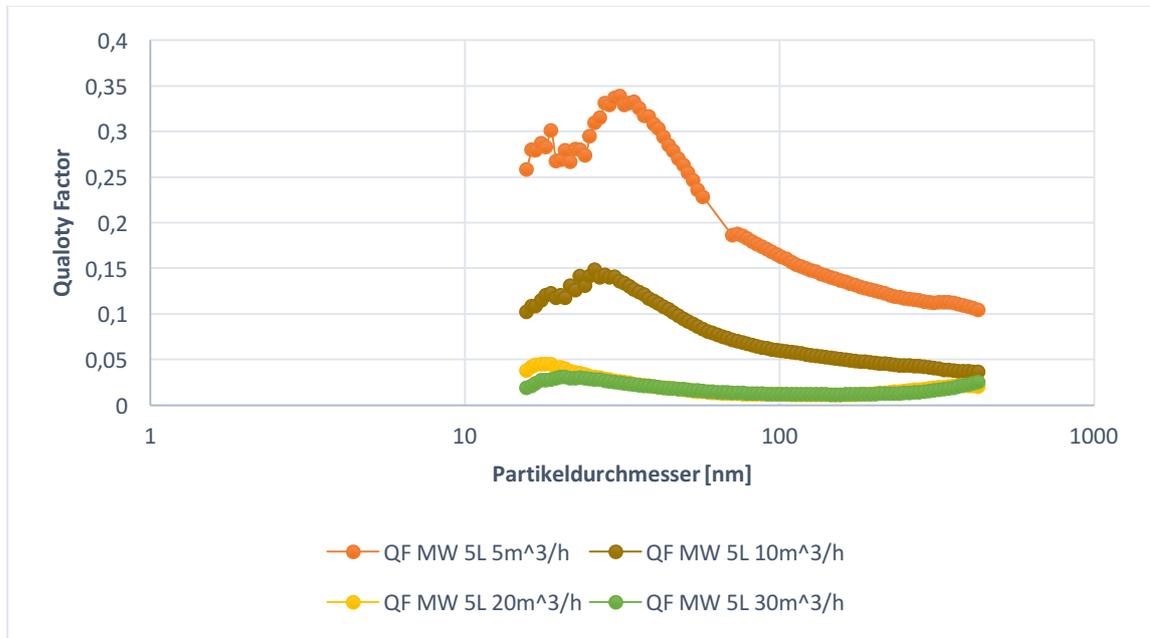


Abbildung 47 - Quality Factor fünflagiger Mineralwolle (Labor)

9.1.2 Dämmwolle

Bei Dämmwolle wurde grundsätzlich ein guter Abscheidegrad und somit auch ein hoher Quality Factor für das Material erreicht. Es ist aber anzumerken, dass Dämmwolle ziemlich porös und ein stark faseriges Gewebe ist und zudem eine Lage der Dämmwolle in etwa 5 cm dick. Der hohe Abscheidegrad kommt also auch daher, dass Dämmwolle schnell „zu“ ist und kaum mehr Partikel durchlässt, was sich auch im Druckverlust widerspiegelt (siehe Abschnitt 9.1.4.)

In *Abbildung 48* wird der Abscheidegrad der Dämmwolle von einer Lage gezeigt, wobei diese mit Volumenströmen von 5-30 m³/h durchgeführt wurden. Es ist ein grundsätzlich guter Abscheidegrad bei allen Durchflüssen zu sehen, jedoch ist der Kurverlauf wie auch schon bei der Mineralwolle ein untypischer, aber ähnlicher dem Standardverlauf eines Abscheidegrads als die Verläufe bei der Mineralwolle.

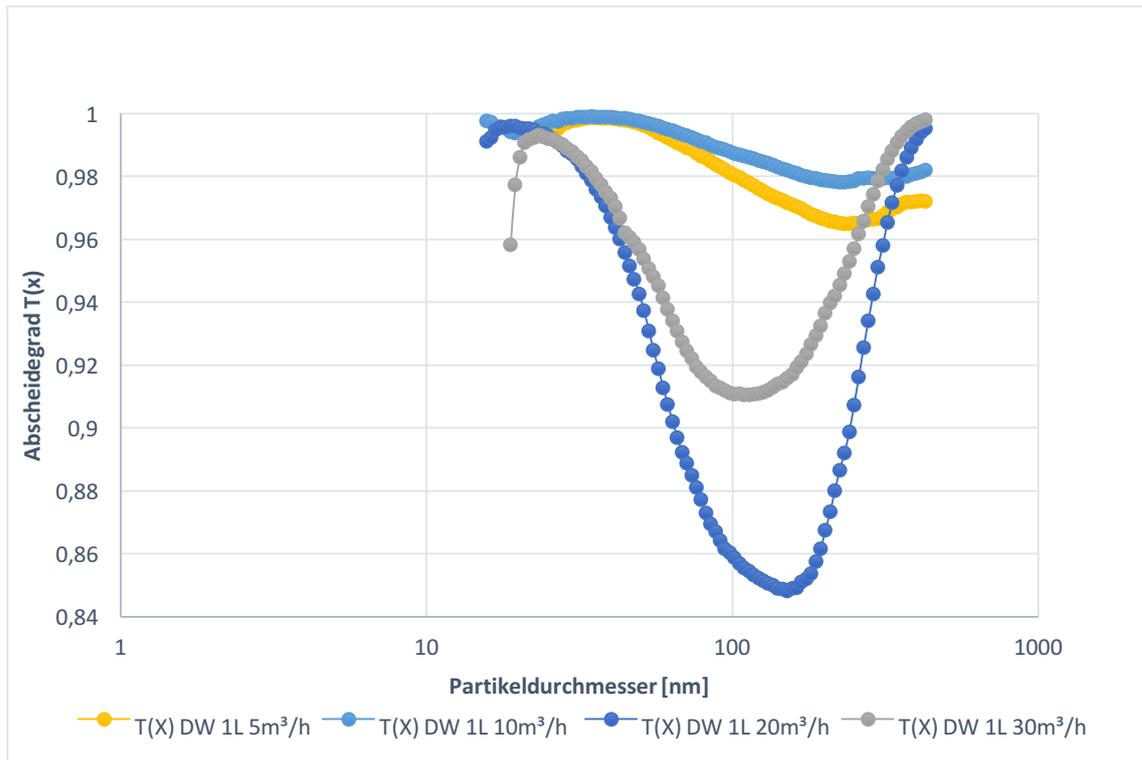


Abbildung 48 - Abscheidegrad einlagige Dämmwolle (Labor)

Am Quality Factor (*Abbildung 49*), lässt sich erkennen, dass sich alle Abscheidegrade in etwa in derselben Größenordnung befinden. Interessanterweise besitzen die Trenngrade und die Quality Faktoren der niedrigeren Volumenströme höhere Werte in beiden Parametern, was damit zu tun haben könnte, dass das Material zu Beginn noch nicht mit Ruß beladen ist und somit nicht dieselben Verhältnisse vorliegen wie es bei den anderen Flussraten der Fall war. Hinzu kommt noch, dass Dämmwolle kein typisches Filtermaterial ist, weshalb es schwierig ist, Schlussfolgerung zu ziehen.

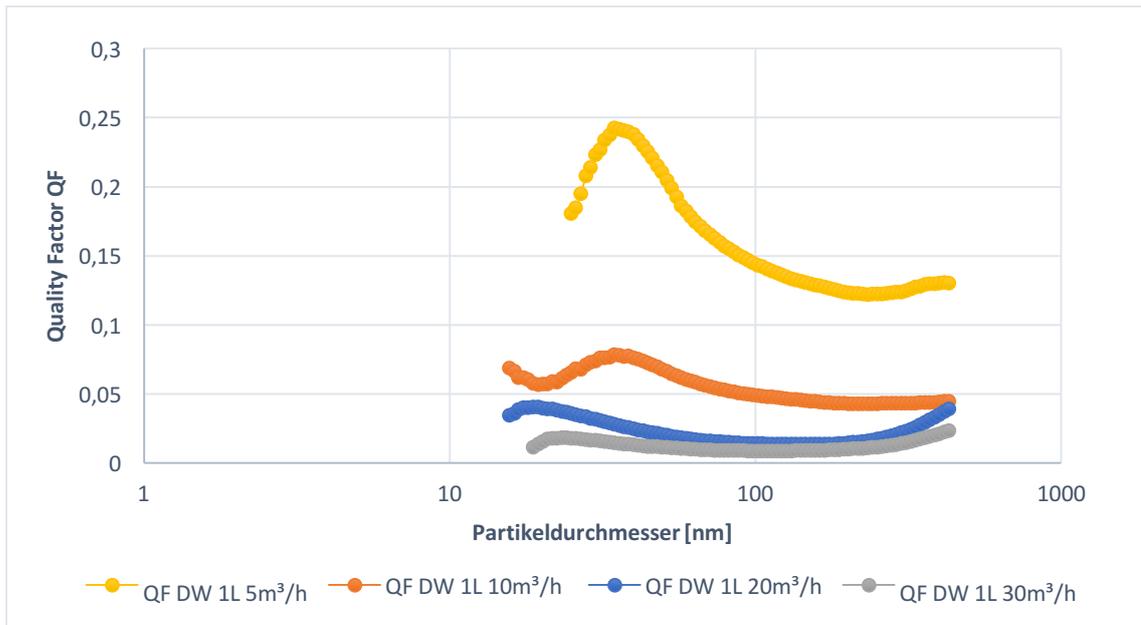


Abbildung 49 - Quality Factor einlagiger Dämmwolle (Labor)

Obwohl der Abscheidegrad bei Dämmwolle mit zwei Lagen ein ungewöhnliches Muster aufweist, stellt man fest, dass der Abscheidegrad sehr hoch ist. Das hat vermutlich damit zu tun, dass Dämmwolle mit zwei Lagen kaum Partikel auf die Reingasseite durchlässt und somit viele Partikel gleich abscheidet. Dem zur Folge kommt es auch zu einem hohen Druckverlust.

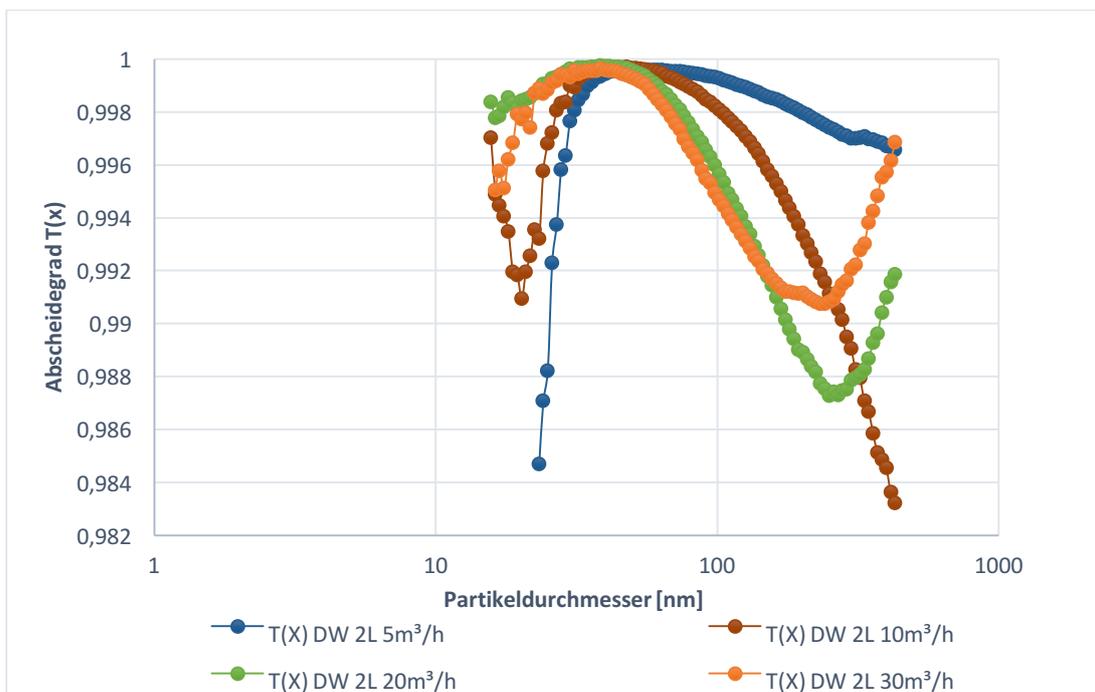


Abbildung 50 - Abscheidegrad zweilagiger Dämmwolle (Labor)

Da der Abscheidegrad der zweilagigen Dämmwolle sehr hoch ist, verhält sich der Quality Factor dementsprechend.

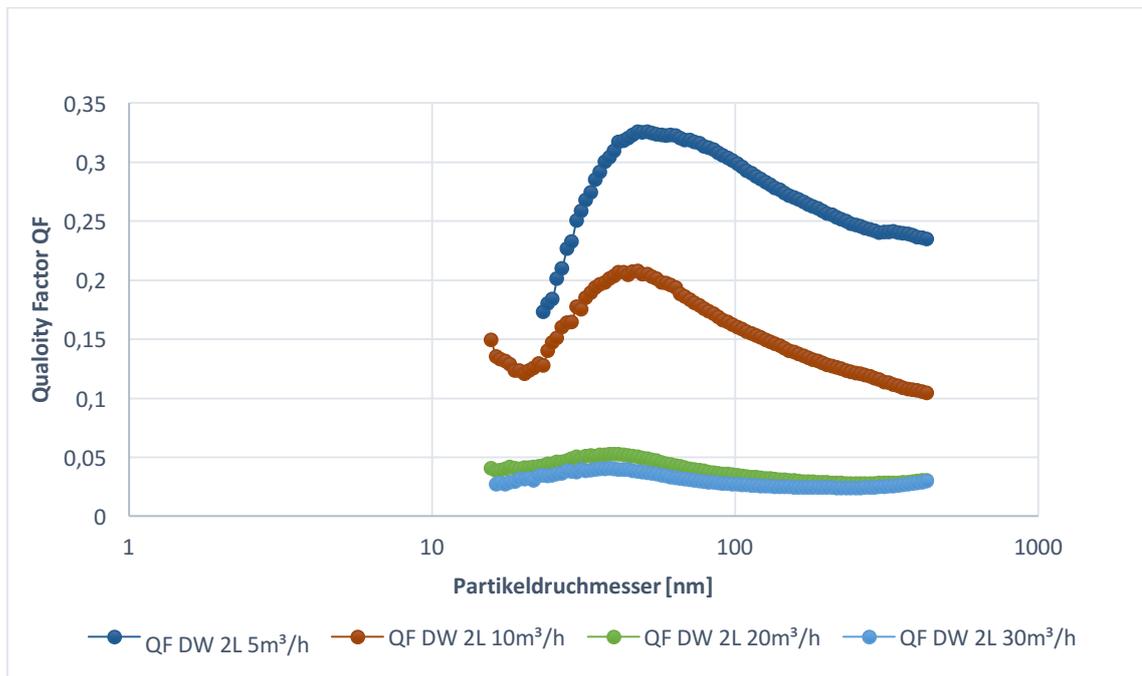


Abbildung 51 - Quality Factor zweilagige Dämmwolle (Labor)

Auf Grund des starken und raschen Anstieges des Druckverlustes, wurde die Überprüfung von drei Lagen nicht durchgeführt, weil es bereits bei zwei Lagen Dämmwolle ersichtlich ist, dass zwar der Abscheidegrad enorm hoch ist, allerdings dieser nur deshalb so hoch wird, weil das Material verstopft. In Kapitel 9.1.4 sind die Druckverluste der Mineralwolle und der Dämmwolle grafisch erfasst.

9.1.3 Elektrischer Abscheider

Da der Druckverlust beim elektrischen Partikelabscheider sehr klein ist (1-3 Pa), wurde der Abscheidegrad bei diesem, durch das Ersetzen der ursprünglichen Wolframelektrode mit einem Sägezahnblatt bestimmt. Allerdings wurden beide Elektroden auf ihren Trenngrad hin getestet.

Die ursprüngliche Wolframelektrode ergab einen durchschnittlich hohen Abscheidegrad, wobei bei niedrigeren Volumenströmen (5 bzw. 10 m³/h) der Trenngrad höher ist, was

damit zu begründen ist, dass die Partikel mit einer geringeren Geschwindigkeit beim elektrischen Feld vorbeifließen als bei 20 oder 30 m³/h.

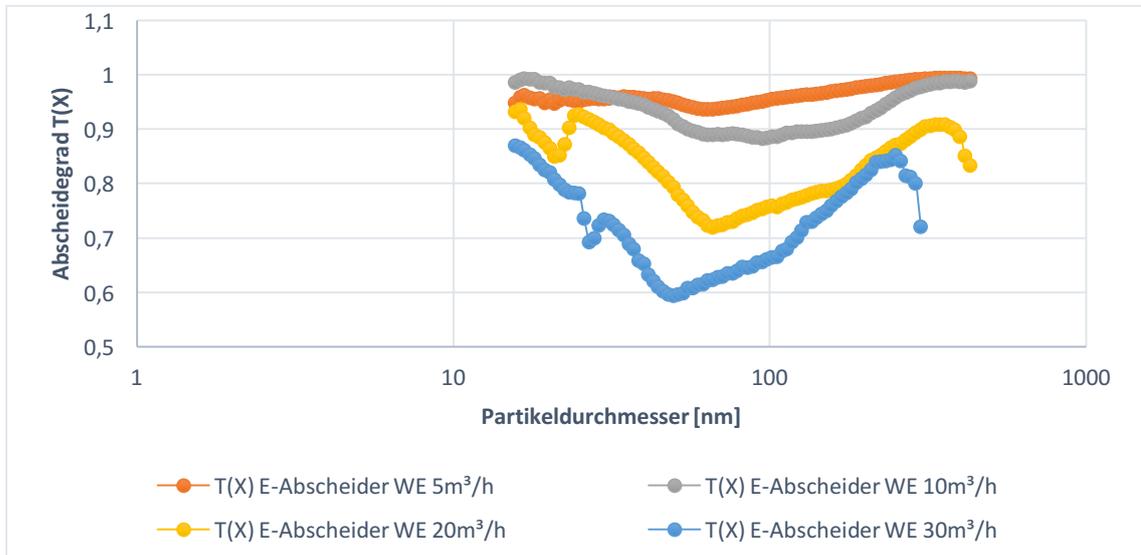


Abbildung 52 - Abscheidegrad Wolframelektrode im elektrischen Abscheider (Labor)

Das Sägezahnblatt, zeigt ein ähnliches Bild wie die Wolframelektrode, mit allerdings dem Unterschied, dass bei 5 m³/h der Abscheidegrad einen plötzlichen Abfall und wiederkehrenden Anstieg besitzt. Dies ist, wie auch bei anderen Abscheidern zu erkennen ist, kein ungewöhnliches Bild. Bei der Sägezahnelektrode lässt es sich vielleicht auf die lokalen elektrischen Felder um die Sägezähne zurückführen, dass der Abscheidegrad bei einer bestimmten Partikelgröße abfiel.

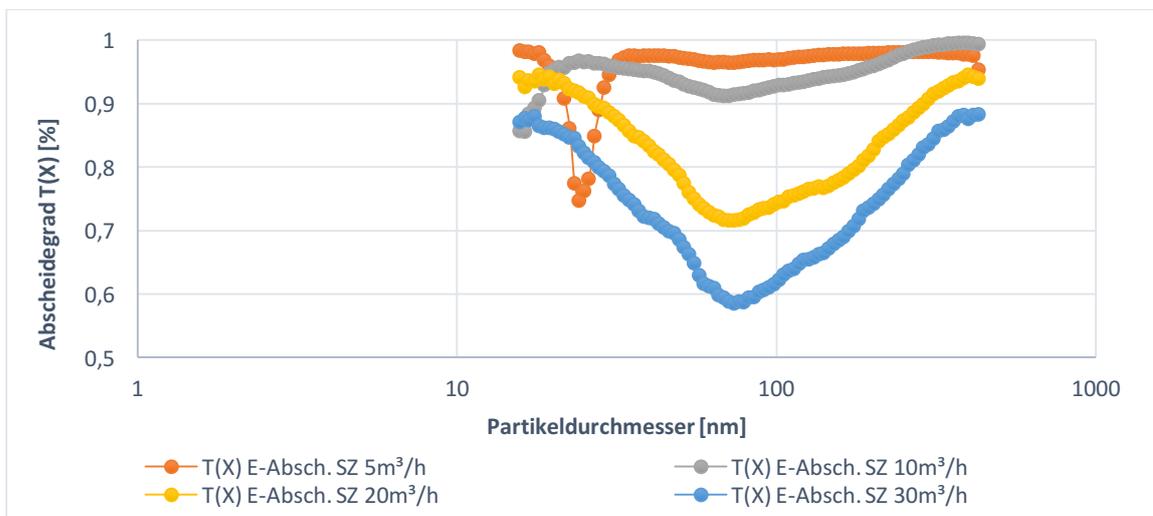


Abbildung 53 - Abscheidegrad Sägezahnelektrode im elektrischen Abscheider (Labor)

9.1.4 Vergleich der Laborversuche

Um die Lagen bzw. Elektroden miteinander tatsächlich vergleichen zu können, wurden alle Schichten der Materialien einander gegenübergestellt. So lässt sich aussagen, welche Lage und Material bei welchem Volumenstrom sich wie verhält. Vor allem der Quality Factor wird hierbei als Maß für die filternden Abscheider herangezogen, um entsprechende Aussagen zu treffen. Beim elektrischen Abscheider dient der Abscheidegrad als Bestimmungsmaß, da bei kaum Druckverlust kein Quality Factor beim elektrischen Abscheider bestimmt werden konnte.

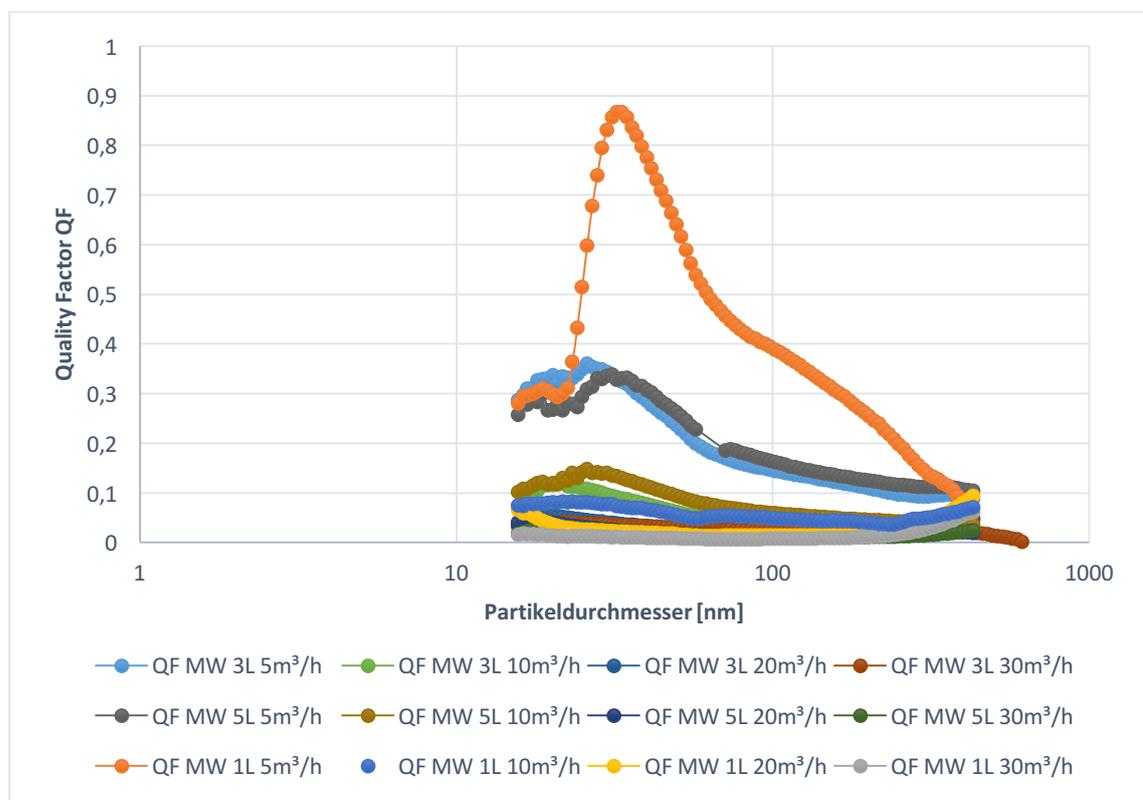


Abbildung 54 - Quality Factor Mineralwolle 1-5 Lagen (Labor)

Wie deutlich zu erkennen ist, befindet sich der Quality Factor bei fast allen getesteten Lagen des Materials in der gleichen Größenordnung, bis auf jene Prüfungen, die bereits in den Einzelauswertungen außergewöhnlich waren. Obwohl sich einige Abscheidegrade und daher auch Quality Factors ungewöhnlich entwickeln, zeigt *Abbildung 54*, dass trotz dieser, ein Muster zu erkennen ist. Nämlich sind immer die Quality Faktoren des kleinsten Volumenstroms die, die auch den höchsten Wert erreichen. Der Quality Factor verringert

sich dann mit zunehmenden Volumenstrom. Das liegt vermutlich daran, dass bei kleiner Durchsatzrate, wie bei $5 \text{ m}^3/\text{h}$ die Partikel anfangs an der Oberfläche abgeschieden werden, sie aber dann leicht in die Reingasseite gelangen, da Mineralwolle kein kompaktes Gewebe besitzt und so die Haftungswahrscheinlichkeit sinkt. Mit steigender Lagenzahl verringert sich dieser Effekt, was auch daran zu erkennen ist, dass der Abscheidegrad besser wird. So ist der Abscheidegrad bei $5 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einer Lage der Mineralwolle ca. 20% am Minimum und ca. 60% bei drei Lagen der Mineralwolle. Dadurch ergibt sich ein temporär hoher Abscheidegrad am Anfang, der dann abfällt, weil immer mehr Partikel durchgelassen werden. Durch eine steigende Durchsatzrate schwindet dieses Phänomen und es stellt sich ein klassischer Verlauf ein, bei dem höhere Geschwindigkeiten, einen hohen Abscheidegrad erzielen, da der Filter dabei schneller beladen ist. Dieses Schema, dass der Quality Factor mit steigender Geschwindigkeit abfällt, lässt sich auch in der Dämmwolle beobachten (siehe Abbildung 55).

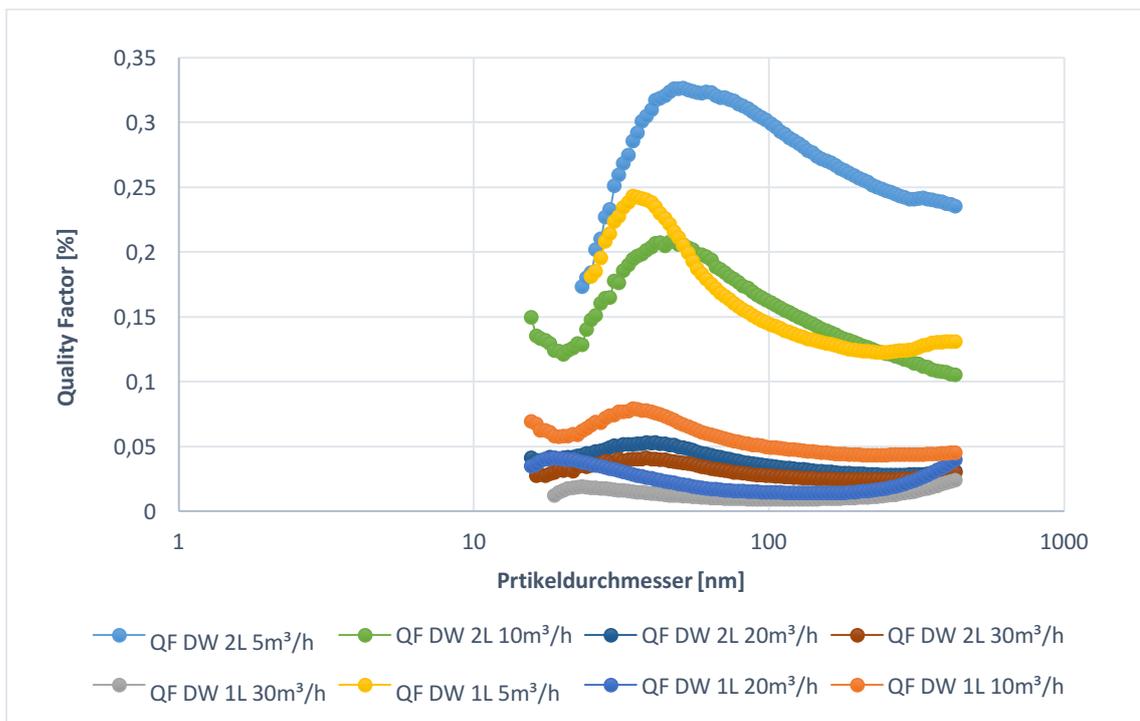


Abbildung 55 - Quality Factor Dämmwolle 1 und 2 Lagen

Die Schlussfolgerung aus diesem Experiment ist jene, dass der Abscheidegrad bzw. der Quality Factor nicht vom Filtermaterial oder der Schichtdicke bzw. Lage abhängig ist, sondern lediglich von der Geschwindigkeit. Versuche mit unterschiedlichen Lagen würden zwar unterschiedlich hohen Trenngüten aufweisen, allerdings wäre das Schema immer dasselbe.

Bei verschiedenen Lagen der Mineralwolle wurden folgende Druckverluste bestimmt.

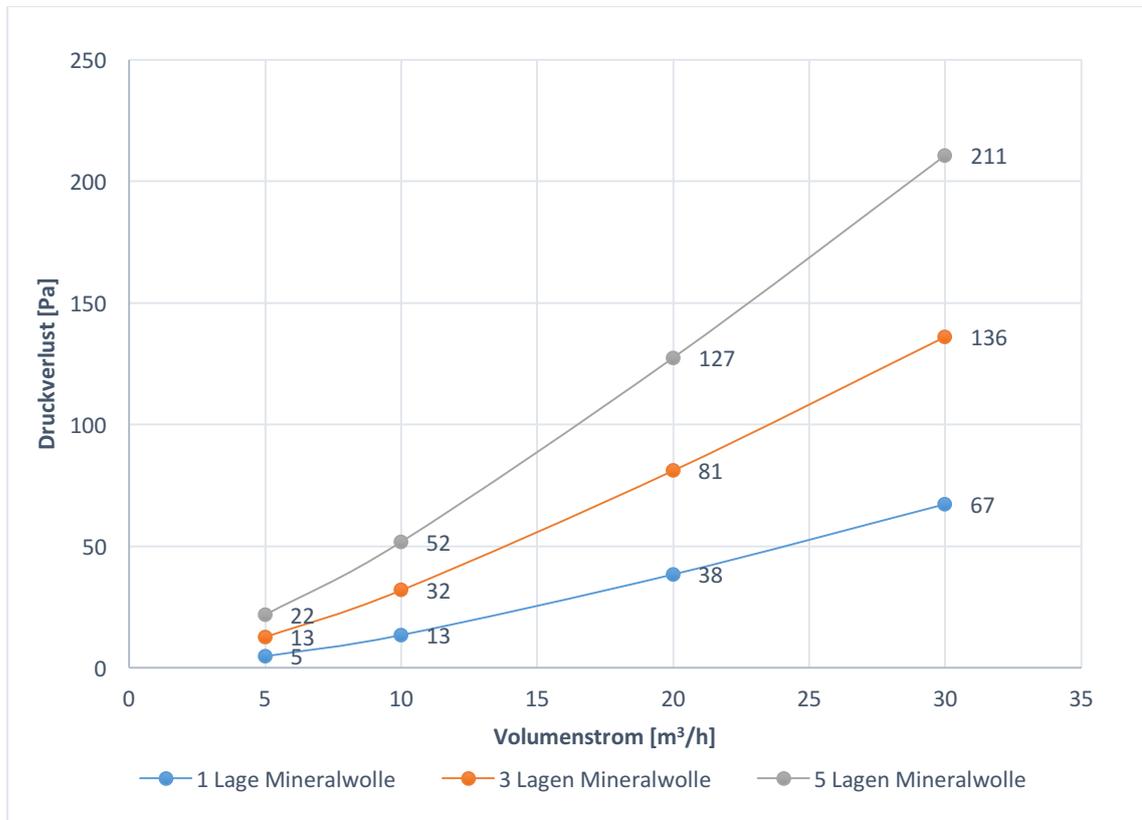


Abbildung 56 - Druckverlust der Mineralwolle bei Volumenströmen von 5-30 m³/h (Labor)

Aus *Abbildung 56* können sich Folgerungen ziehen lassen, da man sehen kann, dass bei mehreren Lagen der Druckverlust enorm zunimmt. Da das Filtermaterial mit hohem Druckverlust einfach gesagt keine Partikel mehr in seinen Fasern aufnehmen kann und die meisten dieser an der Oberfläche abgeschieden werden, was nicht vorteilhaft ist.

Dämmwolle zeigt grundsätzlich einen sehr hohen Abscheidegrad, doch auch hier ist das Phänomen damit zu erklären, dass diese zur Oberflächenfiltration neigt und kaum mehr Partikel durchlässt. Gleichzeitig wächst aber der Druckverlust enorm an.

Obwohl keine dreilagige Dämmwolle bezüglich des Abscheidegrads getestet wurde, wurde diese herangezogen, um den hohen Druckverlust aufzuzeigen der einhergeht, wenn mehrere Lagen dicht gepacktes Material verwendet werden. Dieser stark ansteigende Druckverlust sorgt im Endeffekt dafür, dass keine Luft bzw. Gas mehr auf die Reingasseite der Prüfvorrichtung gelangt, was in den Laborversuchen und in den Pilotversuchen beobachtet werden konnte. (*siehe Abbildung 57*)

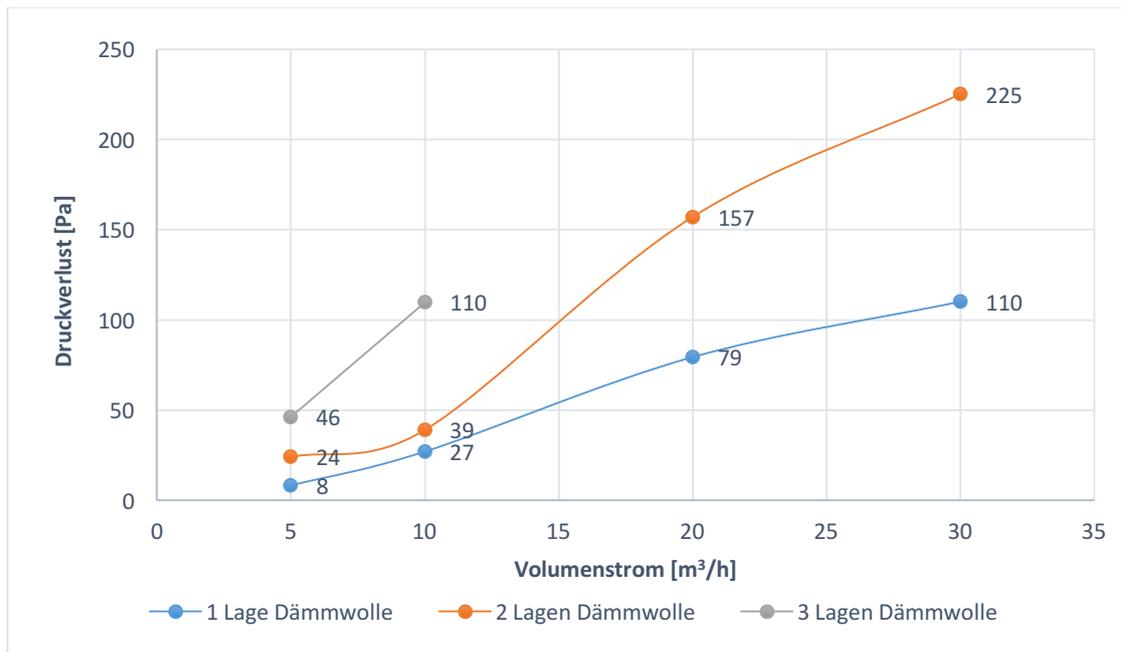


Abbildung 57 - Druckverlust der Dämmwolle (Labor)

Bei elektrischen Abscheidern sieht man, dass es hinfällig ist, ob eine Sägezahn – oder eine Wolframelektrode verwendet wird, da der Abscheidegrad gleichermaßen gut ist. Außerdem ist zu sehen, dass bei kleinen Volumenströmen die abscheidende Wirkung am höchsten ist, was darauf zurückzuführen ist, dass bei kleineren Geschwindigkeiten Partikel eher vom elektrischen Feld erfasst werden können.

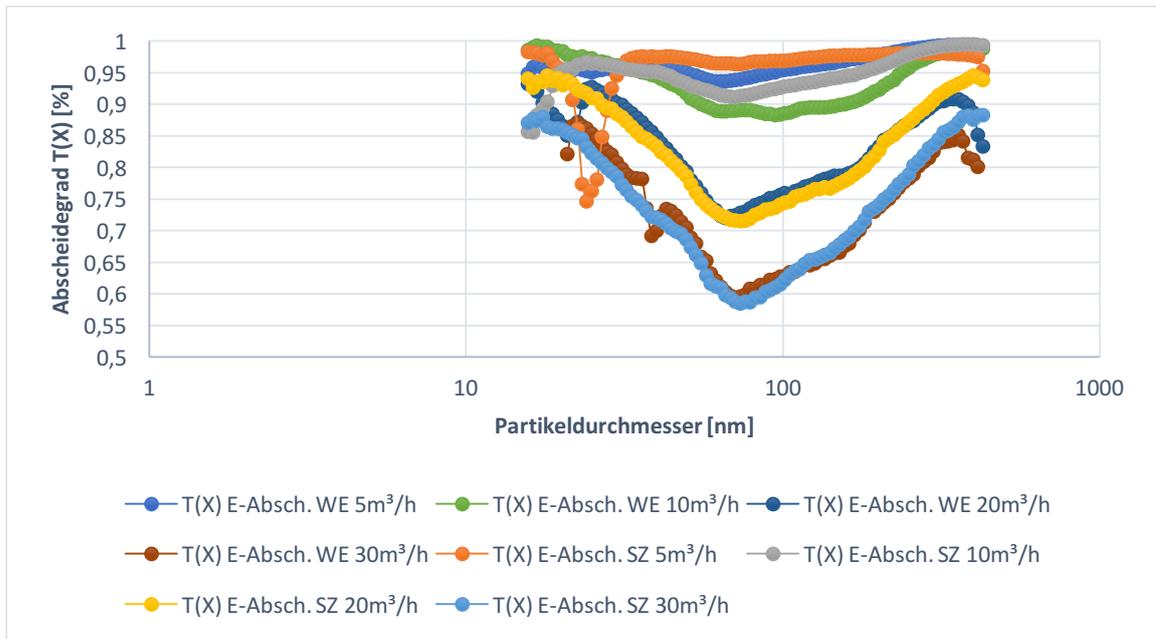


Abbildung 58 - Abscheidegrad elektrische Abscheider mit verschiedenen Elektroden (Laborversuch: WE- Wolframelektrode, SZ – Sägezahnblatt)

9.2 Ergebnisse der Pilotversuche

Der Blindwertversuch wurde insgesamt viermal durchgeführt, wobei der Wert bei der gravimetrischen Bestimmung jeweils unter der Nachweisgrenze (NWG) von 5 mg Staub lag. Des Weiteren kam es bei der Umrechnung auf normbezogene Kubikmeter zu einem zu hohen Abscheidegrad bzw. negativen Abscheidegrad. Nur eine der vier Messung ergab einen geringen Abscheidegrad, die restlichen drei würden eine negative Trenngüte aufweisen. Aus diesem Grund, wurde für den spezifischen Blindabscheidegrad und auch für den Blindabscheidegrad ein Wert von „0“ angenommen bzw. dieser beim Berechnen der gemittelten Abscheidegrade der Partikelabscheider nicht mit berücksichtigt.

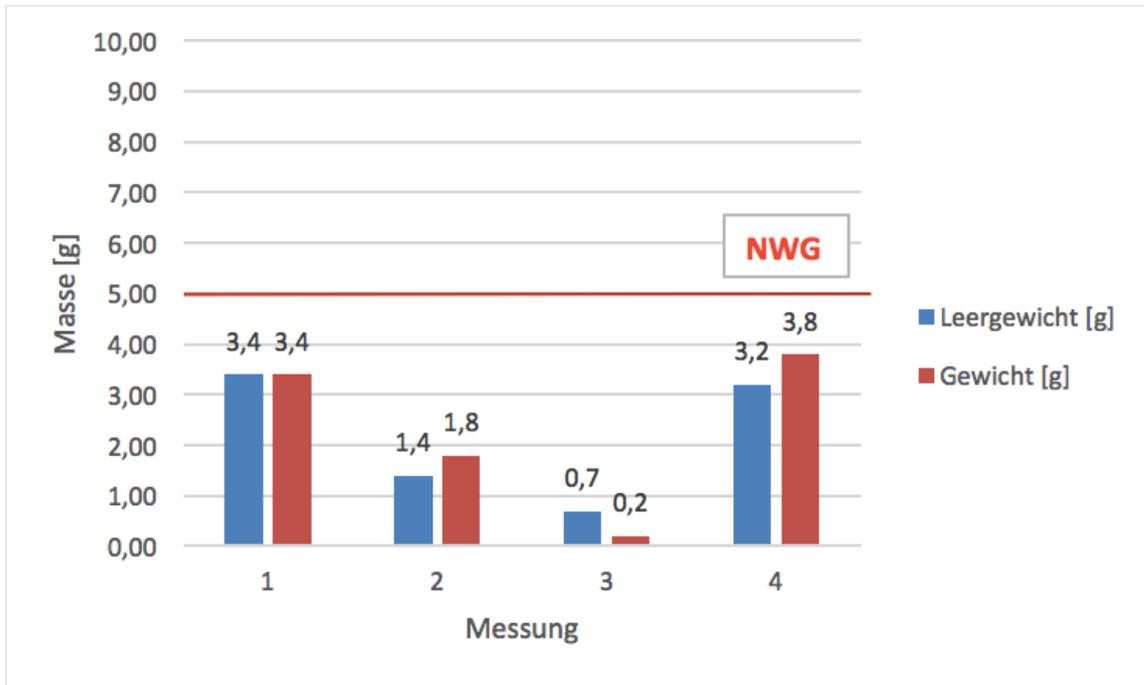


Abbildung 59 - Gravimetrische Staubmassen der Blindwertversuche

Die Abscheidegrade der Staubmasse bezogen auf Normkubikmeter sind in *Abbildung 60* zusammengefasst.

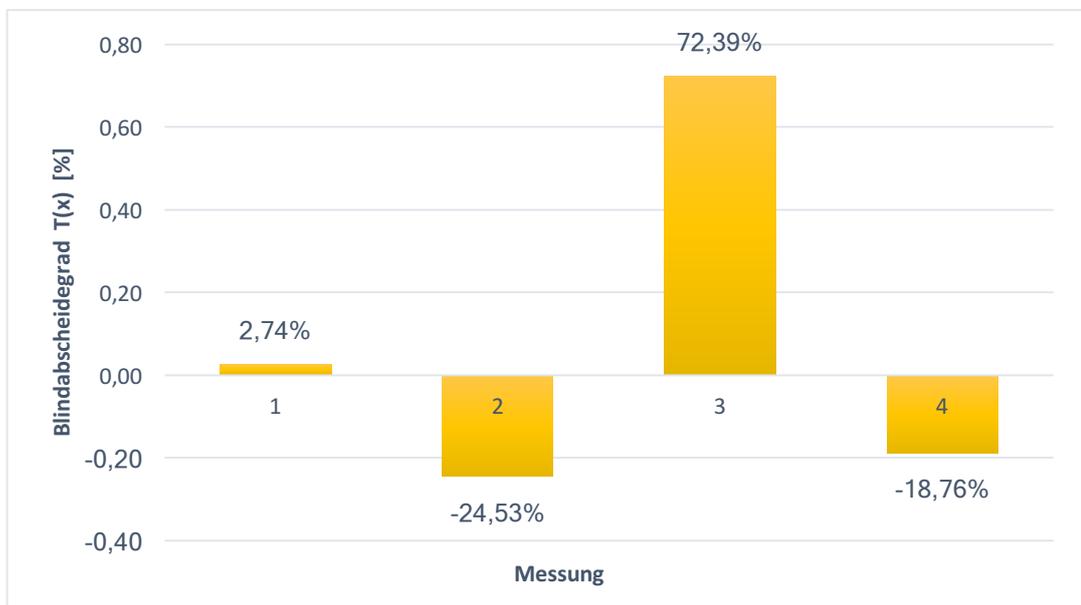


Abbildung 60 - Abscheidegrade der Blindwertversuche

Die Abscheidegrade der einzelnen Abscheider wurden gemäß der DIN Spec 33999 und den in Kapitel 8 beschriebenen Rechengvorgängen aus den Messdaten ermittelt. Da es

nicht möglich war mehr als drei Messungen pro Abscheider zu machen, konnte keine zutreffende Standardabweichung des Abscheidegrades bestimmt werden. Aus mehreren Einzelmessungen wurden die Daten zusammengefasst in *Abbildung 61* gegen den Volumenstrom aufgetragen.

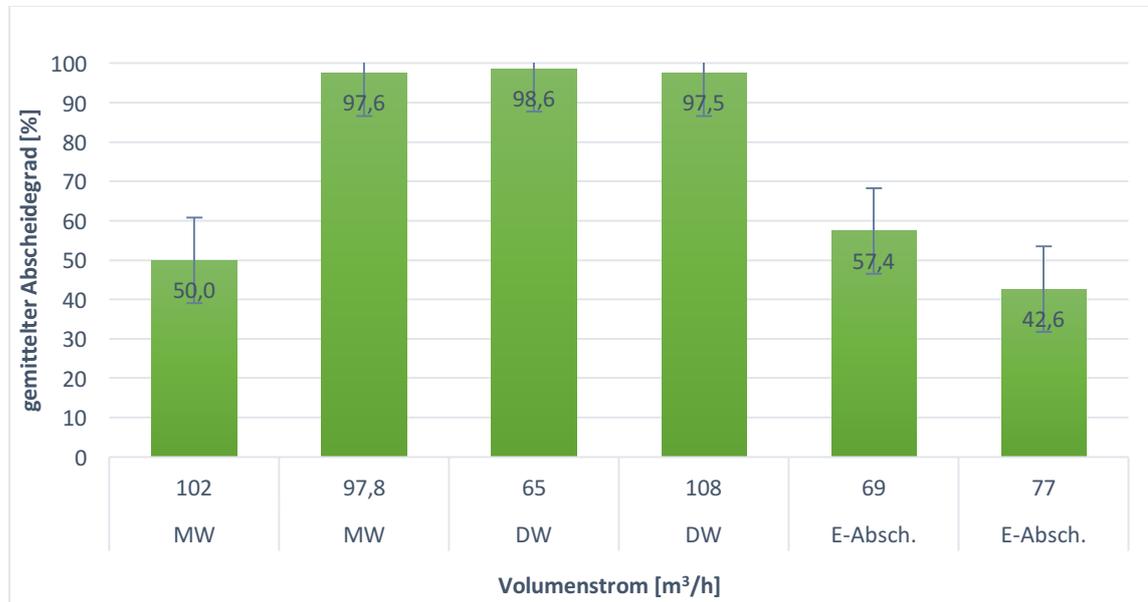


Abbildung 61 - Gemittelter Abscheidegrad der geprüften Partikelabscheider (MW – Mineralwolle, DW – Dämmwolle)

Wie man aus der Darstellung sehen kann, ist der Abscheidegrad der filternden Abscheider relativ hoch. Es ist jedoch anzumerken, dass die Roh – und Reingaskonzentration (*Abbildung 62 und 63*) dieser Abscheider verhältnismäßig hoch ist im Vergleich zu dem elektrischen Partikelabscheider. Hinzu kommt noch, dass der Druckverlust (*Abbildung 64*) bei den Speicherfiltern enorm ansteigt, was die Vermutung bekräftigt, dass sowohl Mineralwolle, als auch Dämmwolle eher mäßig als Abscheider geeignet sind, da diese ziemlich schnell an ihre Kapazitätsgrenze kommen und dadurch Oberflächenfiltration entsteht, die vor allem bei nanoskaligen Teilchen zu schnellem Filterkuchenaufbau neigt. Aus den Darstellungen des Abscheidegrades, der Roh – und Reingaskonzentration und des Druckverlustes, lassen sich Aussagen über die Wirkung der Abscheider treffen. So erreichen die Speicherfilter zwar hohe Trenngrade, berücksichtigt man allerdings die Partikelkonzentration, so scheint es, sind Mineralwolle und Dämmwolle eher mäßig als Abscheider geeignet. Die besten Ergebnisse erzielt der elektrische Partikelabscheider, da die Konzentrationen gering bleibt und der Abscheidegrad im mittleren Bereich liegt.

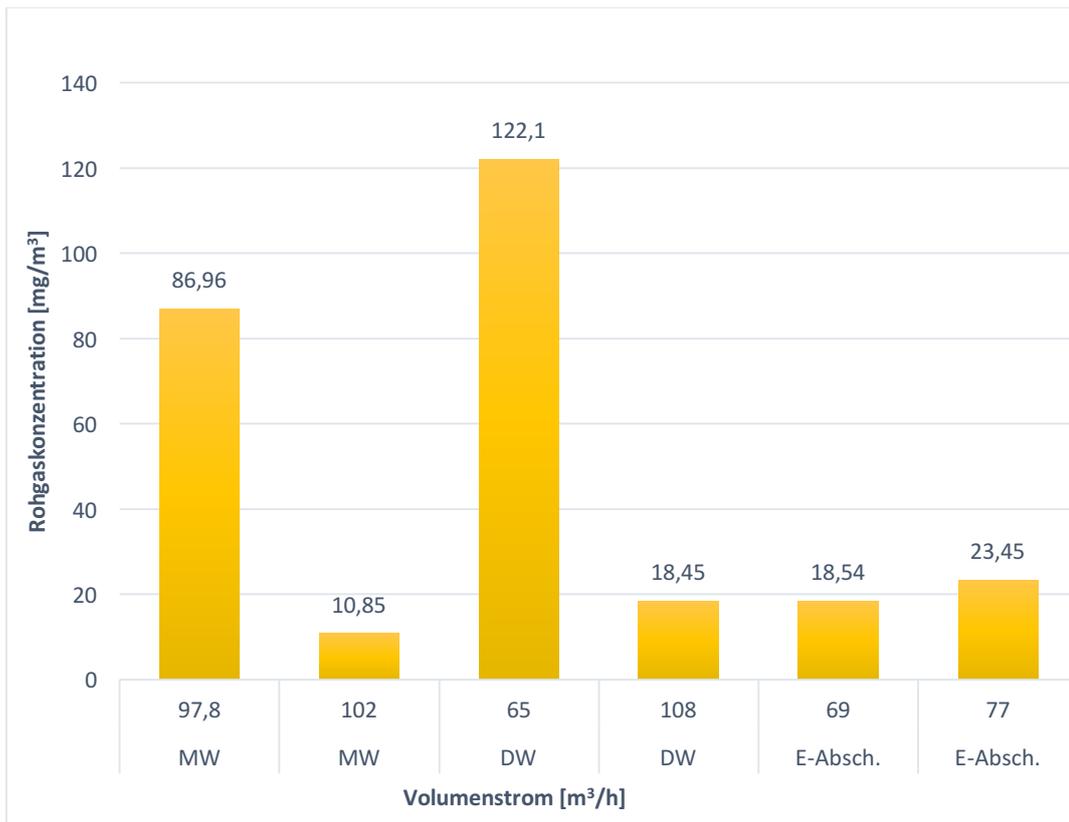


Abbildung 62 - Rohgaskonzentration bezogen auf den Volumenstrom der Partikelabscheider

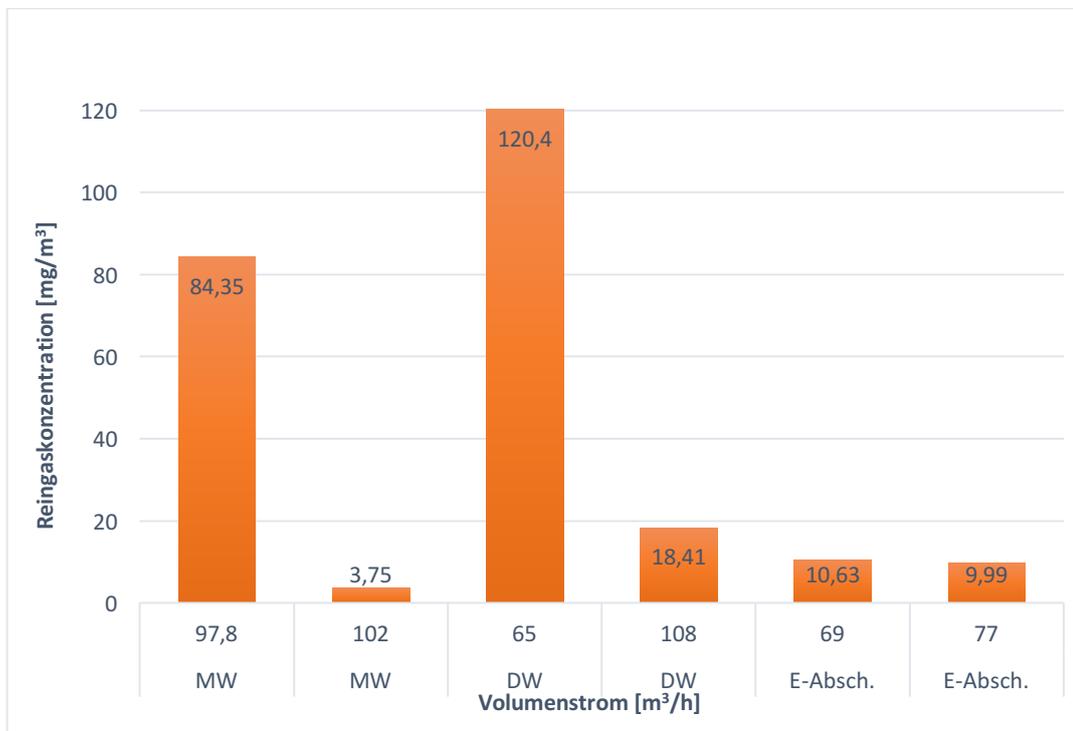


Abbildung 63 Reingaskonzentration bezogen auf den Volumenstrom der Partikelabscheider

Der elektrische Abscheider liegt im gemäßigten Bereich beim Abscheidegrad, und besitzt sowohl eine geringe Rohgas- als auch geringe Reingaskonzentration, was bedeutet, dass wenig Staubpartikel auf der Reingasseite vorhanden sind.. Gleichzeitig besitzt dieser einen Druckverlust im Bereich von 7-9 Pa, was deutlich weniger ist als die anderen geprüften Abscheider.

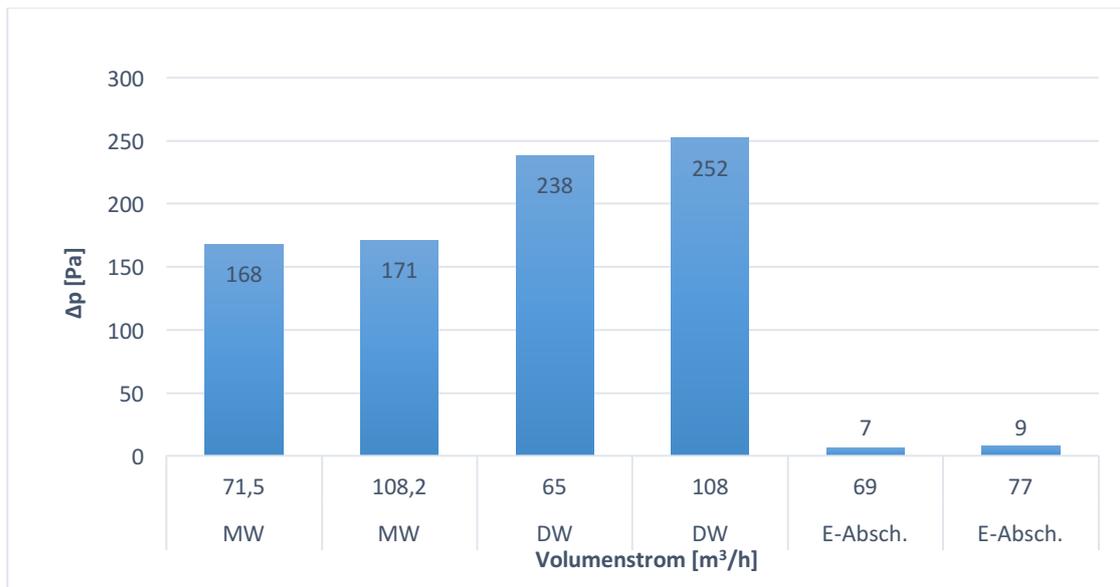


Abbildung 64 - Druckverlust der geprüften Partikelabscheider

Die Ergebnisse der Gasanalyse, die durch die Mittelwerte der Einzelmessungen erhalten wurden, sind in *Tabelle 11* zusammengefasst. In *Abbildung 28* ist zu erkennen, dass man unter den Grenzwerten der von der DIN Spec 33999 empfohlenen Werten liegt, vor allem was flüchtige organische Bestandteile betrifft. Exemplarisch wird in *Abbildung 65* die grafische Darstellung der Gasmessung von Dämmwolle gezeigt, die hierbei pauschal für alle Abscheider gelten soll, da sich bei Verbrennungsvorgängen die Gaszusammensetzung dynamisch verändert. In der Grafik selbst ist vor allem zu sehen, dass einige Werte über den Messbereich der Detektoren liegen. Dies ist vor allem dann der Fall, wenn ein bestimmter Prozess der Verbrennung seinen Höhepunkt erreicht und somit nicht mehr detektiert werden kann.

Tabelle 9 - Mittlere Gaszusammensetzung

Gas	Dämmwolle	Mineralwolle	E-Abscheider
O ₂ [Vol%]	6,3	0,7	0,7
CO ₂ [Vol%]	16,2	16,2	16,2
CO [ppm]	2239,7	2693,7	2077,0
C _x H _y [ppm]	43,5	89,5	37,6

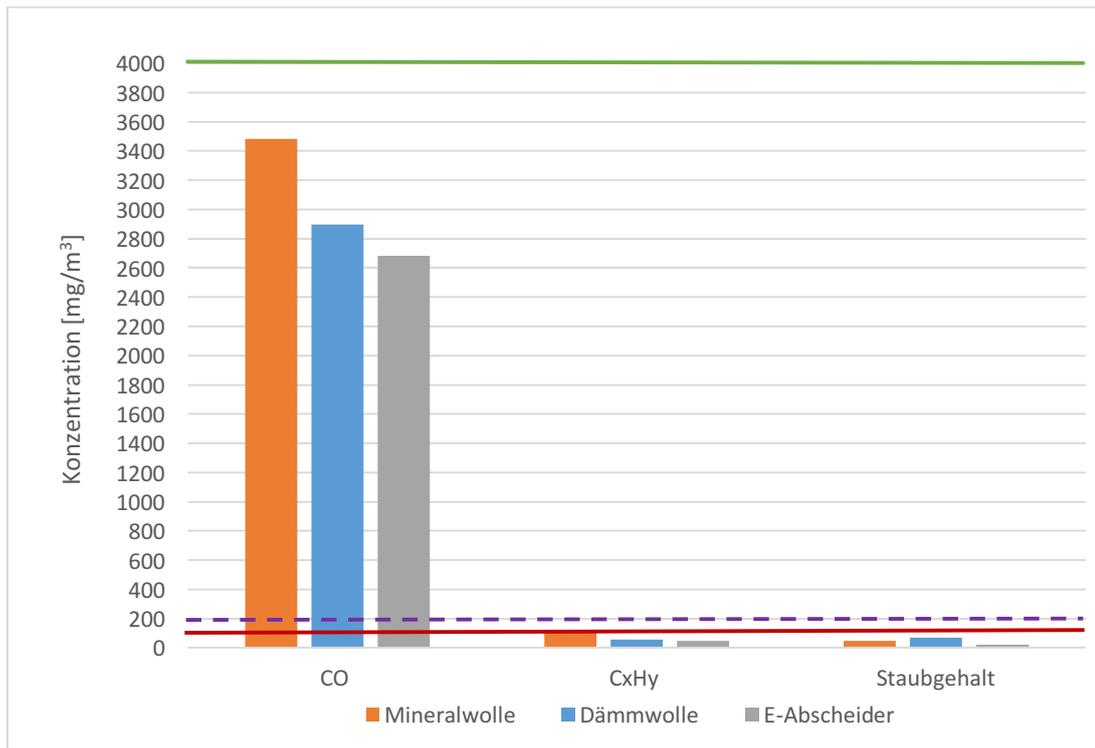


Abbildung 65 - Eingehaltene Prüfbedingungen des Scheitholzofens nach DIN Spec 33999 bei 13Vol% O₂ (Rot – Max. Konzentration Staub, Violett – Max. Konzentration C_xH_y/TVOC, Grün – Max. Konzentration CO)

Um den Ofen auf seine Leistung bezüglich der Emissionen zu testen, wurden die Prüfparameter aus *Abbildung 28* der DIN Spec 33999 grafisch als farbige Linien in *Abbildung 65* aufgetragen. Durch die Darstellung und die gemessenen Gaswerte, sieht man, dass die verwendete Kleinf Feuerung unterhalb der noch zugelassenen Grenzwerte liegt. Die rote Linie signalisiert die maximal akzeptierte Konzentration an Staub, die bei 100 mg/m³ liegt, die unterbrochene Linie jene Konzentration der TVOC, die bei >200 mg/m³ liegt und die grüne Linie steht für die höchst zulässige Konzentration von CO bei 4000 mg/m³. Nach der Versuchsmatrix aus *Abbildung 28*, wären alle drei Gaswerte bei allen Abscheidern mit dem Kennzeichen „gut“ zu versehen.

Wichtig anzumerken ist allerdings, dass die Feuerung bzw. die Kleinf Feuerungsanlage nicht optimal betrieben wurde, so dass beispielsweise keine Werte der Gaszusammensetzung entstanden sind, wie sie bei einer tatsächlichen Nutzung entstehen. Da in dieser Arbeit aber die Partikelabscheider und nicht der Ofen getestet werden, spielt eine optimierte Feuerung eine sekundäre Rolle für die genannten Resultate.

Abbildung 66, zeigt das dynamische Brandverhalten von Holz. Die Grundglut wurde um 10:30 Uhr erzeugt und um 11 Uhr die tatsächliche Feuerung begonnen. Das Diagramm zeigt das anfangs bei jeder Verbrennung die Kohlenmonoxidwerte und jene der organischen Bestandteile ansteigen, was damit zu tun hat, dass diese sich bei der Pyrolyse als leicht flüchtige Substanzen aus dem Holz verflüchtigen, während bei der eigentlichen Verbrennung bzw. Oxidation anschließend CO_2 ausgestoßen wird, was mit erhöhten Sauerstoffbedarf bzw. -werten einhergeht.

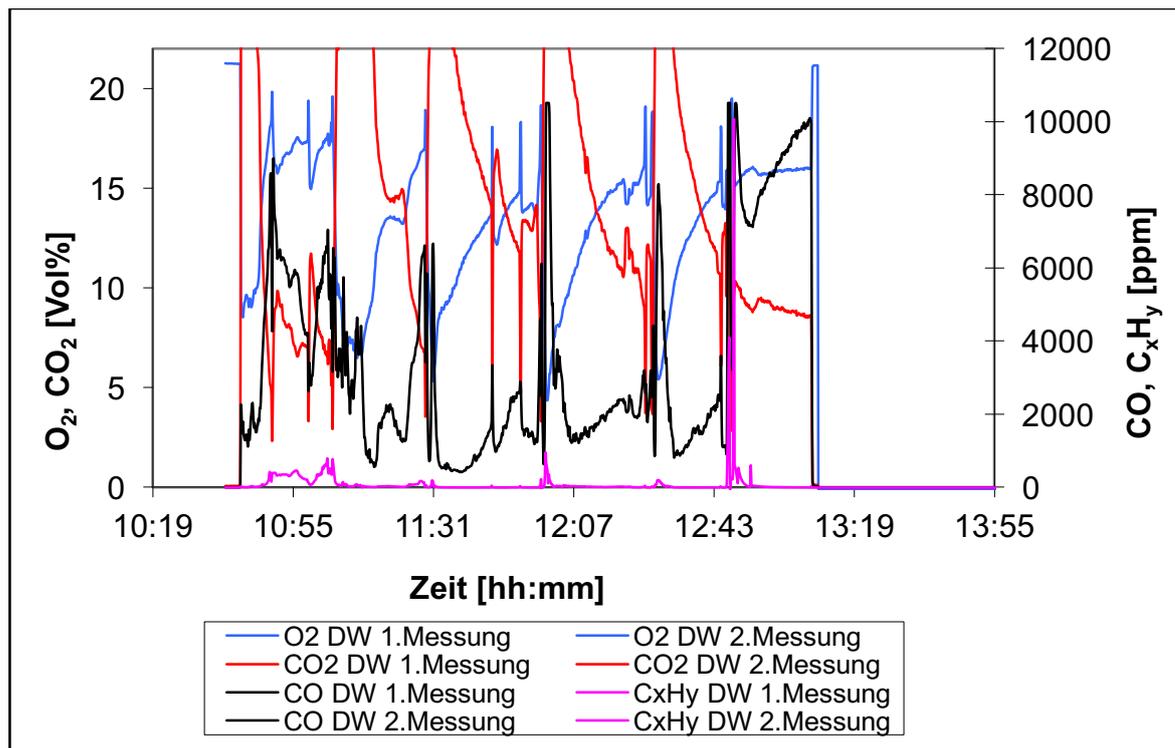


Abbildung 66 - Exemplarischer Verlauf der Gasmessung (Dämmwolle)

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass filternde Abscheider zwar eine hohe Trenngüte aufweisen, jedoch mit einem hohen Druckverlust keine effiziente Abtrennung von Rohgas erfolgen kann. Zudem kommt hinzu, dass Anlagenkosten so schnell wachsen können, da man viel Filtermittel zum Abscheiden von Staub brauchen würde und dieses

oft wechseln müsste. Die beste Zusammenwirkung von Druckverlust, Abscheidewirkung und der Partikelkonzentration im Reingas, konnte der elektrische Abscheider erzielen, der zwar, was den Trenngrad betrifft, moderate Werte erreicht aber diese recht konstant bleiben und mit wenig Druckverlust erreicht werden.

10 Zusammenfassung und Ausblick

Diese Arbeit hatte zum Ziel, die von der DIN Spec 33999:2014-12 empfohlenen Anforderungen zu überprüfen und eine Prüfvorrichtung aufzubauen, die dazu dienen soll Partikelabscheider zu testen und deren Fähigkeit Emissionen von Kleinfeuerungsanlagen zu mindern. Partikelabscheider sind vor allem seit dem Jahr 2015 wichtig geworden, da die Gesetzeslage verschärft wurde, was Emissionen von Kleinfeuerungsanlagen betrifft. Exemplarisch wurden Abscheider verwendet, unter anderem Speicherfilter und ein elektrischer Abscheider. Der aufgebaute Prüfstand wurde an die DIN Spec 33999 angelehnt, wies allerdings einige notwendige Diskrepanzen davon auf.

Bei Speicherfiltern basiert das Prinzip der Trennung darauf, dass Partikel im Fasergewebe der Abscheider festgehalten werden. Somit erreichen Speicherfilter, wie die in dieser Arbeit verwendeten Gewebefilter eine hohen Abscheidegrad, jedoch auch ein hoher Druckverlust, was grundsätzlich nicht für einen Abscheider für Kleinfeuerungsanlagen spricht. Ein hoher Druckverlust bei Speicherfiltern geht meist dann einher, wenn der Filter zur Oberflächenfiltration neigt und es zur Bildung eines Filterkuchens kommt.

Ein elektrischer Abscheider basiert auf dem Prinzip, dass Partikel eine Ladung besitzen bzw. diese durch den Abscheider aufgeprägt bekommen, die später dann an der Wand des Abscheiders, also der Niederschlagselektrode, abgesetzt werden. Elektrische Abscheider besitzen einen moderaten Abscheidegrad, jedoch kaum Druckverlust und die Reingaskonzentration ist geringer als bei anderen Abscheidern. Ein weiterer Vorteil von elektrischen Abscheidern ist jener, dass die Wartung von diesen unaufwendiger ist, als jene von filternden Abscheidern, die teilweise vollständig ausgewechselt werden müssen und somit die Anlage anders konzipiert werden muss.

Durch Versuche im Labor, an einem stationären Filterprüfstand, wurden Gewebefilter und ein elektrischer Abscheider auf deren Abscheidegrad und Quality Factor überprüft. Bei den Gewebefiltern, welche Mineral –und Dämmwolle waren, wurde eine unterschiedliche Anzahl von Lagen (1,3 und 5) überprüft. Am stationären Filterprüfstand konnte schnell festgestellt werden, dass Speicherfilter mit mehr Lagen oder einem dichteren Fasergewebe zwar einen guten Abscheidegrad besitzen, jedoch der

Druckverlust so stark zunimmt, dass keine sinnvolle Abscheidung mehr möglich ist. Außerdem wurde untersucht, ob ein Sägezahnblatt genauso gut wie eine Elektrode aus Wolfram im elektrischen Abscheider funktionieren kann. Das Experiment brachte das Resultat, dass der Abscheidegrad der unterschiedlichen Elektroden tatsächlich ein ähnlicher ist und diese keine wesentliche Rolle für das elektrische Feld spielt.

In Versuchen im Prüflabor für Feuerungsanlagen, wurde eine Prüfapparatur gemäß DIN Spec 33999 aufgebaut und jeweils eine Lage Mineralwolle, Dämmwolle und ein elektrischer Abscheider überprüft. Zudem konnte die Leistung bzw. die Wirkung eines Scheitholzofens überprüft werden und ob gewisse Emissionswerte in Zusammenwirkung mit den verwendeten Abscheidern eingehalten werden. Es zeigte sich, dass alle getesteten Partikelabscheider unter der maximal zugelassenen Konzentration gemäß DIN Spec 33999 für Staub, CO und TVOC liegen, die Reingaskonzentrationen beim elektrischen Abscheider am geringsten sind wie auch in den Laborversuchen am stationären Filterprüfstand der Abscheidegrad bei den Speicherfiltern anfangs zwar sehr groß ist, diese jedoch schnell zu Oberflächenfiltration tendieren und es zur Ausbildung eines Filterkuchens kommt. Der elektrische Partikelabscheider erzielt moderate Werte hinsichtlich des Abscheidegrad, jedoch erzielt dieser gute Werte den Druckverlust betreffend und ist somit geeigneter für Kleinf Feuerungsanlagen.

10.1 Ausblick

Ausblickend lässt sich sagen, dass es für Kleinf Feuerungsanlagen vor allem wichtig ist, dass der Abscheider einfach zu handhaben ist und dieser auch keine Mühe bei der Wartung machen sollte, da diese ja schließlich in den Abgaskanälen verbaut werden. Aus dieser Kernaussage lässt sich schlussfolgern, dass vor allem elektrische Partikelabscheider für die Verwendung bei Kleinf Feuerungen in Frage kommen, da diese die genannten Bedingungen erfüllen und vor allem die technischen Aspekte des Abscheidegrades und der Konzentrationen sich in einem Bereich befinden, der gut für kommerzielle Zwecke arrangierbar ist. Obwohl der Abscheidegrad von Speicherfiltern die höchsten Werte erzielt, ist die Wirtschaftlichkeit von diesen nicht gegeben, da unter anderem ein zu schnell steigender Druckverlust den Abscheider unbrauchbar macht bzw. man so viel Fläche an Material bräuchte, dass der Preis zu hoch wäre für den

Privatgebrauch und auch die Wartung zu umständlich. Zudem würde dies negative Rückwirkungen auf die Feuerung haben. Hinsichtlich der Vornorm DIN Spec 33999 lässt sich sagen, dass es notwendig wäre den Aufbau der Prüfvorrichtung detaillierter zu beschreiben bzw. einige Aspekte zu ändern z.B.: dass der Förderdruck bei Abscheidern, die einen erhöhten Druckverlust haben, nur dann möglich ist, wenn ein zweites Gebläse dazu geschaltet wird, um 12 Pascal konstant zu halten bzw. gar zu erreichen. Außerdem besteht das Risiko von erhöhter Messungenaugigkeit bei den Blindwertmessungen, da je nach Aufbau der Vorrichtung diese unterschiedlich ausfallen können.

11 Literaturverzeichnis

- [1] Bundesministerium für Wissenschaft, Forschung und Wirtschaft, „Energiestatus Österreich 2015: Entwicklung bis 2013,“ Wien, 2015.
- [2] Bundesministerium für Land -und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, „Erneuerbare Energien in Zahlen 2015: Die Entwicklung erneuerbarer Energien in Österreich, Datenbasis 2014,“ Wien, 2015.
- [3] Österreichischer Biomasse-Verband, „Nationaler Aktionsplan für Erneuerbare Energien 50%,“ Wien, 2016.
- [4] V. Quaschnig, Erneuerbare Energien und Klimaschutz, 2013, pp. 292-321.
- [5] Biomasseverband, „Die Bedeutung von Bioenergie in Österreich,“ Wien, 2013.
- [6] S. M., „Holzfeuchte und Wassergehalt vo Scheitholz,“ 2 Februar 2012. [Online]. Available: http://www.waldwissen.net/waldwirtschaft/holz/energie/lwf_holzfeuchte_wassergehalt/index_DE. [Zugriff am 3 Dezember 2016].
- [7] Österreichs Energie, Österreichs E- Wirtschaft, [Online]. Available: <http://oesterreichsenergie.at/daten-fakten/die-welt-der-e-wirtschaft/wasserkraftland-oesterreich.html>. [Zugriff am 5 Dezember 2016].
- [8] M. Kaltschmitt, Regenerative Energien in Österreich, Graz: Vieweg+Teubner, 2009.
- [9] Interessengemeinschaft Windkraft Österreich , „Windenergie in Österreich,“ 2015. [Online]. Available: www.igwindkraft.at. [Zugriff am 30 Dezember 2016].
- [10] Bundesverband Windenergie , „Technik: Funktionsweise,“ [Online]. Available: <https://www.wind-energie.de/themen/technik/funktionsweise>. [Zugriff am 30 Dezember 2016].
- [11] Photovoltaic Austria, PV Austria, 2016. [Online]. Available: <http://www.pvaustria.at/meine-pv-anlage/technologie/>. [Zugriff am 2 Januar 2017].
- [12] Bundesministerium für Wirtschaft und Energie , „Erneuerbare Energien in Zahlen,“ BMWi, Berlin , 2016.
- [13] B. N. E. Finance, „www.statista.com,“ 2015. [Online]. Available: <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/182534/umfrage/investitionen-in-erneuerbare-energie-weltweit/>. [Zugriff am 24 Januar 2017].
- [14] Eurostat, Europäische Union, Juli 2016. [Online]. Available: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Renewable_energy_statistics/de. [Zugriff am 24 Januar 2017].
- [15] Europäische Union, „Europäische Kommission,“ 22 Juni 2015. [Online]. Available: http://ec.europa.eu/europe2020/europe-2020-in-a-nutshell/targets/index_de.htm. [Zugriff am 24 Januar 2017].

- [16] Europäische Kommission, Europäische Union, [Online]. Available: https://ec.europa.eu/clima/policies/international/negotiations/paris_de. [Zugriff am 24 Januar 2017].
- [17] Ministerium für ein Lebenswertes Österreich, „Richtig Heizen“, [Online]. [Zugriff am 2 Februar 2017].
- [18] Umweltbundesamt Österreich, [Online]. Available: <http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/luft/luftschaedstoffe/staub/>. [Zugriff am 7 Februar 2017].
- [19] Paul Scherrer Institut, „Aerosolforschung“, PSI, [Online]. Available: http://aerosolforschung.web.psi.ch/Was_Page/Was_Page.htm. [Zugriff am 7 Februar 2017].
- [20] Kohlenmonoxidmelder, „Kohlenmonoxidmelder“, [Online]. Available: <http://www.kohlenmonoxidmelder.com/kohlenmonoxid-vergiftung/>. [Zugriff am 10 Februar 2017].
- [21] Umweltbundesamt Österreich, „Emissionstrend 1990-2014“, Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2016.
- [22] Amt der Steiermärkischen Landesregierung, „Täglicher Luftgütebericht des LUIS - Landesumweltinformation Steiermark 06.02.2017“, Das Land Steiermark, Graz, 2017.
- [23] I. Erlacher, „Ofenfeuer“, [Online]. Available: <http://www.ofenfeuer.de/global/pdf/Probleme.pdf>. [Zugriff am 24 Februar 2017].
- [24] S. Kolmanz, *Aufbau eines Filtermittelprüfstandes für die Charakterisierung von Schüttungen hinsichtlich ihres Abscheideverhaltens von Nanopartikeln*, Wien: Technische Universität Wien, 2016, pp. 9-11.
- [25] Z. Faragó, 24 Mai 2012. [Online]. Available: <http://www.farago.info/job/Kaminfeuer/ChemieVerbrennung.pdf>. [Zugriff am 24 Februar 2017].
- [26] G. Mauschitz, *Vorlesung "166.184 Luftreinhaltechnik"*, Wien: TU Wien, 2015.
- [27] L. Friedrich, *Staubabscheiden*, Karlsruhe: Georg Thieme, 1988.
- [28] D. R., „Filtration“, *Aerosol Science*, pp. 195-222, 1966.
- [29] W. Batel, *Enstäubungstechnik*, Braunschweig: Springer Verlag, 1972.
- [30] DIN Deutsches Institut für Normung e.V., „Emissionsminderung – Kleine und mittlere Feuerungsanlagen (gemäß 1. BImSchV) – Prüfverfahren zur Ermittlung der Wirksamkeit von nachgeschalteten Staubminderungseinrichtungen“, Beuth Verlag, Berlin, 2014.
- [31] G. Mauschitz, *Partikelmesstechnik*, Wien: TU Wien, 2016.
- [32] D. Göhler, „Technische Universität Dresden“, 8 November 2009. [Online]. Available: <https://tu-dresden.de/ing/maschinenwesen/ifvu/mvt/partikelzentrum/aerosolcharakterisierung>. [Zugriff am 22 Februar 2017].

- [33] C. o. A. Science, „University of Manchester,“ The University of Manchester , [Online]. Available: <http://www.cas.manchester.ac.uk/restools/instruments/aerosol/cpc/>. [Zugriff am 22 Februar 2017].
- [34] R. S. e. al., „Detektoren in der Gaschromatographie,“ [Online]. Available: http://www.chemgapedia.de/vsengine/vlu/vsc/de/ch/3/anc/croma/gc_detektoren.vlu/Page/vsc/de/ch/3/anc/croma/gc/detektoren/flammefid1m75te1100.vscml.html. [Zugriff am 25 März 2017].
- [35] Laser Components , „NDIR Gasanalyse,“ [Online]. Available: <https://www.lasercomponents.com/de/anwendung/ndir-gasanalyse/>.
- [36] Fraunhofer Instiut für Physikalische Messtechnik, „Industrielle Prozessüberwachung,“ [Online]. Available: <http://www.ipm.fraunhofer.de/de/gf/gastechnologie-spektroskopie/anw/industrielle-prozessueberwachung.html>.
- [37] Omega, „Mess -und Regeltechnik,“ 2017. [Online]. Available: <http://www.omega.de/prodinfo/ultraschall-durchflussmesser.html>.
- [38] Deutsches Biomasseforschungszentrum, „3. Fachgespräch "Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen",“ DBFZ, Leipzig, 2012.
- [39] Freudenberg Filtration Technologies, „Freudenberg Filter,“ März 2017. [Online]. Available: <http://www.freudenberg-filter.com/>.
- [40] Isover Saint-Gobain, „Isover Austria,“ November 2014. [Online]. Available: <http://www.isover.at/itrfile/>. [Zugriff am März 2017].
- [41] Kutzner und Weber, „Kutzner+Weber,“ Mai 2016. [Online]. Available: http://kutzner-weber.de/fileadmin/kw_images/k+w_pdf/Airjekt_deutsch_2016_01.pdf. [Zugriff am März 2017].

12 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 - Anteile erneuerbarer und fossiler Energie im österreichischen Bruttoinlandsverbrauch 1970-2014 [2].....	5
Abbildung 2 - Entwicklung Anteil der Erneuerbaren in den Sektoren und Gesamt [3].....	5
Abbildung 3 - Erde aus dem All Quelle: MyGeo.info.....	7
Abbildung 4 - Ackerlandnutzung für Biomasse in Österreich 2010 [5].....	8
Abbildung 5 - Ausbaumöglichkeiten der Ackerflächen in Österreich bis 2020 [5].....	8
Abbildung 6 - Art der Biomassenutzung in Österreich [5].....	9
Abbildung 7 - Möglichkeiten der Biomassenutzung [4].....	9
Abbildung 8 - Von Links oben nach rechts unten: Rundholz, Scheitholz, Holzbriketts, Holzpellets [4].....	10
Abbildung 9 - Speicherkraftwerk Malta (links) und Kaprun (rechts), Österreich [4].....	13
Abbildung 10 - Verteilung der österreichischen Windkraftanlagen [9].....	15
Abbildung 11 - Entwicklung der Windkraft in Österreich seit 2000 [9].....	15
Abbildung 12 - Technologische Weiterentwicklung von Windkraftanlagen seit 1990 [10].....	16
Abbildung 13 - Entwicklung der Photovoltaik in Österreich seit 2000 [11].....	18
Abbildung 14 - Investitionen in Erneuerbare Energien im Jahr 2015 nach Ländern [13].....	19
Abbildung 15 - Anteil der erneuerbaren Energien nach Bruttoinlandsverbrauch 2014 und Ziel 2020 [in %].....	20
Abbildung 16 - Schematischer Größenvergleich TSP, PM 10 und PM 2,5 [18].....	25
Abbildung 17 - PM10 Konzentrationen in Graz von 30.01.2017 bis 05.02.2017 (MG- Mitte Gries, OP- Ost Petersgasse, W- West, S- Süd) [22].....	29
Abbildung 18 - Ablauf von Verbrennungsvorgängen in Holz [25].....	32
Abbildung 19 - Funktionsprinzip eines Speicher- bzw. Tiefenfilters (GROZ-BECKERT).....	35
Abbildung 20 - HEPA Speicherfilter (Cameo Laser).....	37
Abbildung 21 - Schema eines Festbettfilters (1 – Einlass Rohgas, 2 – Filtration durch Durchströmen der Schüttung, 3 –Ausgang bzw. Zugang zu Filterkästen, 4 –Filterkästen mit Siebböden) [27].....	38
Abbildung 22 - Schema eines Wanderbettfilters [27].....	39
Abbildung 23 - Schematische Darstellung eines elektrischen Abscheiders [29].....	41
Abbildung 24 - Bauweisen von elektrischen Abscheidern.....	42
Abbildung 25 - Unterschiedliche Arten von Sprühelektroden.....	43
Abbildung 26 - Übersicht der VDI Richtlinien und Normen zur Anwendung der DIN Spec 33999:2014-12 ...	45
Abbildung 27 - Möglicher Prüfaufbau von handbeschickten Prüff Feuerungen nach DIN Spec 33999:2014-12 [30].....	46
Abbildung 28 - Prüfbedingungen nach DIN Spec 33999 [30].....	48
Abbildung 29 - Abgaszustände in kontinuierlich beschickten Prüff Feuerungen [30].....	50
Abbildung 30 - Möglicher Prüfaufbau von kontinuierlich beschickten Prüff Feuerungen nach DIN Spec 33999:2014-12 [30].....	51
Abbildung 31 - Teststrecke der Laborversuche.....	55
Abbildung 32 - Einstellung des Rußgenerators (links) und miniCast Rußgenerator (rechts).....	55
Abbildung 33 - Partikelgrößenverteilung des miniCast Rußgenerators [24].....	56
Abbildung 34 - Prinzip eines DMA [32].....	58

Abbildung 35 - Schematische Darstellung eines Kondensationskernzählers [33]	59
Abbildung 36 - Skizze der ersten Prüfvorrichtung	61
Abbildung 37 - Skizze der verbesserten Prüfvorrichtung.....	62
Abbildung 38 - Foto der verbesserten Prüfvorrichtung	62
Abbildung 39 - Verwendeter FID im Pilotversuch.....	64
Abbildung 40 - Verwendetes Messgerät zur Bestimmung von Sauerstoff, Kohlenmonoxid, Kohlenstoffdioxid	66
Abbildung 41 - Schematische Darstellung einer Ultraschalldurchflussmessung [37].....	67
Abbildung 42 - Abscheidegrad einlagige Mineralwolle (Labor).....	81
Abbildung 43 - Quality Factor einlagige Mineralwolle (Labor)	81
Abbildung 44 - Abscheidegrad dreilagiger Mineralwolle (Labor).....	82
Abbildung 45 - Quality Factor dreilagiger Mineralwolle (Labor).....	83
Abbildung 46 - Abscheidegrad fünfflagige Mineralwolle (Labor).....	83
Abbildung 47 - Quality Factor fünfflagiger Mineralwolle (Labor)	84
Abbildung 48 - Abscheidegrad einlagige Dämmwolle (Labor)	85
Abbildung 49 - Quality Factor einlagiger Dämmwolle (Labor).....	86
Abbildung 50 - Abscheidegrad zweilagiger Dämmwolle (Labor)	86
Abbildung 51 - Quality Factor zweilagige Dämmwolle (Labor).....	87
Abbildung 52 - Abscheidegrad Wolframelektrode im elektrischen Abscheider (Labor).....	88
Abbildung 53 - Abscheidegrad Sägezahnelektrode im elektrischen Abscheider (Labor).....	88
Abbildung 54 - Quality Factor Mineralwolle 1-5 Lagen (Labor).....	89
Abbildung 55 - Quality Factor Dämmwolle 1 und 2 Lagen	90
Abbildung 56 - Druckverlust der Mineralwolle bei Volumenströmen von 5-30 m ³ /h (Labor).....	91
Abbildung 57 - Druckverlust der Dämmwolle (Labor).....	92
Abbildung 58 - Abscheidegrad elektrische Abscheider mit verschiedenen Elektroden (Laborversuch: WE- Wolframelektrode, SZ – Sägezahnblatt))	93
Abbildung 59 - Gravimetrische Staubmassen der Blindwertversuche	94
Abbildung 60 - Abscheidegrade der Blindwertversuche	94
Abbildung 61 - Gemittelter Abscheidegrad der geprüften Partikelabscheider (MW – Mineralwolle, DW – Dämmwolle)	95
Abbildung 62 - Rohgaskonzentration bezogen auf den Volumenstrom der Partikelabscheider	96
Abbildung 63 Reingaskonzentration bezogen auf den Volumenstrom der Partikelabscheider	96
Abbildung 64 - Druckverlust der geprüften Partikelabscheider	97
Abbildung 65 - Eingehaltene Prüfbedingungen des Scheitholzofens nach DIN Spec 33999 bei 13Vol% O ₂ (Rot – Max. Konzentration Staub, Violett – Max. Konzentration C _x H _y /TVOC, Grün – Max. Konzentration CO)	98
Abbildung 66 - Exemplarischer Verlauf der Gasmessung (Dämmwolle).....	99

13 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 - Bedingungen für Holzpellets nach EN 14961-2.....	11
Tabelle 2- Emissionsgrenzwerte und Mindestwirkungsgrad von Kleinfeuerungsanlagen von ≤ 400 kW Nennwärmeleistung (Gültigkeit 01.01.2015) [17]	23
Tabelle 3- Emissionsgrenzwerte und Mindestwirkungsgrad für kleine und mittlere Feuerungsanlagen nach der 1. BImSchV - 1. und 2. Stufe für Kamineinsätze bezogen auf 13 Vol% O ₂ [17]	24
Tabelle 4 - Vergleich Rohr -und Plattenabscheider [29]	43
Tabelle 5 - Messgrößen und -Methoden für das Prüfverfahren nach DIN Spec 33999	63
Tabelle 8- Technische Daten Filtermatte Freudenberg Filtration Technologies [39].....	71
Tabelle 9 - Technische Daten des Dämmmaterials von Isover [40].....	72
Tabelle 10 - Technische Daten des elektrischen Partikelabscheiders von Kutzner und Weber [41]	73
Tabelle 11 - Mittlere Gaszusammensetzung.....	98

14 Formelverzeichnis

Formel 1 - Elektrische Feldstärke	40
Formel 2 - Volumenstromberechnung	59
Formel 3 - Abscheidegrad I	74
Formel 4 - Bezugskonzentration	75
Formel 5 - Spezifischer Blindabscheidegrad	75
Formel 6 - Abscheidegrad II	76
Formel 7 - Korrigierter Abscheidegrad	76
Formel 8 - Mittlerer Abscheidegrad	76
Formel 9 - Mittlere, korrigierte Reingaskonzentration	77
Formel 10 - Quality Factor	77
Formel 11 - Gasmenge in [Bm3]	78
Formel 12 - Mittlere Temperatur	78
Formel 13 - Mittlerer Druck	78
Formel 14 - Korrekturfaktor	79
Formel 15 - Gasmenge in [Nm3]	79
Formel 16 - Staubgehalt in [mg/Nm3]	79