

Methodik zur Ermittlung von Emissionsfaktoren
und Minderungsmaßnahmen bei aufgewirbelten
Feinstaubpartikeln auf befestigten Fahrbahnen



Dissertation zur Erlangung des Grades
eines Doktors der Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.)
im Fachbereich D - Abteilung Sicherheitstechnik
an der Bergischen Universität Wuppertal

vorgelegt am 12. Dezember 2008 von
Diplom-Ingenieur M. Sami EL-Waraki
aus Kairo

1. Gutachter: Univ. – Prof. Dr. Ing. habil. Eberhard Schmidt
 2. Gutachter: Univ. – Prof. Dr. rer. nat. Joachim M. Marzinkowski
- Tag der mündlichen Prüfung: 22. April 2009

Die Dissertation kann wie folgt zitiert werden:

urn:nbn:de:hbz:468-20090900

[<http://nbn-resolving.de/urn/resolver.pl?urn=urn%3Anbn%3Ade%3Ahbz%3A468-20090900>]

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als freier wissenschaftlicher Mitarbeiter im Fachbereich D, Abteilung Sicherheitstechnik, Fachgebiet Sicherheitstechnik / Umweltschutz der Bergischen Universität Wuppertal.

Mit diesen Zeilen möchte ich mich bei all denjenigen herzlich bedanken, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Zusammenfassung

Seit vielen Jahrzehnten ist bekannt, dass die Feinstaubbelastung in Städten und Ballungsgebieten zunimmt. Menschen, Tiere, Pflanzen, Boden, Wasser und Atmosphäre werden durch diesen Feinstaub belastet. Im Allgemeinen wird der Straßenverkehr als Hauptverursacher für Immissionswertüberschreitungen angesehen, während die durch industrielle Prozesse verursachten Feinstaubemissionen rückläufig sind. Er hat sowohl bei den primär emittierten als auch bei den sekundär gebildeten Partikeln einen entscheidenden Anteil. Die primär emittierten Partikel bestehen vor allem aus dem Ruß der Motorabgase, Straßenbelagabrieb, Reifenabrieb, Bremsenabrieb, Kupplungsabrieb und Streusalz, sowie aufgewirbeltem Straßenstaub. Der Straßenverkehr ist damit die primäre Ursache der Luftverschmutzung in den Städten. 80 bis 90% der Schadstoffe, die in Atemhöhe abgegeben werden, stammen von Kraftfahrzeugen.

Durch die bisher angewandten Messmethoden und die festgelegten Grenzwerte ist es nur bedingt möglich, die durch den aufgewirbelten Feinstaub im Straßenverkehr verursachten Gesundheitsgefahren deutlich aufzuzeigen. Die Messung der Konzentration aufgewirbelten des Feinstaubes erfolgt z.B. nicht in Atemhöhe von Kindern, sondern in einer Höhe von ca. drei Metern über der Emissionsquelle. Die Messwerte fallen dadurch niedriger aus, als sie in Atemhöhe tatsächlich sind.

In der Forschung werden seit einigen Jahren zählende Messverfahren zur Messung atmosphärischer Aerosole eingesetzt. Darauf basierend wird im Rahmen dieser Dissertation die Entwicklung eines Messaggregats zur Bestimmung von Emissionsfaktoren bei aufgewirbelten Staubpartikeln vorgestellt, das bei Messungen im Straßenverkehr eingesetzt werden kann. Eine Empfehlung für diese Messmethode ist durch die Forderungen der EN 12341:1998¹ [39] gegeben.

Schließlich werden die Entwicklung und Erprobung einer Minderungsmaßnahme für aufgewirbelte Feinstäube auf befestigten Fahrbahnen vorgestellt, die zur Verbesserung der Luftqualität führen soll. In einer zukünftigen Testphase kann beispielsweise mittels eines Aerosolspektrometers die abgesaugte Gasmenge hinsichtlich Konzentration und Größe der darin enthaltenen Staubpartikel online analysiert werden.

¹ Luftqualitäts-Felduntersuchung zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Messverfahren für die PM10-Fractionen von Partikeln [39].

Abstract

For many decades it is well known that the fine dust load increases in cities and in densely populated areas. Generally the traffic is regarded as a main causer for immission value excesses. Humans, animals, plants, soil, water and atmosphere are loaded by fine dust.

The traffic has both with the primarily emitted and with the secondarily formed particles a crucial portion. The primarily emitted ones are above all soot from engine exhaust gases, road surfacing abrasion, tire abrasion, brake abrasion, clutch abrasion and thawing salt, as well as the road dust. The traffic has developed thus to the largest air contaminant in the cities. A Portion of 80-90% of the pollutants, which are delivered directly in breath height, is produced by motor vehicles.

The measuring methods and limit values used so far in practice only causes? In the situation to make health dangers clear by whirled up fine dust in traffic. The measurement of the whirled up fine dust loading takes place for example not in eye level of children, but starting from approx. three meters height. But the lower one measures, the higher are the measured values.

Use the research for some years counting measuring procedures are inserted for the measurement of atmospheric aerosols. Based on it in the context of this thesis the development of a measuring aggregate is presented for the regulation dust particles whirled up by emission factors with, which can be inserted when measurements use the traffic. The occasion for this measuring method is by the demands the EN 12341 ("air quality field investigation for the proof of the equivalence of sample name procedures for the PM10-fraction from particles") given.

Finally the development of a reduction decrease for whirled up fine types of dust on fastened roadways is presented and thus for the improvement of the air quality and their testing. In a future test phase for example also the sucked off mass of gas can be analyzed by means of an aerosol spectrometer regarding concentration and size of the contained dust particles on-line for purposes of the scientific research.

Résumé

Depuis beaucoup de décennies est connu que la charge de poussière de précision augmente villes et zones de concentration urbaine. En général, le transport routier comme causer principal pour des dépassements de valeur d'immission est considéré. Des hommes, des animaux, des plantes, le sol, de l'eau et l'atmosphère sont chargés par la poussière de précision. Le transport routier a cela a d'abord émis aussi bien que pour les particules formées secondairement une part cruciale. Ceux ont d'abord émis sont surtout une suie des gaz d'échappement, de l'abrasion de tapis routier, de l'abrasion de pneu, de l'abrasion de frein, de l'abrasion d'embrayage et du sel, ainsi que la poussière routière faite tourbillonner difficilement quantifiable. Le transport routier est devenu ainsi la plus grande saleté aérienne dans les villes. Une part de 80-90% des polluants qui sont livrés directement dans une hauteur d'haleine, venir des automobiles. Seulement provoque les méthodes de mesure et valeurs limites appliquées en pratique jusqu'ici dans la situation de rendre des dangers de santé clairs par la poussière de précision faite tourbillonner dans le transport routier. La mesure de la concentration de poussière de précision faite tourbillonner n'est pas effectuée par exemple par exemple des enfants, mais à partir d'environ trois mètres hauteur. Mais plus on mesure faiblement, plus les valeurs mesurées sont élevées. Dans la recherche les méthodes de mesure comptant sont utilisées de mesure d'aérosols atmosphériques depuis quelques années. Le développement d'un agrégat de mesure visant la disposition des facteurs d'émission pour des particules de poussière faites tourbillonner qui peut être utilisé lors des mesures dans le transport routier est présenté se basant dans le cadre de cette dissertation. La cause est donnée aux EN 12341 ("étude de champ de qualité de l'air destinée à prouver l'équivalence des procédures de nom d'échantillon pour le PM10-Fraktion des particules") pour cette méthode de mesure par les exigences. Enfin, le développement d'une mesure de réduction pour des poussières de précision faites tourbillonner sur des chaussées attachées et donc concernant l'amélioration de la qualité de l'air et de son essai est présenté. * dans un futur une phase de test pouvoir par exemple aussi l'aspirer quantité de gaz au moyen un spectromètre en ce qui concerne concentration et dimension le contenir particule en ligne fin le scientifique rechercher analyser.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung.....	1
2. Theoretische Grundlagen.....	3
2.1. Definitionen	3
2.1.1. Staubquellen	3
2.1.2. Die wichtigsten Feinstaubquellen.....	4
2.1.3. Ultrafeiner Staub im Straßenverkehr	4
2.1.4. Diffuse und definierte Quellen	8
2.1.5. Das troposphärische Aerosol	11
2.2. Emission, Transmission und Immission von Luftschadstoffen.....	11
2.2.1. Charakterisierung des Schadstofftransports in der Atmosphäre.....	12
2.2.2. Beurteilung nach der charakteristischen Ausdehnung der Emissionsquellen	13
2.2.3. Partikelbildung und Größenverteilung	14
2.2.4. Emissions- und Immissionsentwicklung	15
2.2.4.1. In Europa	15
2.2.4.2. In der Bundesrepublik Deutschland	16
2.2.4.3. In Nordrhein-Westfalen.....	20
2.3. Auswirkungen der Feinstaubpartikel.....	21
2.3.1. Auswirkungen auf den Menschen und Tiere.....	21
2.3.2. Auswirkungen auf die Umwelt.....	24
2.4. Gesetzlicher Hintergrund	26
3. Staubminderungsmaßnahmen im Straßenverkehr	30
3.1. Entwicklung eines Messverfahrens zur Erfassung aufgewirbelter Feinstaubpartikel auf befestigten Fahrbahnen	36
3.1.1. Referenzmethoden	37
3.1.1.1. Probennahme und Messung der PM ₁₀ -Konzentration.....	37
3.1.1.2. Probennahme und Messung der PM _{2,5} -Konzentration.....	37
3.1.1.3. Referenz-Modellberechnungstechniken	38

3.1.2. Empirische Methode zur Ermittlung der Emissionsfaktoren bei aufgewirbelten Feinstaubpartikeln auf befestigten Fahrbahnen	38
3.1.2.1. Anwendung auf Innerortstraßen	40
3.1.2.2. Anwendung auf Außerortstraßen und Autobahnen	40
3.1.2.3. Anwendung auf Tunnelstrecken	40
3.1.2.4. Vorgehensweise	41
3.1.2.5. Lage der Probennahmestellen	42
3.1.3. Eigene Mobile Testmessungen am unmittelbaren Eintrittsort des Staubs	42
3.1.4. Messergebnisse	45
3.1.5. Aufwirbelungsaggregat	47
3.1.5.1. Messgerät zur Bestimmung der Partikelkonzentration	49
3.1.5.2. Messaufbau zur Entnahme des Teilgasmassenstroms	50
3.1.6. Simulationsprogramm	51
3.1.6.1. Berücksichtigung von Einflussgrößen	52
3.1.6.2. Randbedingungen	61
3.1.6.3. Rechenverfahren zur Ergebnisermittlung	62
3.1.6.4. Ermittlung des vollständigen Messergebnisses	65
3.1.7. Labormessung	69
3.1.7.1. Definition Messaufgabe, Messgröße und Maßeinheit	69
3.1.7.2. Messeinrichtung	70
3.1.7.3. Randbedingungen	72
3.1.7.4. Rechenverfahren zur Ergebnisermittlung	72
3.1.7.5. Ermittlung des vollständigen Messergebnisses	73
3.1.7.6. Arithmetischer Mittelwert und Standardabweichung	76
3.1.7.7. Messfehler	78
3.1.7.8. Partikelgrößenverteilungen des Teststaubs	78
3.1.7.9. Auswertung und Interpretation der Messergebnisse	84
3.2. Entwicklung einer integrierten Feinstaubabsaugvorrichtung für Fahrzeuge	85
3.2.1. Zielsetzung	85
3.2.2. Platzierung der Feinstaubabsaugvorrichtung am KFZ	90
3.2.3. Strömungsverhältnisse und Druckverteilung am Fahrzeug	90
3.2.4. Funktionsprinzip der Feinstaubabsaugvorrichtung	94

3.3. Labormessung	96
3.3.1. Kalibrierung des Flügelradanemometers im Saugrohr der Feinstaubabsaugvorrichtung	96
3.3.1.1. Definition Messaufgabe, Messgröße und Maßeinheit.....	96
3.3.1.2. Messgeräte und Messaufbau.....	96
3.3.2. Messungsdurchführung mit der Feinstaubabsaugvorrichtung.....	109
3.3.2.1. Messergebnisse ohne Filtereinsatz.....	110
3.3.3. Auswertung.....	118
3.3.3.1. Messergebnisse mit Filtereinsatz.....	120
3.4. Ortsmessung	127
3.4.1. Definition der Messaufgabe, Messgröße und Maßeinheit.....	127
3.4.2. Messergebnisse.....	128
3.4.3. Bewertung und Interpretation der Ergebnisse	130
3.5. Analyse und Diskussion der Ergebnisse	132
3.6. Ausblick bis 2020	134
Literaturverzeichnis	138
Lebenslauf	144
Anhang	146

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1: Verursacher von Feinstäuben unterschiedlicher Größe (PM ₁₀ bis PM _{0,1}). ...	6
Abbildung 2.2: Emission von Dieselpartikeln in Deutschland nach Fahrzeuggruppen für das Jahr 2002 .	7
Abbildung 2.3: Schematische Darstellung einer typischen definierten und einer typischen diffusen Quelle nach Holzhauer .	9
Abbildung 2.4: Schematische Darstellung von Emissionen, Transmission und Immissionen.	12
Abbildung 2.5: Wichtige Prozesse, denen Luftschadstoffe in der Atmosphäre unterliegen ..	13
Abbildung 2.6: Grafische Darstellung der koagulationsprozesse beim Schwebstaub.	14
Abbildung 2.7: Bodennahes PM ₁₀ in Mitteleuropa am 20.10.2003	15
Abbildung 2.8: Grafische Darstellung der Feinstaubemissionen in Deutschland für das Jahr 2003 Werte siehe Tabell2.5 Fehler! Textmarke nicht definiert.....	17
Abbildung 2.9: Tagesmittelwerte der Partikelkonzentration in Deutschland am 18.04.2005	18
Abbildung 2.10: Emissionen von Gesamtschwebstaub (TSP) nach Emittentengruppen (ohne natürliche Quellen) für Deutschland im Jahr 1999 (UBA 2001)	19
Abbildung 2.11: Emissionen von PM ₁₀ nach Emittentengruppen (ohne natürliche Quellen) für Deutschland und Berlin im Jahr 1998 (Lenschow et al. 2001).....	20
Abbildung 2.12: Inhalierte Partikel im menschlichen Atemtrakt in Abhängigkeit von ihrem Durchmesser .	22
Abbildung 2.13: Informationen zu Grundlagen des Bodenschutzes	25
Abbildung 3.1: Die Auswirkungen unterschiedlicher Schwefelgehalte auf die Effektivität zweier Partikefiltersysteme. Die Partikelemission ist differenziert nach Sulfat, Aerosolanteil und sonstige Bestandteile.	32
Abbildung 3.2: Schadstoffverteilung in einer Straßenschlucht	36
Abbildung 3.3: Mobile Messeinrichtung zur Bestimmung der Konzentration aufgewirbelten Feinstaub auf befestigten Fahrbahnen	43
Abbildung 3.4: Mobile Messmethode zur Bestimmung aufgewirbelter Feinstaub Konzentrationen auf befestigten Straßen.....	45
Abbildung 3.5: Darstellung des Modells zur Bestimmung von Emissionsfaktoren bei aufgewirbelten Feinstäuben auf befestigten Fahrbahnen	47
Abbildung 3.6: Korngrößenverteilung Norm-Prüfstaub ISO 12103 Fine, ISO 5011 Mineralstaub Schiefer.....	50

Abbildung 3.7: Messanordnung zur Staubgehaltsmessung in strömenden Gasen nach dem Teilstromprinzip	51
Abbildung 3.8: Bestimmung der Luftgeschwindigkeit mithilfe eines Simulationsprogramms	52
Abbildung 3.9: C_w -Diagramm für die Kugel	56
Abbildung 3.10: Kräftegleichgewicht an sinkenden Partikeln	59
Abbildung 3.11: Anströmungsgeschwindigkeit im Freiquerschnitt des Aufwirbelungsrohrs ..	63
Abbildung 3.12: Darstellung der Strömungsgeschwindigkeit	66
Abbildung 3.13: Grafische Darstellung; Messpunkte Versuch 1 für die Strömungsgeschwindigkeit im Staubrohr gemäß Tabelle 3.7	67
Abbildung 3.14: Grafische Darstellung; Messpunkte Versuch 2 für die Strömungsgeschwindigkeit im Staubrohr gemäß Tabelle 3.7	67
Abbildung 3.15: Grafische Darstellung Sinkgeschwindigkeit für Feinstaubpartikel in der Anströmungsluft bei $Re < 25$ und $Re < 4000$	68
Abbildung 3.16: Bürstendispergierer, Abbildung 3.17: Steuergerät,	
Abbildung 3.18: Diverse Staubkolben und Bürste.....	70
Abbildung 3.19: Pappscheibe Abbildung 3.20: Plexiglaszylinder	
Abbildung 3.21: Messgerät.....	70
Abbildung 3.22: Pappscheibe Abbildung 3.23: Staubrohr	71
Abbildung 3.24: Grafische Darstellung der maximalen PM10 Feinstaubkonzentration in ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Abhängigkeit von der Probenmasse m_p in g pro freier Fläche der Pappscheibe in $0,031 \text{ m}^2$ gemäß Anhang 7	74
Abbildung 3.25: Grafische Darstellung der maximalen PM10 C_N Partikelanzahl in ($1/\text{m}^3$) für alle gezählten Partikel in Abhängigkeit von der Probenmasse m_p in g pro freier Fläche der Pappscheibe in $0,031 \text{ m}^2$ gemäß Anhang 5	75
Abbildung 3.26: Grafische Darstellung der PM10-Feinstaubkonzentration in Abhängigkeit von der Messzeit in Minuten (min) und der Probenmasse in g.....	76
Abbildung 3.27: Grafische Darstellung der Partikelanzahl Q_0 und der Partikelmassenverteilungssumme Q_3 in Abhängigkeit von der Partikelgröße $x/\mu\text{m}$, verglichen mit der Angabe der Teststaubkennlinie des Herstellers gemäß Tabelle 3.12	82
Abbildung 3.28: Grafische Darstellung der Anzahlverteilungsdichte $q_0(\bar{x})$ und der Massenverteilungsdichte $q_3(\bar{x})$ gemäß Tabelle 3.12	82
Abbildung 3.29: Grafische Darstellung der Anzahlverteilungsdichte $q_0 / (1/\mu\text{m})$ in Abhängigkeit von der Partikelgröße $x / \mu\text{m}$ gemäß Tabelle 3.13.....	84

Abbildung 3.30: Ausführungszeichnung für integrierte Absaugvorrichtung an einem Fahrzeug (Ausführungsbeispiel).....	87
Abbildung 3.31: Darstellung von Bauelementen und Luftströmen (Ausführungsbeispiel) ..	88
Abbildung 3.32: Isometrische Darstellung des Feinstaubabsaugaggregats (Ausführungsbeispiel)	89
Abbildung 3.33: Platzierung der Feinstaubabsaugvorrichtung an einem Pkw (Anwendungsbeispiel, Foto nach Volkswagenwerk AG, Wolfsburg).....	90
Abbildung 3.34: Zum Widerstand plumper Körper. Druckverteilung an der Kontur und C_p -Werte längs der Schattenfläche	91
Abbildung 3.35: Schematisches Stromlinienbild der Nachlaufströmung nach Ahmed und Hucho	91
Abbildung 3.36: Druckverteilung im Längsmittelschnitt eines Pkw älterer Bauart (Volkswagenwerk AG, Wolfsburg)	92
Abbildung 3.37: Reibungs- und Druckwiderstand (d O) Oberflächenelement	93
Abbildung 3.38: Darstellung der Außenseite der Feinstaubabsaugvorrichtung	95
Abbildung 3.39: Darstellung der Feinstaubabsaugvorrichtung mit Filtereinsatz	95
Abbildung 3.40: Darstellung der Feinstaubabsaugvorrichtung mit Unterdruckkammer, Filterkammer, Schutzgitter und Sogkammer.....	96
Abbildung 3.41: Querschnittsverengung durch Flügelradanemometer	97
Abbildung 3.42: Kalibrierungsplan des Flügelradanemometers im Saugrohr der Feinstaubabsaugvorrichtung.....	99
Abbildung 3.43: Schematische Darstellung des Messverfahrens (Integrierte Feinstaubabsaug-vorrichtung für Fahrzeuge).....	101
Abbildung 3.44: Schematische Darstellung der Druckdifferenz vor und nach dem Filtereinsatz	102
Abbildung 3.45: Grafische Darstellung der Messergebnisse aus der Kalibrierung des Flügelradanemometers im Saugrohr der Feinstaubabsaugvorrichtung gemäß Tabelle 3.15 Testdurchführung der Feinstaubabsaugvorrichtung	107
Abbildung 3.46: Ergänzung der grafischen Darstellung Abbildung 3.43: grafische Darstellung für Kalibrierung der Flügelradanemometer im Saugrohr der Feinstaubabsaugvorrichtung gemäß Tabelle 3.16	109
Abbildung 3.47: Luftstromgeschwindigkeit m/s und Luftstromdurchflussmenge m^3/h in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit km/h bei den Messstellen 1 bis 3 gemäß Tabelle 3.17	111

Abbildung 3.48: Luftstromgeschwindigkeit m/s und Luftstromdurchflussmenge m ³ /h in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit km/h bei den Messstellen 4 bis 6 gemäß Tabelle 3.18	113
Abbildung 3.49: Luftstromgeschwindigkeit m/s und Luftstromdurchflussmenge m ³ /h in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit km/h bei den Messstellen 7 bis 10 gemäß Tabelle 3.19	115
Abbildung 3.50: Luftstromgeschwindigkeit m/s und Luftstromdurchflussmenge m ³ /h in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit km/h, bei den Messstellen 10 bis 12 gemäß Tabelle 3.20	117
Abbildung 3.51: Grafische Darstellung der Messdatenzusammenfassung: Luftstromdurchflussmenge m ³ /h, Luftstromgeschwindigkeit m/s in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit km/h bei den Messstellen 1 bis 12 ohne Filtereinsatz gemäß Tabelle 3.21	119
Abbildung 3.52: Darstellung einer Feinstaubfiltermatte der Klasse F 6, Fa. Freudenberg, mit der durchschnittlichen Partikelgrößenverteilung der Außenluft (nach Hinds, 1982)	120
Abbildung 3.53: Luftstromdurchflussmenge m ³ /h in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit km/h im Normzustand, mit Filtereinsatz, Fa. Freudenberg Typ PA-5 micron synthetische Deckenfiltermatte der Klasse F6 gemäß Tabelle 3.24	125
Abbildung 3.54: Druckverlust mbar in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit km/h im Normzustand, mit Filtereinsatz, Fa/ Freudenberg.Freudenberg Typ PA-5 micron synthetische Deckenfiltermatte der Klasse F6 gemäß Tabelle 3.24.....	126
Abbildung 3.55: Aufstellungsplan für die Ortsmessung auf dem Parkplatz des Universitäts-campus' Freudenberg	127
Abbildung 3.56: Grafische Darstellung der maximalen Messwerte der Boden- und Umfeldmessungen am Campus-Parkplatz gemäß Tabelle 3.25.....	128
Abbildung 3.57: Grafische Darstellung der gemessenen Feinstaubkonzentration PM10 µg/m ³ aus den Boden- und Umfeldmessungen in der Innenstadt Wuppertals gemäß Tab. 3.26	130
Abbildung 3.58: Zuwachs des Bestands an Kraftfahrzeugen von 1991 bis 2005 in der Bundesrepublik Deutschland.....	136
Abbildung A 1: Windgeschwindigkeitsmessgerät (handgeführtes Anemometer).....	146
Abbildung A 2: Flügelradanemometer für Luftstromgeschwindigkeit der Fa. Testo AG....	147
Abbildung A 3: Digitaler Hand-Manometer	148
Abbildung A 4: Temperatur- und Feuchtenmessgerät	149

-
- Abbildung A 5:** Deckenfiltermatte der Klasse F 6, Typ PA – 5 micron synthetische Deckenfiltermatte, Fa. Freudenberg 152
- Abbildung A 6:** Abscheidgrad, Wirkungsgrad, und Druckdifferenz in Abhängigkeit von der Staubaufgabe. Wirkungsgrad (0,4 μm) in Abhängigkeit von der Staubaufgabe. Druckdifferenz in Abhängigkeit von der Staubaufgabe; Quelle: Fa. Freudenberg 152
- Abbildung A 7:** Druckdifferenz in Abhängigkeit von der Durchströmgeschwindigkeit.....153

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1: Emittenten und Emissionsspektrum im deutschen Straßenverkehr (1998)	8
Tabelle 2.2: Eigenschaften einer typischen definierten und einer typischen diffusen Quelle, in Anlehnung an Holzhauser	10
Tabelle 2.3: Natürliche und anthropogene Quellen, Größe der Partikel	11
Tabelle 2.4: Einteilung der Emissionsquellen nach räumlicher Ausdehnung.....	13
Tabelle 2.5: Staubemission in Deutschland 2000 - 2002 und 2003, Schätzung der Feinstaubemission PM10	17
Tabelle 2.6: Direkte Beeinträchtigung der Gesundheit und des Wohlbefinden der Menschen durch „straßenbedingte“ Luftfremdstoffe im Jahr 2002 in Deutschland	23
Tabelle 2.7: Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffimmissionen nach 23. BImSchV	26
Tabelle 2.8: Immissionsgrenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit nach der 22. BImSchV	27
Tabelle 2.9: Anforderungen der 1. Tochterrichtlinie (1999/30/EG) vom 22.4.1999 für Partikel (PM10) in der Luft	27
Tabelle 2.10: Zeitplan für die Umsetzung der EU.RRL und der 1. TRL	28
Tabelle 3.1: Stufenplan für europäische Anforderungen zur Emissionsminderung im Straßenverkehr (Ottofahrzeuge)	30
Tabelle 3.2: Ansätze zur Minderung der Luftfremdstoffimmissionen durch den Straßenverkehr	34
Tabelle 3.3: Messprotokoll einer Feinstaubmessung in Wuppertal.....	43
Tabelle 3.4: Fahrstrecke.....	44
Tabelle 3.5: Näherungsgleichungen für die Widerstandsfunktion C_W (Re_d) für Kugeln in allen Gleichungen herein ist $Re \equiv Re_d$	57
Tabelle 3.6: Beispiele für disperse Systeme (s: fest, f: flüssig, g: gasförmig)	61
Tabelle 3.7: Berechnungsdaten für Anströmungsgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Partikelgröße bei Testschieferstaub nach ISO 12103 Staubdichte $\rho_P = 2800$ kg/m^3	65
Tabelle 3.8: Messpunkte für die Strömungsgeschwindigkeit im Staubrohr.....	66
Tabelle 3.9: Berechnung des Partikelvolumens V_p in m^3 und der Partikelmasse in μg nach den Gleichungen (3-45) und (3-46).....	73
Tabelle 3.10: Ermittlung des Mittelwerts, der Standardabweichung und der relativen Standardabweichung für die Partikelanzahl C_N in $(1/m^3)$ gemäß Anhang 4.....	77

Tabelle 3.11: Ermittlung des Mittelwerts, der Standardabweichung und der relativen Standardabweichung für die Partikelkonzentration C in ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) gemäß Anhang 2	78
Tabelle 3.12: Schema zur Berechnung von Partikelgrößenverteilungen für Teststaub der Norm-Prüfstaub ISO 12103 Feine, ISO 5011 Mineralstaub Schiefer, für Mittelwert: $\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$ alle Probenmassen m_p / g gemäß Anhang 6 und Anhang 7	81
Tabelle 3.13: Schema zur Berechnung der Partikelgrößenverteilung für Teststaub der Norm-Prüfstaub ISO 12103 Feine, ISO 5011 Mineralstaub Schiefer, für Mittelwert: $\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$ alle Probenmassen m_p Proben-massen m_p / g gemäß Anhang 6 und Anhang 7	83
Tabelle 3.14: Messungsdaten, Messzeit $\Delta t = 300$ s je Messvorgang	106
Tabelle 3.15: Zusammenfassung der Messdaten aus der Kalibrierung des Flügelradanemometers im Saugrohr der Feinstaubabsaugvorrichtung	107
Tabelle 3.16: Ergänzung der grafischen Darstellung Abb. 3.43 (grafische Darstellung der Messergebnisse aus der Kalibrierung des Flügelradanemometers im Saugrohr der Feinstaubabsaug-vorrichtung gemäß Tabelle 3.15).....	108
Tabelle 3.17: Durchführung einer Luftstrommessung an der integrierten Feinstaubabsaugvorrichtung für Fahrzeuge, bei den Messstellen 1 bis 3 ohne Filtereinsatz	110
Tabelle 3.18: Durchführung einer Luftstrommessung an der integrierten Feinstaubabsaugvorrichtung für Fahrzeuge, bei den Messstellen 4 bis 6 ohne Filtereinsatz	112
Tabelle 3.19: Durchführung einer Luftstrommessung an der integrierten Feinstaubabsaugvorrichtung für Fahrzeuge bei den Messstellen 7 bis 10 ohne Filtereinsatz	114
Tabelle 3.20: Durchführung einer Luftstrommessung an der integrierten Feinstaubabsaugvorrichtung für Fahrzeuge bei den Messstellen 10 bis 12 ohne Filtereinsatz	116
Tabelle 3.21: Messdatenzusammenfassung, Luftstromdurchflussmenge m^3/h , Luftstromgeschwindigkeit m/s in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit km/h ohne Filtereinsatz	118
Tabelle 3.22: Messung der Luftstromgeschwindigkeit für die integrierte Feinstaubabsaugvorrichtung für Fahrzeuge, bei den Messstellen 1 bis 8 mit Filtereinsatz, Fa. Freudenberg Typ PA-5 micron synthetische Deckenfiltermatte der Klasse F6 (siehe Anhang 6).....	121
Tabelle 3.23: Ermittlung der Luftstromdurchflussmenge für die integrierte Feinstaubabsaugvorrichtung für Fahrzeuge, mit Filtereinsatz, Fa. Freudenberg, Typ PA-5 micron synthetische Deckenfiltermatte der Klasse F6 (siehe Anhang 6).....	123

Tabelle 3.24: Zusammenfassung der Messdaten (max., mitt. und min.) für die Luftstromdurchflussmenge m^3/h und den Druckverlust $\text{mbar} = \text{h Pa}$ in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit km/h im Normzustand, mit Filtereinsatz, Fa. Freudenberg Typ PA-5 micron synthetische Deckenfiltermatte der Klasse F6 (siehe Anhang 6)	124
Tabelle 3.25: Messdatenübersicht der Boden- und Umfeldmessungen am Campus-Parkplatz	129
Tabelle 3.26: Gegenüberstellung der wichtigsten Messergebnisse an folgenden Orten: Bushaltstelle Gaus Str. 20, Berliner Str. 123, Geschwister-Scholl-Platz und Friedrich-Engels-Allee 367 in der Stadt Wuppertal.	129
Tabelle 3.27: Mittlere Lebensdauer von Aerosolen in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser (BLIFERT, 2002; WICHMANN et al., 2002)	131
Tabelle 3.28: Mittlere maximale Feinstaubkonzentrationen „C“ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10 aufgewirbelter Feinstaubpartikel je Messstelle.....	132
Tabelle 3.29: Berechnung der abgesaugten Feinstaubmenge PM10 durch integrierte Absaugvorrichtungen an Fahrzeugen bei einer Fahrtgeschwindigkeit von 50 km/h	134
Tabelle 3.30: Gesamtfahrleistungen nach Kraftfahrzeugarten in Mrd. km	135
Tabelle 3.31: Entwicklung des Kraftfahrzeugbestands in der Bundesrepublik Deutschland bis 2020 in Mio.	135
Tabelle A 1: Technische Daten für Luftgebläse Typ 2300.	150
Tabelle A 2: Technische Daten für Luftgebläse Typ 2500	150
Tabelle A 3: Klassifizierung der Filtrationsleistung nach DIN EN 779 [64]:.....	151
Tabelle A 4: Technische Daten der Deckenfiltermatte des Typs PA-5 micron synthetische Deckenfiltermatte der Klasse F6 der Fa. Freudenberg	151

1. Einleitung

Zielsetzung die Arbeit

Das Problem der Feinstaubbelastung erhielt mit den Ergebnissen der APHEA - Studie², die die Europäische Union in Auftrag gegeben hatte, weltweit Aufmerksamkeit: Deutschlandweit werden jährlich 65.000, europaweit sogar 310.000 Tote aufgrund eingeatmeter Feinstaubpartikel beklagt. Obwohl die Luftqualität europäischer Großstädte nach EU-Richtlinien mit Messnetzen überwacht wird, werden die Gebiete mit der höchsten Belastung in der Regel nicht erfasst. Es stellt sich die Frage, wie mittels Satellitendaten und Modellen diese Lücke geschlossen werden kann. Auf der Grundlage der Europäischen Luftqualitätsrichtlinie 96/62/EG plant die Europäische Union mit der Tochtrichtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22.4.1999 neue, schärfere Richtwerte im Kampf gegen die Luftverschmutzung. Die Richtlinie wurde in nationale Gesetze umgesetzt, und die erste Stufe ist seit dem 01.01.2005 in Kraft. Ab dem 01.01.2010 gelten für die zweite Stufe nochmals verschärfte Grenzwerte [28].

Es müssen vielfältig Maßnahmen zur Reduzierung der Feinstaubbelastung ergriffen werden, müssen so vielfältig sein wie die PM10-Emittenten. Wie wir aus langjährigen Bemühungen um die Luftreinhaltung gelernt haben, wird es schwierig sein, kurzfristig eine signifikante Reduzierung der PM10-Emissionen zu erreichen. Gerade im Straßenverkehr als einem der Hauptverursacher sind technische Verbesserungen zwar möglich, Maßnahmen aber weiterhin unpopulär [27].

Aus diesem Grund wurde diese Arbeit angefertigt, mit dem Ziel eine integrierte Feinstaubabsaugvorrichtung für Fahrzeuge zu entwickeln und für diesen Zweck als Voraussetzung ein Staubmessverfahren im Straßenverkehr zu etablieren.

Um einen umfassenden Überblick über den Gegenstand der Arbeit zu erhalten, werden einleitend die verschiedenen Feinstaubquellen charakterisiert und sowohl deren Emissions- und Immissionsentwicklung als auch deren Transport in der Atmosphäre beschrieben. Im nächsten Abschnitt werden die Auswirkungen auf Mensch und Umwelt aufgezeigt. Als Hintergrund werden in Abschnitt 2.4 gesetzliche Regelungen aufgeführt.

² Short-term effects of air pollution on mortality and morbidity: a European approach using epidemiology time-series data. EC-Program Environment and Climate, Contract Reference: EV5V-CT920202 (APHEA1) and ENV4-CT97-0534 (APHEA2) [28]

Als Staubminderungsmaßnahmen fasst die Arbeit zwei zentrale Themen in Kapitel 3 zusammen:

Die Entwicklung eines Messverfahrens (siehe Abschnitt 3.1), welches die Defizite und Uneindeutigkeiten der bisher existierenden Messmethoden für Partikelkonzentrationen in der Luft kompensieren soll, ist grundlegende Voraussetzung für die nachfolgende Entwicklung einer integrierten Feinstaubabsaugvorrichtung. Diese wird in Abschnitt 3.2 dargestellt und bildet den Schwerpunkt der Arbeit.

Neben den Labormessungen wurden Ortsmessungen mit der Feinstaubabsaugvorrichtung an einem Testfahrzeug gemacht, deren Ergebnisse im nachfolgenden Abschnitt dargestellt werden. Eine Diskussion der Ergebnisse und ein Blick in die Zukunft runden die Arbeit ab.

2. Theoretische Grundlagen

Im folgenden Kapitel soll die Unterscheidung zwischen den verschiedenen Staubquellen deutlich gemacht werden. Hierbei wird der Fokus insbesondere auf den ultrafeinen Staub im Straßenverkehr gerichtet (siehe Abschnitt 2.1.3).

Die Weltgesundheitsbehörde, die EU- Kommission sowie der National Research Council und die EPA (Environmental Protection Agency, d.i. die US Umweltschutzbehörde) stellen die Auswirkungen der Partikel auf die menschliche Gesundheit gegenwärtig als umwelt-hygienisches Schwerpunktthema heraus [17].

2.1. Definitionen

2.1.1. Staubquellen

(1) Staubquellen lassen sich wie folgt einteilen:

Staubquellen, die unabhängig von menschlichen Verursachern sind und die häufig auch nicht vom Menschen beeinflussbar sind (natürliche Staubquellen).

- Verdunstung von Spritzwasser und Kristallisation der darin enthaltenen Salze (z.B. Meereswellen)
- Erosion von Boden und Gesteinen
- Ruß und Asche aus natürlichen Verbrennungsvorgängen (z. B. Waldbrände),
- Vulkanausbrüche,
- Sekundärstaub aus natürlichen Vorläufergasen,
- Sandstürme,
- Blütenstaub,
- Viren, Bakterien,
- Nebel [23].

(2) Staubquellen, die direkt oder indirekt auf anthropogene Tätigkeiten zurückgeführt werden können:

- industrielle und gewerbliche Produktionsprozesse,
- Verbrennungsprozesse (vor allem Ruß und Flugasche),
- mechanische Prozesse (Abrieb, Aufwirbelung z. B. Straßen- oder Reifenabrieb)³ [24].

2.1.2. Die wichtigsten Feinstaubquellen

Die wichtigsten Feinstaubquellen sind:

- (1) Straßenverkehr: Treibstoffverbrennung sowie Abrieb von Autoreifen, Brems- und Straßenbelag
- (2) Industrieanlagen: Verbrennung z. B. in Heizkraftwerken oder Produktionsanlagen
- (3) Haushalte: Verbrennung fossiler Brennstoffe wie Öl oder Kohle für Heizung und Warmwasser
- (4) Tabakrauch, Kerzenrauch
- (5) Landwirtschaft: Ackerbau und Viehhaltung
- (6) Natürliche Emissionsquellen: Saharastaub, Meersalz-Schwebeteilchen
- (7) Vulkanausbrüche oder Pflanzenpollen [14].

2.1.3. Ultrafeiner Staub im Straßenverkehr

Der TÜV Süd geht davon aus, dass Dieselpartikel mit einem Anteil von 20% zum Feinstaub im Straßenverkehr beitragen. Einen ebenso hohen Anteil haben Aufwirbelungen.

Das Umweltbundesamt schätzt den durchschnittlichen Anteil von Dieselruß an der Gesamtbelastung auf etwa 33%, in den Innenstädten sogar auf 50%. Dazu kommen dort noch 25% durch Aufwirbelungen und ein Viertel durch Ferntransport (bspw. Saharastaub) [52].

Natürlich hat auch der Straßenverkehr am Ferntransport seinen Anteil. In Wien sind es z.B. 20% der Belastung in der Innenstadt. Und der Anteil des Verkehrs aus Quellen im Regionalbereich innerhalb von 150 Kilometer Entfernung beträgt sogar knapp 40%.

³ Eine eindeutige Zuordnung von direkt und indirekt anthropogen erzeugten Partikeln ist nicht immer möglich. Maßnahmen zur Luftreinhaltung betreffen vorrangig diesen Bereich, wobei die Anzahl der Partikel aus natürlichen Staubquellen die Menge der anthropogen erzeugten z. T. deutlich übersteigt. Bemerkenswert ist, dass durch Vulkanismus Staub und Gas in erheblichem Umfang und z. T. bis in die Stratosphäre (höher als 10 km) emittiert werden. Vulkanasche enthält oft auch As-, Hg- und F-Verbindungen sowie Asbest [24].

Der Vollständigkeit halber sei erwähnt, dass Winde und Großwetterlagen die Feinstaubmenge zwar beeinflussen, sie aber nicht verursachen. Die Konzentrationen in einer verkehrsreichen Straßenschlucht werden zum Teil von außen in die Straßenschlucht hereingetragen, entstehen aber auch durch die Emissionen in der Straße selbst. Von diesen in der Straße selbst erzeugten Konzentrationen entstehen ca. 50% durch Abrieb und Aufwirbelung von Straßenstaub, die anderen Hälfte entstehen durch Auspuffemissionen. Die Auspuffemissionen teilt sich bei gängigem innerstädtischen Lkw-Verkehr zu etwas je 50 % auf Pkws und 50 % auf Lkws auf.

Oft konzentriert sich die Diskussion fälschlicherweise auf die Emissionen der Pkw. Neben neun Millionen Diesel-Pkw fahren aber auch rund drei Millionen Lkw mit Diesel-Antrieb durch Deutschland. Ein Lkw darf viel mehr Feinstaub emittieren als ein Pkw. Selbst nach der seit 2006 gültigen Norm darf ein mittelgroßer Sattelschlepper auf einer gleich langen Strecke zwanzigmal so viel Ruß ausstoßen wie ein Pkw [52].

Zu berücksichtigen ist dabei, dass Lkw im Schnitt viel länger gefahren werden als Pkw. Die verschärften Normen werden also erst ganz allmählich wirksam werden.

Etwa 42.000 Busse werden in Deutschland im Linienverkehr eingesetzt. Lediglich rund ein Viertel dieser Fahrzeuge verfügt über einen Rußpartikelfilter. Damit stellen die Busse in Innenstädten ein lokales Problem dar, aber da eine Busfahrt viele Pkw-Fahrten ersetzt, relativiert sich die Belastung [52].

Eine Studie in Großbritannien hat gezeigt, dass der Straßenverkehr vor allem im Bereich den Innenstädten zur Staubbelastung beiträgt. Beim Autofahren werden viele ultrafeine Partikel (PM_{0,1}) produziert, die besonders gesundheitsschädlich sind. Abbildung 2.1 zeigt, dass der Anteil des Straßenverkehrs an der Feinstaubproduktion proportional zur abnehmenden Größe der Staubpartikel zunimmt. [14].

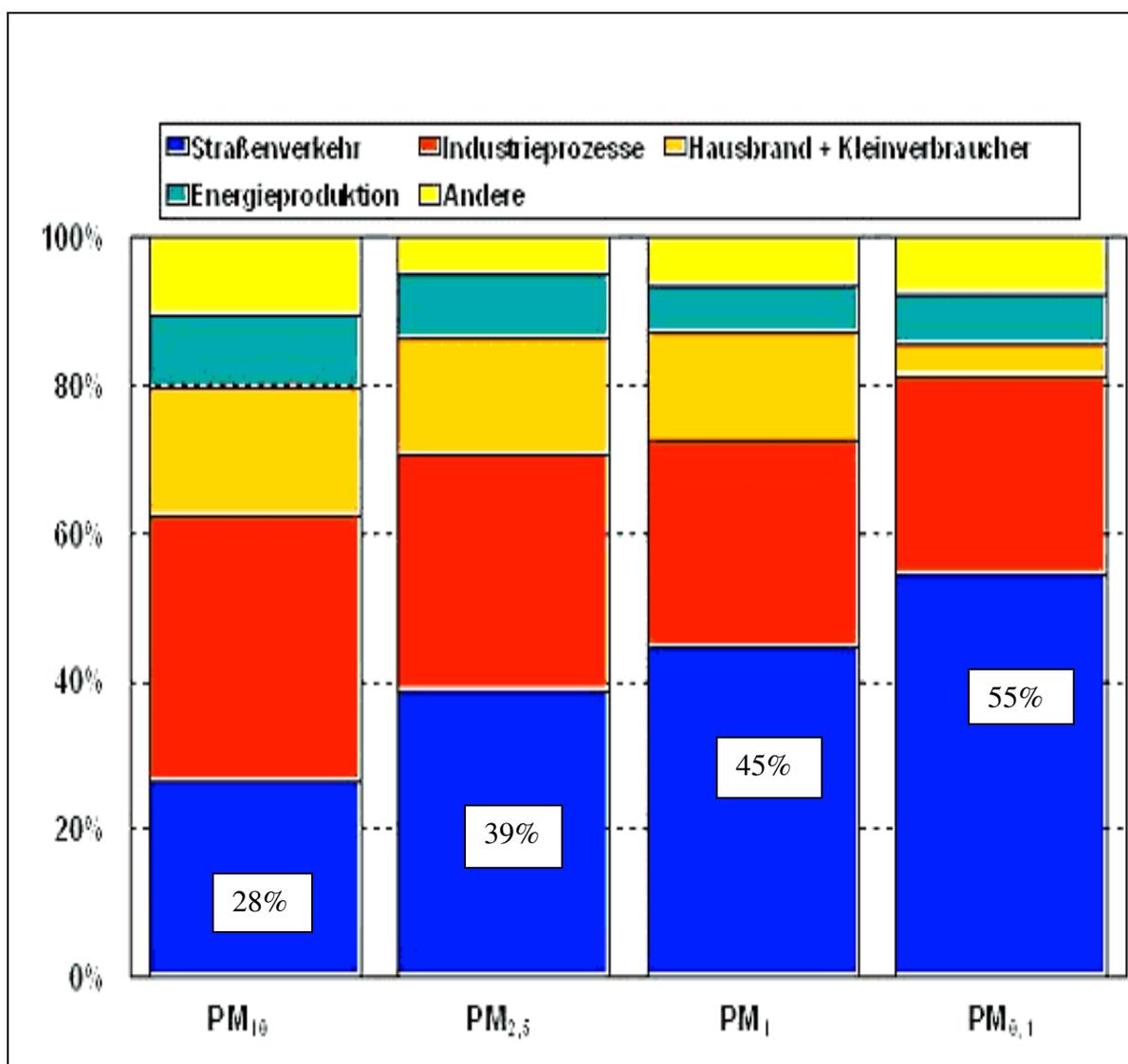


Abbildung 2.1: Verursacher von Feinstäuben unterschiedlicher Größe (PM10 bis PM0,1) [14].

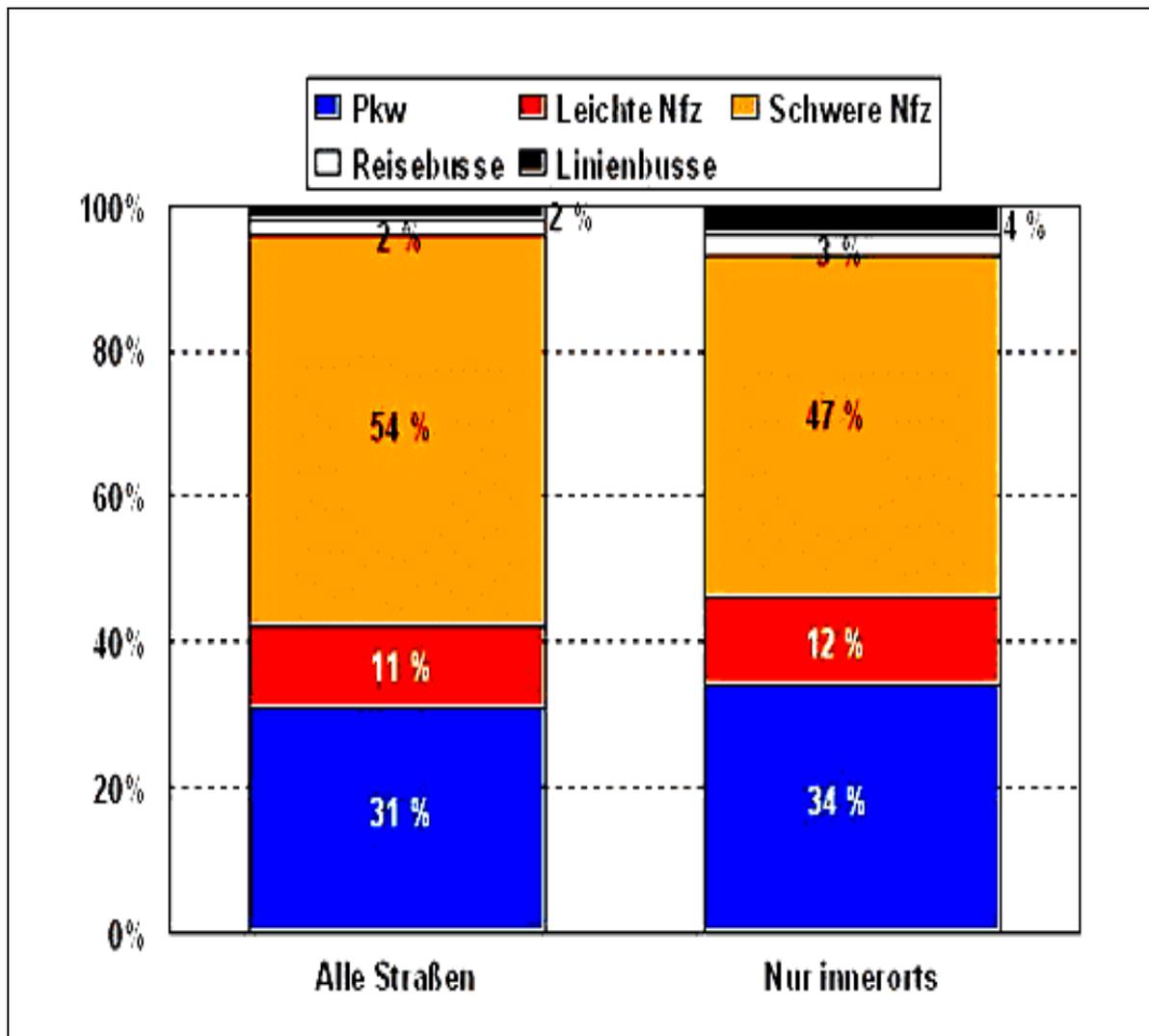


Abbildung 2.2: Emission von Dieselpartikeln in Deutschland nach Fahrzeuggruppen für das Jahr 2002 [14].

Schwere Nutzfahrzeuge verursachen die größte Menge ultrafeinen Staubs im Straßenverkehr. Die Feinstäube, die von Dieselfahrzeugen verursacht werden, machen einen wesentlichen Anteil der kleinsten Feinstaubpartikel aus. Im Straßenverkehr sind es vor allem die Lastkraftwagen, die den Dieselruß verursachen. Die schweren Nutzfahrzeuge stoßen rund die Hälfte aller Dieselpartikel in die Luft aus, wie Abbildung 2.2 veranschaulicht [14].

Der motorisierte Straßenverkehr hat sich zum größten Luftverschmutzer in den Städten entwickelt. 80 bis 90% der Schadstoffe, die als Immission in Atemhöhe bestehen, stammen von Kraftfahrzeugen. Menschen, Tiere, Pflanzen und die Atmosphäre werden mit Stickoxiden (NO_x), Kohlenmonoxid (CO), Kohlenwasserstoffen (insbesondere Benzol), Schwefeldioxid (SO_2) und Feinstaub (insbesondere Ruß) belastet. Dazu kommt das „Klimagas“ Kohlendioxid, das für den Treibhauseffekt verantwortlich ist.

Tabelle 2.1: Emittenten und Emissionsspektrum im deutschen Straßenverkehr (1998) [4]

Natürliche Quellen:	Antropogene Quellen:	Primäre Quellen (50% PM10 Emission in Deutschland):	Sekundäre Quellen 25% der primären Quellen:
<ul style="list-style-type: none"> - Vulkanismus - Sandstürme - Waldbrände - Pflanzen 	<ul style="list-style-type: none"> - Kraft u. Heizwerke - Verbrennungsanlage - Industrieanlage - Haushalte - Schüttgutumschlag - Straßenverkehr - Landwirtschaft 	<ul style="list-style-type: none"> - Motorabgase - Straßenbelagsabrieb - Reifenabrieb - Bremsenabrieb - Kupplungsabrieb - Streusalz 	<ul style="list-style-type: none"> - Aufwirbelung von - Straßenstaub

Tabelle 2.1 zeigt die Emittenten und das Emissionsspektrum im deutschen Straßenverkehr [38].

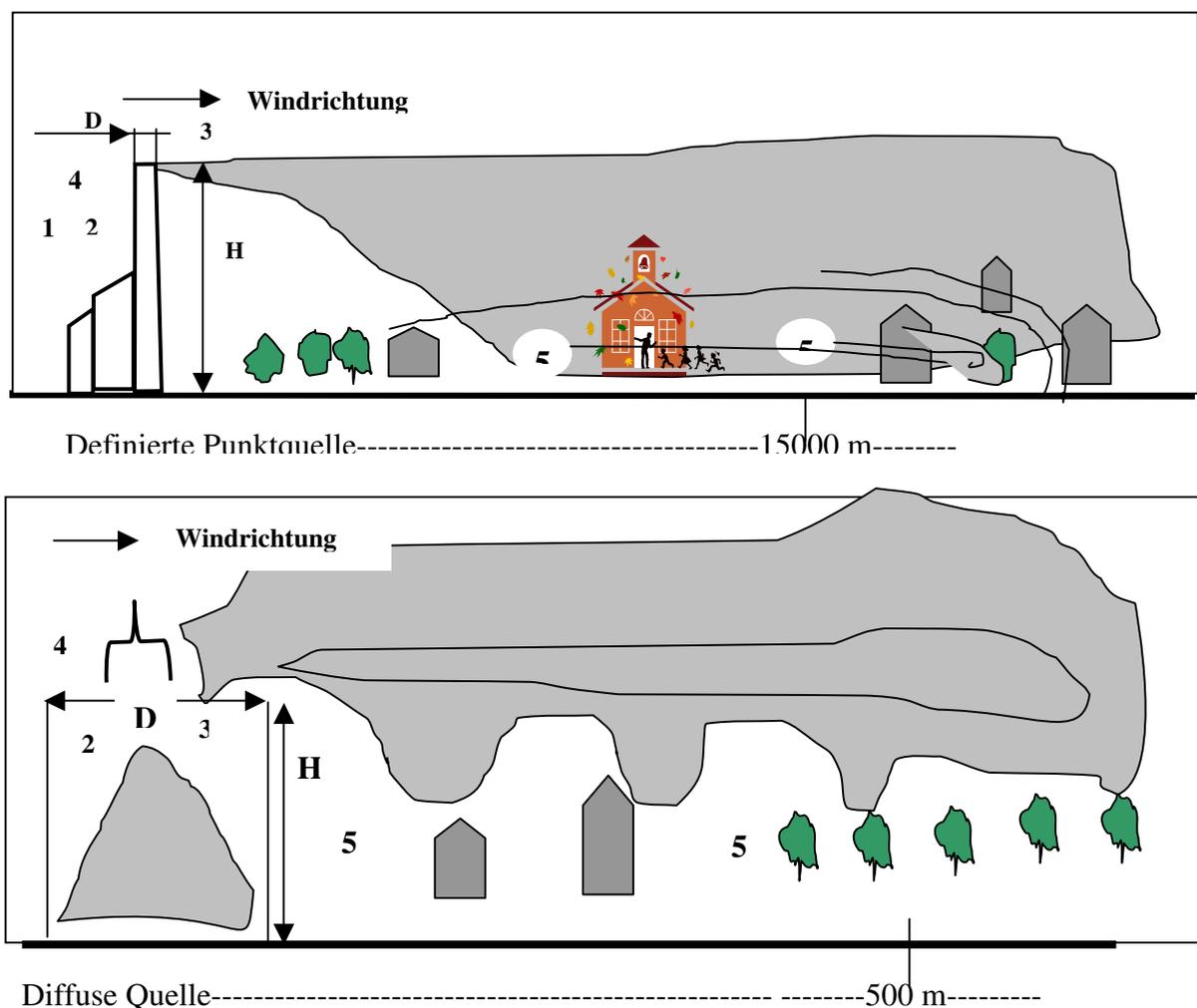
2.1.4. Diffuse und definierte Quellen

Definierte Staubquellen treten üblicherweise als Punktquellen auf. Die Emissionen aus Abgaskanälen und Kaminen werden von der vorausgehenden Prozessführung und Filtertechnik bestimmt. Die Quellstärke ist bekannt bzw. messtechnisch erfassbar und die Quelle eindeutig bestimmbar [34].

Bei diffusen Quellen sind die charakteristischen Emissionskenngrößen aufgrund der Komplexität der Emissionsmechanismen meist nur schwer ermittelbar. Die Emissionskenngrößen sind z.B. nicht nur vom Schüttgut und der verwendeten Anlage abhängig, sondern werden auch von den meteorologischen Bedingungen wesentlich beeinflusst und sind starken Schwankungen ausgesetzt. Zu ihrer Bestimmung sind langfristige Messungen erforderlich, die meist mit großen Fehlern behaftet sind. Der Emissionsort, innerhalb dessen die Emission freigesetzt wird [34], kann oft nur in Form eines Quellgebietes grob eingegrenzt werden.

Die Eigenschaften diffuser Quellen resultieren aus ihrer räumlichen Quellstruktur und dem Emissionsmechanismus. Daraus ergeben sich die Beschaffenheit des emittierten Partikelkollektivs, das zeitliche Auftreten der Emission und die verursachte Immission. In Abbildung 2.3 sind die Eigenschaften zweier beispielhaft ausgewählter, jeweils einer typischen definierten und einer typischen diffusen Quelle in schematischer Form dargestellt und in Tabelle 2.2 charakterisiert [34].

Bei anthropogen verursachtem Feinstaub spielen Verbrennungsprozesse eine zentrale Rolle. Je größer die Stäube sind, umso eher fallen sie wieder zu Boden. Je feiner die Partikel sind, umso länger können sie in der Atmosphäre verbleiben und über größere Strecken transportiert werden [34].



Beschriftung: 1. Quellstruktur, 2. Emissionsmechanismus, 3. Beschaffenheit der Emission, 4. Zeitverhalten der Emission, 5. Immission, H. Emissionshöhe, D. Emissionsaustrittsdicke.

Abbildung 2.3: Schematische Darstellung einer typischen definierten und einer typischen diffusen Quelle nach Holzhauser [34].

Tabelle 2.2: Eigenschaften einer typischen definierten und einer typischen diffusen Quelle, in Anlehnung an Holzhauser [34]

	Definierte Quelle	Diffuse Quelle
1. Emissionsmechanismus	- Staub wird mit einem Trägergasstrom zwangsgeführt in die Atmosphäre abgegeben	- Partikel gelangen durch die Einwirkung äußerer Kräfte auf ein Haufwerk in die Atmosphäre
2. Räumliche Quellstruktur	- eindeutig definierter Quellort, - oft große Quellhöhe	- i.d.R. große räumliche Ausdehnung, - niedrige Quellhöhe
3. Beschaffenheit der Emission	- Korngrößenverteilung durch Filter meist abgeschnitten, - geringe Emissionskonzentration	- breite Korngrößenverteilung, - hohe Emissionskonzentration möglich
4. Zeitverhalten der Emission	- Emissionsmassenstrom meist konstant	- Emissionsmassenstrom unterliegt im Allgemeinen starken Schwankungen
5. Immission	- weitreichende Immission, - geringe Immissionskonzentrationen durch große Verdünnung, - Klassifikation nicht von Bedeutung	- i.d.R. nur im Nahbereich von Bedeutung - hohe Immissionskonzentrationen - Klassifikation nach Partikelgröße möglich

2.1.5. Das troposphärische Aerosol

Der Begriff „Aerosol“ wurde 1920 durch den deutschen Meteorologen A. Schmaus in Analogie zu dem Begriff „Hydrosol“ geprägt und setzt sich zusammen aus dem griechischen Aero = Luft und dem lateinischen Solutio = Lösung. Aerosole bedeutet also „in Luft gelöst“ bzw. „in Luft getragene Partikel“. Ein Aerosol lässt sich demnach definieren als ein System, dessen disperse Phase sich, fest oder flüssig, in einem gasförmigen Medium dispergiert befindet [5].

Tabelle 2.3: Natürliche und anthropogene Quellen, Größe der Partikel [17].

Quelle		Größe der Partikel μm
Natürliche Quellen	Bodenerosion	1 bis 150
	Sandstürme	1 bis 150
	Vulkane	0,005 bis 150
	Maritimes Aerosol (Meer)	1 bis 20
	Waldbrände	0,005 bis 30
	Biogene Stäube (Pollen, Schimmelpilze, Milben- u. a. Exkremete)	2 bis 50
Anthropogene Quellen	Stationäre Verbrennung (Heizung; Energieerzeugung)	0,005 bis 2,5
	Mobile Verbrennung (Verkehr)	0,005 bis 2,5
	Verhüttung	0,1 bis 30
	Industrielle Prozesse (Metallverarbeitung)	0,005 bis 2,5
	Schüttgutumschlag	10 bis 150
	Zigarettenrauch	0,02 bis 10

2.2. Emission, Transmission und Immission von Luftschadstoffen

Unter den Begriffen Emission, Transmission und Immission werden hier charakteristische Phänomene aus dem Bereich der Luftreinhalte verstanden (siehe Abbildung 2.4). Im weiteren Sinne gelten diese Begriffe für alle Bestandteile der Luft, des Wassers, des Bodens sowie für alle Energiephänomene, wie z.B. Strahlung, Wärme, Schall und Erschütterungen. Im Bereich der Luftreinhalte wird ihre Anwendung auf luftverunreinigende Stoffe beschränkt [2].

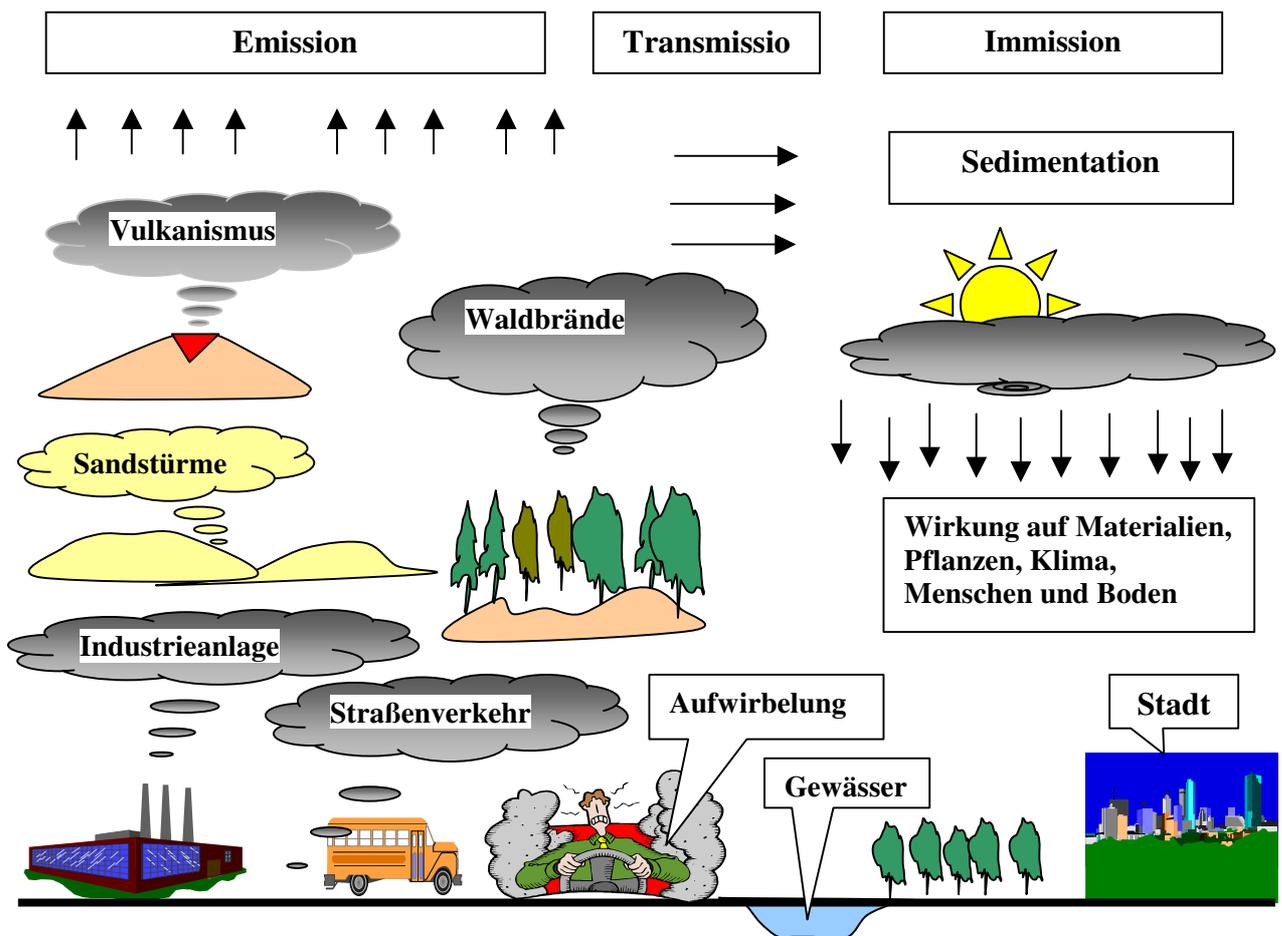


Abbildung 2.4: Schematische Darstellung von Emissionen, Transmission und Immissionen.

2.2.1. Charakterisierung des Schadstofftransports in der Atmosphäre

Die Hauptaufgabe der Ursachenanalyse von Schadstoffbelastungen besteht darin, den Zusammenhang zwischen Emission (Ursache) und Immission (Wirkung) zu ermitteln. Eine quantitative Beschreibung des Zusammenhangs erfordert detaillierte Kenntnisse über alle sich in der Atmosphäre abspielenden Prozesse, denen die Luftschadstoffe während des Transportvorgangs unterliegen [8].

Die Ausbreitung der von bodennahen Quellen emittierten Luftschadstoffe erfolgt primär in einer bodennahen Mischungsschicht. Abbildung 2.5 veranschaulicht die wichtigsten Prozesse, denen Luftschadstoffe in der Mischungsschicht unterliegen und die bei einer Modellierung berücksichtigt werden müssen [8].

Die Schadstoffausbreitung in der Atmosphäre wird hauptsächlich von folgenden Faktoren beeinflusst: Quelleneigenschaften, meteorologische Bedingungen, physikalische und chemische Umwandlungsprozesse, Ausscheidungsmechanismen sowie von der Topographie.

Mangels Kenntnis der quantitativen Einflussfaktoren ist es in der Praxis nicht möglich, sie vollständig in ein Modellsystem zu integrieren (Abbildung 2.5) [8].

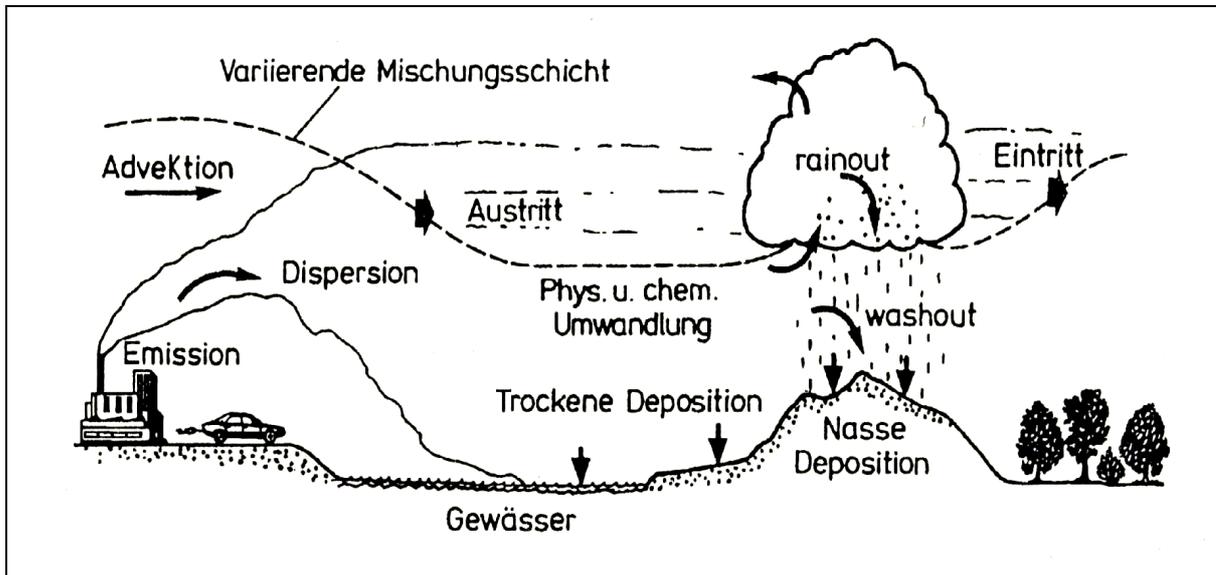


Abbildung 2.5: Wichtige Prozesse, denen Luftschadstoffe in der Atmosphäre unterliegen[8].

2.2.2. Beurteilung nach der charakteristischen Ausdehnung der Emissionsquellen

Bezogen auf ihre räumliche Ausdehnung werden diffuse Quellen in Punkt-, Linien- und Flächenquellen unterteilt und durch die Ausdehnungsmaße Länge und Fläche beschrieben Tabelle 2.4 [10].

Tabelle 2.4: Einteilung der Emissionsquellen nach räumlicher Ausdehnung.

Quellentyp	Ausdehnungsmaß	Beispiel
Punktquelle	-	Abwurftrichter, Abwurfbunker bei der Lagerung von Schüttgütern
Linienquelle	Länge L in m	Verkehrswege, Bandförderer
Flächenquelle	Fläche A in m ²	Halden, Lagerplätze, Deponien
Raumquelle	Volumen V in m ³	Anlagen der chemischen Industrie

Anmerkung: Als Kriterium für die Zuordnung einer Quelle zu einem Quelltyp im Rahmen der Ausbreitungsrechnung kann das Verhältnis ihrer Abmessungen zur Entfernung des betrachteten Immissionsaufpunktes herangezogen werden [10].

2.2.3. Partikelbildung und Größenverteilung

Partikel sind als Dispersion auftretende kleine Teilchen, die durch und mit der Luft verbreitet werden. Feststoffpartikel werden als Stäube bezeichnet. Rauch, Gase und Flüssigkeiten können in der freien Atmosphäre zu Partikeln (Sekundärpartikeln) koagulieren. Partikel stammen aus natürlichen Quellen (marine Aerosole, Mineralstäube und Bioaerosole) und aus einer Reihe anthropogener Quellen [18].

Diese Partikel oder Aerosole sind keinesfalls statische Systeme, sondern unterliegen fortlaufenden Umwandlungsprozessen. Ultrafeine Partikel können aufgrund ihrer hohen diffusen Eigenbeweglichkeit miteinander koagulieren, sodass es zur Bildung größerer Partikel kommt (Abbildung 2.6). Die Lebensdauer ultrafeiner Partikel variiert in Abhängigkeit von der Aerosolkonzentration und den thermodynamischen Bedingungen. Sie reicht von Sekundenbruchteilen bis hin zu mehreren Stunden. Haben die Partikel einen Durchmesser von mehr als $0,1 \mu\text{m}$ erreicht, nimmt ihre Diffusionsgeschwindigkeit stark ab, sodass ihre Lebensdauer im luftgetragenen Zustand mehrere Wochen betragen kann. Diesen Zustand relativ stabiler Partikel mit Durchmessern von $0,1$ bis $1,0 \mu\text{m}$ bezeichnet man als den Akkumulationsmodus. In diesem Modus können feine Partikel über große Strecken (bis zu mehreren 1000 km) transportiert werden. Wolkenbildung und Regen sind die hauptsächlichen Ursachen, die zur Auswaschung der Partikel aus der Atmosphäre führen. Daneben können sie jedoch auch trocken deponiert werden [18].

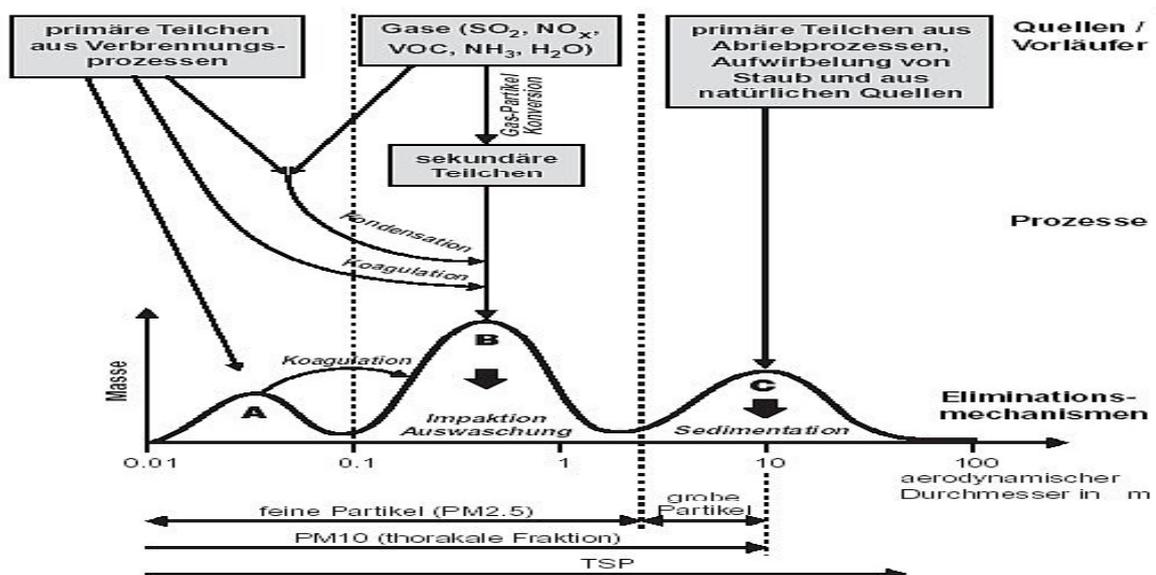


Abbildung 2.6: Grafische Darstellung der Koagulationsprozesse beim Schwebstaub [14]

2.2.4. Emissions- und Immissionsentwicklung

2.2.4.1. In Europa

Der PM₁₀-Gehalt der Luft ist nicht nur lokal bedeutsam, sondern ein großflächiges Phänomen. Durch die Vielzahl der Messstationen in Europa lässt sich die Verteilung der PM₁₀-Werte über Mitteleuropa verfolgen. Die nachfolgende Abbildung 2.7 zeigt diese Verteilung exemplarisch am Beispiel eines konkreten Tages, dem 20.10.2003. Erkennbar sind erhöhte Werte von Paris bis Berlin [15].

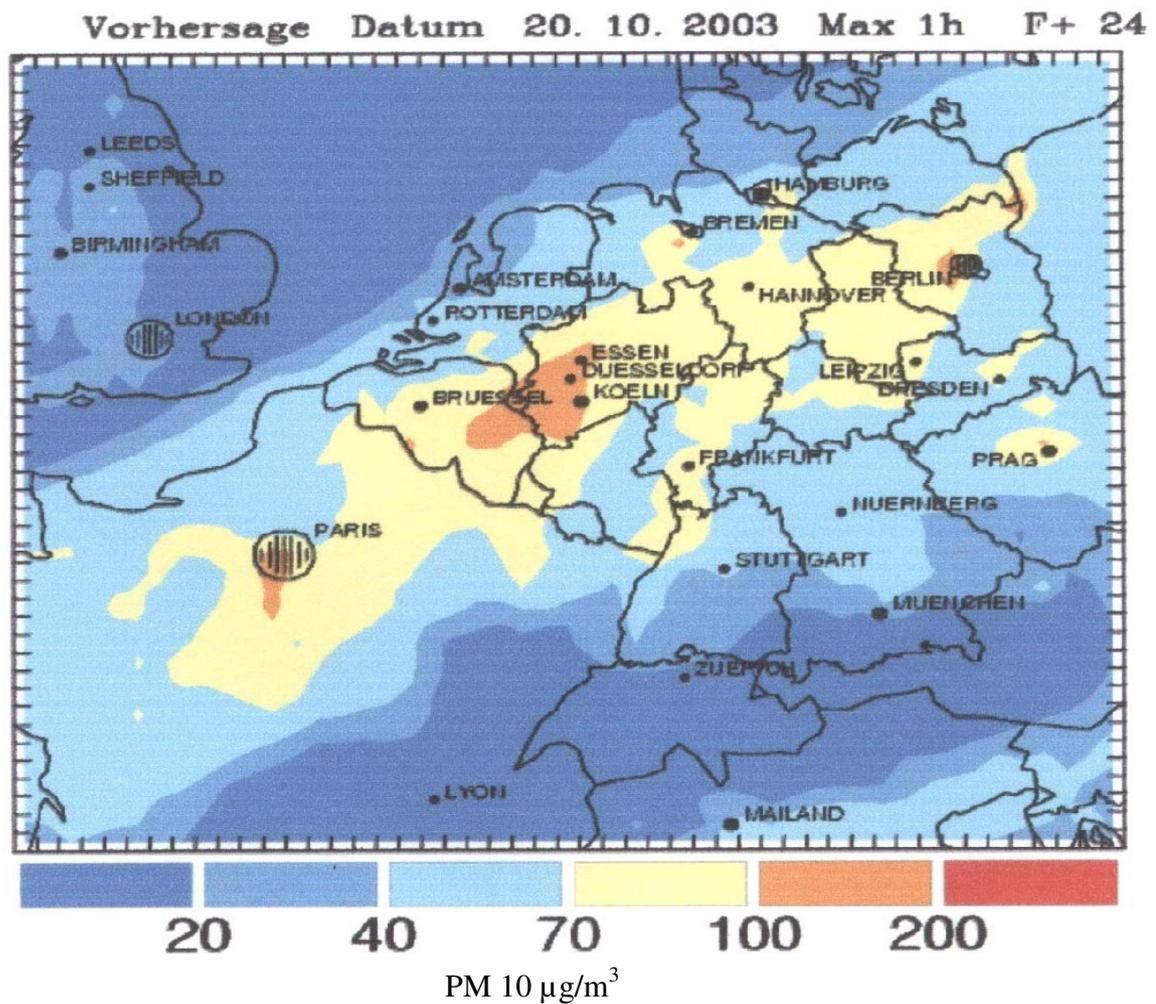


Abbildung 2.7: Bodennahe PM₁₀ in Mitteleuropa am 20.10.2003 [15].

Quelle: Eurad – Datenbank der Uni. Köln.

2.2.4.2. In der Bundesrepublik Deutschland

Insgesamt wurden in beiden Teilen Deutschlands bis 1970 zusammen noch weit mehr als drei Millionen Tonnen Gesamtstaub jährlich (Mio t/Jahr) durch Verbrennungsvorgänge, Umschlag von Schüttgütern und andere Produktionsprozesse emittiert. Bis 1990 gingen die Staubemissionen in den westlichen Bundesländern – insbesondere dank der Staubabscheidung in den Großanlagen der Kraftwerke und der Industrie sowie durch Brennstoffumstellungen – von circa 1,4 Mio t/Jahr auf 0,4 Mio t/Jahr zurück. In den neuen Bundesländern verblieben die Gesamtemissionen bis 1990 auf einem hohen Niveau von mehr als 1,5 Mio t/Jahr. In den Jahren 1990 bis 1995 fand in Deutschland ein weiterer signifikanter Rückgang der Gesamtstaubemissionen von 1,9 Mio. t/Jahr auf 0,3 Mio. t/Jahr statt (270 Kilotonnen / Jahr).

Dieser Rückgang wurde überwiegend in den neuen Ländern erzielt. Dafür gibt es einen einfachen Grund: In den neuen Bundesländern wurden in dieser Zeit viele veraltete Feuerungs- und Industrieanlagen stillgelegt, effektivere Filtersysteme eingebaut sowie fast alle „Trabis“ gegen moderne Kraftfahrzeuge ersetzt. Weiteren Einfluss hatte die Umstellung von festen Brennstoffen auf erheblich emissionsärmere flüssige und gasförmige Brennstoffe vor allem in den kleineren Feuerungsanlagen. In den folgenden Jahren war der Rückgang der Staubemissionen deutlich geringer. So sank die Gesamtstaubemission von 270 kt/Jahr im Jahr 1995 auf 209 kt/Jahr im Jahre 2002 [21].

Hauptverursacher der Gesamtstaubemissionen in Deutschland waren im Jahre 2002 Industrieprozesse mit 45 Prozent und der Schüttgutumschlag mit 21 Prozent. Im Straßenverkehr ausgestoßene Staubpartikel machten 2002 bundesweit 17 Prozent der Gesamtstaubemissionen aus. Rechnet man allerdings die nicht verbrennungsbedingten Emissionen des Straßenverkehrs wie Reifenabrieb, Emission von der Straßenoberfläche und der Bremsabrieb hinzu, steigt der Anteil der Gesamtstaubemissionen aus dem Sektor Verkehr auf 33 Prozent. Der Anteil der jährlichen Feinstaubemissionen (PM₁₀), der durch den Verkehr verursacht wurde, lag im Jahre 2002 bei 51 Prozent (26 % abgasbedingt und 25 % sind auf die Staubaufwirbelung, Abrieb der Straßenoberfläche sowie Reifen und Bremsen zurückzuführen). Zwischen den einzelnen Bundesländern können diese Werte jedoch deutlich variieren. In Baden-Württemberg etwa waren die Abgase der Kraftfahrzeuge für 34 Prozent der produzierten Partikel PM₁₀ verantwortlich [21].

Nachfolgende Tabelle 2.5 zeigt die Entwicklung der Staubemissionen in Deutschland von 2000 bis 2003 sowie eine Schätzung der Feinstaubemission PM₁₀ [21].

Tabelle 2.5: Staubemissionen in Deutschland 2000, 2002 und 2003 – Schätzung der Feinstaubemission PM 10 [21].

Staubemissionen in Deutschland 2000, 2002 und 2003 - Schätzung der Feinstaubemission PM 10										
Quellgruppe	Gesamtstaubemissionen gemäß UNECE 2005			Anteil Feinstaub 1)	Feinstaubemissionen			Anteil an der gesamten Feinstaubemission		
	2000	2002	2003		2000	2002	2003	2000	2002	2003
	(in kt)	(in kt)	(in kt)	(in %)	(in kt)	(in kt)	(in kt)	(in %)	(in %)	(in %)
Industrieprozesse 2)	103,0	95,1	95,4	60	61,8	57,1	57,3	39,9	40,4	41,5
Schüttgutumschlag	44,0	44,0	44,0	20	8,8	8,8	8,8	5,7	6,2	6,4
Kraft- und Fernheizwerke	11,3	11,6	11,9	95	10,7	11,0	11,3	6,9	7,8	8,2
Industriefeuerungen	3,1	3,2	3,1	95	3,0	3,0	2,9	1,9	2,1	2,1
Haushalte / Kleinverbraucher	22,1	20,9	20,9	97	21,4	20,2	20,2	13,8	14,3	14,7
Verkehr, verbrennungsbedingt 3)	43,0	34,8	30,9	100	43,0	34,8	30,9	27,7	24,6	22,4
Verkehr, Reifenabrieb 4)	62,8	63,7	64,6	10	6,3	6,4	6,5	4,1	4,5	4,7
Insgesamt	289,2	273,2	270,7	fallend	155,0	141,2	137,8	100,0	100,0	100,0

1) HuK (Anlagen im Geltungsbereich der 1. BImSchV) gem. III 2.3 Herr Weiss (in UBA-Texte 41/03, /5/); sonstige Quellgruppen gem. III 2.2 Herr Remus aus einer Abschätzung für das Bezugsjahr 1996:
 90-100 % bei gefassten Punktquellen mit effektiven Abscheidern,
 80 % bei teilweise gefassten Quellen mit gereinigten Abgasströmen und
 30 % bei diffusen Prozessemissionen ohne Abgasreinigung.
 der verwendeten 10 % - Anteil beim Reifenabrieb liegt offenbar eher bei unter 9 % (vgl. "PAK Emission Rautenberg-Wulff.xls")

2) inkl. Kohleaufbereitungsanlagen

3) ohne Land- und Forstwirtschaft,

4) folgende weitere nicht verbrennungsbedingte Emissionen wurden noch nicht berücksichtigt: Abrieb des Straßenbelags (erheblicher PM 10-Anteil) und der Bremsen (5,5-8,5 kt/a im wesentl. PM 10, davon kleiner als PM 2,5 ca. 30 %).
 Genauere PM10-Emissionsangaben in der Datei "PAK ..." (s.o.) vom 11.3.05 (5,5 kt 2000, 5,6 kt 2002 und 5,7 kt 2003)

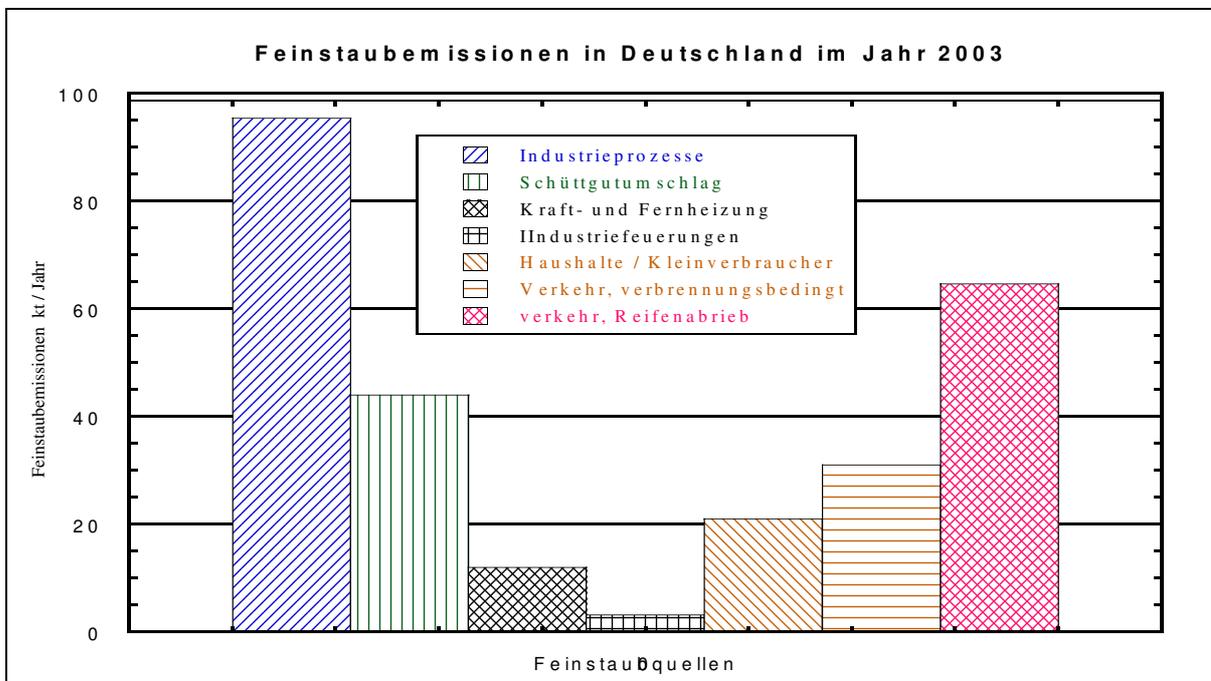


Abbildung 2.8: Grafische Darstellung der Feinstaubemissionen in Deutschland für das Jahr 2003 gemäß Tabelle 2.5.

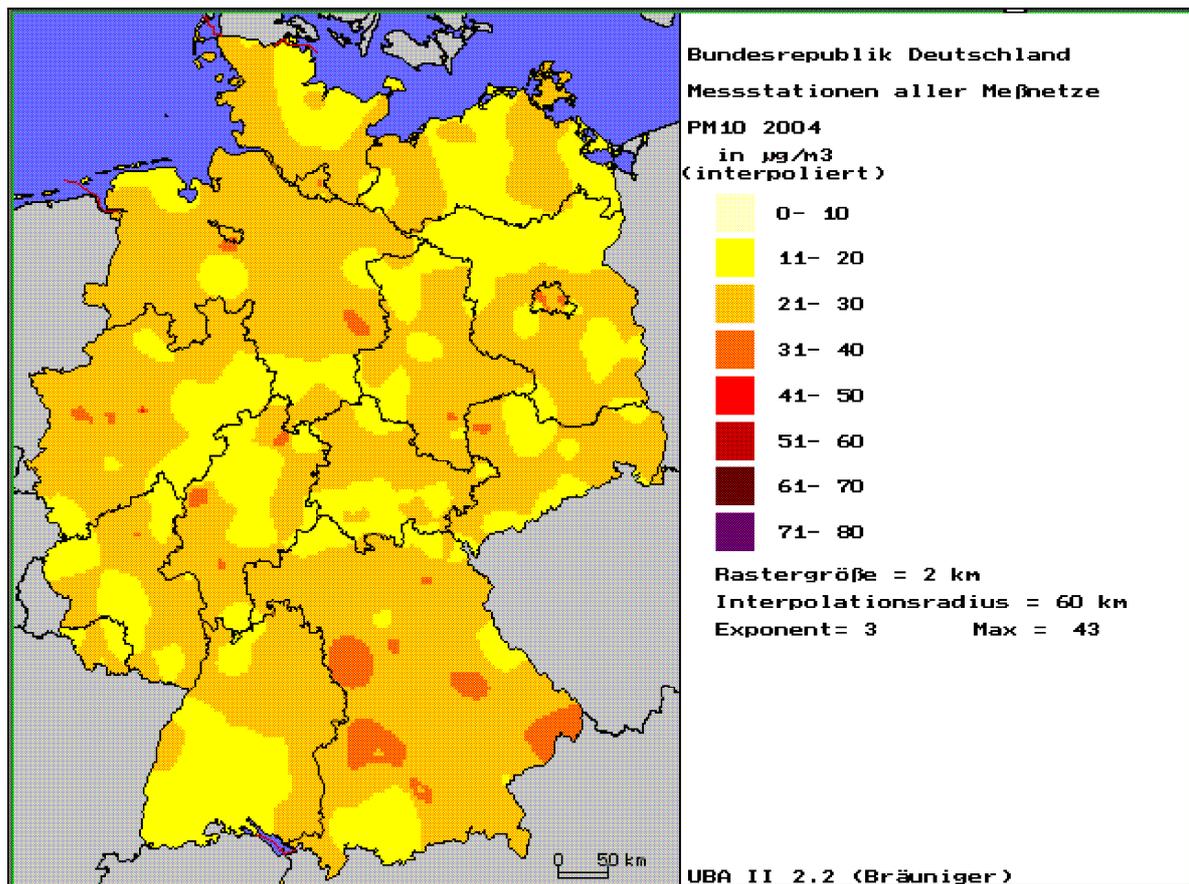


Abbildung 2.9: Tagesmittelwerte und Jahresmittelwerteder Partikelkonzentration in Deutschland am 18.04.2005 [21]

Abbildung 2.9 zeigt die Tages- und Jahresmittelwerte der Partikelkonzentration in Deutschland. Der seit 18.04.2005 geltende Jahresgrenzwert von $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ wird selten, der Tagesgrenzwert von $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ dagegen regelmäßig überschritten. Laut Umweltbundesamt Ed. 2000 Daten zu Umwelt. Erich (UBA) [51].

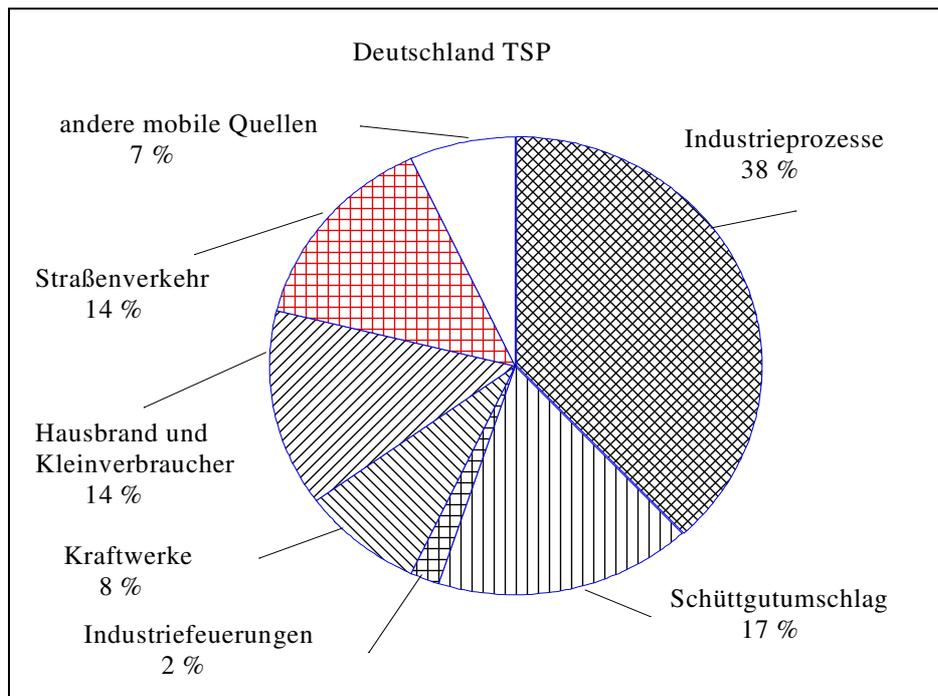


Abbildung 2.10: Emissionen von Gesamtschwebstaub (TSP) nach Emittentengruppen (ohne natürliche Quellen) für Deutschland im Jahr 1999 (UBA 2000) [16].

Abbildung 2.10 zeigt die Emissionen von Gesamtschwebstaub nach Emittentengruppen (ohne natürliche Quellen) für Deutschland im Jahr 1999 (UBA 2000). Hauptverursacher der Gesamtstaubemissionen im Jahr 1999 sind Industrieprozesse und der Schüttgutumschlag. Der Emissionsanteil aus dem Verkehrssektor beträgt 21 %. Zwischen den einzelnen Bundesländern können diese Werte stark variieren, zum Beispiel gibt Baden-Württemberg für das Jahr 1995 an, dass 43% der emittierten 17.156 Tonnen aus dem Straßenverkehr stammen (LfU 1998)⁴.

Vergleichbare Zahlen für PM₁₀-Emissionen sind für ganz Deutschland nur punktuell verfügbar.⁵ Lenschow et al. errechneten für das Jahr 1998 auf der Basis von Daten aus dem Jahr 1995 den Emissionsanteil unterschiedlicher Emittentengruppen für Deutschland und Berlin siehe Abbildung 2.11 [16].

⁴ Schwebstaubbelastung in Baden-Württemberg. Herausgegeben vom Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg und UMEG: Karlsruhe

⁵ Lenschow et al. Some ideas about the sources of PM₁₀. Atmospheric Environment 35, Supplement 2001.

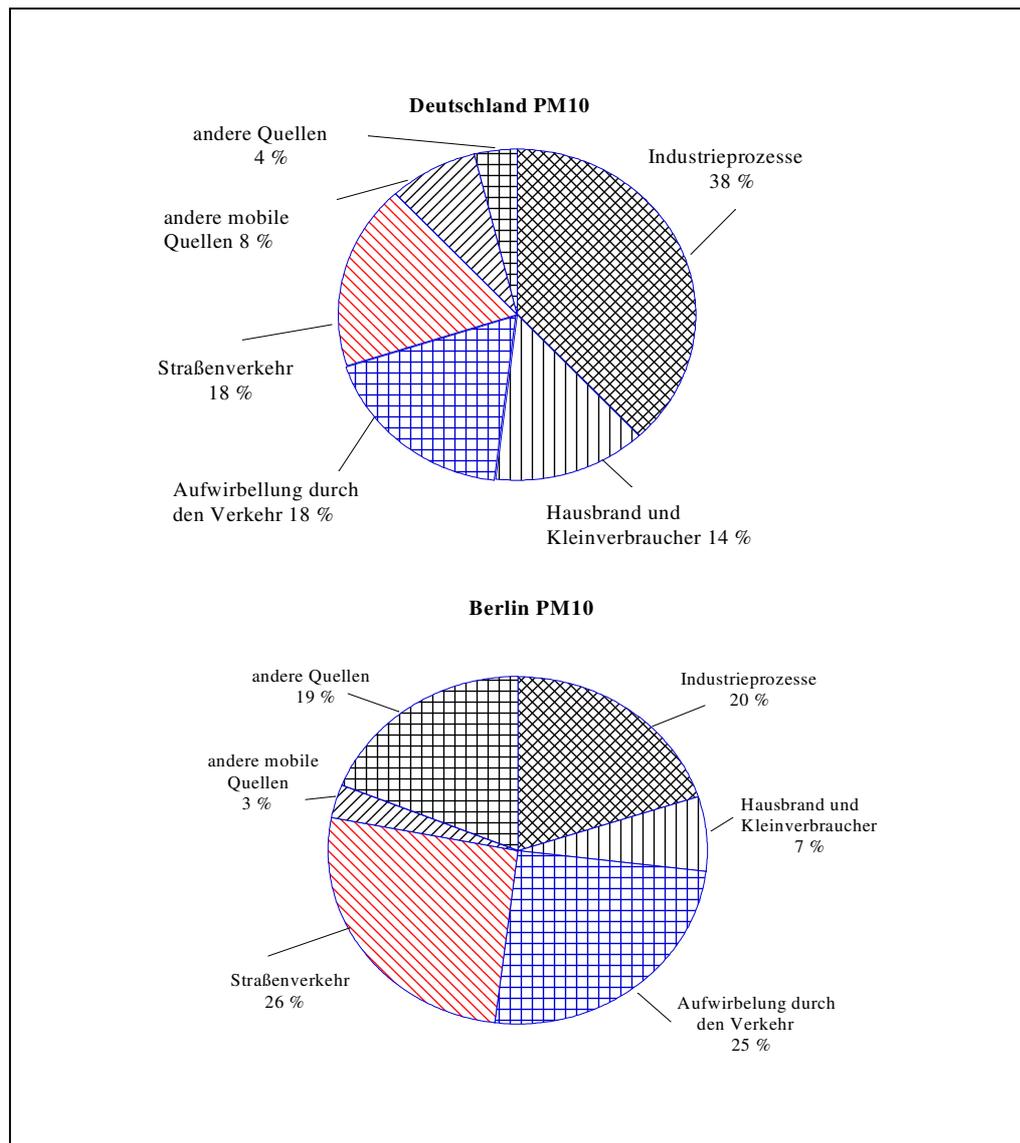


Abbildung 2.11: Emissionen von PM10 nach Emittentengruppen (ohne natürliche Quellen) für Deutschland und Berlin im Jahr 1998 (Lenschow et al. 2001) [16].

2.2.4.3. In Nordrhein-Westfalen

Die Feinstaubbelastung der Luft wird bereits seit mehr als 25 Jahren durch das LUA NRW (Landsumweltamt Nordrhein-Westfalen) vorwiegend in den höher belasteten Innenstadtbereichen gemessen. An verkehrsnahen Messorten ist langfristig ein rückläufiger Trend erkennbar. Der Jahresgrenzwert wurde im Jahr 2000 noch überschritten, konnte aber aufgrund der fortschreitenden Abnahme der Staubemissionen im Jahr 2005 eingehalten werden. Demgegenüber zeigt sich jedoch an vielen stark verkehrsbelasteten Orten eine Überschreitung des Grenzwertes für Kurzzeitbelastung, d.h. der 24h-Mittelwert wurde häufiger als 35-mal pro Jahr überschritten [15].

2.3. Auswirkungen der Feinstaubpartikel

2.3.1. Auswirkungen auf den Menschen und Tiere

Auswirkung auf den Menschen.

Es ist seit Jahrzehnten bekannt, dass Stäube aus der Industrie oder von Kraftfahrzeugen ein gesundheitliches Risiko für die Bevölkerung darstellen. Insbesondere in der Vergangenheit bestand durch die Staubbelastung für Menschen ein höheres Risiko, an Lungenkrebs zu erkranken. Umfangreiche technische Verbesserungen der Effizienz und der Einbauleistungsfähigerer Filtersysteme in Industrieanlagen sowie der Einsatz von Kraftfahrzeugen mit Dieselmotoren führten zu einem starken Rückgang der Gesamtstaubemissionen. Dadurch verbesserte sich die Immissionssituation für die Bevölkerung, und das Risiko, an Lungenkrebs zu erkranken, sank. Die Bedeutung der Stäube als wesentliches Umweltproblem nahm bis vor fünf Jahren stetig ab [16].

Es zeigt sich jedoch, dass durch die technischen Verbesserungen lediglich die gröberen Staubfraktionen ($> PM_{10}$) effizient reduziert wurden. Während solche Partikel, die nur in die oberen Bronchien gelangen, deutlich abnahmen, konnte bei lungengängigen Partikeln ($PM_{2,5}$) nur ein viel geringerer Rückgang verzeichnet werden [16].

Die Konzentration ultrafeiner Partikel ($PM_{0,1}$) in der Atemluft hat sogar zugenommen. Aufgrund ihrer Auswirkungen auf das Herz-Kreislauf-System und das autonome Nervensystem ist diese Beobachtung relevant für Personen mit entsprechenden Vorerkrankungen. Langzeitstudien zu feinen Partikeln deuten darüber hinaus an, dass eine Exposition gegenüber höheren Konzentrationen zu einer Verkürzung der Lebenserwartung um bis zu zwei Jahre führen kann [16].

Ob die Feinstaubpartikel eine Gefahr darstellen bzw. in der Gesundheitsvorsorge von Bedeutung sind, hängt von verschiedenen Faktoren ab. Neben der Konzentration der PM in der Luft spielen ihre chemische Zusammensetzung, die Beladung ihrer Oberfläche mit wirksamen chemischen Substanzen, wie Schwermetallen oder polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, und vor allem ihre Größe eine Rolle [17].

Die Partikel stellen ein Konglomerat fester und flüssiger Bestandteile dar, die in der Luft vorliegen. Sie unterscheiden sich in Größe, Zusammensetzung und Entstehung. Die Partikel werden hinsichtlich ihrer Größe (aerodynamischer Durchmesser) klassifiziert, da dieser Aspekt der PM auch für ihre Auswirkungen auf die Gesundheit relevant ist [17].

Je größer die Partikel sind, desto weiter oben im Atemtrakt werden sie abgefangen. Partikel über 10 μm können kaum den Kehlkopf passieren. Von den kleineren Partikeln („thorakale Fraktion“) können fast ausschließlich diejenigen, die kleiner als 2-3 μm sind, bis in den Alveolenbereich vordringen (siehe Abbildung 2.12) [17].

Ultrafeine Partikel, die sich in den Alveolen anlagern, können von Epithelzellen (Zellgewebe) aufgenommen werden und bis in das Bindegewebe, die Lymphknoten und die Blutbahn vordringen. Dort treffen sie auf andere Zelltypen und können entzündliche Reaktionen auslösen. Je mehr Zellen dabei mit einem Partikel zusammenstoßen, desto mehr Schaden kann das Partikel insgesamt anrichten [21]

Auch in der Leber, im Herz und sogar im Gehirn wurden im Tierversuch **ultrafeine Partikel** (UP) gefunden. Die Partikel haben damit durch die Blutzirkulation auch Zugang zu jedem Organ. Sollten sich diese neuen Erkenntnisse bestätigen, muss geprüft werden, ob die Abwehrkräfte der menschlichen Lunge einen wirklich wirksamen Schutz gegenüber den Partikeln bieten [21].

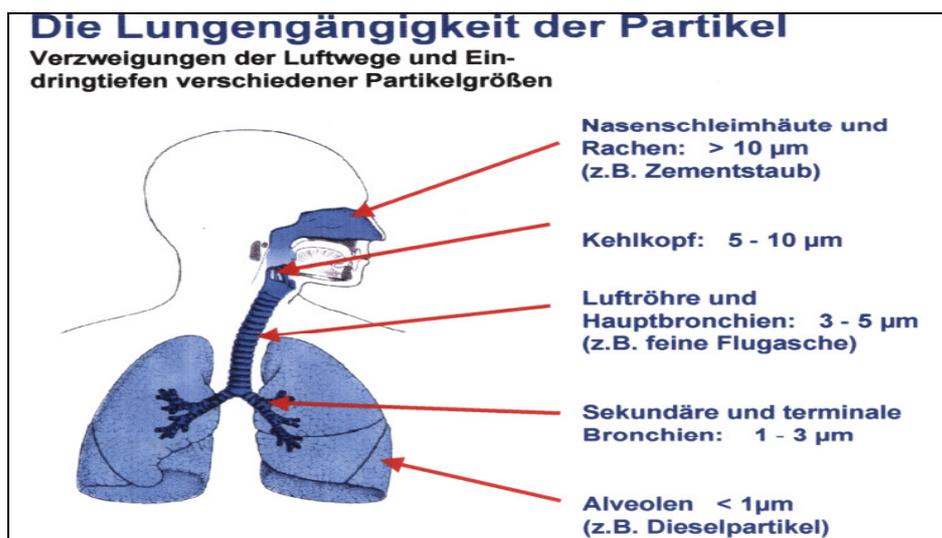


Abbildung 2.12: Inhalierete Partikel im menschlichen Atemtrakt in Abhängigkeit von ihrem Durchmesser [15].

In den letzten Jahren wurde eine große Anzahl von Studien zur Wirkung von Partikeln auf die menschliche Gesundheit durchgeführt. Ohne im Einzelnen auf die jeweiligen Untersuchungen einzugehen, kann zusammenfassend festgestellt werden:

Große Kohortenstudien ergaben eindeutige Assoziationen zwischen verschiedenen Gesundheitsfaktoren (Gesamtmortalität, Mortalität durch Herz-Kreislaufkrankungen, Atemwegserkrankungen, bei Lungenkrebs zeichnet sich ebenfalls ein Zusammenhang ab) und PM10 und PM2,5. Zeitreihenuntersuchungen zeigten ebenfalls signifikante Assoziationen zwischen der Partikelexposition einerseits und der Mortalität und der Morbidität der Bevölkerung andererseits [17].

Eine Studie des eidgenössischen Verkehrs- und Energiedepartments aus dem Jahr 2002 beziffert für die Schweiz jährlich 2.000 vorzeitige Todesfälle und eine halbe Million Tage Arbeitsunfähigkeit durch verkehrsbedingte Luftverschmutzungen. Auch für Deutschland liegen alarmierende Schätzungen vor. Diese Schätzungen des Umwelt-Prognose-Institutes in Heidelberg (UPI) werden in Tabelle 2.6 dargestellt [38].

Tabelle 2.6: Direkte Beeinträchtigung der Gesundheit und des Wohlbefindens der Menschen durch „straßenbedingte“ Luftfremdstoffe im Jahr 2002 in Deutschland [38]

Anteil der Schadstoffe, die direkt in Atemhöhe abgegeben werden, und von Kraftfahrzeugen stammen	80 - 90 %
Laut UPI jährliche Todesfälle infolge verkehrsbedingter Luftschadstoffe	26 [Tsd]
jährlich durch Dieselruß und Benzol aus Autoabgasen verursachte Lungenkrebsfälle	8 [Tsd]
hinzukommende chronische Bronchitis	530 [Tsd]
Effekte bei Asthmatikern	14 [Mio]
Insgesamt daraus resultierende jährliche Fälle von Arbeitsunfähigkeit	24,6 [Mio. Tage]

Auswirkung auf den Tiere

Bei Tieren sind gas- und staubförmige Luftverunreinigungen, die in der Regel indirekt über Weidefutter, Pflanzen und Heu zustande kommen, seltener als beim Menschen Anlass für direkte Gesundheitsstörungen. Als wichtigste Tierkrankheit gelten Toxikationen durch Blei, Zink, Arsen, Kupfer, Molybdän und Fluor [22].

2.3.2. Auswirkungen auf die Umwelt

Die Einflüsse von Feinstäuben auf Pflanzen sind unterschiedlich, weil neben Standortdifferenzen auch Art- und Rassenunterschiede der Pflanzen sowie unterschiedliche Pflege und Ernährung Einfluss auf die Ausbildung von Schäden durch Luftverunreinigungen nehmen. Die Ablagerung von Steinkohlenflugasche auf Kulturboden in der Nähe größerer Werke und Siedlungen zeitigt keine nachteiligen Einflüsse auf den Boden oder das Wachstum der Pflanzen [22].

Saurer Niederschlag ist kein Luftschadstoff, resultiert aber aus Luftschadstoffen. Der Regen wäscht Luftschadstoffe (SO_2 , NO_2 , Partikel etc.) aus der Luft aus. Dadurch steigt der Säuregehalt des Regens.

SO_2 -Emissionen führen zu saurem Regen, der nicht nur Statuen, Glasfenster und Baudenkmäler angreift, sondern sogar die Lebensdauer von Beton entscheidend verringert.

Saurer Niederschlag in partikelförmiger trockener Form wird „trockene Deposition“ genannt. Regen, der auf eine lange akkumulierte trockene Deposition fällt, kann ebenso wie die Schneeschmelze zu einem plötzlichen „Säureschub“ führen. Produkte von SO_2 und NO_x sind die Hauptbestandteile des gesamten sauren Niederschlags, der sich aus nasser und trockener Deposition zusammensetzt [9].



Abbildung 2.13: Informationen zu Grundlagen des Bodenschutzes [35]. Dargestellt ist der flächenhafte Eintrag von Schadstoffen in Böden (1) und Bodenorganismen (2) die hierdurch geschädigt werden können.

Säurebildner und Schadstoffe werden über die Luft flächenhaft in Böden (1) eingetragen (siehe Abbildung 2.13). Die Böden können solche Stoffeinträge nur in begrenztem Umfang verkraften. Ihre Belastbarkeit ist heute bereits häufig überschritten. Bodenversauerung und Schadstoffanreicherung sind die dauerhaften Folgen.

Bodenveränderungen führen nachweislich zur Schädigung des Ökosystems: Die Nährstoffauswaschung verursacht einen Nährstoffmangel bei Pflanzen; Bodenorganismen (2) werden geschädigt (siehe Abbildung 2.13). Mit dem Bodenwasser werden vermehrt Stoffe in Gewässer transportiert. Böden haben eine natürliche Fruchtbarkeit und bilden die Grundlage unserer Nahrungsmittelerzeugung [35].

Für das Grundwasser als wichtigsten Rohstoff der Trinkwasserversorgung in Deutschland gibt es keinen Ersatz. Das für die Öffentlichkeit bereitgestellte Trinkwasser stammt zu 95,2 % aus dem Grundwasser; die anderen Quellen, angereichertes Grundwasser (4,1 %), Uferfiltrat (0,7 %) und oberirdische Gewässer (0 %), sind als Trinkwasserlieferanten zu vernachlässigen. Das Grundwasser spielt jedoch nicht nur in wasserwirtschaftlicher Hinsicht eine außerordentlich wichtige Rolle, sondern muss auch im Hinblick auf seine große Bedeutung für Ökosysteme gesehen werden, da es ein wesentlicher Bestandteil des Wasserkreislaufs ist [36].

Die Größenverteilung der Staubpartikel in der Atmosphäre ist als Gleichgewichtsprozess zu verstehen. Die ständige Neubildung kleinster Partikel durch Gasreaktionen, die Koagulation kleiner Partikel zu größeren Partikeln sowie die Sedimentation der größeren Partikel führen zu einem dynamischen Gleichgewicht, das durch Kondensationsprozesse bei der

Wolkenbildung und das Auswaschen von Staubpartikeln durch Regen noch modifiziert wird. [36].

2.4. Gesetzlicher Hintergrund

Die Richtlinien der EU zum allgemeinen Immissionsschutz zielen auf eine Angleichung der einzelstaatlichen Regelungen mit den Partnerländern ab. Tatsächlich dienten wichtige Richtlinien vorschläge der letzten Jahre aber auch dazu, Regelungen, die in der Bundesrepublik Deutschland schon bestanden, in anderen Staaten überhaupt erst einzuführen. Manche Regelungen stellen auch eine Verschärfung gegenüber deutschen Vorschriften dar, z.B. die Richtlinie 85/203/EWG vom März 1985, die vorsieht, dass die Stickstoffdioxid Konzentration an verkehrsreichen Straßen, an denen sich Personen aufhalten, den Grenzwert von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nicht überschreiten darf. Die meisten Messstationen in Deutschland waren bis dahin nicht an verkehrsreichen Straßen positioniert, sodass die Einhaltung des Grenzwertes nicht überprüft werden konnte. Diese Regelung wurde mit der 22. BImSchV erst 1994 in nationales Recht umgesetzt [12].

Die Beurteilung der Schadstoffimmissionen erfolgt durch Vergleich mit den Prüfwerten nach 23. BImSchV (Tabelle 2.7) bzw. mit den jeweiligen Immissionsgrenzwerten nach 22. BImSchV (Tabelle 2.8). Relevant sind hier die Jahresmittelwerte von $40 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$, $40 \mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$, $5 \mu\text{g Benzol}/\text{m}^3$ und $8 \mu\text{g Ruß}/\text{m}^3$, die Überschreitungshäufigkeiten des Stundenmittelwertes von $200 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$ und die Überschreitungshäufigkeiten des 24-Stundenmittelwertes von $50 \mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ [48].

Tabelle 2.7: Beurteilungsmaßstäbe für Luftschadstoffimmissionen nach 23. BImSchV [48]

Schadstoff	Prüfwert in [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	
	Jahresmittel	98-Perzentilwert
NO ₂	-	160
Benzol	10	-
Ruß	8	-

Tabelle 2.8: Immissionsgrenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit nach der 22. BImSchV [48]

Schadstoff	Mittelungszeitraum	Immissionsgrenzwert in [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Zulässige Überschreitungen im Kalenderjahr	Toleranzmarge im Jahr 2010 in [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
NO ₂	1 Stunde	200 (130)	18 (keine)	0
NO ₂	Kalenderjahr	40	keine	0
PM10	24 Stunden	50 (28)	35 (keine)	0
PM10	Kalenderjahr	40	keine	0
Benzol	Kalenderjahr	5	keine	0

Im Juli 1999 trat die 1. Tochterrichtlinie zur Luftqualitätsrahmenrichtlinie der EU (1999/30/EG) in Kraft. Sie wurde im ABI. L 163/41 am 29.6.1999 bekannt gegeben. Mit ihr werden neue, in der gesamten Europäischen Union verbindliche, Immissionswerte für Schwefeldioxid, Stickoxide, Partikel und Blei festgesetzt. Die Mitgliedsstaaten waren verpflichtet, sie bis zum 19. Juli 2001 in nationales Recht umzusetzen [29].

Tabelle 2.9: Anforderungen der 1. Tochterrichtlinie (1999/30/EG) vom 22.4.1999 für Partikel (PM10) in der Luft [30]

Stufe 1 von 2001 bis 2005	Stufe 2 von 2005 bis 2010
<p>Mittelungszeitraum 24 Stunden Grenzwert: 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10 - Überschreitung: nicht öfter als 35-mal im Jahr</p> <p>Mittelungszeitraum: Kalenderjahr - Grenzwert: 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10 - Überschreitung: keine Angabe</p>	<p>Mittelungszeitraum 24 Stunden Grenzwert: 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10 - Überschreitung: nicht öfter als 7-mal im Jahr</p> <p>Mittelungszeitraum: Kalenderjahr - Grenzwert: 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10 - Überschreitung: keine Angabe</p>

Zeitplan für die Umsetzung der EU.RRL und der 1. TRL.1999/30/EG zur Luftqualität

Die Anforderungen der Rahmen- und der Tochterrichtlinie richten sich an die Mitgliedsstaaten und beziehen sich auf die Messung und Beurteilung der Belastungssituation für die Öffentlichkeit (auch täglich) sowie die Kommission und Aufstellung von Maßnahmenplänen in Gebieten mit Grenzwertüberschreitungen.

Die Anforderungen werden in den Richtlinien im Einzelnen erläutert. Dabei stellen die Maßnahmenpläne das „Herzstück“ der Richtlinie dar. Neben Elementen wie Beschreibung der Region, Emissions- und Immissionskataster und Ursachenanalysen, wie sie auch für die in Deutschland bislang schon aufgestellten Luftreinhaltungspläne typisch sind, wird insbesondere eine detaillierte Beschreibung der vorgesehenen Minderungsmaßnahmen einschließlich eines Zeitplans und einer Belastungsprognose gefordert (siehe Tabelle 2.10) [33]

Tabelle 2.10: Zeitplan für die Umsetzung der EU.RRL und der 1. TRL [31].

1999	- Die 1. TRL 1999/30/EG trat am 19.07.1999 in Kraft - Erhebungen zur Ausgangsbeurteilung.
2000 bis 2001	- Beginn der Messungen. - Information der Bevölkerung. - Aktionspläne.
2001	- Die Mitgliedsstaaten sind zu einer Umsetzung in nationales Recht bis 19.07.1999 verpflichtet.
2002	1. Bericht an die Kommission mit Grenzwertüberschreitung
2003	- Revision (z.B. 2. Stufe Staubgrenzwerte, Erfahrungsbericht). - 1. Maßnahmenpläne.
2004	- Aufhebung der alten EU.RL. - Grenzwerte verbindlich außer für NO ₂ .
2005	Die Grenzwerte für PM10 werden empfohlen, die in ihrer 1. Stufe bis 2005 von den Mitgliedsstaaten einzuhalten sind.
2010	- Eine 2. Stufe mit nochmals deutlich abgesenkten Grenzwerten von 2005 bis 2010 - Einhaltung der PM10-Immissionsgrenzwerte noch nicht sichergestellt.

Entscheidung der Kommission vom 29.04.2004

Die Richtlinie 96/62/EG legt die Rahmenbedingungen für die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität fest. Die Richtlinie 1996/30/EG des Rates vom 22.04.1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft legt einen Grenzwert fest [32].

Die Entscheidung der Kommission 2001/839/EG zur Erstellung eines Fragebogens, der für die jährliche Berichterstattung über die Beurteilung der Luftqualität gemäß den Richtlinien 96/62/EG und 1999/30/EG des Rates zu verwenden ist, enthält ein Muster, nach dessen Vorgaben die Mitgliedsstaaten die Informationen zur Luftqualität übermitteln sollten [32].

Um die Bereitstellung der notwendigen Informationen in einem korrekten Format zu gewährleisten, sind die Mitgliedstaaten verpflichtet, diese auf der Grundlage von standardisierten Fragen zu übermitteln.

Eine Erweiterung des nach 2001/839/EG erstellten Fragebogens soll die jährliche Berichterstattungspflicht im Rahmen der Richtlinien 2000/69/EG und 2000/3/EG abdecken, während gleichzeitig einige Änderungen in Bezug auf die Richtlinie 1999/30/EG eingeführt werden, die zur Präzisierung und besseren Beurteilung der Berichte beitragen sollen [32].

Die Entscheidung 2001/839/EG soll im Interesse der Klarheit ersetzt werden. Die in dieser Entscheidung vorgesehenen Maßnahmen stehen mit der Stellungnahme des nach Artikel 12 Absatz 2 der Richtlinie 96/62/EGW eingesetzten Ausschusses in Einklang [32].

3. Staubminderungsmaßnahmen im Straßenverkehr

Der motorisierte Individualverkehr ist in erheblichem Umfang an der Umweltbelastung durch Schadgase und Staub beteiligt, wie in Kapitel 2 bereits dargestellt wurde.

Die wesentlichen Ursachen für die Emissionen eines Kraftfahrzeugs im Straßenverkehr sind die **Verbrennung** von Diesel oder Benzin im Automotor, der **Abrieb** von Autoreifen, Bremsbelag, Straßenbelag sowie die **Aufwirbelung** von Feinstaub.

Hierzu zählen im Einzelnen: Motor (Vergaser und Auspuff), **Tankentlüftung** und **Fahrwerk (Reifen, Bremsen und Kupplung)**. Durch die **Erosion von Reifen und Fahrbahn** werden im Straßenbereich auch Feinpartikel freigesetzt. Derzeit versucht man, quantitative Zusammenhänge zwischen den Variablen Fahrzeug, Fahrbahnen, Fahrmodus und Feinstaubemission herzustellen. Vergleiche zwischen gemessenen und aus Abgasemissionsfaktoren berechneten Feinstaub- und Ruß- Konzentrationen im Tunnel deuten darauf hin, dass ein Mehrfaches der Motor-Partikelemissionen durch **Reifen- und Fahrbahnabrieb** sowie durch **Wiederaufwirbelung** erzeugt wird [49].

Maßnahmen bei Ottofahrzeugen

Tabelle 3.1: Stufenplan für europäische Anforderungen zur Emissionsminderung im Straßenverkehr (Ottofahrzeuge) [47]

1991/441/WG	EURO I: Seit 1992 gilt für neue Pkw-Typen, seit 1993 für alle neu zugelassenen Pkw, dass alle Pkw-Typen mit Ottomotor mit dieser Technik ausgestattet werden müssen, um die Emissionsanforderungen zu erfüllen. Zu diesem Zeitpunkt waren in Deutschland bereits 37 % der „Otto-Pkw“ im Bestand mit dieser Technik ausgerüstet.
1949/12/EWG	EURO II (wirksam analog zu EURO I) beginnend im Jahr 1996 bzw. 1997
1998/69/EG	EURO III ab 2000/2001 und EURO IV ab 2005/2006: Hier wurden die Grenzwerte verschärft und weitere Anforderungen definiert. So wird z.B. ab EURO III ein neuer Typenprüfzyklus verwendet, der den Startvorgang des Motors einbezieht. Zusätzlich gelten für Emissionen bei tiefen Temperaturen (-7 °C) separate Grenzwerte und die Verdunstungs-Emission muss deutlich reduziert werden. Ab 2005 müssen außerdem Diagnosesysteme im Fahrzeug eingebaut werden, die vor möglichen Grenzwertüberschreitungen bei Defekten im „Schadstoffminderungssystem“ (On-Bord-Diagnose) warnen. Insgesamt wird mit den Stufen EURO II bis IV die Schadstoffemission neuer Pkw mit Ottomotor gegenüber Ottofahrzeugen ohne Katalysator um 90 bis 95 % reduziert.

Die Einführung des Drei-Wege-Katalysators mit Lamda-Regelung in Deutschland begann 1985 und wurde insbesondere durch höhere Steuern sowie das Fahrverbot für benzinbetriebene Pkw ohne geregelten Katalysator bei Ozonalarm unterstützt [47].

Maßnahmen bei Dieselfahrzeugen

Die festgelegten Grenzwerte für Diesel- und Otto-Pkw divergieren deutlich. Insbesondere dürfen Diesel-Pkw etwa dreimal soviel Stickstoffoxide emittieren als Otto-Pkw. Um die gesundheitliche Gefährdung durch Dieselausgas auf das Niveau der Gefährdung durch Ottomotoren zu senken, ist bei Diesel-Pkw ein Partikelfilter für die Reduktion der Partikelzahl um den Faktor 100 bis 1000 erforderlich. Da ein solcher bei den derzeitigen Schadstoffgrenzwerten nicht erforderlich ist, setzt sich Deutschland für eine weitere Verschärfung der Grenzwerte für Diesel-Pkw ein [6].

In Deutschland hat sich der Anteil der Dieselfahrzeuge an den Neuzulassungen in den vergangenen Jahren (1991 bis 2003) mehr als verdoppelt. Er hat inzwischen fast 40 % erreicht. Die zeitliche Entwicklung der Partikelemissionen zeigt, dass der stark steigende Anteil der Diesel-Pkw bis 2020 trotz der durch technische Maßnahmen erzielten Emissionsminderung am einzelnen Fahrzeug zu einer Erhöhung der Partikelemissionen aus Pkw um den Faktor 2,3 und damit zu einer Erhöhung der gesamten Partikelemissionen des Straßenverkehrs gegenüber früheren Annahmen um den Faktor 1,6 führen wird. Messungen an verkehrsnahen Emissionsmessstellen zeigen, dass die Feinstaubkonzentrationen nicht analog zu den Abgasgrenzwerten abgenommen haben. Der Anteil der aus Dieselfahrzeugen stammenden ultrafeinen Partikel ist sogar gestiegen [51].

In den vergangenen Jahren wurden die Partikelmassenemissionen von Dieselmotoren in Pkw und Nutzfahrzeugen durch technische Maßnahmen, z.B. durch die Verbesserung der Verbrennung im Automotor, bereits erheblich gemindert. Eine noch deutlichere Partikelminderung ist nach dem derzeitigen Stand der Technik nur mittels einer Abgas-Nachbehandlung, d.h. durch einen Partikelfilter möglich. Die für eine Reihe verschiedener Partikelfilter-Systeme nachgewiesenen Minderungsraten liegen bezüglich der Partikelmasse weit über 99,99 % und bezüglich der Partikelzahl über 90 % [51].

Partikelfiltersysteme sind teilweise bereits im Einsatz, teils noch in der Entwicklung. Insbesondere die Regenerierung solcher Systeme bei unterschiedlichsten Fahrbedingungen ist in der Praxis schwierig zu realisieren. Auch Partikelfilter bewirken durch ihre katalytische Aktivität eine Umwandlung des Kraftstoffschwefels zu Sulfat.

Die Auswirkungen unterschiedlicher Schwefelgehalte auf die Effektivität zweier Partikelfiltersysteme ist in der folgenden Abbildung 3.1 dargestellt.

Die Partikelemission ist differenziert nach Sulfat-Aerosolanteil (" $\text{H}_2\text{SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ") und sonstigen Bestandteilen [6].

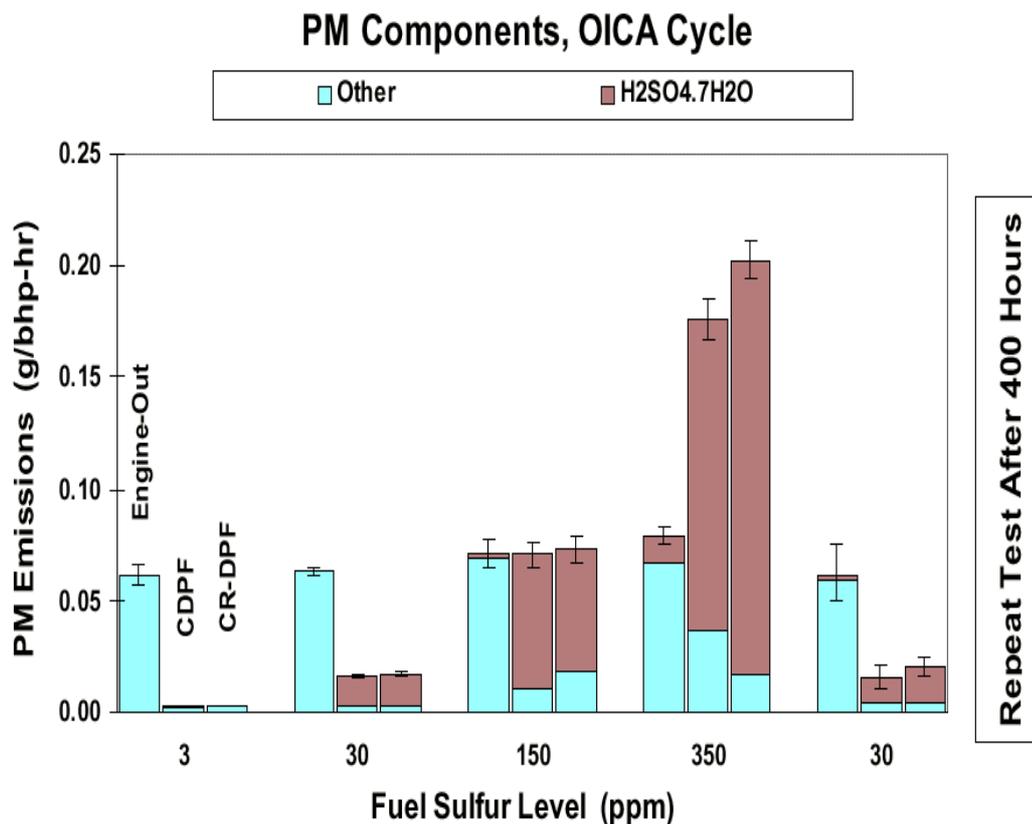


Figure ES.3-1. PM emissions components as a function of fuel sulfur level, by sulfate fraction and non-sulfate fraction for the OICA cycle

CDPF = Catalyzed Diesel Particulate Filter

CR-DPF = Continuously Regenerating Diesel Particulate Filter ("CRT")

Quelle: (SAE Technical Paper 2000-01-1879: Overview of Diesel Emission Control - Sulfur Effects Program, 2000.

<http://www.sae.org>

Abbildung 3.1: Die Auswirkungen unterschiedlicher Schwefelgehalte auf die Effektivität zweier Partikelfiltersysteme. Die Partikelemission ist differenziert nach Sulfat - Aerosolanteil und sonstige Bestandteile. [6]

In Abbildung 3.1 deutlich erkennbar ist einem die erhöhte Partikelemission bei 350 ppm Schwefel und der katalytischen Nachbehandlung, zum anderen die verminderte Aktivität der Partikelfiltersysteme bei zunehmendem Schwefelgehalt. Partikelfilter haben die höchste Aktivität zur Reduzierung der Partikelemission (ca. 95 %) bei minimalem Schwefelgehalt des Diesekraftstoffs (3 ppm). Bei höheren Schwefelgehalten (30 ppm) nimmt die Effektivität ab und beträgt ab 150 ppm Schwefel nahezu Null ab. Für das in Deutschland bereit in vielen Linienbussen eingesetzte CRT – Partikelfiltersystem, das eine Reduktion der Partikelemission um etwa 90% bewirkt, wird vom Hersteller ein Schwefelgehalt von max. 10 ppm empfohlen [6].

Tabelle 3.2: Ansätze zur Minderung der Luftfremdstoffimmissionen durch den Straßenverkehr [11]

Emissionsart Verursacher	Bei der Fahrzeugbewegung aufgewirbelte Feinstäube	Verbrennungsprodukte des Antriebsaggregats	Stoffe, die aus dem Kraftstoff verdunsten
Fahrzeuggestaltung	<ul style="list-style-type: none"> • Aerodynamisch günstige Karosserieform empfehlen • Geräuscharme, kraftstoffsparende, abriebarme Bereifung 	<ul style="list-style-type: none"> • Kraftstoffqualität: entsprechend der Richtlinie 98/70/EG bzw. der 10. BImSchV darf seit dem 01.01.2000 der Schwefelgehalt im Ottokraftstoff zwischen 10 und 150 ppm mit einem Mittelwert von 66 ppm betragen; bei Dieselkraftstoff zwischen 75 und 350 ppm mit einem Mittelwert von 264 ppm. • Abgasnachbehandlung (Drei-Wege-Katalysator im Bestand Otto-Motor), (Rußfilter im Bestand Diesel-Motor) 	<ul style="list-style-type: none"> • Zweckmäßiger Tankverschluss • Konstruktion der Zapfpistole mit Absaugvorrichtung.
Halter und Fahrer	<ul style="list-style-type: none"> • Vernünftiges Fahrverhalten 	<ul style="list-style-type: none"> • Gute Fahrzeugwartung; richtige Motoreinstellung 	<ul style="list-style-type: none"> • Verlustarmes Tanken (Füllverluste ~ 1,8 %).
Straßengestaltung	<ul style="list-style-type: none"> • Einsatz von Deckschichten, die keinen Staub emittieren. 	<ul style="list-style-type: none"> • Ausreichende Bemessung zur Vermeidung von Staus; geringere Steigungen; wenig Anhaltevorgänge an Knoten 	
Straßenbetrieb	<ul style="list-style-type: none"> • Straßenreinigung ggf. Annässen; • Geschwindigkeitsbeschränkung, • Sicherungen v. Ladungen/Transportanforderungen nach §30StVO 	<ul style="list-style-type: none"> • Vermeidung von Staus und Anhaltevorgängen an Knoten durch Verkehrsbeeinflussung 	

In Tabelle 3.2 sind die wichtigsten Maßnahmen zur Minderung aufgewirbelter Feinstaubpartikel zusammengestellt.

Durch eine Verminderung des Reifenabriebs kann die PM10-Belastung reduziert werden. Der Vergleich der Abriebeigenschaften verschiedener Reifen zeigt, dass hier ein Minderungspotential vorliegt, das aber noch nicht quantifizierbar ist.

Die Entwicklung abriebarmer, geräuscharmer, kraftstoffsparender Reifen sollte daher in geeigneter Weise gefördert werden.

Reifen mit dem Umweltzeichen RAL-UZ 89 erfüllen die beschriebenen Anforderungen, wobei durch die geforderte hohe Laufleistung indirekt ein geringer Abrieb sichergestellt wird. Die PKW-Industrie sollte zum Beispiel im Rahmen von Selbstverpflichtungen generell zur Erstausrüstung mit geräuscharmen und kraftstoffsparenden Reifen angehalten werden. Insbesondere für LKW ist die Forschung zur Minderung des Reifen-/Fahrbahngeräuschs zu verstärken [3].

Durch Maßnahmen an den Kraftfahrzeugen, aber auch durch die Einführung von Abgasgrenzwerten konnten bereits erhebliche Verbesserungen erzielt werden. Allerdings reicht dies noch nicht aus, um die Umweltbelastung nachhaltig zu reduzieren. Aus diesem Grund sind weitere Maßnahmen erforderlich, die technisch und wirtschaftlich realisierbar sind. Zu diesem Zweck wurde im ersten Schritt eine Messmethode entwickelt, mit der zuverlässige Aussagen getroffen sind. Im zweiten Schritt wurde eine Feinstaubabsaugvorrichtung entwickelt. Die Entwicklung des Messverfahrens und der Feinstaubabsaugvorrichtung wird in den folgenden Abschnitten vorgestellt [3].

3.1. Entwicklung eines Messverfahrens zur Erfassung aufgewirbelter Feinstaubpartikel auf befestigten Fahrbahnen

Die Entwicklung des Verfahrens zur Messung von durch KFZ aufgewirbelten Stäuben im Straßenverkehr zielt auf eine Überwindung der bis dato vorliegenden Probleme im Zusammenhang mit der qualitativen und quantitativen Bestimmung dieser Emissionsform ab.

So ist heute bekannt, dass die bisherigen Messmethoden und Grenzwerte die Gesundheitsgefahren durch Luftschadstoffe nur sehr unzureichend verdeutlichen. Grenzwerte gelten in der Regel nur für einen bestimmten Schadstoff, während die Kombinationswirkungen verschiedener Substanzen, die viele Ärzte für die eigentliche Gefahr halten, nicht berücksichtigt werden. Ein Beispiel ist das Zusammenspiel zwischen Schwebstaub und Ozon. Besonders bei Kindern verstärkt Ozon die schädliche Wirkung lungengängiger Feinstäube. Grenzwerte werden für gesunde Erwachsene festgesetzt und sind deshalb nicht auf Kinder übertragbar [37].

Ein weiteres Problem ist, dass die Messung der Schadstoffkonzentration nicht in Atemhöhe von Kindern erfolgt, sondern in zwei bis drei Metern Höhe. Doch je niedriger der Messpunkt liegt, desto höher sind die Werte [38], wie die Grafik in Abbildung 3.2 zeigt. Die Höhe der Belastung ist dabei nicht allein von der Anzahl der Fahrzeuge und der dadurch bedingten Emissionen abhängig, sondern auch von den Bedingungen für den Luftaustausch, die einerseits durch meteorologische Parameter wie z.B. Wind, andererseits durch die Art und den Umfang der Bebauung beeinflusst werden [42].

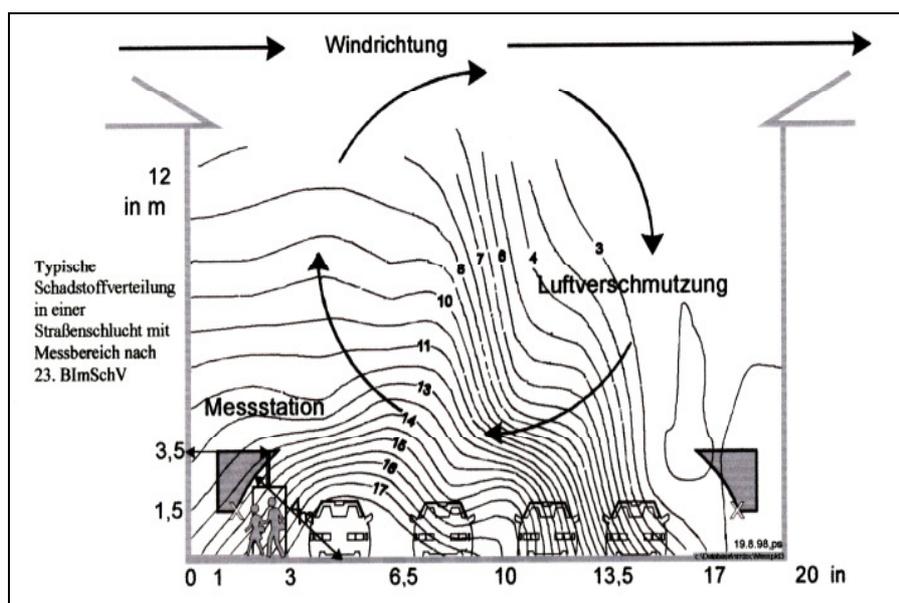


Abbildung 3.2: Schadstoffverteilung in einer Straßenschlucht [42]

Daher besteht die Notwendigkeit zur Entwicklung eines modifizierten Messverfahrens, mit dem die Messergebnisse mit der Feinstaubabsaugvorrichtung validiert werden können [42].

3.1.1. Referenzmethoden

3.1.1.1. Probennahme und Messung der PM10-Konzentration

Als Referenzmethode für Probennahme und Messung der PM10-Konzentration ist die in der Norm EN 12341 („Luftqualität – Felduntersuchung zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Probennahmeverfahren für die PM10-Fraktion der Partikel“) beschriebene Methode zu verwenden: Das Messprinzip stützt sich auf die Abscheidung der PM10-Fraktion von Partikeln in der Luft durch Filter und die gravimetrische Massenbestimmung [39].

3.1.1.2. Probennahme und Messung der PM2,5-Konzentration

Die Kommission wird im Einvernehmen mit dem Ausschuss für den Artikel 12 der Richtlinie 96/92/EG bis zum 19. Juli 2001 Leitlinien für eine geeignete vorläufige Referenzmethode für die Probennahme und Messung der PM2,5-Konzentration erstellen.

Die Mitgliedsstaaten können auch andere Verfahren verwenden, wenn sie nachweisen können, dass damit gleichwertige Ergebnisse erzielt werden oder das gewählte Verfahren nachweislich eine feste Bezeichnung der Referenzmethode aufweist. In diesem Fall müssen die mit dem verwendeten Verfahren erzielten Ergebnisse um einen geeigneten Faktor korrigiert werden, damit gleichwertige Ergebnisse erzielt werden wie bei der Verwendung der Referenzmethode.

Die Mitgliedsstaaten teilen der Kommission mit, welche Methode für die Probennahme und Messung der PM10-/ PM2,5-Konzentration verwendet wird. Die Kommission führt so bald wie möglich eine vergleichende Untersuchung der Probennahme- und Messmethoden für PM10-/PM2,5-Konzentrationen durch, um Anhaltspunkte für die Überprüfung der Bestimmung dieser Richtlinie gemäß Artikel 10 zu erhalten [39].

3.1.1.3. Referenz-Modellberechnungstechniken

Derzeit können noch keine Referenz-Modellberechnungstechniken angegeben werden. Änderungen zur Anpassung dieses Punkts an den wissenschaftlichen und technischen Fortschritt werden nach dem Verfahren des Artikels 12 Absatz 2 der Richtlinie 86/62/EG erlassen [39].

3.1.2. Empirische Methode zur Ermittlung der Emissionsfaktoren bei aufgewirbelten Feinstaubpartikeln auf befestigten Fahrbahnen nach A. Lohmeyer [43].

Es gibt eine Formel zur Bestimmung der PM10- Emissionen aus Schweden und aus den USA. Die Formel aus Schweden scheint auf deutsche Verhältnisse nicht anwendbar. Die Formel aus den USA, die sogenannte **EPA-Formel** (Environmental Protection Agency US Umweltschutzbehörde), bestimmt den PM10- Emissionsfaktor einer Straße in Abhängigkeit von zwei Parametern

- Staubbelastung der Straße in g/m^2 und
- Mittleres Gewicht der Fahrzeuge der Fahrzeugflotte in Tonnen.

Die Leistungsfähigkeit der Formel wird allerdings von Experten in den USA aber auch aus Europa bemängelt. Andere Länder (Österreich, Großbritannien, Frankreich) leiten in Ermangelung besser Verfahren die PM10- Emission aus der NO_x – oder Rußemission ab. Aus einigen Ländern (Schweiz, Niederlande) sind Emissionsfaktoren für eine einzelne Straße oder Pauschale für Straßen veröffentlicht worden. In der Literatur wurde kein besseres Emissionsmodell als die EPA-Formel gefunden.

Es wird empfohlen, für die PM10-Emissionen einer Straße im zu betrachtenden Bezugsjahr (**Bzj**) die Zusammensetzung aus Emissionen aus dem **Auspuff** und dem Anteil aus Abrieb und Aufwirbelung (**Ab.+Auf.**), bestehend aus den Emissionen infolge Reifen-, Brems- und Kupplungsbelagsabrieb, Straßenabrieb und Aufwirbelung von Straßenstaub, zugrunde zu legen. Daraus ergibt sich folgende Formel:

$$e_{\text{PM10}}(\text{Bzj}) = e_{\text{PM10}}^{\text{Auspuff}}(\text{Bzj}) + e_{\text{PM10}}^{\text{Ab+Auf.}}(\text{Bzj}) \quad (3-1)$$

Dabei werden $e_{\text{PM10}}^{\text{Ab+Auf.}}(\text{Bzj})$, die Emissionen aus dem Auspuff, dem **HBEFA** (**H**andbuch der **E**missions**f**aktoren) des Umweltbundesamtes entnommen.

Für Abrieb und Aufwirbelung wird angesetzt, dass diese vom Bezugsjahr unabhängig sind.

$$e_{\text{PM10}}^{\text{Ab+Auf.}}(\text{Bzj}) = e_{\text{PM10}}^{\text{Ab+Auf.}} \quad (3-2)$$

Zur Quantifizierung von **Abrieb** und **Aufwirbelung** wird die modifizierte EPA-Formel angesetzt. Da die EPA-Formel auch die Auspuffemissionen enthält, muss von ihr die Auspuffemission des Jahres abgezogen werden, in dem die Messdaten für ihre Modifikation erhoben wurden.

Die EPA-Formel wurde mit deutschen Messdaten der Jahre 1998 bis 2000 modifiziert, doch aufgrund der in der Formel enthaltenen Unsicherheiten ist es ausreichend, als Messjahr immer das Jahr 2000 anzusetzen. Damit ergibt sich:

$$e_{\text{PM10}}^{\text{Ab+Auf}} = a \cdot k \cdot (\text{sL})^{0,52} \cdot W^{2,14} \left[\frac{1}{0,85} \cdot ((1-r) + 0,5 \cdot r) \right] - e_{\text{PM10}}^{\text{Auspuff}}(2000) \quad (3-3)$$

bzw. für die gesuchte gesamte PM10-Emission einer Straße

$$e_{\text{PM10}}(\text{Bzj}) = a \cdot k \cdot (\text{sL})^{0,52} \cdot W^{2,14} \left[\frac{1}{0,85} \cdot ((1-r) + 0,5 \cdot r) \right] - \Delta_{\text{Auspuff}}, \quad (3-4)$$

wobei

$$\Delta_{\text{Auspuff}} = e_{\text{PM10}}^{\text{Auspuff}}(\text{im Jahr 2000}) - e_{\text{PM10}}^{\text{Auspuff}}(\text{im Bezugsjahr ist}). \quad (3-5)$$

Dabei bedeuten:

e = Emissionsfaktor der Fahrzeuge [g/(km Fz)]

a = Korrekturfaktor für die Anwendung auf Straßen in Deutschland

k = Basisemissionsfaktor der EPA = 0,18 g / km

sL = PM₇₅ Fraktion der Staubbelastung der Straße

W = Mittleres Gewicht der Fahrzeuge der Fahrzeugflotte

r = Anteil der Regentage eines Jahres⁶

In der Formel darf laut EPA (1993, 1997) nur das mittlere Gewicht der Fahrzeugflotte eingesetzt werden, d.h. es darf keine getrennte Rechnung für PKW und LKW erfolgen.

⁶ z.B. $r = 0.3$ bei den jährlich ca. 120 Regentagen in Norddeutschland, aus der Literatur oder beim Deutschen Wetterdienst (DWD) beschaffbar.

3.1.2.1. Anwendung auf Innerortsstraßen

$a = 0,8$ bei gutem Straßenzustand, $a = 2,0$ bei schlechtem Zustand der Straße

$sL = 0,2 \text{ g/m}^2$ bei gutem Straßenzustand, $sL = 0,4 \text{ g/m}^2$ bei schlechtem Zustand der Straße sowie

$W(\text{PKW}) = 1,1 \text{ t}$ $W(\text{INFZ}) = 1,9 \text{ t}$ $W(\text{SNFZ}) = 9,0 \text{ t}$

3.1.2.2. Anwendung auf Außerortsstraßen und Autobahnen

Für die Anwendung auf Außerortsstraßen und Autobahnen fehlen Messdaten um die EPA-Formel entsprechend zu modifizieren.

Da aber auch hierfür Werte anzugeben sind, wird folgende Abweichung vom Vorgehen bei Innerortsstraßen vorgeschlagen:

$sL = 0,1 \text{ g / m}^2$

Außerorts: $W(\text{PKW}) = 1,2 \text{ t}$ $W(\text{INFZ}) = 2,1 \text{ t}$ $W(\text{SNFZ}) = 11,0 \text{ t}$,

Autobahnen: $W(\text{PKW}) = 1,3 \text{ t}$ $W(\text{INFZ}) = 2,1 \text{ t}$ $W(\text{SNFZ}) = 13,0 \text{ t}$

3.1.2.3. Anwendung auf Tunnelstrecken

Die PM10-Emissionen auf Tunnelstrecken sind offenbar niedriger als die auf offenen Straßen. Auf der Basis der wenigen vorhandenen Daten wird für die Bestimmung des PM10-Emissionsfaktors für PKW und SNFZ vorgeschlagen:

$$\text{PKW inkl. INFZ: } e_{\text{PM10}}(\text{Bz}) = 0.04 \cdot [\text{g/kmFz}] - \Delta_{\text{Auspuff}} \quad (3-6)$$

$$\text{SNFZ } e_{\text{PM10}}(\text{Bz}) = 0.8 \cdot [\text{g/kmFz}] - \Delta_{\text{Auspuff}} \quad (3-7)$$

Unter Berücksichtigung von Lohmeyer [43] geht hieraus hervor, dass große Unsicherheit bzgl. der PM10-Emissionsbestimmung aus Staubaufwirbelung und Straßenabrieb herrscht. Die existierenden empirischen Methoden sind unzureichend und es fehlt eine Berechnungsvorschrift.

Auf der Basis der recherchierten Informationen wird Folgendes vorgeschlagen:

Da das US-EPA-Formel derzeit das einzige zur Verfügung stehende Formel ist, wird empfohlen, dieses als Basis für ein PM10-Berechnungsmodell in der BDR zu verwenden.

Allerdings sollten die Modifikationen berücksichtigt werden, die aus den Erkenntnissen der Literaturrecherche und Messungen in Leipzig und Berlin resultieren (siehe Anhang 8) [43].

3.1.2.4. Vorgehensweise

Die Aufwirbelung⁷ von Straßenstaub konnte bei der Ermittlung von Staubemissionen in Baden-Württemberg nicht berücksichtigt werden. Vorgehensweise und Datenbasis zur Entwicklung einer ersten Emissionsabschätzung werden deshalb ausführlicher dargestellt. Umfangreiche Untersuchungen der Mechanismen der Staubentstehung und zur Entwicklung einer Quantifizierung der Emissionen wurden in der Vergangenheit vor allen in den USA durchgeführt. [7]

In Deutschland werden erst seit etwa drei Jahren Messprojekte zur Untersuchung der Aufwirbelung von Straßenstaub durchgeführt. Erste Ergebnisse aus diesen Messungen liegen vor, ohne dass es bereits grundlegend neue methodische Ansätze zur Quantifizierung der Emissionen gibt. Im Folgenden sollen zunächst die Ergebnisse der Arbeiten aus den USA zusammengefasst sowie die Methode der US EPA vorgestellt und diskutiert werden. Diese Methode wird auf der Basis der für Deutschland verfügbaren Daten modifiziert, sodass eine erste grobe Abschätzung der Emissionen durch Straßenstaub in Baden-Württemberg möglich wird [7].

Parallel werden mit Emissionsfaktoren aus HÜGLIN et al. (2000), BUWAL⁸, 2001) und (II ASA, 2002) die zum Teil auch von den Arbeiten der EPA abgeleitet worden sind, und Emissionsfaktoren aus Messungen der Partikelaufrichtung hinter einem Testfahrzeug aus FITZ & BUFALINO (2002) Abschätzungen vorgenommen und den ermittelten Emissionen gegenübergestellt werden.

Für die Quantifizierung des aufgewirbelten Straßenstaubs werden von den – mit dem empirischen Ansatz errechneten – Gesamtemissionen der Kfz unter der Annahme ganzjährig normaler und trockener Fahrbahnverhältnisse die berechneten direkten Emissionen durch Abgase, Reifen- und Bremsenabrieb abgezogen. Da sich diese Emissionen der Fahrzeugflotten in den USA und in Deutschland voneinander unterscheiden und über jeweils andere Methoden ermittelt werden, ist diese Vorgehensweise mit großen Unsicherheiten behaftet. Sie liefert jedoch eine erste Vorstellung

⁷ Literatur: von Thomas Pregger und Rainer Friedrich, Ermittlung der Feinstaubemissionen in Baden-Württemberg und Betrachtung möglicher Minderungsmaßnahmen Universität Stuttgart, April 2003 [7]

⁸ BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Waldlandschaft), 2001, und IIASA, (International Institute for Applied Systems Analysis), 2002, [7].

der Größenordnung der Emissionen aus Aufwirbelungsprozessen. Die Emissionen auf befestigten Straßen ergeben dann für verschiedene Staubfraktionen und Straßenklassen jeweils mit Gleichung (3-8) [7]

$$E_{\text{Aufwirbelng}} = (EF_{\text{Gesamt}} \cdot A - E_{\text{Abgas}} - E_{\text{Abrieb}}) \cdot (1-r) \quad (3-8)$$

$E_{\text{Aufwirb.}}$ = Emission durch Aufwirbelung in 1000t / a

$EF_{\text{Gesamt.}}$ = Mittlerer Emissionsfaktor aus EPA-Formel in g / Fzg-km

E_{Abgas} = Emission durch Reifen- und Bremsenabrieb in 1000t / a

A = Aktivität in Fzg - km / a

$1-r$ = Anteil Tage pro Jahr mit Niederschlag (R) [7].

3.1.2.5. Lage der Probennahmestellen

Als Anhaltspunkt für die Lage der Probennahmestelle gilt, dass die Messung der Luftqualität für den Verkehr für einen Bereich von mindestens 200 m² repräsentativ ist, während Probennahmestelle für städtische Hintergrundquellen mehrere Quadratkilometer erfassen sollen.

Hierbei sind Vorgaben bezüglich des Schutzes von Ökosystemen, Vegetation, der menschlichen Gesundheit und lokale Standortkriterien einzuhalten.

Darüber hinaus sind Faktoren wie Störquellen, Zugänglichkeit, Zusammenlegen der Messstellen für verschiedene Schadstoffe sowie Sicherheit gegenüber äußeren Eingriffen zu berücksichtigen [40]

3.1.3. Eigene Mobile Testmessungen am unmittelbaren Eintrittsort des Staubs

Es wurden Messungen der Partikelkonzentrationen aufgewirbelter Feinstäube (z B. Rußpartikel oder Abrieb von Bremsen, Straßenbelag und Reifen, Räder, etc) auf befestigten Straßen durchgeführt. Mithilfe eines Staubmessgerätes, das im Kofferraum eines Testfahrzeuges eingebaut wurde (siehe Abbildung 3.3), wurden während der Fahrt im Intervall von einer Minute Feinstaubproben kontinuierlich aufgenommen, aufgezeichnet und die Messdaten auf der Datenspeicherkarte abgelegt.

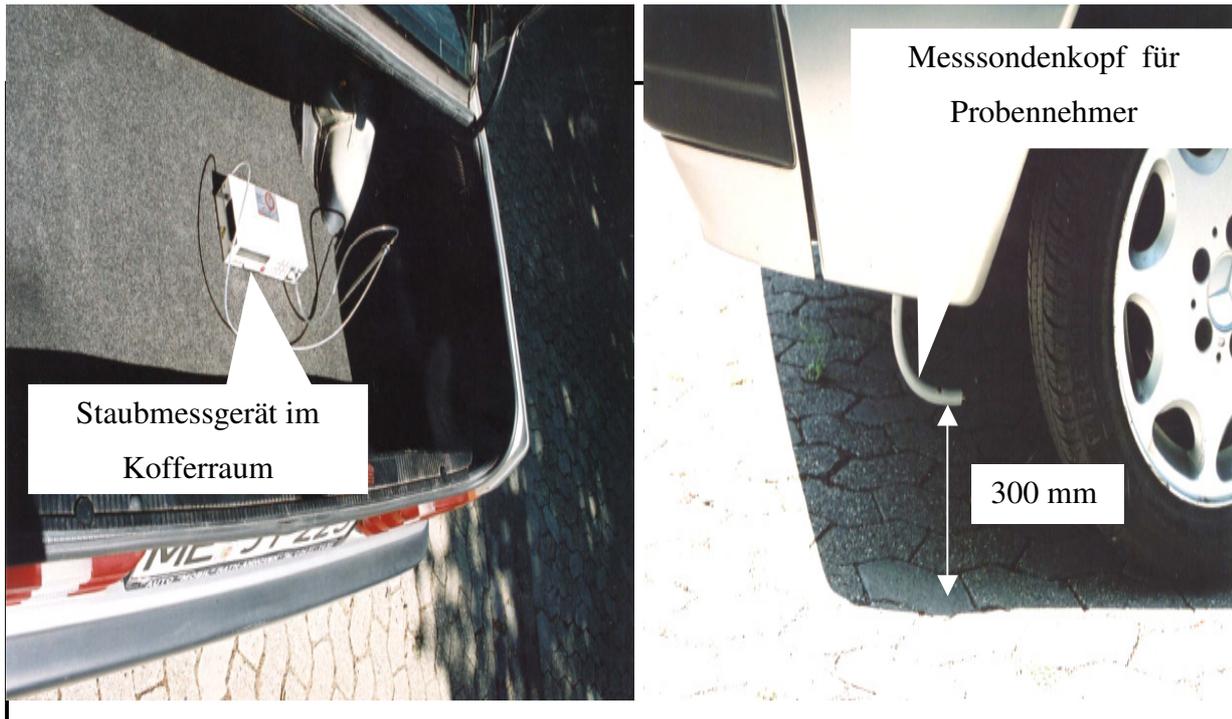


Abbildung 3.3: Mobile Messeinrichtung zur Bestimmung der Konzentration von aufgewirbeltem Feinstaub auf befestigten Fahrbahnen.

Mit dieser Feinstaubmessvorrichtung wurden im Jahr 2003 eigene Testmessungen im Straßenverkehr durchgeführt. Eines der Messprotokolle ist in Tabelle 3.3, 3.4 und Anhang 4 exemplarisch dargestellt, Abbildung 3.4 zeigt die Ergebnisse für PM₁₀, PM_{2,5} und PM₁.

Tabelle 3.3: Messprotokoll einer Feinstaubmessung in Wuppertal

Datum	25.06.2003
Beginn der Messung	12:14 Uhr
Ende der Messung	13:15 Uhr
Modus	Mittelwert Immission ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Messgerät	Laser Aerosolspektrometer Model 1.108 Messbereich von 0,3 - > 20 μm , Fa/ Grimm
Düsenöffnung	1,5 mm Durchmesser
Geschwindigkeitsbereich	0,0 - 16,7 m/s dies entspricht einer Geschwindigkeit von 0,0 - 60,0 km/h

Messort:Wuppertal-Elberfeld, Fahrstrecke	Robert-Daum-Platz Richtung Sonnborner Kreuzung, Autobahn Richtung Kiesbergtunnel, Neviandtstraße, Südstraße, Klee Blatt, Höftstraße, Annenbergstraße bis Robert-Daum-Platz
Filterbereitstellung	<p>Der Filter wurde im Ofen eine Stunde lang bei 45°C getrocknet und befand sich anschließend 24 Stunden im Exsikkator, um die Restfeuchte zu bestimmen.</p> <p>Filtergewicht vor dem Versuch 0,119 [g]</p> <p>Filtergewicht nach dem Versuch 0,119 [g]</p> <p>Die Filtergewichte sind im Rahmen der Wäggenauigkeit identisch, die Filter sind daher nach der Trocknung im Ofen bereits konditioniert.</p>
Gravimetriefaktor C-Faktor:	<p>Da das Messgerät die Staubkonzentration lediglich indirekt durch die optische Streulichtmessung ermittelt, müssen die Messergebnisse mit dem sogenannten Gravimetriefaktor korrigiert werden. Da das Gerät einen eingebauten Gravimetriefilter besitzt, kann dieser leicht bestimmt werden.</p> <p>Ermittlung des Gravimetrie Faktors (C-Faktor):</p> <p>Hierzu benötigt man eine Waage mit möglichst hoher Auflösung von 10 µg. Man sollte für eine Gravimetrie mindestens 1 mg auf dem Filter sammeln.</p>
Wetterlage	<p>12:14 Uhr</p> <p>Sonnenschein, Lufttemperatur 22,0 °C, Straßen in trockenem Zustand, schwacher Wind</p>
Verkehrssituation:	geringer Straßenverkehr

Tabelle 3.4: Fahrstrecke

Fahrstrecke	Bezeichnung
Robert-Daum-Platz	P1
Friedrich-Ebert-Straße	H1
Sonnbornerstraße	H2
Autobahn Richtung Kiesbergtunnel	A1
Kiesbergtunnel	T1
Neviandtstraße	H3
Südstraße	H4
Klee Blatt	H5
Höftstraße	H6
Annenbergstraße	H7

3.1.4. Messergebnisse

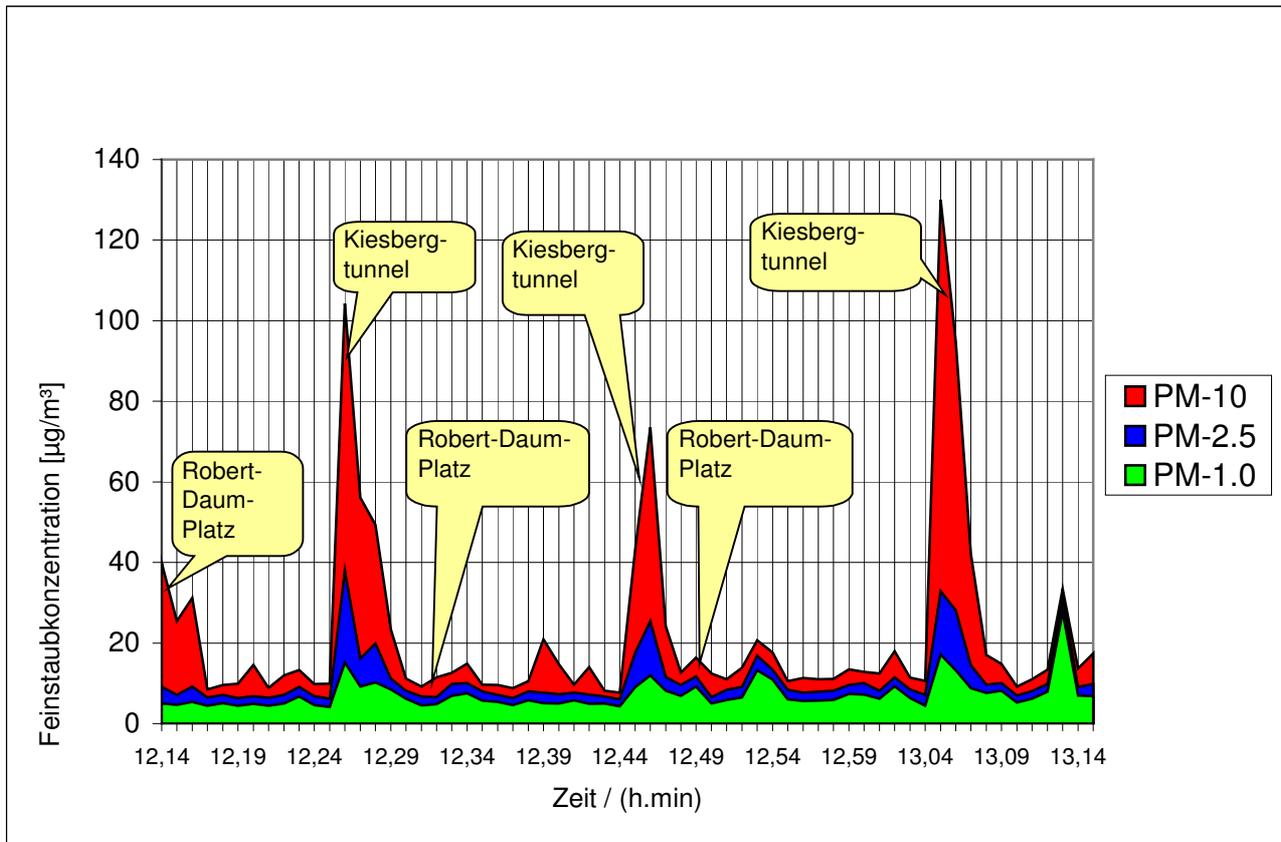


Abbildung 3.4: Mobile Messmethode zur Bestimmung die Konzentrationen aufgewirbelter Feinstaub auf befestigten Straßen

Abbildung 3.4 zeigt eine grafische Darstellung der Partikelkonzentrationen aufgewirbelter Feinstäube (z.B. Rußpartikel oder Abrieb von Bremsen, Straßenbelag, Reifen, Räder etc.) auf befestigten Fahrbahnen über eine bestimmte Fahrtstrecke. Die Testmessstrecke beginnt am Robert-Daum-Platz, führt in Richtung Friedrich-Ebert-Straße zum Sonnborner Kreuz über die B 224 Richtung Kiesberg-tunnel zurück und endet wieder am Robert-Daum-Platz.

Die Messstrecke wurde dreimal hintereinander befahren, wobei die Testfahrt 20 Minuten dauerte. Die grafische Darstellung in Abbildung 3.4 zeigt, dass die Feinstaub-Emissionen im Tunnelbereich offenbar höher sind als die Messwerte auf Innerortsstraßen und Autobahnen.

Definition Messaufgabe, Messgröße und Maßeinheit

Für alle Teststaubproben wurde der Mineralstaub nach ISO 12103 feine Körnung, ISO 5011 feine IEC 60312 Abs. 5.1.2.5 der Firma DMT verwendet.

o Hersteller:

- Deutsche Montan Technik GmbH

o Zusammensetzung:

- Quarzhaltiges Mineral (Schiefer) SiO_2 61,4% ; Al_2O_3 17,8% ; Fe_2O_3 7,3% ; Na_2O 1% ;
 CaO 0,8% ; MgO 2,5% ; TiO_2 0,9% ; K_2O 3,4%

o Physikalische und chemische Eigenschaften

- Form puderdörmig, gemahlener Feststoff
- Farbe graugrün
- Geruch geruchlos

o Sicherheitsrelevante Daten:

- Flammpunkt nicht brennbar
- Zündtemperatur nicht entzündlich
- Dichte 2800 kg / m³
- Löslichkeit in Wasser nicht löslich
- Entsorgung problemlos
- Angaben zum Transport kein Gefahrgut im Sinne der Transportvorschriften
- Gefahrstoffverordnung nicht kennzeichnungspflichtig

Bei einer Staubbmessung werden folgende Messgrößen aufgenommen bzw. errechnet:

- Anströmgeschwindigkeit
- Sinkgeschwindigkeit
- Hauptgasmassenstrom (hierfür wird Teilgasmassenstrom erfasst und reguliert)
- Masse des aufgefangenen Staubes
- Partikelkonzentration
- Partikelgrößenverteilung

3.1.5. Aufwirbelungsaggregat

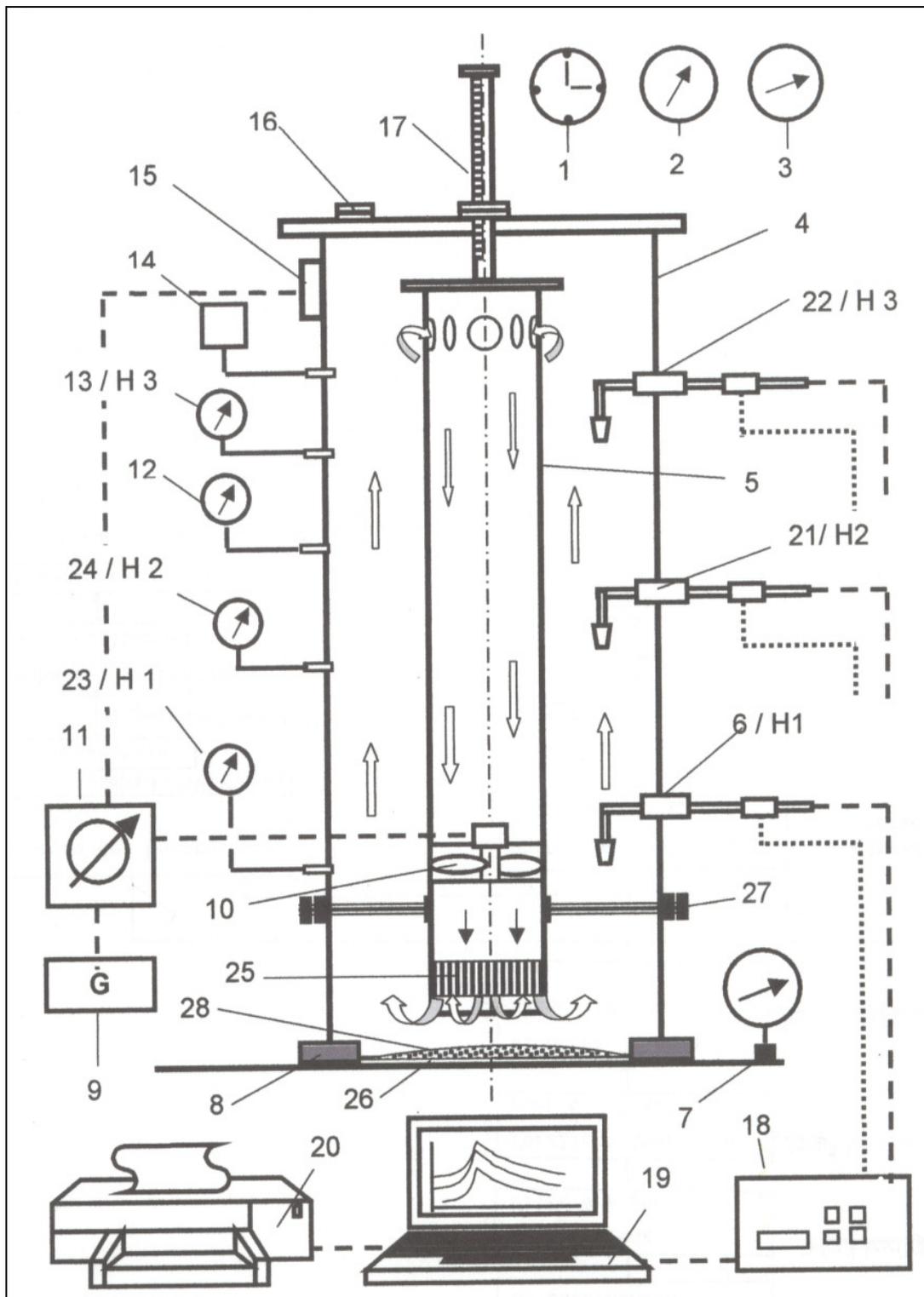


Abbildung 3.5: Darstellung des Modells zur Bestimmung von Emissionsfaktoren bei aufgewirbelten Feinstäuben auf befestigten Fahrbahnen

Im Folgenden sind die einzelnen Positionen aus Abbildung 3.5 beschrieben:

- (1) Zeitmesser
- (2) Außentemperaturmesser
- (3) Barometer
- (4) Außenrohr Durchmesser = 187 mm, Länge 1000mm
- (5) Innenrohr Durchmesser = 110 mm, Länge 800mm
- (6) Probe-Entnahmesonde Höhe 1
- (7) Bodentemperaturmesser
- (8) Dichtung
- (9) E-Stromerzeuger
- (10) Gebläse
- (11) Drehzahlregler
- (12) Innentemperaturmesser
- (13) Luftstrommesser Höhe 3
- (14) Analysegerät (Feuchtigkeit, Gaszusammensetzung)
- (15) Klopfvorrichtung
- (16) Atemfilter
- (17) Höhenverstellvorrichtung mit Skala
- (18) Aerosolspektrometer
- (19) Datenerfassung, Speicherung, Bearbeitung
- (20) Druck
- (21) Probe-Entnahmesonde Höhe 2
- (22) Probe-Entnahmesonde Höhe 3
- (23) Luftstrommesser Höhe 1
- (24) Luftstrommesser Höhe 2
- (25) Luftstromverteiler
- (26) Auflage für Probesubstanz
- (27) Distanzschraube
- (28) Probesubstanz von Staubpartikeln

Das Außenrohr (4) des Aggregats wird auf einer beliebigen, stationären oder mobilen Oberfläche positioniert und zur Oberfläche hin mit einer Dichtung (8) abgedichtet. Mit Hilfe der Skala (17) wird der Abstand des Innenrohrs (5) samt dem Gebläse (10) zur Oberfläche eingestellt, um die Aufwirbelung zu optimieren. Die Spannungsversorgung erfolgt wahlweise über einen Generator,

Batterien oder das Stromnetz (9). Nach der Inbetriebnahme wirbelt das Aggregat durch das Gebläse (10) die auf der Oberfläche sedimentierte Probenmasse von Staubpartikeln (28) auf. Die Strömungsgeschwindigkeit kann dabei mithilfe des Drehzahlreglers (11) eingestellt und mithilfe des Luftstrommessers (13) bestimmt werden.

Dabei werden weitere wichtige Daten wie Innentemperatur (12), Außentemperatur (2), Bodentemperatur (7), Luftdruck (3), Feuchtigkeit und Gaszusammensetzung (14) sowie Uhr- und Laufzeiten (1), wie in der VDI-Richtlinie 2066-1 gefordert, aufgezeichnet.

Über die Probe-Entnahmesonde (6/H1, oder 6/H2, oder 6/H3) wird ein Probenvolumenstrom einem geeigneten Mess-/Probe-Entnahmegesetz (18) zugeführt und über die Datenspeicherung (19) und die Ausgabereinheit (20) ausgegeben.

Durch die Klopfvorrichtung (15) wird eine Ablagerung der aufgewirbelten Partikel im Aggregat verhindert. Über den Atemfilter (16) wird der Innendruck ohne Partikelverlust an den atmosphärischen Luftdruck angeglichen. Über der Luftstrommesser-Höhe (23/H1, oder 24/H2, oder 13/H3) wird die Geschwindigkeit des Luftstroms gemessen. Mit Hilfe des Luftstromverteilers (25) erreicht man eine bessere Stromverteilung am Innenrohr (5).

Bei dem Aufwirbelungsaggregat in Abbildung 3.5 handelt es sich um ein Aggregat, das die auf Böden, Verkehrswegen, Lagerstätten und weiteren Oberflächen fester oder ortsveränderlicher Gegenstände sedimentierten Staubpartikel aufwirbeln kann, um die Staubpartikelkonzentration und ihr physikalisches Verhalten zu bestimmen. Zusätzlich können auch chemische Eigenschaften analysiert werden. Alle Bauteile, die mit der Probe direkt in Kontakt kommen, müssen aus antielektrostatischem Material sein, um eine Feinstaubanhaftung zu vermeiden.⁹

3.1.5.1. Messgerät zur Bestimmung der Partikelkonzentration

Zur Immissionsmessung werden Messverfahren angewendet, die am Partikelkollektiv messen und ausschließlich die Partikelmassenkonzentration bestimmen. Dies gilt für eine Korngröße bis PM100 nach dem Siebverfahren.

⁹ Als Referenzmethode ist die in der Norm EN 12341 „Luftqualität – Felduntersuchung zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Probennahmeverfahren für die PM 10 - Fraktion von Partikeln“. beschriebene Methode zu verwenden: Das Messprinzip stützt sich auf die Abscheidung der PM10-Fraktion von Partikeln in der Luft durch einen Filter und auf die gravimetrische Massenbestimmung [39].

Mit einem zählenden, optischen Aerosolspektrometer (OAS) ist es grundsätzlich möglich, die Partikelgrößenverteilung und die -konzentration gleichzeitig zu messen (Abbildung 3.6).

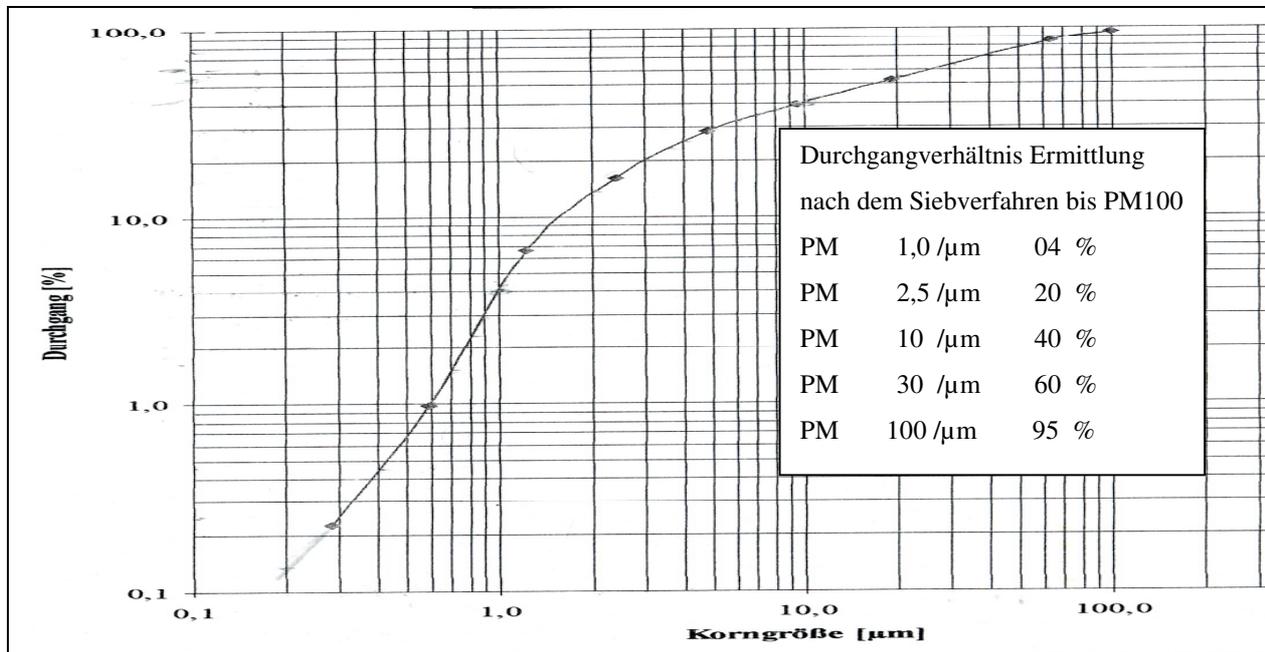


Abbildung 3.6: Korngrößenverteilung Norm-Prüfstaub ISO 12103 Fine, ISO 5011 Mineralstaub Schiefer¹⁰

3.1.5.2. Messaufbau zur Entnahme des Teilgasmassenstroms

Die Beladung C eines Gases mit Staub, auch Staubgehalt genannt, wird definiert durch das Verhältnis des Hauptmassenstroms \dot{M} des Staubes zum Hauptvolumenstrom \dot{V} des Gases. Der so definierte Staubgehalt stimmt mit der Staubkonzentration, definiert als Masse pro Volumeneinheit, überein, wenn Geschwindigkeiten und Strömungsrichtungen von Gas und Staub gleich sind.

Der Hauptmassenstrom des Staubes kann nicht unmittelbar gemessen werden. Zu seiner Bestimmung ist eine Teilstromentnahme erforderlich. Das Teilgasvolumen V wird mit einem Durchflussmesser (z.B. der Probe-Entnahmesonde) gemessen.

Die Teilstromentnahme, Abbildung 3.7 soll, bezogen auf den wirksamen Querschnitt der Entnahmesonde, geschwindigkeitsgleich erfolgen, da sonst eine Entmischung des Gas-Staub-

¹⁰ Quelle: Deutsche Montan Technik GmbH

Stroms möglich ist. Die gemessene Staubbelastung ergibt sich somit als Mittelwert über die Messzeit, die mit Rücksicht auf die Massenbestimmung nicht beliebig klein sein kann.

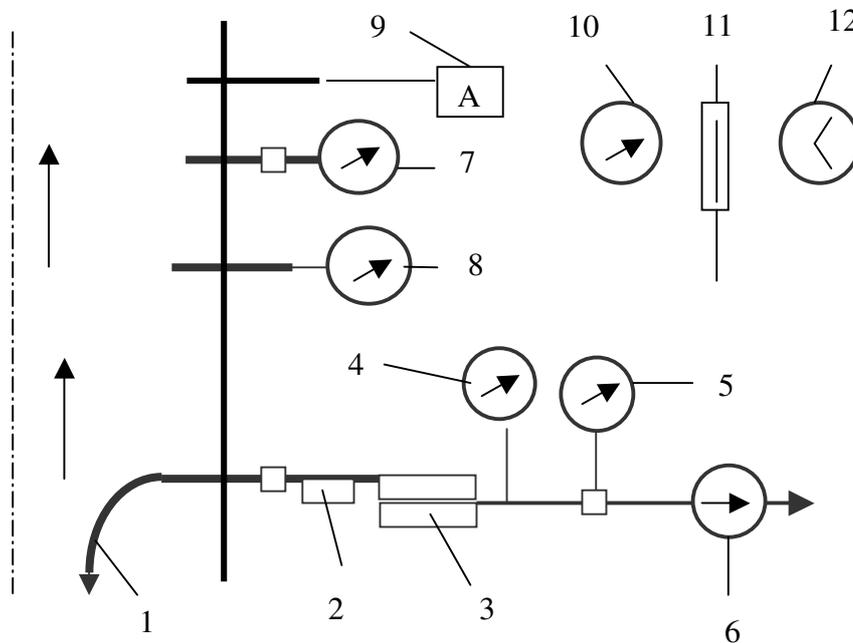


Abbildung 3.7: Messanordnung zur Staubgehaltsmessung in strömenden Gasen nach dem Teilstromprinzip [44]

- 1: Entnahmesonde, 2: Ansaugrohr (ggf. beheizt), 3: Messfilter (ggf. beheizt),
 4: Druckmesser, 5: Drosselstelle mit Differenzdruckmesser, 6: Saugzuggebläse,
 7: Prandtl. Staurohr mit Differenzdruckmesser, 8: Temperaturfühler mit Anzeiger,
 9: Analysegerät (Feuchte, Gaszusammensetzung), 10: Barometer, 11: Außenthermometer,
 12: Zeitmesser

3.1.6. Simulationsprogramm

Mit einem vereinfachten grafischen Modell der Apparatur wurde eine Strömungssimulation durchgeführt.

In diesem Modell erzeugt der Ventilator, der als infinitesimal dünne Scheibe integriert wurde, eine Drucksprungdynamik der Simulation, die den Messwerten nahe kommt.

In Höhe der Messsonde ist erkennbar: Die Strömung im Außenrohr verläuft weitgehend gleichförmig über den Querschnitt.

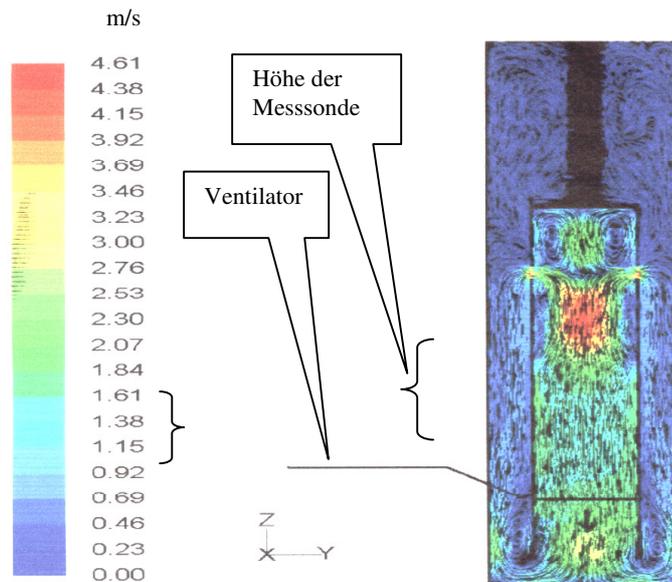


Abbildung 3.8: Bestimmung der Luftgeschwindigkeit mithilfe eines Simulationsprogramms

3.1.6.1. Berücksichtigung von Einflussgrößen

Kräfte, die auf Feinstaubartikel im Fluid einwirken

Die Sinkgeschwindigkeit gilt als Feinheitsmerkmal der Partikel.

Mit W_F bezeichnet man die stationäre Fallgeschwindigkeit eines einzelnen Partikels in einem unendlich ausgedehnten ruhenden Fluid unter der Wirkung der Schwerkraft. Sie hängt vom Dichteunterschied zwischen Partikel und Fluid sowie von der Partikelgröße und -form ab.

Kräfte, die auf Partikel im Fluid einwirken

Befinden sich die Partikel eines dispersen Systems (Körner, Tropfen, Blasen) in einem Fluid (Gas), dann übt das Fluid sowohl im Ruhezustand (ohne Relativgeschwindigkeit) als auch bei Bewegung (mit Relativgeschwindigkeit) Druck- und Reibungskräfte auf die Oberfläche aller Partikel aus.

Diesen Oberflächenkräften stehen die Kräfte gegenüber, die an den Partikeln aufgrund ihrer Masse angreifen. Dies sind die durch Beschleunigungsfelder hervorgerufenen Massenkräfte wie z.B. Schwerkraft, Fliehkraft, Trägheitskraft.

Die Oberflächenkräfte bei gegenseitiger Bewegung heißen Widerstandskräfte F_W und erweisen sich allgemein als proportional zur Partikelgröße x (nur Reibung) bis proportional zu x^2 (nur Druckwiderstand).

$$F_W \approx x^1 \dots x^2 \quad (3-9)$$

Für Massenkräfte mit der Partikeldichte ρ_P gilt

$$F_M \sim \rho_P \cdot x^3 \quad (3-10)$$

Das Kräfteverhältnis F_W / F_M kann also folgendermaßen beschrieben werden:

$$F_W / F_M \sim \frac{1}{\rho_P \cdot x^2} \dots \frac{1}{\rho_P \cdot x} \quad (3-11)$$

Für die Partikelbewegung in Fluiden bedeutet die Gleichung (3-11) Folgendes:

Je kleiner und je spezifisch leichter Partikel sind, desto eher wird ihr Verhalten, z.B. ihre Bewegungsbahn durch Widerstandskräfte bestimmt, während größere und spezifisch schwerere Partikel eher durch Massenkräfte beeinflusst werden.

Zunächst stellt man die Ausdrücke für die wichtigen Kräfte in Strömungsfeldern zusammen. Dabei geht man von einer Kugelform der Partikel aus (Kugeldurchmesser d), für andere Partikelformen entsprechen die Kugeldurchmesser dann einem „Äquivalentdurchmesser“.

Massenkräfte

- Schwerkraft

$$\vec{F}_g = m_p \cdot \vec{g} = \rho_P \cdot V_p \cdot \vec{g} \quad (3-12)$$

mit m_p Partikelmasse,

$V_p = \frac{\pi}{6} \cdot d^3$ Partikelvolumen,

ρ_P Partikeldichte

Trägheitskräfte

Führt die Partikel eine geradlinig beschleunigte Bewegung aus, so wirkt entgegengesetzt zu dieser Beschleunigung die Trägheitskraft

$$\vec{F}_T = -m_p \cdot \vec{a} = -\rho_p \cdot V_p \cdot \vec{a} \quad (3-13)$$

Die Coriolis-Kraft ist ebenfalls eine Trägheitskraft. Sie tritt bei einer Relativbewegung des Partikels gegenüber einem rotierenden Bezugssystem auf, wirkt sich aber im Allgemeinen so geringfügig aus, dass sie hier vernachlässigt werden kann.

Eine sehr wichtige Trägheitskraft ist dagegen die Zentrifugalkraft. Sie ist definiert:

$$\vec{F}_Z = m_p \cdot \vec{r} \cdot \omega^2 = \rho_p \cdot V_p \cdot \vec{r} \cdot \omega^2 \quad (3-14)$$

\vec{r} Abstand des Partikelschwebepunktes von der Drehachse

ω Winkelgeschwindigkeit der Drehbewegung um die Achse

Oberflächenkräfte

- Statischer Auftrieb

Jedes Beschleunigungsfeld (z.B. Schwerkraft- oder Zentrifugalfeld) bewirkt in einem Fluid einen Druckgradienten. Integriert man für einen im Fluid eingetauchten Körper (Partikel) die Druckkräfte, die auf seine Oberfläche einwirken, so erhält man den statischen Auftrieb. Er wirkt entgegengesetzt zu dem Beschleunigungsfeld, das den Druckgradienten erzeugt.

$$\vec{F}_A = V_p \cdot \text{grad } P \quad (3-15)$$

im Schwerkraftfeld gilt $(\text{grad } P)_g = \rho_f \cdot \vec{g}$

im Zentrifugalfeld gilt $(\text{grad } P)_z = \rho_f \cdot \vec{r} \cdot \omega^2$

ρ_f ist die Dichte des Fluids. Daher sind die zugehörigen Auftriebskräfte

$$(\vec{F}_A)_g = -V_p \cdot \rho_f \cdot \vec{g} \quad (3-16)$$

und

$$(\vec{F}_A)_Z = -V_P \cdot \rho_f \cdot \vec{r} \cdot \omega^2 \quad (3-17)$$

Zusätzliche Oberflächenkräfte treten bei Relativbewegungen zwischen Fluid und Partikel auf. In der Fluidmechanik fasst man die vom Fluid auf die Oberfläche eines umströmten Körpers (hier: Partikel) ausgeübten Druck- und Reibungskräfte zusammen und betrachtet ihre Komponenten in Anströmungsrichtung (Widerstandskraft) und senkrecht dazu (dynamischer Auftrieb).

Widerstandskraft

$$\vec{F}_w = \frac{\rho_f}{2} \cdot |\vec{W}| \cdot \vec{W} \cdot A \cdot c_w(Re_x) \quad (3-18)$$

Darin sind

\vec{W} die Relativgeschwindigkeit zwischen Fluid und Partikel. Sie wird von dem Partikel aus betrachtet und heißt daher auch „Anströmgeschwindigkeit“. Die Richtung der Widerstandskraft stimmt dann mit derjenigen von \vec{W} überein

A der Anströmquerschnitt, für die Kugel also die Projektionsfläche $(\frac{\pi}{4}) \cdot d^2$

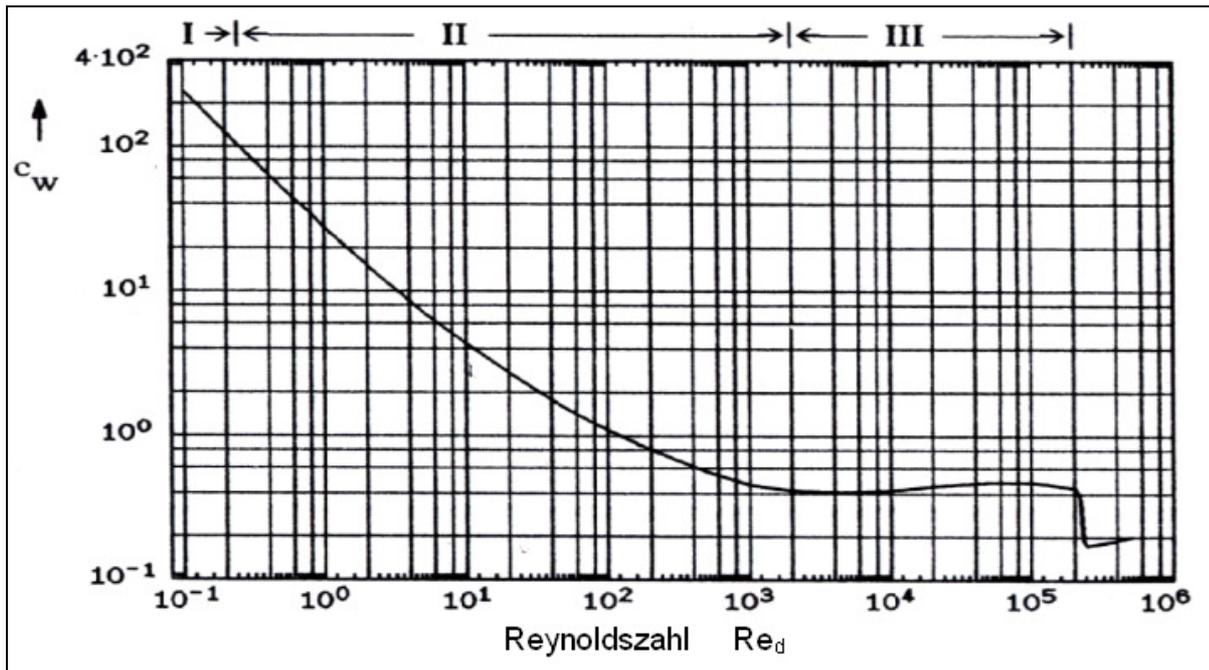
$c_w(Re_x)$ die dimensionslose Widerstandszahl (besser: Widerstandsfunktion).

Die Widerstandsfunktion ist von der für die Umströmung relevanten Reynoldszahl

$$\left| Re_x = \frac{(w \cdot x \cdot \rho_f)}{\eta} \right| \text{ bzw. } Re_d = \frac{(w \cdot d \cdot \rho_f)}{\eta} \text{ bzw. } Re_p = \frac{(w \cdot d)_p \cdot \rho_f}{\eta} \quad (3-19)$$

(Partikel- Reynoldszahl) abhängig, die mit der Anströmgeschwindigkeit W und der charakteristischen Partikelgröße (allgemein x oder d_p speziell Kugeldurchmesser d) zu bilden ist. Als Fluideigenschaft geht die dynamische Zähigkeit η ein.

Von der Widerstandsfunktion $c_w(Re_x)$ liegen für verschiedene regelmäßige Körper genaue Messungen in Form von Diagrammen vor, für die Kugel ist der Zusammenhang in Abbildung 3.9 dargestellt („ c_w - Diagramm“).

Abbildung 3.9: c_w -Diagramm für die Kugel [45]

Man kann je nach Form der Umströmung drei verschiedene, aber nicht eindeutig voneinander abgrenzbare Bereiche unterscheiden:

Bereich I “Stokes- Bereich“: Bereich der Umströmung, $Re_d < ca. 0,25$.

Für sehr kleine Geschwindigkeit ($Re_d \rightarrow 0$) hat Stokes die Widerstandskraft bei einer laminar umströmten Kugel berechnet:

$$F_{w\ st} = 3 \cdot \pi \cdot d \cdot \eta \cdot w \quad (3-20)$$

Es handelt sich um den reinen Reibungswiderstand. Führt man dies in den allgemeinen Ansatz laut Gleichung (3-16) ein, ergibt sich für die Widerstandsfunktion:

$$C_w (Re_d) = \frac{24 \eta}{w \cdot d \cdot \rho_f} = \frac{24}{Re_d} \quad (3-21)$$

In der doppelt-logarithmischen Auftragung von Abbildung 3.9 entspricht das einer Geraden mit der 1 Steigung durch den Punkt $c_w = 24$ bei $Re_d = 1$. Die gemessene Kurve weicht bis zu Re -Zahlen von ca. 0,25 von dieser Geraden praktisch nicht ab, bei $Re_d = 1$ bleiben die Abweichungen noch unter ca. 2 %.

Bereich II „Übergangsbereich“: Bereich der zäh turbulenten Umströmung, $0,25 < Re_d < 2 \cdot 10^3$

Der Widerstand wird zunehmend auch von Trägheitskräften der bewegten Flüssigkeit beeinflusst, die zu Ablösungen und Wirbelbildungen hinter der Kugel führen und eine unsymmetrische Druckverteilung um die Kugel bewirken. Eine geschlossene, physikalisch abgeleitete Widerstandsfunktion ist nicht bekannt, es gibt aber zahlreiche empirische Näherungsfunktionen für $c_w(Re_d)$ in diesem Bereich (Tabelle 3.5).

Bereich III „Newton-Bereich“: Quadratischer Bereich der vollturbulenten Umströmung, $1 \cdot 10^3 < Re_d < ca. 2 \cdot 10^5$

Die Widerstandskraft rührt praktisch ausschließlich von Trägheitskräften des hinter der Kugel verwirbelten Fluids her. Die Widerstandsfunktion ist annähernd konstant, d.h. unabhängig von der Re - Zahl und hat im Mittel den Wert

$$c_w \approx 0,44 \quad (3-22)$$

Für die Widerstandskraft nach Gleichung (3-16) gilt in diesem Bereich also mit $A = (\pi / 4) d^2$

$$F_w \approx 0,17 d^2 \cdot \rho_f \cdot w^2 \quad (3-23)$$

Wegen der Proportionalität der Widerstandskraft zu w^2 trägt dieser Bereich auch den Namen „quadratischer Bereich“.

Tabelle 3.5: Näherungsgleichungen für die Widerstandsfunktion $c_w(Re_d)$ für Kugeln (in allen Gleichungen hierin ist $Re = Re_d$ [45])

Autor(en)	Gleichung	Gültigkeitsbereich	Gl. Nr.
Stokes	$c_w = \frac{24}{Re}$	$Re < 0,25$	(3-21)
Kaskas	$c_w = \frac{24}{Re} + \frac{4}{\sqrt{Re}} + 0,4$	$Re < 2 \cdot 10^5$	(3-24)
Kürten/ Raasch/ Rumpf	$c_w = \frac{21}{Re} + \frac{6}{\sqrt{Re}} + 0,28$	$0,1 < Re < 4 \cdot 10^3$	(3-25)
Martin	$c_w = \frac{1}{3} \left \sqrt{\left(\frac{72}{Re} \right) + 1} \right ^2 = \frac{24}{Re} + \frac{5,66}{\sqrt{Re}} + 0,33$	$Re < 2 \cdot 10^5$	(3-26)

Dynamischer Auftrieb

Wird ein Körper entweder aufgrund seiner Form oder seiner Rotation, unsymmetrisch umströmt, so erfährt er durch die hierdurch hervorgerufene unsymmetrische Druckverteilung an seiner

Oberfläche senkrecht zur Anströmungsrichtung eine Kraftkomponente. Dabei handelt es sich um den dynamischen Auftrieb. Für seinen Betrag gilt ein zu Gleichung (3-18) analoger Ansatz

$$F_D = \frac{\rho_f}{2} \cdot w^2 \cdot A \cdot c_D \quad (3-27)$$

Worin die Widerstandzahl c_D als Auftriebsbeiwert vor allem für das Tragflügelprofil aus der Aerodynamik bekannt ist.

Sonstige Kräfte

Bei ausreichend hoher Partikel-Volumenkonzentration üben auch benachbarte Partikel Kräfte aufeinander aus. Für Konzentrationen unter ca. 0,5 Vol. % (bei Messungen unter 0,2 Vol. %) können diese Wechselwirkungen der Partikel vernachlässigt werden.

Sehr kleine Partikel ($x < 1\mu\text{m}$) werden in ihren Bewegungen von den Molekülen des umgebenden Mediums beeinflusst. Es handelt sich dabei um Stoßkräfte, die durch die Brownsche Molekularbewegung sowie durch Diffusionsvorgänge (Temperatur- und/oder Konzentrationsausgleich) hervorgerufen werden.

Sinkgeschwindigkeit im Schwerfeld

Lässt man ein Partikel - seine Dichte sei größer als die des umgebenden Fluids - zum Zeitpunkt $t_0 = 0$ fallen, hat es im ersten Moment die Geschwindigkeit $w_{f0} = 0$, und das Kräftegleichgewicht besteht zwischen der beschleunigenden Gewichtskraft F_g , dem statischen Auftrieb F_A und der Trägheitskraft F_T (siehe Abb. 3.10/a). Mit zunehmender Geschwindigkeit w_f nimmt die bremsende Widerstandskraft F_W ebenfalls zu (siehe Abbildung 3.10/b), die Beschleunigung und mit ihr die Trägheitskraft dagegen nehmen ab, bis sie schließlich verschwunden sind und nur noch drei Kräfte (F_g , F_A und F_W) im Gleichgewicht stehen (siehe Abbildung 3.10/c).

a) Zeitpunkt $t_0 = 0$

b) Beschleunigungsphase

c) stationäres Sinken

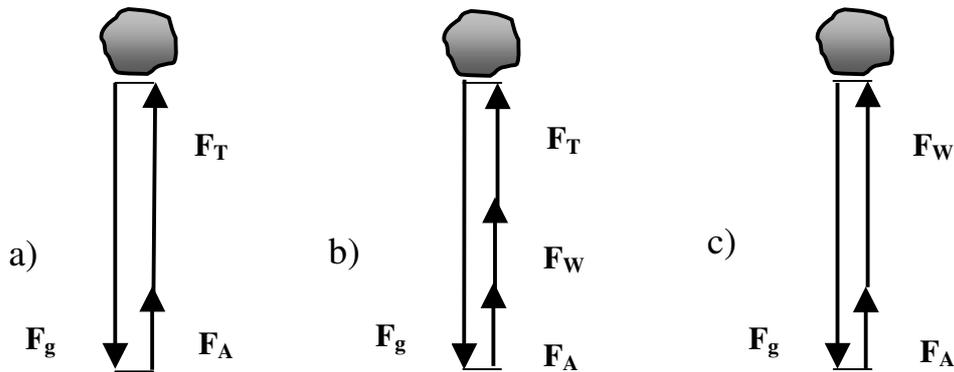


Abbildung 3.10: Kräftegleichgewicht an sinkenden Partikeln die Pfeile sind lediglich zur Veranschaulichung nebeneinander gezeichnet, da die Kräfte realiter auf einer Wirkungslinie liegen [45].

Die Partikel sinkt mit konstanter Geschwindigkeit W_f ab. Diese auch „stationäre Endfallgeschwindigkeit“ genannte Sinkgeschwindigkeit wird im Folgenden betrachtet. Man kann annehmen, dass die Beschleunigungswege und -zeiten bis zum praktischen Erreichen dieser Sinkgeschwindigkeit für sehr viele Anwendungen in der Verfahrenstechnik vernachlässigbar klein sind.

Das Kräftegleichgewicht gemäß Abb. 3.10/c lautet demnach

$$F_g - F_A = F_w \quad (3-28)$$

bzw. mit den Gleichungen (3-12), (3-15), und (3-18)

$$(\rho_p - \rho_f) \cdot (\pi/6) \cdot d^3 \cdot g = (\rho_f/2) \cdot w_f^2 \cdot (\pi/4) \cdot d^2 \cdot c_w(Re_d)$$

Dies liefert für den allgemeinen Zusammenhang zwischen der Sinkgeschwindigkeit W_f einer Kugel und ihrem Durchmesser d

$$W_f^2 = \frac{4}{3} \cdot \frac{(\rho_p - \rho_f)}{\rho_f} \cdot \frac{g \cdot d}{c_w \cdot Re_d} \quad (3-29)$$

$$Re_d = \frac{w_f \cdot d \cdot \rho_f}{\eta} \quad (3-30)$$

Da beide Größen (W_f und d) in $C_w(Re_d)$ noch einmal enthalten sind, ist der Zusammenhang in Gleichung (3-29) nicht explizit.

Für den Stokes- Bereich (Bereich I) und den Newton-Bereich (Bereich III) nach Abbildung 3.9 lässt sich die Gleichung (3-29) mit den Beziehungen aus Gleichung (3-21) bzw. Gleichung (3-22) nach W_f bzw. nach d auflösen. Die Sinkgeschwindigkeit ist im Stokes- Bereich ($Re_d < ca. 0,25$, $C_w = 24/Re_d$)

$$W_{f\text{ St}} = \frac{(\rho_p - \rho_f)}{18 \cdot \eta} g \cdot d^2 \quad (3-31)$$

und im Newton-Bereich ($1 \cdot 10^3 \leq Re_d \leq 2 \cdot 10^5$, $C_w \approx 0,44$)

$$W_{fN} = 1,74 \sqrt{\left(\frac{\rho_p - \rho_f}{\rho_f} \cdot g \cdot d \right)} \quad (3-32)$$

Im Übergangsbereich ($0,25 \leq Re_d \leq 2.10$) kann man verschiedene Methoden zur Berechnung von w_f aus d oder umgekehrt wählen:

- a) eine analytische oder numerische Näherungslösung, wenn eine geeignete Näherungsfunktion für $c_w(Re_d)$ vorliegt oder
- b) die Iteration, wenn $c_w(Re_d)$ -Werte aus einem Diagramm entnommen werden können (siehe Abbildung 3.9)

Tabelle 3.6: Beispiele für disperse Systeme (s: fest, f: flüssig, g: gasförmig)

Beispiel	disperse kontin. Phase		Partikelgrößenbereich m
Gesteinsbrocken	s	g	$10^{-2} \dots\dots\dots 10^0$
Schüttgüter (Zucker, Sand, Kohle, Kunststoffgranulat, Tabletten)	s	g	$10^{-6} \dots\dots\dots 10^{-2}$
Puder, Staub, Rauch	s	g	$10^{-8} \dots\dots\dots 10^{-5}$
Suspensionen, Schlämme	s	f	$10^{-7} \dots\dots\dots 10^{-4}$
Erzhaltiges Gestein, Schleifscheiben	s	s	$10^{-6} \dots\dots\dots 10^{-2}$
Tropfen, Nebel, Aerosol	f	g	$10^{-8} \dots\dots\dots 10^{-3}$
Emulsionen, Milch	f	f	$10^{-7} \dots\dots\dots 10^{-4}$
Blasensysteme, flüssige Schäume	g	f	$10^{-7} \dots\dots\dots 10^{-3}$
Poröse Festkörper, feste Schäume	g	s	$10^{-8} \dots\dots\dots 10^{-2}$

Tabelle 3.6 liefert einen Überblick und einige Beispiele zu dispersen Systemen. Sie soll einen ersten Eindruck von der Vielfalt der vorkommenden Stoffe einerseits, aber auch von den stark variablen Partikelgrößen vermitteln, die Gegenstand der folgenden Betrachtungen sein werden. [45]

3.1.6.2. Randbedingungen

$$\rho_L \text{ (Luftdichte)} = 1,2 \text{ kg / m}^3$$

$$\rho_p \text{ Teststaub Schieferstaub nach ISO 12103} = 2800 \text{ kg / m}^3$$

$$\eta_L \text{ (dynamische Zähigkeit)} = 1,8 \cdot 10^{-5} \text{ kg / (ms)}$$

$$d_p \text{ (Kugeldurchmesser) z.B. } 10 \text{ } \mu\text{m}$$

$$w_L \text{ (Luftgeschwindigkeit) m / s}$$

$$g \text{ (Erdbeschleunigung) } 9,81 \text{ m / s}^2$$

$$c_w \text{ (Re}_d\text{) Widerstandsfunktion}$$

$$\text{Re}_d \text{ (Partikel- Reynoldszahl) nach „Stokes- Bereich“ } \text{Re}_d < \text{ca. } 0,25.$$

Für sehr kleine Geschwindigkeiten ($\text{Re}_d \rightarrow 0$) hat Stokes die Widerstandskraft bei laminarer Umströmung der Kugel berechnet:

3.1.6.3. Rechenverfahren zur Ergebnisermittlung

Berechnung der Anströmgeschwindigkeit

$$F_w = \frac{1}{2} (\rho_L \cdot c_w \cdot A_P \cdot w_L^2) \quad \text{Widerstandskräfte} \quad (3-33)$$

$$F_w = 3 \cdot \eta_L \cdot \pi \cdot d_P \cdot w_L \quad (3-34)$$

$$F_P = ((\pi \cdot d_P^3 / 6) \rho_p) \cdot g \quad \text{Massenkraft} \quad (3-35)$$

$$F_w = F_P \quad (3-36)$$

$$3 \cdot \eta_L \cdot \pi \cdot d_P \cdot w_L = ((\pi \cdot d_P^3 / 6) \rho_p) \cdot g$$

$$W_{\text{luft}} = ((\pi \cdot d_P^3 / 6) \rho_p) \cdot g / 3 \cdot \eta_L \cdot \pi \cdot d_P \quad \text{Anströmgeschwindigkeit}$$

$$W_{\text{luft}} = 1 / 18 ((d_P^2 \cdot \rho_p \cdot g) / \eta_L) \quad (3-37)$$

Berechnung der Anströmgeschwindigkeit des Rohr-Einschublüfters im Schwebezustand der Feinstaubpartikel im Modell sowie Ermittlungen von Emissionsfaktoren, (EF) bei aufgewirbelten Feinstäuben auf befestigten Fahrbahnen:

$$W_{\text{Luft}} = 1/18 \left((20 \cdot 10^{-6} \text{ m})^2 \cdot 2800 \text{ kg/m}^3 \cdot 9,81 \text{ m/s}^2 \right) / 1,8 \cdot 10^{-5} \text{ kg/m s} = 0,0339 \text{ m/s}$$

von Partikelgröße $X = 20 \mu\text{m}$ bis $0,01 \mu\text{m}$

$$W_{\text{Luft}} = 1/18 \left((0,01 \cdot 10^{-6} \text{ m})^2 \cdot 2800 \text{ kg/m}^3 \cdot 9,81 \text{ m/s}^2 \right) / 1,8 \cdot 10^{-5} \text{ kg/m s} = 8,48 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$$

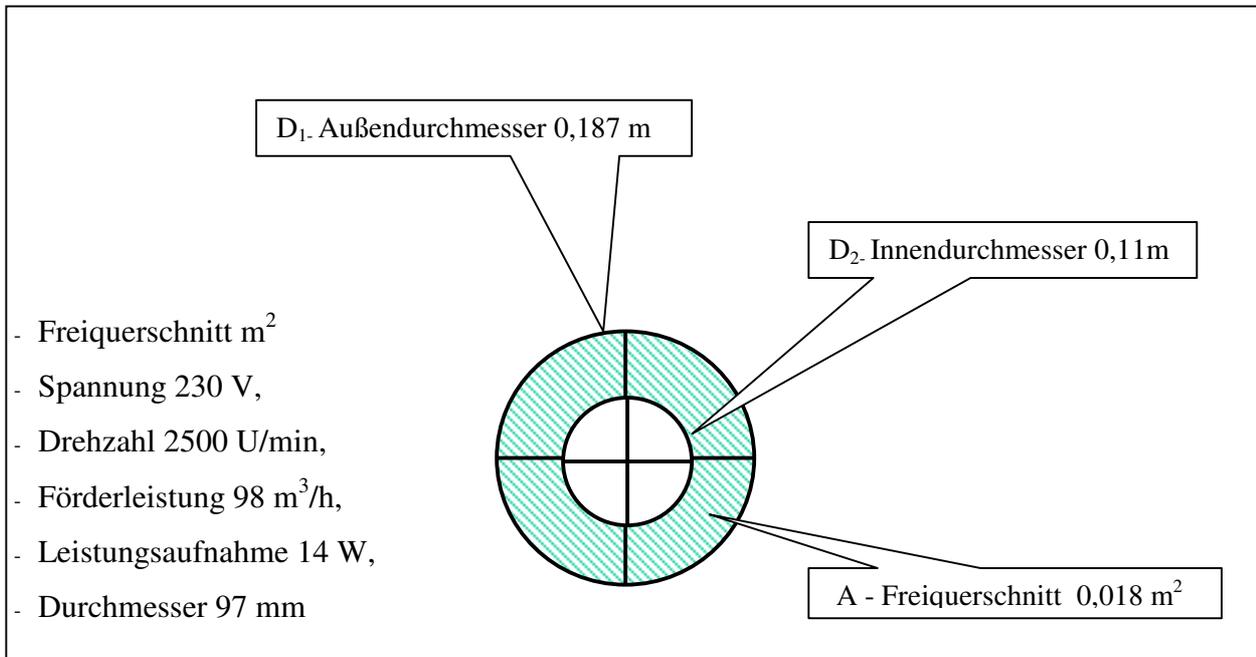


Abbildung 3.11: Anströmgeschwindigkeit im Freiquerschnitt des Aufwirbelungsrohrs

$$A = (D_1^2 \cdot \pi / 4) - (D_2^2 \cdot \pi / 4) \quad \text{Freiquerschnitt m}^2 \quad (3-38)$$

W_{Luft} : Anströmgeschwindigkeit

$$W_{\text{Luft}} = (\text{Förderleistung m}^3/\text{h} / \text{Freiquerschnitt m}^2) / 3600 \text{ s / h}$$

$$W_{\text{Luft}} = 98 \text{ m}^3/\text{h} / (0,018 \text{ m}^2 \cdot 3600 \text{ s / h}) = 1,51 \text{ m/s im Betriebszustand}$$

Berechnung der schwebenden Geschwindigkeit der Partikel in Abhängigkeit von der Partikelgröße und $Re < 0,25$ und $Re < 4000$ im Aufwirbelungsmodell

Widerstandsbeiwert bei ($Re < 4000$)

$$F_W = \frac{1}{2} \cdot \rho_{\text{Luft}} \cdot W_{\text{Luft}}^2 \cdot \frac{\pi}{4} \cdot d_p^2 \cdot c_w (Re) \quad (3-39)$$

$$c_w \approx \frac{21}{Re} + \frac{6}{\sqrt{Re}} + 0,28 \quad (3-40)$$

$$F_p = m \cdot g = v \cdot \rho_p \cdot g \quad \text{Massenkräfte}$$

Für ein Partikel in der Schwebelage gilt

$$F_p = F_W$$

Daraus folgt:

$$w_{L,i+1} = \sqrt{\frac{4}{3} \frac{\rho_p}{\rho_f} g \frac{x}{c_{w,i}}} \quad (3-41)$$

Es handelt sich nicht um eine explizite Formel für Luftgeschwindigkeit, daher ist eine Iteration erforderlich.

Ermittlung des Hauptgasmassenstroms

Der aufgenommene Teilgasmassenstrom wird in der Messzeit τ errechnet oder mit einem Gasmengenzähler gemessen.

Die Staubmasse „m“ im Teilvolumenstrom kann nur über den Zeitraum τ auf einem Messfilter aufgefangen und gewogen werden

$$m = \int \dot{V}(\tau) d\tau \quad (3-42)$$

Die mittlere Staubbelastung des Teilvolumenstromes ergibt sich durch

$$\bar{C} = \frac{\bar{m}}{\bar{V}} \quad (3-43)$$

Berücksichtigt man die Zustandsänderungen des Teilvolumenstromes in der Entnahmeeinrichtung durch die Funktion $f(T, p)$, so ist für den in der Teilquerschnittfläche erfassten Teilvolumenstrom

$$\bar{C} f(T, p) = \frac{\bar{m}}{V} f(T, p)$$

Die Teilstromentnahme nach Abb. 3.7, soll, bezogen auf den wirksamen Querschnitt der Entnahmesonde, geschwindigkeitsgleich erfolgen, da sonst eine Entmischung des Gas- Staubstromes möglich ist. Die gemessene Staubbelastung ergibt sich somit als Mittelwert über die Messzeit t , die mit Rücksicht auf die Massenbestimmung nicht beliebig klein sein kann [44].

3.1.6.4 Ermittlung des vollständigen Messergebnisses

Tabelle 3.7: Berechnungsdaten für Anströmgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Partikelgröße bei Testschieferstaub nach ISO 12103 Staubbichte $\rho_P = 2800 \text{ kg / m}^3$

Partikelgröße m	Anströmgeschwindigkeit (m/s)
$20,0 \cdot 10^{-6}$	0,03391
$19,0 \cdot 10^{-6}$	0,03030
$18,0 \cdot 10^{-6}$	0,02747
$17,0 \cdot 10^{-6}$	0,02450
$16,0 \cdot 10^{-6}$	0,02170
$15,0 \cdot 10^{-6}$	0,01908
$14,0 \cdot 10^{-6}$	0,01662
$13,0 \cdot 10^{-6}$	0,01433
$12,0 \cdot 10^{-6}$	0,01221
$11,0 \cdot 10^{-6}$	0,01026
$10,0 \cdot 10^{-6}$	0,00848
$9,0 \cdot 10^{-6}$	0,00687
$8,0 \cdot 10^{-6}$	0,00543
$7,0 \cdot 10^{-6}$	0,00415
$6,0 \cdot 10^{-6}$	0,0305
$5,0 \cdot 10^{-6}$	0,0212
$4,0 \cdot 10^{-6}$	0,0136
$3,0 \cdot 10^{-6}$	0,0076
$2,0 \cdot 10^{-6}$	0,0034
$1,0 \cdot 10^{-6}$	0,00085
$0,5 \cdot 10^{-6}$	0,000212
$0,25 \cdot 10^{-6}$	0,000053
$0,10 \cdot 10^{-6}$	0,00000648
$0,05 \cdot 10^{-6}$	0,000002153
$0,01 \cdot 10^{-6}$	0,000000848

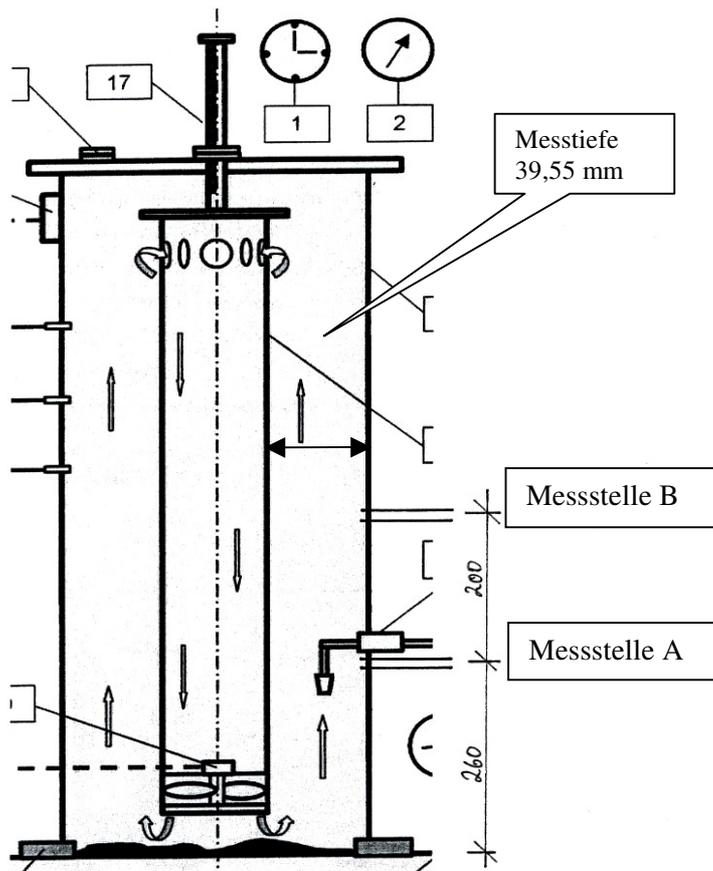


Abbildung 3.12: Darstellung der Messung der Anströmgeschwindigkeit mit Messstellen A und B

Tabelle 3. 8: Messpunkte für die Anströmgeschwindigkeit im Staubrohr

Messstiefe	Messversuch 1		Messversuch 2	
	Messstelle A	Messstelle B	Messstelle A	Messstelle B
mm	m/s	m/s	m/s	m/s
0	--	--	--	--
2	1,11	0,71	1,05	0,72
10	1,60	1,29	1,53	1,26
20	1,80	1,57	1,65	1,52
30	1,76	1,59	1,63	1,55
38,5	--	--	--	--

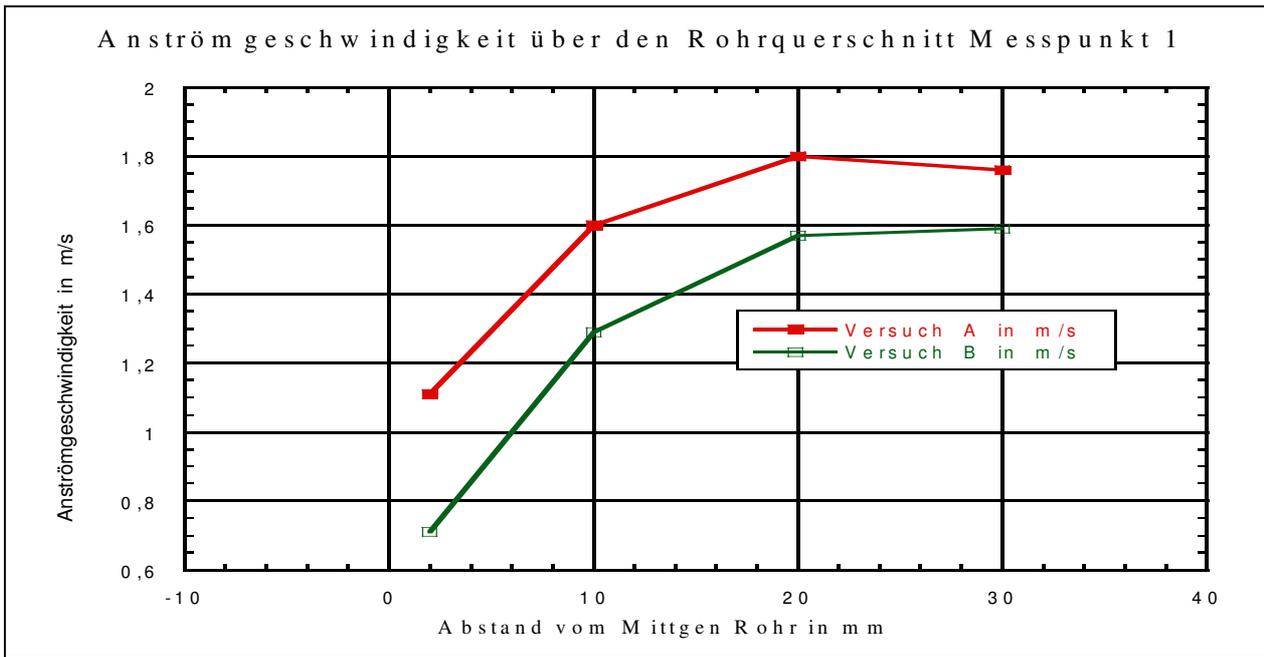


Abbildung 3.13: Grafische Darstellung; Messversuch 1 für die Anströmgeschwindigkeit im Staubrohr gemäß Tabelle 3.8

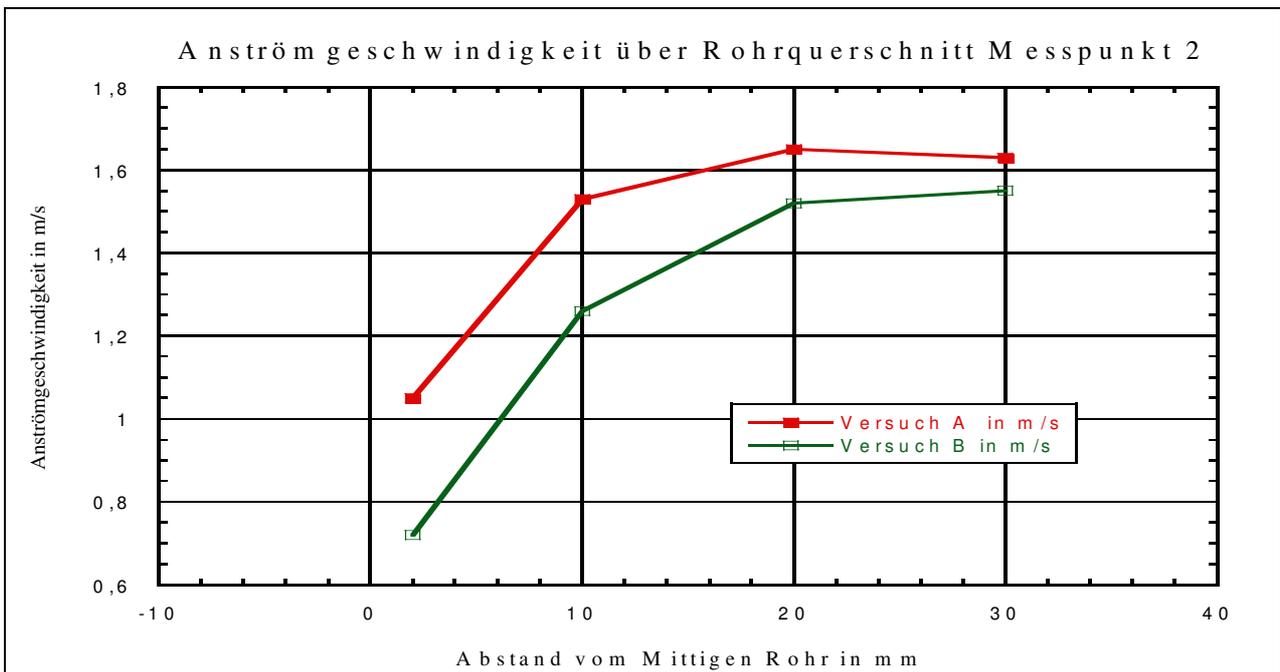


Abbildung 3.14: Grafische Darstellung; Versuch 2 für die Anströmgeschwindigkeit im Staubrohr gemäß Tabelle 3.8

Im Bereich von 30 bis 38,5 mm wurde nicht gemessen, da der ca. 8 mm lange Kopf der Messsonde sonst mit dem Aluminiumrohr ((Stützrohr) Pos. 23 und 24 Abb. 3.12) hätte in Kontakt kommen können.

Eine Freihandmessung an einer Öffnung (ohne Aluminiumrohr) im Außenrohr in ca. 380 mm Höhe ergab, dass die Strömungsgeschwindigkeit innerhalb der 8,5 mm vor der Außenwand wieder abfällt.

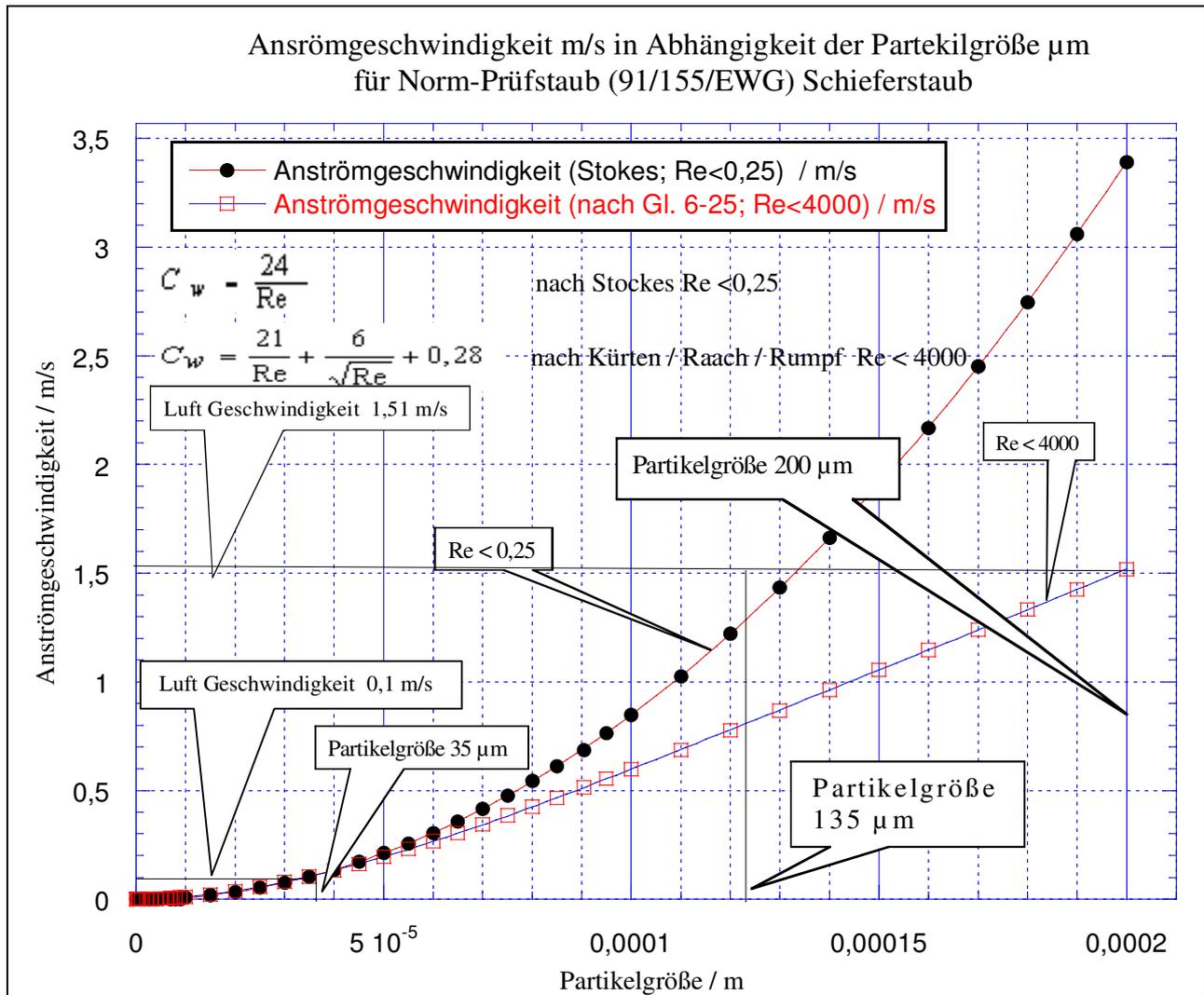


Abbildung 3.15: Grafische Darstellung Anströmgeschwindigkeit für Feinstaubpartikel in der Anströmungsluft bei $Re < 0,25$ und $Re < 4000$.

Oben wurde W_L nach Formel (3-41) $W_{Li+1} = \sqrt{\frac{4}{3} \frac{\rho_p}{\rho_f} g \frac{x}{c_{w,i}}}$ nach Stokes ($Re < 0,25$)

als Startwert verwendet, dann wurde die Reynoldszahl, mit der Reynoldszahl der C_w -Wert nach

Stokes (Re < 0,25) als Startwert verwendet, dann wurde die **Reynolds-zahl**, mit der Reynoldszahl **der CW – Werte** berechnet. Damit ergab sich die neue Luftgeschwindigkeit.

Dann erfolgte eine erneute Berechnung von **Re, CW, WL** bis die Abweichung zwischen **zwei Iterationen gering genug** war.

Die grafische Darstellung Abb. 3.15 zeigt zwei Kennlinien den schwebenden Feinstaubpartikel für Schieferstaub, Staubdichte $\rho_p = 2800 \text{ kg / m}^3$, bei verschiedenen Anströmgeschwindigkeiten und Partikelgrößen im Aufwirbelungsrohr.

Bei der Kennlinie für $Re < 0,25$ und bei der Anströmungsgeschwindigkeit 1,51 m/s im Betriebszustand werden sich die Feinstaubpartikel von 135 μm Größe theoretisch im schwebenden Zustand befinden. Partikel mit einer Partikelgröße $< 135 \mu\text{m}$ werden im Zirkulationsumlauf der Anströmungsluft aufgewirbelt.

Bei der Kennlinie für $Re < 4000$ und bei der Anströmungsgeschwindigkeit 1,51 m/s werden Feinstaubpartikel einer Größe von 200 μm sich theoretisch im schwebenden Zustand befinden.

Nach $w_{\text{luft}} = 1 / 18 ((d^2_p \cdot \rho_p \cdot g) / \eta_L) \cdot$ Partikel mit einer Partikelgröße $< 200 \mu\text{m}$ werden im Zirkulationsumlauf der Anströmungsluft aufgewirbelt.

3.1.7. Labormessung

Es wurde eine Vielzahl von Versuchen mit Staubrohr durchgeführt, unter der Maßgabe, bei annähernd gleichen Bedingungen reproduzierbare Messungsergebnisse zu erhalten.

3.1.7.1. Definition Messaufgabe, Messgröße und Maßeinheit

Es wird dasselbe Untersuchungsgut verwandt wie in den vorangegangenen Testmessungen:

Für alle Teststaubproben wurde der „Mineralstaub“ nach ISO 12103 feine Körnung, ISO 5011 feine IEC 60312 der Firma DMT verwendet.

Mit einem Aerosolspektrometer wurde die Partikelanzahl je Liter im Luftstrom gemessen (Messgerät Abbildung 3.21).

Um einen direkten Vergleich der Messwerte zu gewährleisten, wurden die maximalen Messergebnisse der Partikelanzahl $1/l$ zugrunde gelegt und dann umgerechnet in $1/\text{m}^3$ und $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.1.7.2. Messeinrichtung

Es wird entsprechend dasselbe Messverfahren angewendet: die Messung erfolgt mithilfe des Nebenaggregats zur Erstellung von reproduzierbaren Feinstaubproben (siehe Abbildung 3.16 bis Abbildung 3.22). Die Aufwirbelung erfolgte mittels eines Staubrohrs wie in Abbildung 3.23 dargestellt.

Aggregat zur Erstellung reproduzierbarer Feinstaubproben

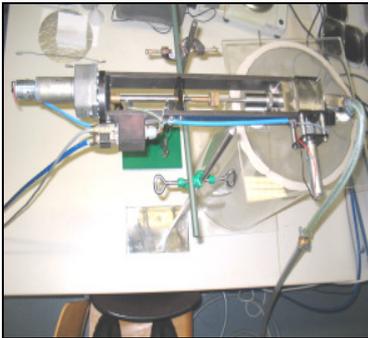


Abbildung 3.16: Bürstendispergierer



Abbildung 3.17: Steuergerät



Abbildung 3.18: Diverse Staubkolben und Bürste

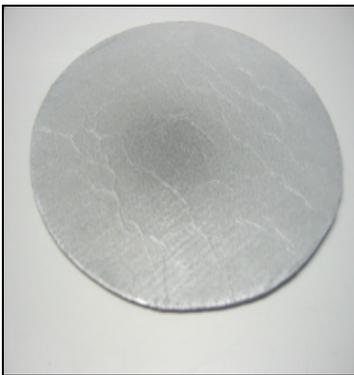


Abbildung 3.19: Pappscheibe mit 2,0 g Probemasse.

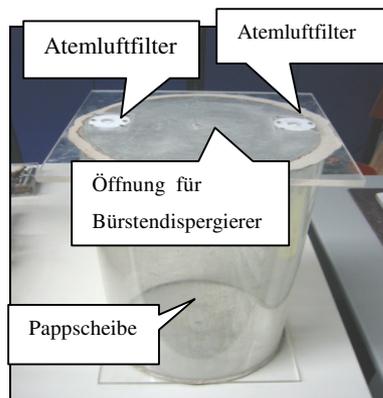


Abbildung 3.20: Plexiglaszylinder



Abbildung 3.21: Messgerät

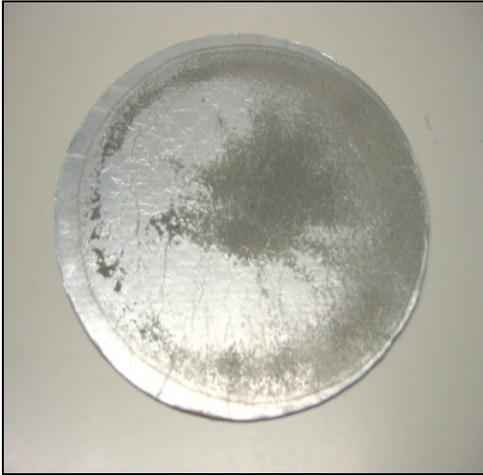


Abbildung 3.22: Pappscheibe mit Feinstaubprobe nach der Messvorgang.



Abbildung 3.23: Staubrohr

Zur Vorbereitung der Probenmasse wurde die Pappscheibe mit sedimentiertem Mineralstaub (Abbildung 3.19) vor der Messung gewogen.

Die Messintervalle betragen **1 Sekunde**. Die Partikeln wurden differenziell gezählt; der aerodynamische Durchmesser wurde in **acht Intervallen** von 2,0 – 3,0 μm , 3,0 – 4,0 μm , 4,0 – 5,0 μm , 5,0 – 7,5 μm , 7,5 – 10,0 μm , 10,0 – 15,0 μm , 15,0 – 20,0 μm und $>20,0 \mu\text{m}$ dargestellt. Die Entnahmesonde befand sich 370 mm über der Probe.

Die Messung erfolgte über einen Zeitraum von **21 Minuten**, wobei der Ventilator der Apparatur **60 Sekunden nach Beginn** der Messung ein und **360 Sekunden** nach Beginn der Messung ausgeschaltet wurde.

Nach jeder Messung wurde die Pappscheibe erneut gewogen, um die aufgewirbelte Masse an Mineralstaub und die Gesamtmasse der Mineralstaubprobe zu ermitteln.

Es war nach jeder Messung eine Veränderung in der Verteilung des Probenstaubs auf der Oberfläche der Pappscheibe festzustellen (Abbildung 3.22).

Die Staubausbringung erfolgte mit einem Bürstendispersierger (Abbildung 3.16) auf eine runde Pappscheibe (Abb. 3.19) mit einem Durchmesser von 200 mm, welche von beiden Seiten mit Aluminiumfolie beschichtet wurde. Dazu wurden 2,0 g des Staubes eingewogen und mit einem Trichter in einen Zylinder mit 7 mm Durchmesser eingefüllt (Abbildung 3.18). Die gereinigte Pappscheibe wurde mittig unter ein zylinderförmiges Gefäß aus Plexiglas (Abbildung 3.20) mit einem Durchmesser von 290 mm und einer Höhe von 500 mm gelegt. Der Bürstendispersierger wurde auf die Öffnung im Deckel des Plexiglasgefäßes aufgesetzt.

Die zugeführte Luft entwich durch die Atemluftfilter.

3.1.7.5. Ermittlung des vollständigen Messergebnisses

Bei einer Reduzierung der Probenmassen wurde eine deutlichere Abhängigkeit von der Mass (μg) festgestellt.

Tabelle 3.9: Berechnung des Partikelvolumens V_p in m^3 und der Partikelmasse in μg nach den Gleichungen (3-45) und (3-46)

X_{ae}: Aerodynamische Durchmesser μm	PM3.0	PM4.0	PM5.0	PM7.5	PM10.0	PM15.0	PM20.0
Partikelvolumen / (m^3 / ein Partikel) $V_p = \frac{4 \cdot \pi \cdot d_p^3}{6}$	$14,0 \cdot 10^{-18}$	$34,0 \cdot 10^{-18}$	$39,0 \cdot 10^{-18}$	$221,0 \cdot 10^{-18}$	$524,0 \cdot 10^{-18}$	$1767,0 \cdot 10^{-18}$	$4189,0 \cdot 10^{-18}$
Partikelmasse / (μg / ein Partikel) $m_p = V_p \cdot \rho_p$	$39,2 \cdot 10^{-6}$	$95,2 \cdot 10^{-6}$	$109,2 \cdot 10^{-6}$	$618,8 \cdot 10^{-6}$	$1467,2 \cdot 10^{-6}$	$4947,6 \cdot 10^{-6}$	$11729,2 \cdot 10^{-6}$

V_p : Partikelvolumen / (m^3)

d_p : X_{ae} Aerodynamischer Durchmesser / μm

m_p : Partikelmasse / μg

ρ_p : Partikeldichte $2800 \cdot 10^9$ / ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

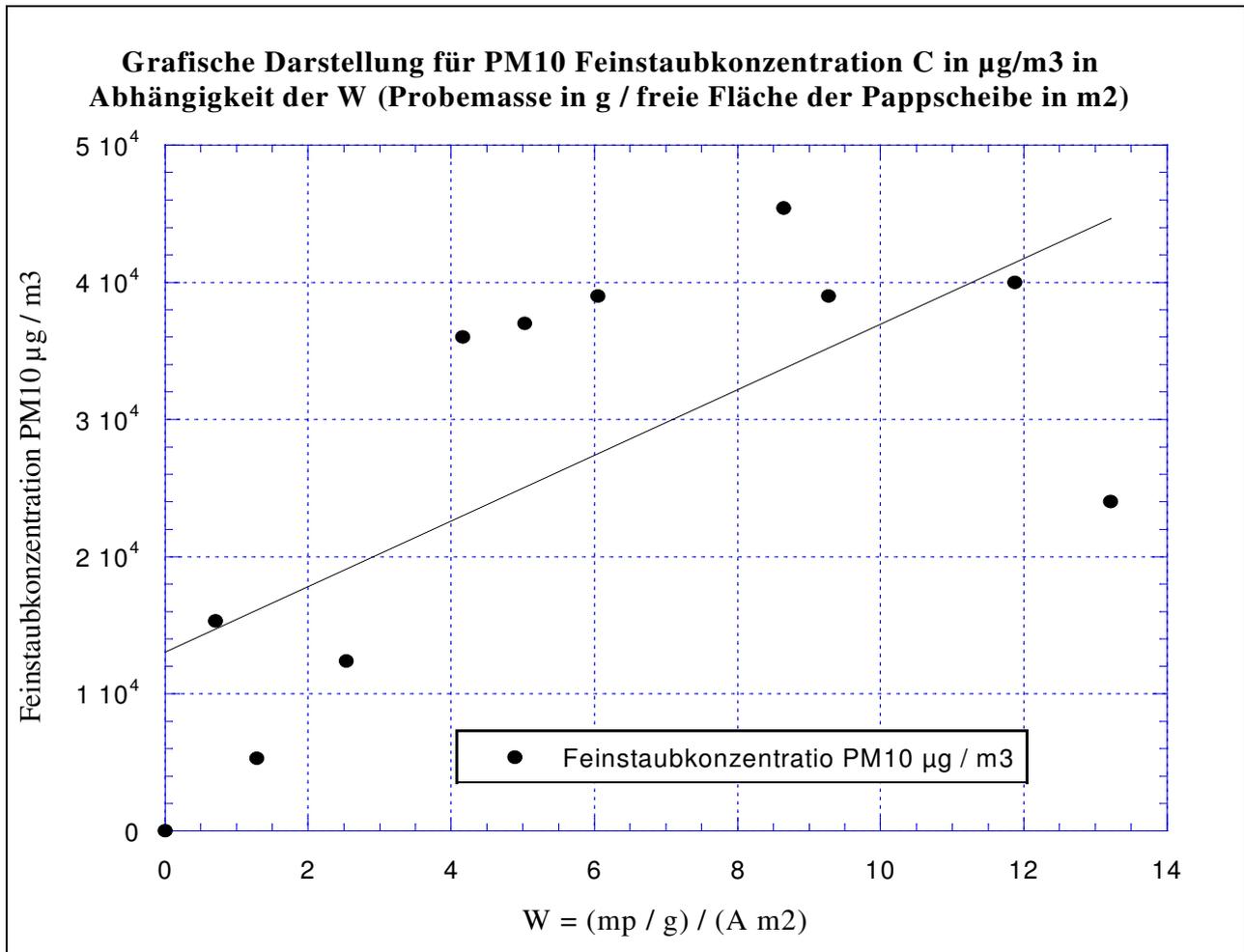


Abbildung 3.24: Grafische Darstellung der maximalen PM10 Feinstaubkonzentration C in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ während der Aufwirbelung unter dem Staubrohr in Abhängigkeit von der Probenmasse m_p in g pro freier Fläche der Pappscheibe in $0,031 \text{ m}^2$ gemäß Anhang 7 Messreihen 4 bis 14.

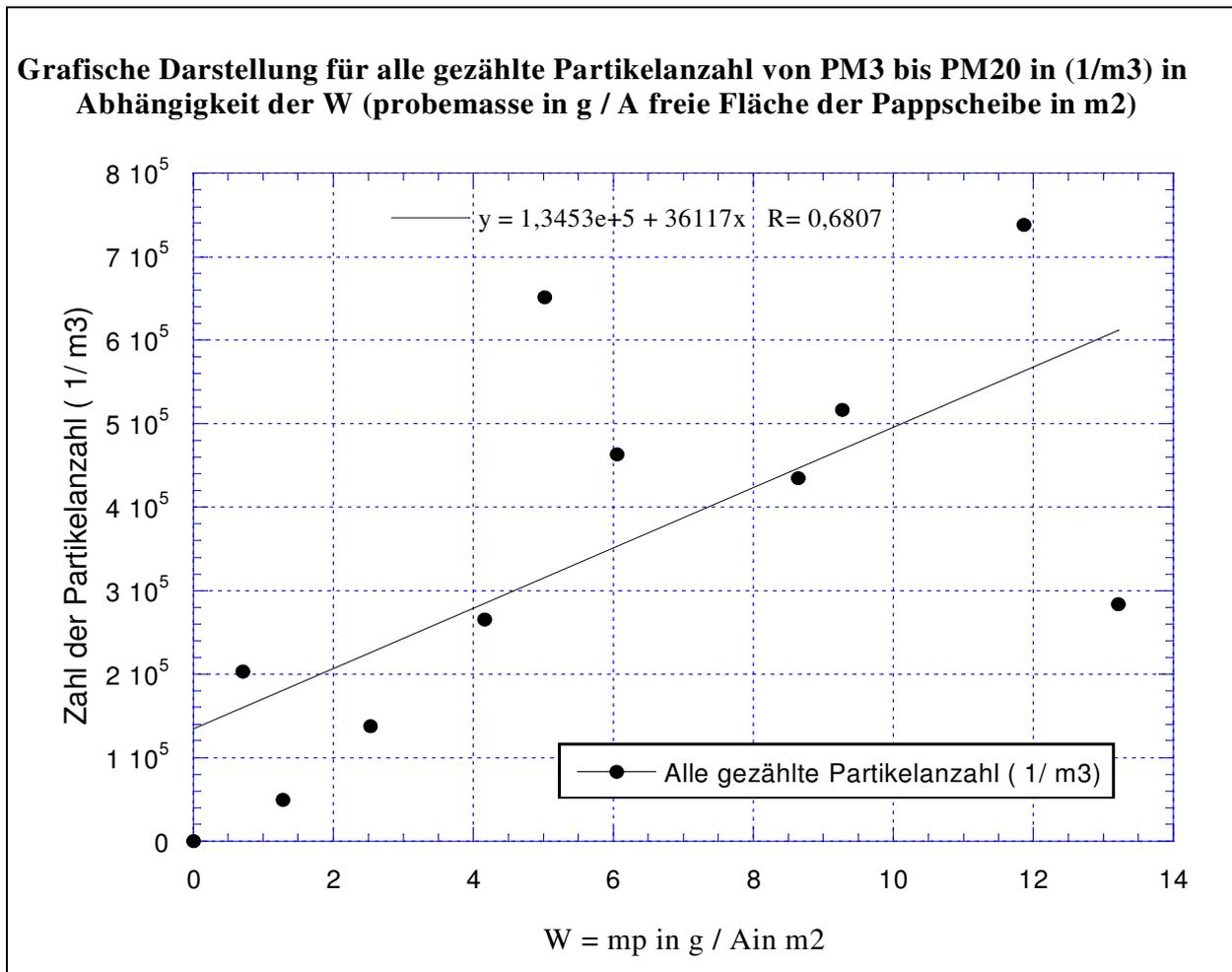


Abbildung 3.25: Grafische Darstellung der maximalen C_N Partikelanzahl in (1/m³) für alle gezählten Partikel in Abhängigkeit von der Probenmasse m_p in g pro freier Fläche der Pappscheibe in 0,031 m² gemäß Anhang 5

Abbildung 3.24 und Abbildung 3.25 verdeutlichen, dass die Feinstaubkonzentration $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und alle gezählten Partikel 1/m³ mit zunehmender Probeladung ansteigen.

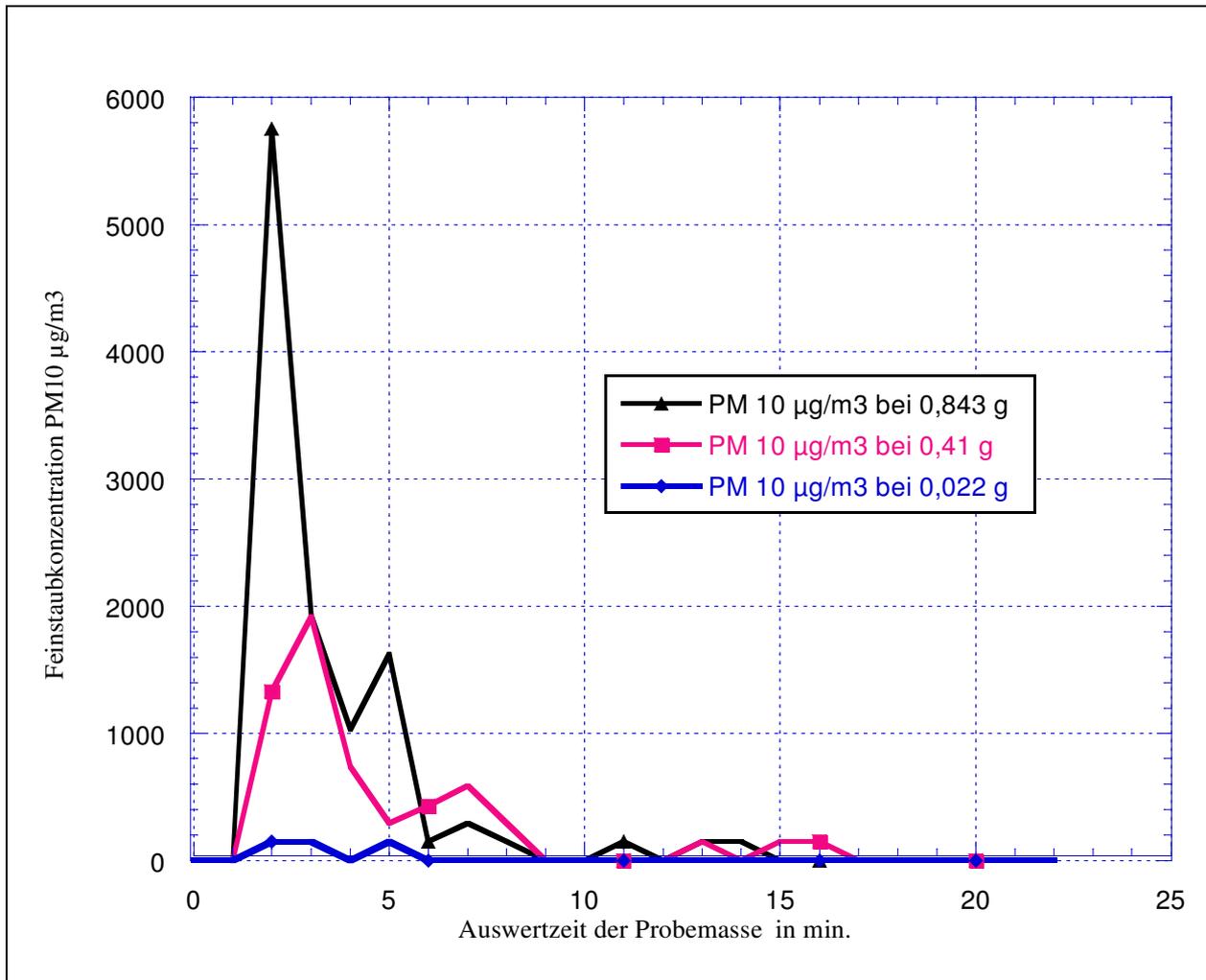


Abbildung 3.26: Grafische Darstellung der PM10-Feinstaubkonzentration in Abhängigkeit von der Messzeit in Minuten (min) und der Probenmasse in g, gemäß Anhang 5 Probe Nr. 10, 1, 12.

Auswertzeit erfolgte über einen Zeitraum von **21 Minuten**, wobei der Ventilator der Apparatur **60 Sekunden nach Beginn** der Messung eingeschaltet und **360 Sekunden** nach Beginn der Messung ausgeschaltet wurde.

3.1.7.6. Arithmetischer Mittelwert und Standardabweichung

Um den arithmetischen Mittelwert mehrerer Einzelmessungen zu bilden, werden alle vorkommenden Messergebnisse aufsummiert und durch die Anzahl der Einzelmessungen dividiert (siehe Tabelle 3.10) [45]. Hier am Beispiel der mittleren Partikelanzahl dargestellt.

$$\text{Mittelwert: } \bar{C}_N = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n C_{N,i} \quad (3-48)$$

Um die zufällige Abweichung der Einzelwerte vom Mittelwert erfassen zu können, muss die mittlere quadratische Abweichung (der mittlere quadratische Fehler der Einzelbeobachtung) berechnet werden. Diesen Wert bezeichnet man als Standardabweichung „s“ (siehe Tabelle 3.10 und Tabelle 3.11) [26].

$$\text{Standardabweichung } s = + \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (C_{N,i} - \overline{C_N})^2} \quad (3-49)$$

Für hinreichend große Werte von „n“ nähert sich „s“ der Standardabweichung „σ“. In vielen Fällen ist es zweckmäßig, anstelle der Standardabweichung „s“ den Variationskoeffizienten s_r , d.h. die relative Standardabweichung, zugrunde zu legen:

$$\text{relative Standardabweichung } s_r = \frac{s}{\overline{x}} = \frac{100 s}{\overline{x}} \% \quad (3-50)$$

Die in Tabelle 3.10 und Tabelle 3.11 dargestellten Ergebnisse zeigen, dass die errechneten Werte für die relative Standardabweichung „ s_r “ teilweise erheblich von der Standardabweichung „s“ abweichen [26].

Tabelle 3.10: Ermittlung des Mittelwerts, der Standardabweichung und der relativen Standardabweichung für die Partikelanzahl C_N in ($1/m^3$) gemäß Anhang 7

X_{ae} : Aerodynamische Durchmesser μm	PM3,0 μm C_N $1/m^3$	PM4,0 μm C_N $1/m^3$	PM5,0 μm C_N $1/m^3$	PM7,5 μm C_N $1/m^3$	PM10,0 μm C_N $1/m^3$	PM15,0 μm C_N $1/m^3$	PM20,0 μm C_N $1/m^3$
Mittelwert für die Partikelanzahl $\overline{C_N}$	126,5 10^6	41,2 10^6	30,7 10^6	11,4 10^6	4,9 10^6	2,1 10^6	1,2 10^6
Standardabweichung „s“	169,2 10^6	27,2 10^6	21,5 10^6	2,2 10^6	2,5 10^6	1,3 10^6	1,5 10^6
relative Standardabweichung „ s_r “	134 %	66 %	70 %	19 %	51 %	62 %	125 %

Tabelle 3.11: Ermittlung des Mittelwerts, der Standardabweichung und der relativen Standardabweichung für die Partikelkonzentration C in ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) gemäß Anhang 6

X_{ae} : Aerodynamische Durchmesser μm	PM3,0 μm C $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM4,0 μm C $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM5,0 μm C $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM7,5 μm C $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10,0 μm C $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM15,0 μm C $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM20,0 μm C $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Mittelwert Partikelkonzentration \bar{C}	$3,0 \cdot 10^4$	$1,2 \cdot 10^4$	$2,6 \cdot 10^4$	$2,9 \cdot 10^4$	$2,9 \cdot 10^4$	$4,2 \cdot 10^4$	$5,4 \cdot 10^4$
Standardabweichung „s“	$4,6 \cdot 10^4$	$0,8 \cdot 10^4$	$2,1 \cdot 10^4$	$2,8 \cdot 10^4$	$1,7 \cdot 10^4$	$2,6 \cdot 10^4$	$7,3 \cdot 10^4$
relative Standardabweichung „s _r “	153 %	67 %	81 %	97 %	59 %	62 %	135 %

3.1.7.7. Messfehler

Es liegt eine Gesamtmenge von Partikeln, d.h. ein Partikelkollektiv vor. Dieses wird hinsichtlich zweier Aspekte klassifiziert: der vorkommenden Partikelgrößen sowie deren quantitativer Verteilung.

Jedes Messergebnis wird verfälscht durch die Unvollkommenheit des Messgegenstands, der Messgeräte (einschließlich Maßverkörperungen) und der Messverfahren, außerdem durch äußere Einflüsse der Umwelt (z.B. Temperatur, Luftdruck und -feuchtigkeit) und der Beobachter, sowie durch zeitliche Veränderungen bei allen diesen Fehlerquellen [26].

3.1.7.8. Partikelgrößenverteilungen des Teststaubs

In der Tabelle 3.12 wird die Auswertung der Messwerte dargestellt, die auf der Basis der nachstehenden Gleichungen erfolgte. Dabei ist zu beachten, dass die angegebenen Werte entweder einer Intervallgrenze „ x_i “ oder einem Intervallmittelwert „ \bar{x}_i “ zugeordnet sind. Abbildung 3.27 und Abbildung 3.28 zeigen jeweils typische grafische Darstellungen solcher Partikelgrößenverteilungen.

Die als Funktion der Intervalluntergrenzen aufgetragenen Werte der Verteilungssummen werden meist durch Geradenabschnitte miteinander verbunden. Im Folgenden werden die Verteilungsdichte als Histogramm über der Intervallmitte gezeichnet. Bei einer höheren Anzahl an Intervallen ist die Verbindung der berechneten Stützstellen durch eine glatte Kurve ebenfalls üblich.

In jedem Fall beträgt die Fläche unterhalb einer Verteilungsdichtefunktion genau „1“. Man spricht hier von der sogenannten „Normierungsbedingung“.

Anhand des vorliegenden Berechnungsvorgangs soll die Bestimmung der Anzahlverteilungssumme $Q_0(x_i)$ in % bzw. Anzahlverteilungsdichte $q_0(\bar{x}_i)$ in $1/\mu\text{m}$ sowie die einer Massenverteilungssumme $Q_3(x_i)$ in % bzw. Massenverteilungsdichte $q_3(\bar{x}_i)$ in $1/\mu\text{m}$ exemplifiziert werden. Hierzu schreibt man die Gleichungen (3-51) und (3-52) unter Einführung der Anzahl N_i an Partikeln in einer Fraktion „i“ und deren Masse M_i wie folgt [53]:

$$Q_r(x_i) = \frac{\text{Teilmenge } \{0 < x \leq x_i\}}{\text{Gesamtmenge } \{0 < x \leq x_{\max}\}} \quad (3-51)$$

$$q_r(\bar{x}_i) = \frac{\text{Teilmenge } \{0 < x \leq x_i\}}{\text{Gesamtmenge } \{0 < x \leq x_{\max}\} \cdot (x_{i+1} - x_i)} \quad (3-52)$$

i Laufvariable

x_i Grenze eines Partikelgrößenintervalls μm

\bar{x}_i Mitte eines Partikelgrößenintervalls $= 1/2 (x_{i+1} + x_i) \mu\text{m}$ (3-53)

Δx_i Partikelgrößenintervall Differenz $= (x_{i+1} - x_i) \mu\text{m}$

N_i Partikelanzahl pro Volumen- oder Flächeneinheit $1/\text{m}^3$ nach Tab. 3.10

$\sum N_i$ Partikelanzahlsumme $1/\text{m}^3$

$$Q_0(x_i) \text{ Anzahlverteilungssumme} = \frac{\sum_{v=1}^{i-1} N_v}{N_{\text{gesamt}}} \% \quad (3-54)$$

V Partikelvolumen

$$q_0(\bar{x}) \text{ Anzahlverteilungsdichte} = \frac{N_i}{N_{\text{gesamt}} \cdot \Delta x_i} \quad 1/\mu\text{m} \quad (3-55)$$

M_i Partikelmasse $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nach Tab. 3.11

$\sum M_i$ Summe der Partikelmasse $\mu\text{g}/\text{m}^3$

$$Q_3(x_i) \text{ Massenverteilungssumme} = \frac{\sum_{v=1}^{i-1} M_v}{M_{\text{gesamt}}} \quad \% \quad (3-56)$$

$$q_3(\bar{x}) \text{ Massenverteilungsdichte} = \frac{M_i}{M_{\text{gesamt}} \cdot \Delta x_i} \quad 1/\mu\text{m} \quad (3-57)$$

Tabelle 3.12: Schema zur Berechnung von Partikelgrößenverteilungen für Teststaub der Norm-Prüfstaub ISO 12103 Feine, ISO 5011 Mineralstaub Schiefer, für Mittelwert: $\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$ alle Probenmassen m_p / g gemäß Tabelle 3.10 und Tabelle 3.11, Anhang 6 und Anhang 7

i	x_i μm	\bar{x}_i μm	Δx_i μm	N_i $1/\text{m}^3$ gemäß Tab. 3.10	$\sum N_i$ $1/\text{m}^3$	$Q_0(x_i)$ %	$q_0(\bar{x})$ $1/\mu\text{m}$	M_i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemäß Tab. 3.11	$\sum M_i$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$Q_3(\bar{x}_i)$ %	$q_3(\bar{x})$ $1/\mu\text{m}$
1	0	1,5	3	0	0	0	0	0	0	0	0
2	3	3,5	1	$126,5 \cdot 10^6$	$126,5 \cdot 10^6$	58,0	0,580	$3,0 \cdot 10^4$	$3,0 \cdot 10^4$	13,5	0,135
3	4	4,5	1	$41,2 \cdot 10^6$	$167,710^6$	77,0	0,189	$1,2 \cdot 10^4$	$4,2 \cdot 10^4$	18,8	0,0538
4	5	6,25	2,5	$30,7 \cdot 10^6$	$198,4 \cdot 10^6$	91,0	0,056	$2,6 \cdot 10^4$	$6,8 \cdot 10^4$	30,5	0,0466
5	7,5	8,75	2,5	$11,4 \cdot 10^6$	$209,8 \cdot 10^6$	96,2	0,021	$2,9 \cdot 10^4$	$9,7 \cdot 10^4$	43,5	0,0520
6	10	12,5	5	$4,9 \cdot 10^6$	$214,7 \cdot 10^6$	98,4	0,0045	$2,9 \cdot 10^4$	$12,6 \cdot 10^4$	56,5	0,0260
7	15	17,5	5	$2,1 \cdot 10^6$	$216,8 \cdot 10^6$	99,5	0,002	$4,2 \cdot 10^4$	$16,8 \cdot 10^4$	75,3	0,0377
8	20				$218,0 \cdot 10^6$	100			$22,3 \cdot 10^4$	100	

Bei diesem Berechnungsvorgang wird deutlich, dass dieselbe Partikelfraktion mittels diverser Parameter beschrieben werden kann. Welche Art der Darstellung sinnvoll ist, hängt von der jeweiligen Fragestellung ab. In jedem Fall muss aber klar ersichtlich sein, welches Partikelmerkmal und welche Mengenart der erstellten Kurve zugrunde liegen, da ansonsten die Angabe der Partikelgrößenverteilungen nicht aussagekräftig ist [53].

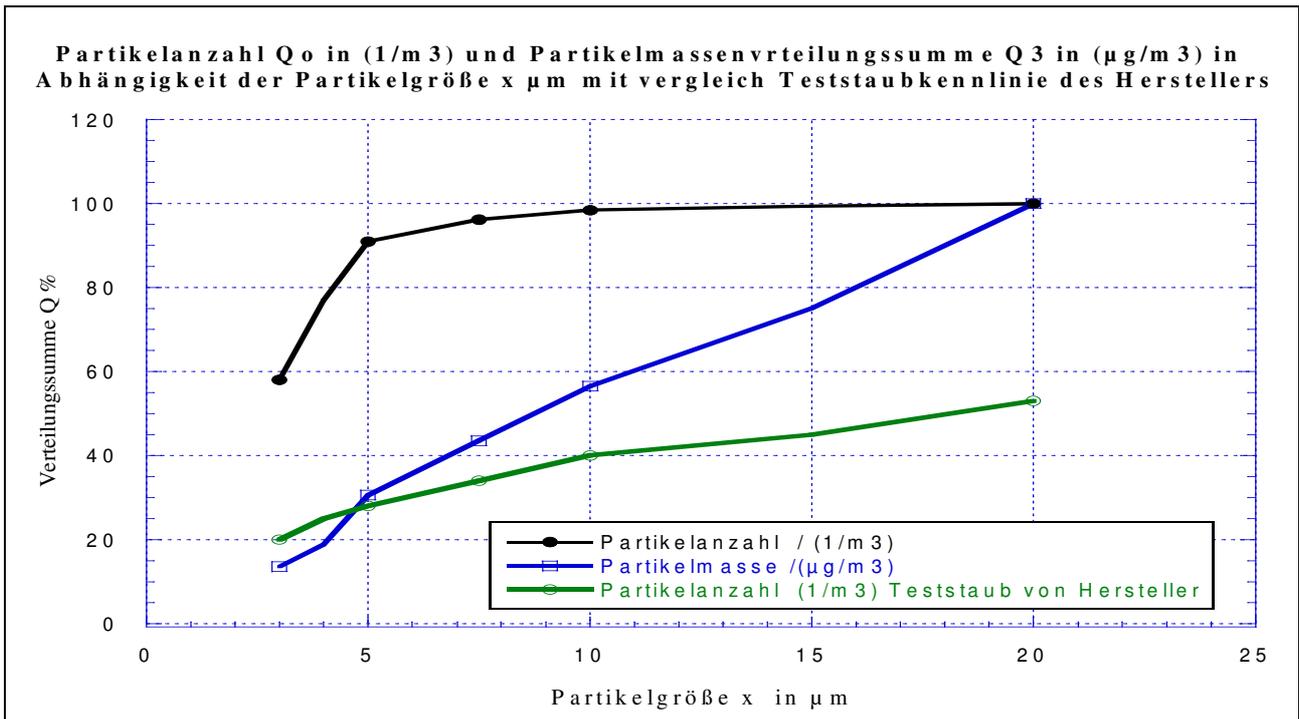


Abbildung 3.27: Grafische Darstellung der Partikelanzahl Q_0 und der Partikelmassenverteilungssumme Q_3 in Abhängigkeit von der Partikelgröße $x/\mu m$, verglichen mit der Angabe der Teststaubkennlinie des Herstellers gemäß Tabelle 3.12

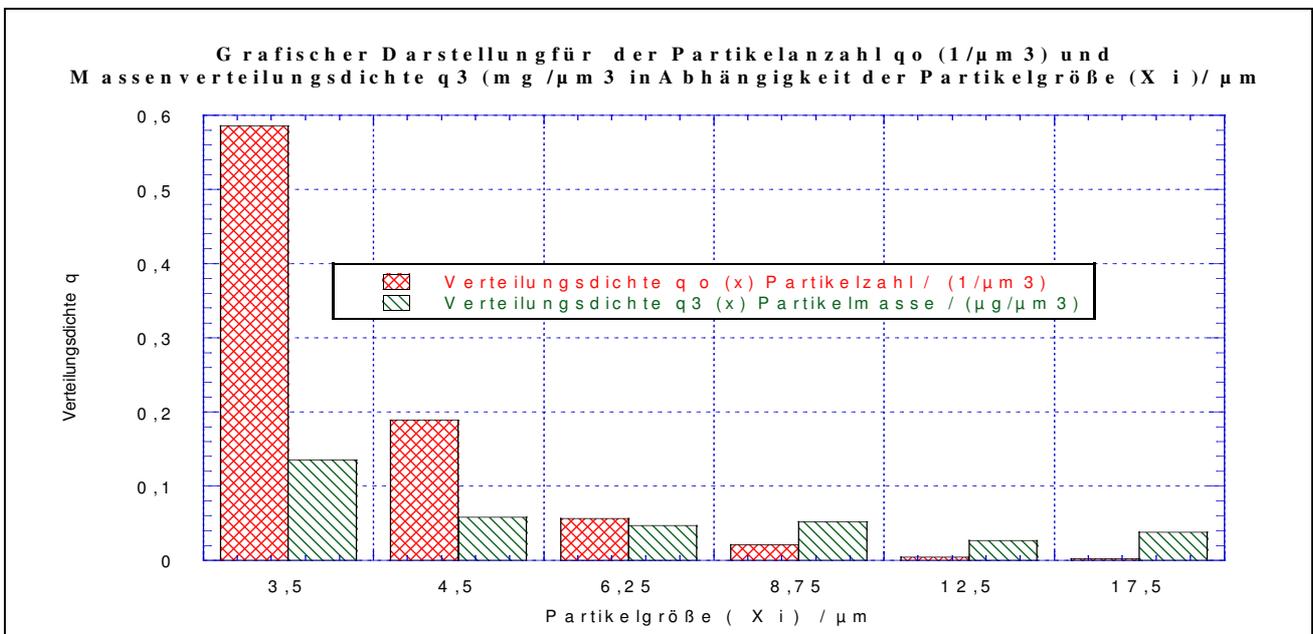


Abbildung 3.28: Grafische Darstellung der Anzahlverteilungsdichte q_0 \bar{x}_i und der Massenverteilungsdichte q_3 \bar{x}_i gemäß Tabelle 3.12

Eine Möglichkeit, unterschiedliche Partikelkollektive miteinander zu vergleichen, besteht in der Ableitung bestimmter charakteristischer Kennwerte aus den kompletten Partikelgrößenverteilungen. Da dieses Vorgehen jedoch einen gewissen Informationsverlust zur Folge hat, muss jeweils im Einzelfall entschieden werden, ob der erzielte Vergleich valide ist. Im Folgenden werden einige verbreitete Vorgehensweisen skizziert [53].

Tabelle 3.13: Schema zur Berechnung der Partikelgrößenverteilung für Teststaub der Norm-Prüfstaub ISO 12103 Feine, ISO 5011 Mineralstaub Schiefer, für Mittelwert: $\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$ alle Probenmassen m_p Probenmassen m_p / g gemäß und Anhang 7.

i	x_i μm	\bar{x}_i μm	Δx_i m	N_i $1/\text{m}^3$ bei W_0	$\sum N_i$ $1/\text{m}^3$ bei W_0	$q_{0(\bar{x})}$ $1/\mu\text{m}$ bei W_0	N_i $1/\text{m}^3$ bei W_{klein}	$\sum N_i$ $1/\text{m}^3$ bei W_{klein}	$q_{0(\bar{x})}$ $1/\mu\text{m}$ bei W_{klein}	N_i $1/\text{m}^3$ bei $W_{\text{groß}}$	$\sum N_i$ $1/\text{m}^3$ bei $W_{\text{groß}}$	$q_{0(\bar{x})}$ $1/\mu\text{m}$ bei $W_{\text{groß}}$
1	0	1.5	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	3	3.5	1	$73 \cdot 10^6$	$73 \cdot 10^6$	0,511	$89 \cdot 10^6$	$89 \cdot 10^6$	0,497	$710 \cdot 10^6$	$710 \cdot 10^6$	0,923
3	4	4.5	1	$38 \cdot 10^6$	$111 \cdot 10^6$	0,266	$43 \cdot 10^6$	$132 \cdot 10^6$	0,240	$32 \cdot 10^6$	$742 \cdot 10^6$	0,042
4	5	6.25	2,5	$25 \cdot 10^6$	$136 \cdot 10^6$	0,070	$26 \cdot 10^6$	$158 \cdot 10^6$	0,058	$20 \cdot 10^6$	$762 \cdot 10^6$	0,010
5	7.5	8.75	2,5	$1,4 \cdot 10^6$	$137,4 \cdot 10^6$	0,004	$14 \cdot 10^6$	$172 \cdot 10^6$	0,031	$1,1 \cdot 10^6$	$763,110^6$	0,00057
6	10	12.5	5	$2,6 \cdot 10^6$	$140,4 \cdot 10^6$	0,0036	$4,2 \cdot 10^6$	$176,2 \cdot 10^6$	0,0047	$3,4 \cdot 10^6$	$766,5 \cdot 10^6$	0,00088
7	15	17.5	5	$1,6 \cdot 10^6$	$141,6 \cdot 10^6$	0,0022	$1,9 \cdot 10^6$	$178,1 \cdot 10^6$	0,0021	$2,6 \cdot 10^6$	$769,110^6$	0,00068
8	20			$1,3 \cdot 10^6$	$142,9 \cdot 10^6$		$0,9 \cdot 10^6$	$179,0 \cdot 10^6$		$0,42 \cdot 10^6$	$769,5 \cdot 10^6$	

W_0 : sehr kleine Probenmasse gemäß Anhang 7, Massenreihe 4.

W_{klein} : kleine Probenmassen gemäß Anhang 7, Massenreihe 21.

$W_{\text{groß}}$: große Probenmasse gemäß Anhang 7, Massenreihen 35.

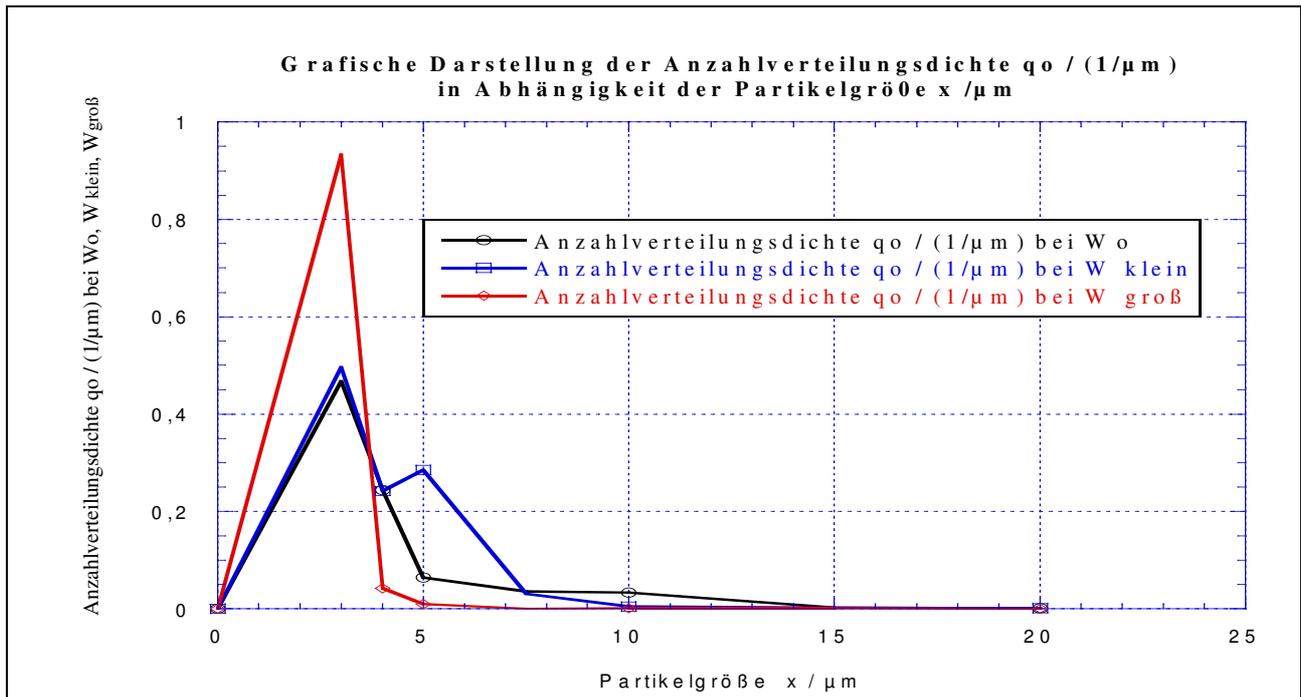


Abbildung 3.29: Grafische Darstellung der Anzahlverteilungsdichte $q_0 / (1/\mu\text{m})$ in Abhängigkeit von der Partikelgröße $x / \mu\text{m}$ gemäß Tabelle 3.13.

3.1.7.9. Auswertung und Interpretation der Messergebnisse

Die Ergebnisse der anfänglichen Testmessungen mit Probengewichten um 0,5 g bis 1,0 g zeigten, dass eine Modifikation des Staubrohrs erforderlich war. Für eine optimale Auswirkung auf das Aufwirbelungsaggregat wurde zum Beispiel die Rotation der Luftsäule im Rohr durch eine Leit-Wabe direkt unterhalb des Ventilators erzeugt. Auch die Feinausrichtung des Ventilators orientiert sich an diesen Testergebnissen.

Die Versuche mit geringerem Probengewicht haben gezeigt, dass es ein maximales Probengewicht gibt. Wird dieses überschritten, werden keine weiteren Partikel aufgewirbelt, sodass die Partikelanzahlkonzentration nicht mehr steigt und somit keine Rückschlüsse auf das Probengewicht möglich sind.

Um die Einschränkung des Arbeitsbereichs des Staubrohrs genauer zu definieren, müssten weitere Versuche durchgeführt werden.

Abbildung 3.24 und Abbildung 3.25 zeigen, dass bei der Reduzierung der Probenmasse die Abhängigkeit der aufgewirbelten Staubmenge von der aufgewirbelten Probemenge deutlicher ausgeprägt ist als bei Versuchen mit größeren Probemengen.

Ein Vergleich der Partikelgrößenverteilungssumme des Teststaubs zwischen der Kennlinie des Herstellers und unseren Messversuchen im Labor erfolgt mit zwei verschiedenen Testverfahren (vgl. Abbildung 3.27).

Abbildung 3.27 zeigt die Anzahlverteilungsdichte q_0 und die Massenverteilungsdichte Q_3 für aufgewirbelte Teststaubanteile für alle Probenmassen m_p [g] mit Hilfe des Staubrohrs und des Aerosolspektrometers.

3.2. Entwicklung einer integrierten Feinstaubabsaugvorrichtung für Fahrzeuge

Bei diesem Aggregat handelt es sich um eine am Fahrzeug angebrachte Absaugvorrichtung. Für die wissenschaftliche Untersuchung der Feinstaubemission birgt dieses Aggregat den Vorteil, dass man Staubproben unmittelbar am Austrittsort, an der Staubquelle, in der Aufwirbelungszone entnehmen kann. Ein Aspekt, der für die Verwertung dieser Erfindung vorteilhaft ist.

3.2.1. Zielsetzung

Diese Absaugung soll eine Minderung der emittierten und der aufgewirbelten Feinstäube (z.B. PM10, PM2.5, PM1 und PM0.1) in der Luft bewirken. Darüber hinaus soll die Konzentration der Messproben beurteilt werden und somit „Grenzwerte“ und gegebenenfalls „Alarmschwellen“ für die Konzentrationen vor aufgewirbeltem Feinstaub von befestigten Fahrbahnen festgelegt werden können.

Anwendungsgebiete

- Straßenverkehr
- Schienenverkehr
- Luftverkehr (Landebahn Flughäfen)

Technische Ausführung der Feinstaubabsaugvorrichtung

Die Feinstaubabsaugvorrichtung besteht aus 22 Positionen, die in einer kompakten Ausführung in das Transportmittel (z.B. Kraftfahrzeug) eingebaut werden (siehe Abbildung 3.30).

• **Positionsbeschreibung:**

Pos. 1 Sogschlitze

Pos. 2 Karosserie

Pos. 3 Befestigungsrahmen

Pos. 4 Sogkammer

Pos. 5 Betriebsdruckmesssonde

Pos. 6 Vibrationsvorrichtung

Pos. 7 Unterdruckkammer

Pos. 8 Filterstützgitter

Pos. 9 Filterkammer

Pos. 10 Umlenkammer

Pos. 11 Griff

Pos. 12 Sogkammerrahmen

Pos. 13 Differenzdruckmessung und Steuerung mit Anzeige

Pos. 14 Sammeltrichter

Pos. 15 Probesammelbehälter

Pos. 16 Absperrorgan

Pos. 17 Saugrohr

Pos. 18 Dichtung

Pos. 19 Feuchtigkeitssteuerung mit Anzeige

Pos. 20 Feuchtigkeitssonde

Pos. 21 Durchflussmesser mit Anzeige und Anschlussstelle für Staubmessgerät (Aerosol-spektrometer)

Pos. 22 Schutzkappe

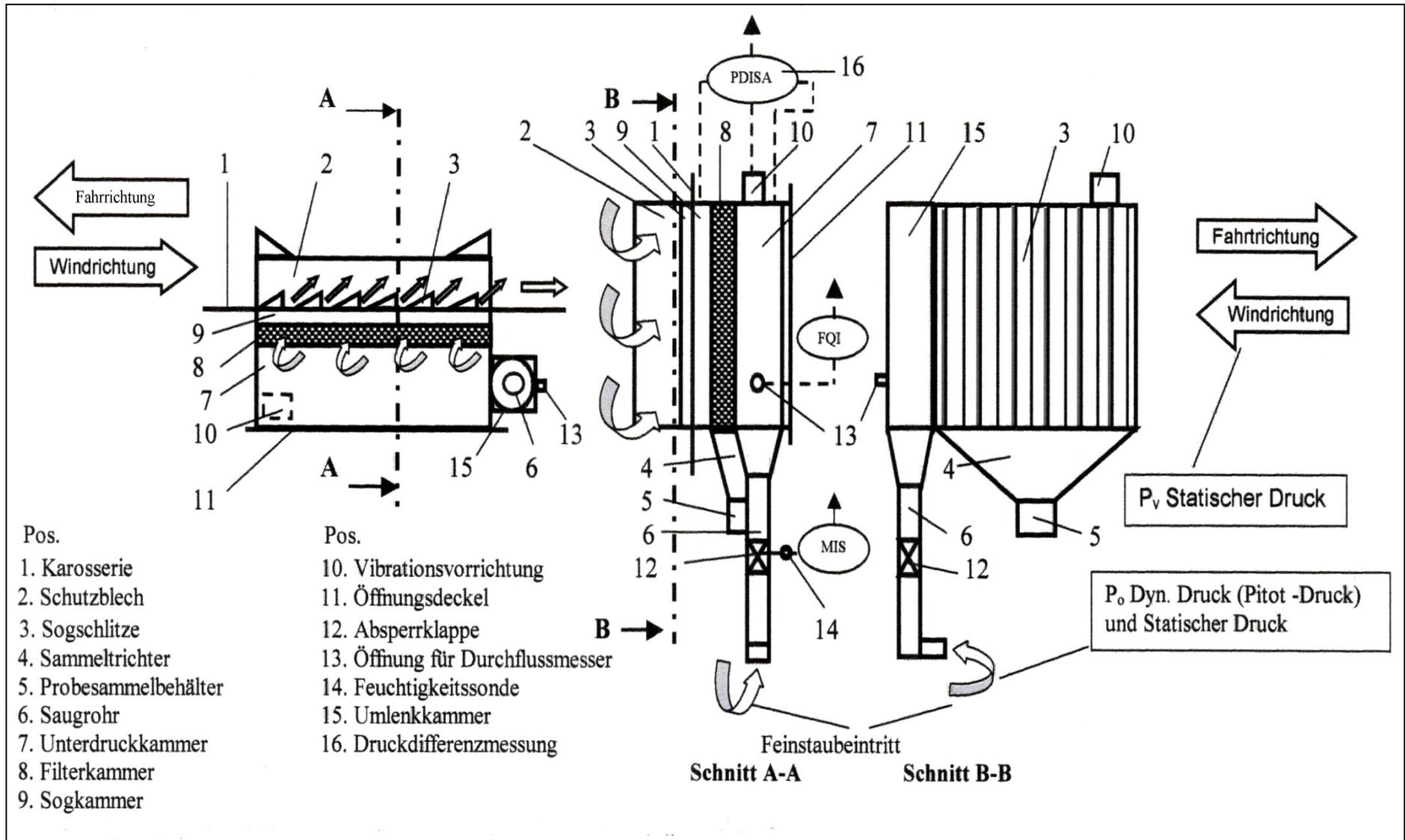


Abbildung 3.31: Darstellung von Bauelementen und Luftströmen (Ausführungsbeispiel)

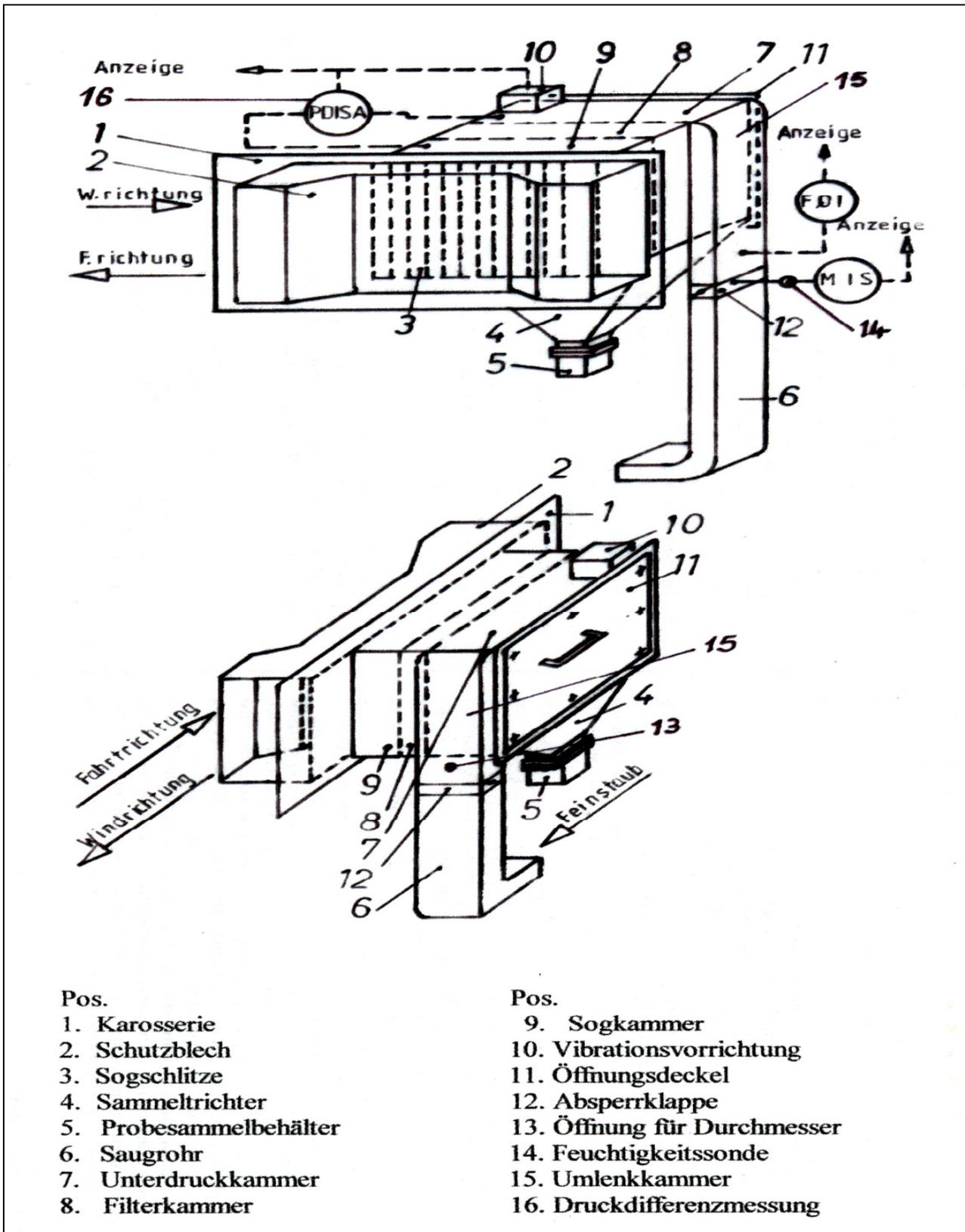


Abbildung 3.32: Isometrische Darstellung des Feinstaubabsaugaggregats (Ausführungsbeispiel)

3.2.2. Platzierung der Feinstaubabsaugvorrichtung am KFZ



Abbildung 3.33: Platzierung der Feinstaubabsaugvorrichtung an einem Pkw (Anwendungsbeispiel, Foto nach Volkswagenwerk AG, Wolfsburg).

Für die Montage der Feinstaubabsaugvorrichtung an einem Pkw (vgl. Abbildung 3.33) werden an den Außenseiten der hinteren Kotflügel links und rechts Sogschlitz angebracht. Im Innern des Kofferraums werden die Absaugaggregate beidseitig am Kotflügel befestigt.

Das Absaugrohr (Pos. 17, vgl. Abbildung 3.30) wird durch den Kofferraumboden gelegt und im Abstand von ca. 300 mm zur Straßenkante eingebaut.

3.2.3. Strömungsverhältnisse und Druckverteilung am Fahrzeug

Anhand des Modells in Abbildung 3.34 (plumper Körper) zeigt sich, dass in der vorderen Hälfte (Bugteil) zwischen den nach vorne ziehenden (Sogzone) und den nach hinten drückenden Kräften (Stauzone) ein Gleichgewicht besteht, sodass $F_{W,B} \approx 0$ (Widerstand am Bug). Praktisch der gesamte Widerstand resultiert also aus dem Sog, der auf die hintere Körperhälfte einwirkt.

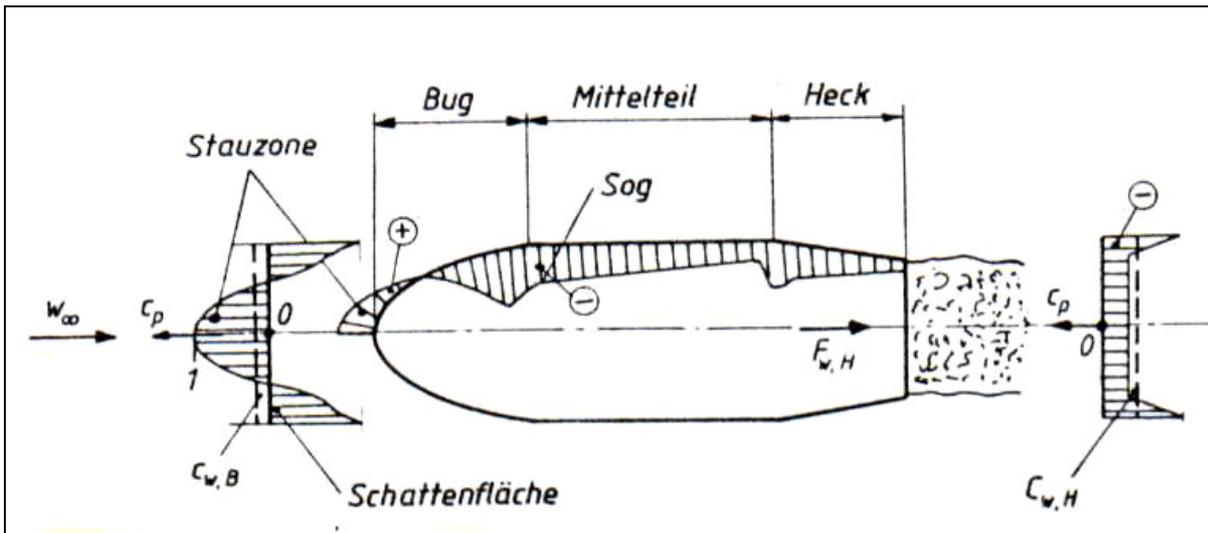


Abbildung 3.34: Zum Widerstand plumper Körper. Druckverteilung an der Kontur und C_p -Werte längs der Schattenfläche [19]

Die entgegengesetzt zur Fahrtrichtung wirkende Luftströmung erzeugt an der Stelle der Absaugvorrichtung eine Sogkraft (siehe Abbildung 3.30 bis Abbildung 3.32) durch die ein Unterdruck in der Sogkammer entsteht (Abbildung 3.32).

Im Heck herrscht immer Unterdruck (Sogkraft), wodurch der Hauptteil der Widerstandskraft entsteht. Im Bugteil herrscht in der Stauzone Überdruck, weiter außen entsteht durch die Krümmung der Strömung ein Unterdruck (Sogkraft) (siehe Abbildung 3.34).

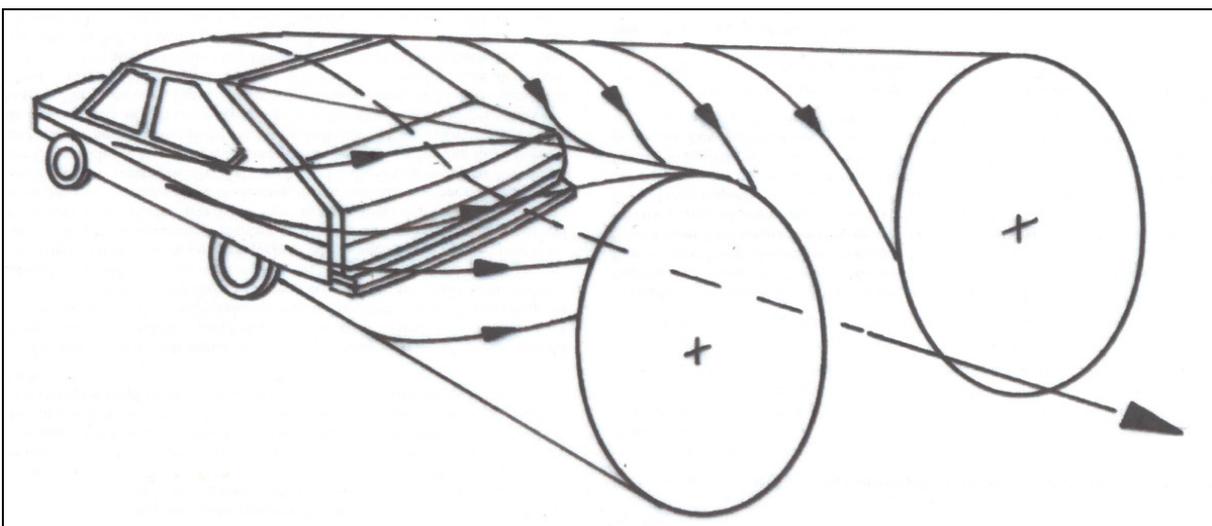


Abbildung 3.35: Schematisches Stromlinienbild der Nachlaufströmung [13]

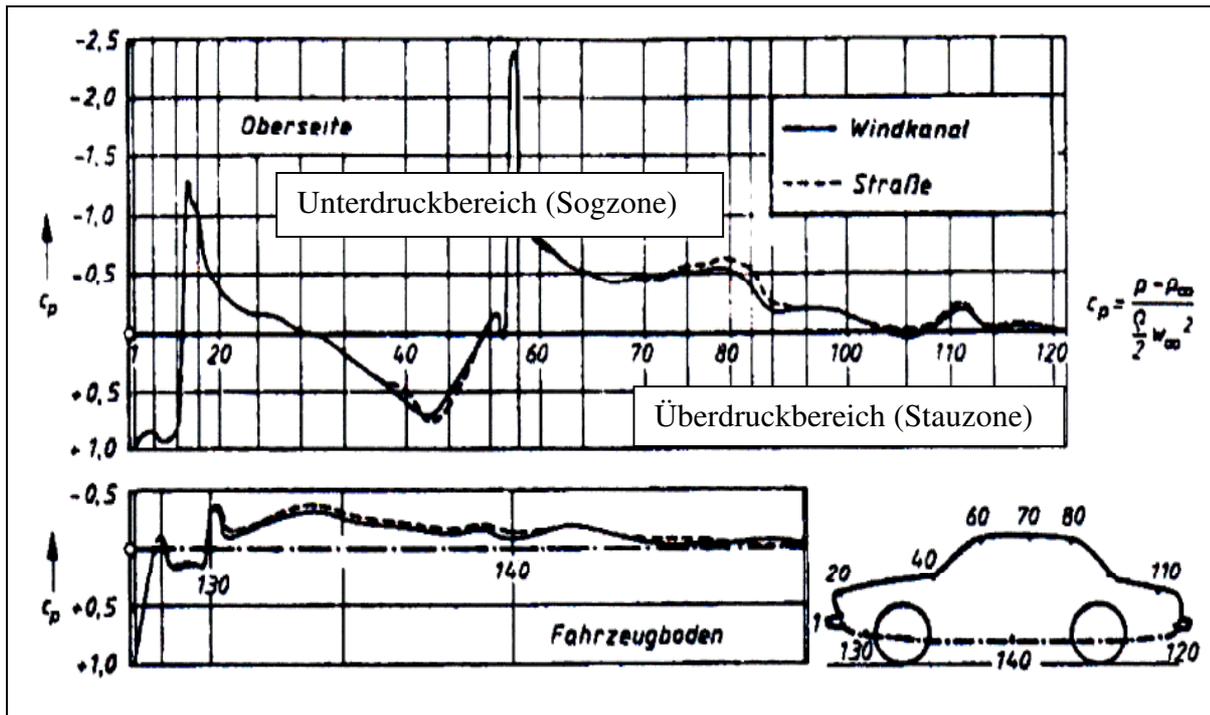


Abbildung 3.36: Druckverteilung im Längsmittelschnitt eines Pkw älterer Bauart (Volkswagenwerk AG, Wolfsburg) [19]

Abbildung 3.36 zeigt die gemessene Druckverteilung im Längsmittelschnitt eines PKW, aufgetragen längs der abgewinkelten Bogenlänge. Aufgetragen ist der aufgrund des Staudrucks dimensionslose Druckbeiwert C_p

$$C_p = \frac{P - P_\infty}{\frac{1}{2} \rho W_\infty^2} \quad (3-58)$$

Deutlich erkennbar sind der Staupunkt ($C_p = +1$) sowie der Kantensog an den Kanten der Motorhaube und des Dachs. Die Dachablösung beginnt ca. bei Messstelle 80. Anhand des Drucks, der an den davor liegenden Messpunkten ermittelt wurde, kann mit der Bernoulli-Gleichung die Geschwindigkeit (außerhalb der Grenzschicht) berechnet werden, da die Strömung dort praktisch reibungsfrei ist.

Trägt man die Druckverteilung nicht über der Kontur, sondern über der Schattenfläche auf, so ist durch den Projektionsvorgang bereits die Druckkraftkomponente in Strömungsrichtung erfasst ($dQ \cdot \sin \varphi$) (siehe Abbildung 3.37).

- F_W : Widerstandskraft
- F_R : Reibungswiderstand
- F_P : Druckwiderstand
- W_∞ : relative Geschwindigkeit zwischen Körper und Fluid
- P_d : Dynamischer Druck (Staudruck)
 - C_W : dimensionsloser Widerstandsbeiwert, $C_W = f(R_e)$, geometrische Gestaltung, Oberflächen-Beschaffenheit [19]

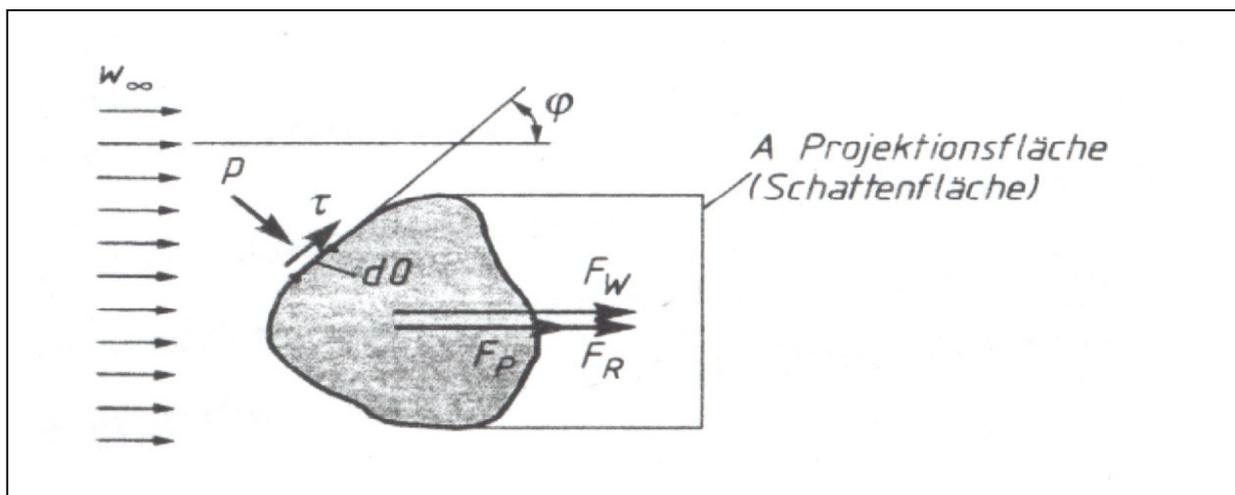


Abbildung 3.37: Reibungs- und Druckwiderstand (dO) Oberflächenelement [19]

Die Strömungskraft wird vom Fluid an der Grenzfläche des Körpers ausgeübt und zwar durch Schubspannungen in tangentialer Richtung und durch Druck normal zur Oberfläche, wie Abbildung 3.37 zeigt.

Betrachtet man die Druckverteilung an der Oberfläche, so kann der gesamte (Druck-) Widerstand theoretisch in einen Bug- und einen Heckanteil ($F_{w,B}$, $F_{w,H}$) zerlegt werden. Im Heck herrscht immer Unterdruck (Sogkraft), wodurch der Hauptteil der Widerstandskraft entsteht. Im Bugteil herrscht in der Stauzone Überdruck, weiter außen entsteht durch die Krümmung der Strömung ein Unterdruck (Sogkraft) (siehe Abbildung 3.34)

.3.2.4. Funktionsprinzip der Feinstaubabsaugvorrichtung

Die Feuchtigkeitssteuerung (MIS) (Pos. 19, Abbildung 3.30) kontrolliert das Absperrorgan (Pos. 16., Abbildung 3.30), sodass bei trockener Luft das Ventil geöffnet, bei feuchter Luft hingegen geschlossen wird. Der jeweilige Funktionszustand kann am Armaturenbrett angezeigt werden.

Die aufgewirbelte Feinstaubemission strömt durch das Saugrohr (Pos. 17, Abbildung 3.30). Der Durchflussmesser (FQI) (Pos 21, Abbildung 3.30) misst die angesaugte Luftmenge, deren Feinstaubkonzentration und Partikelgrößenverteilung über ein Staubmessgerät (Aerosolspektrometer) analysiert werden können.

Über die Umlenkammer (Pos.10, Abbildung 3.30) strömt der aufgewirbelte Feinstaub zur Unterdruckkammer (Pos.7, Abbildung 3.30). Die Feinstaubemissionen werden durch die Filterkammer (Pos. 9, Abbildung 3.30) vom Gasstrom abgetrennt. Die reine Luft strömt in die Sogkammer (Pos. 4, Abbildung 3.30) und gelangt dann über die Sogschlitze (Pos. 1, Abbildung 3.30) nach außen.

Der Differenzdruckmesser (PDISA) (Pos. 13, Abbildung 3.30) ermittelt den Druckverlust vor und nach dem Filtern. Eine Grenzwertüberschreitung kann im Armaturenbrett optisch oder akustisch angezeigt werden. Erreicht der Druckverlust eine festgelegte Höhe, wird automatisch die Vibrationsvorrichtung (Pos. 6, Abbildung 3.30) zum Reinigen des Filters eingeschaltet. Der gereinigte Staub wird im Sammelbehälter (Pos. 15, Abbildung 3.30) gesammelt. Die Sammelproben können abschließend analysiert oder direkt entsorgt werden.

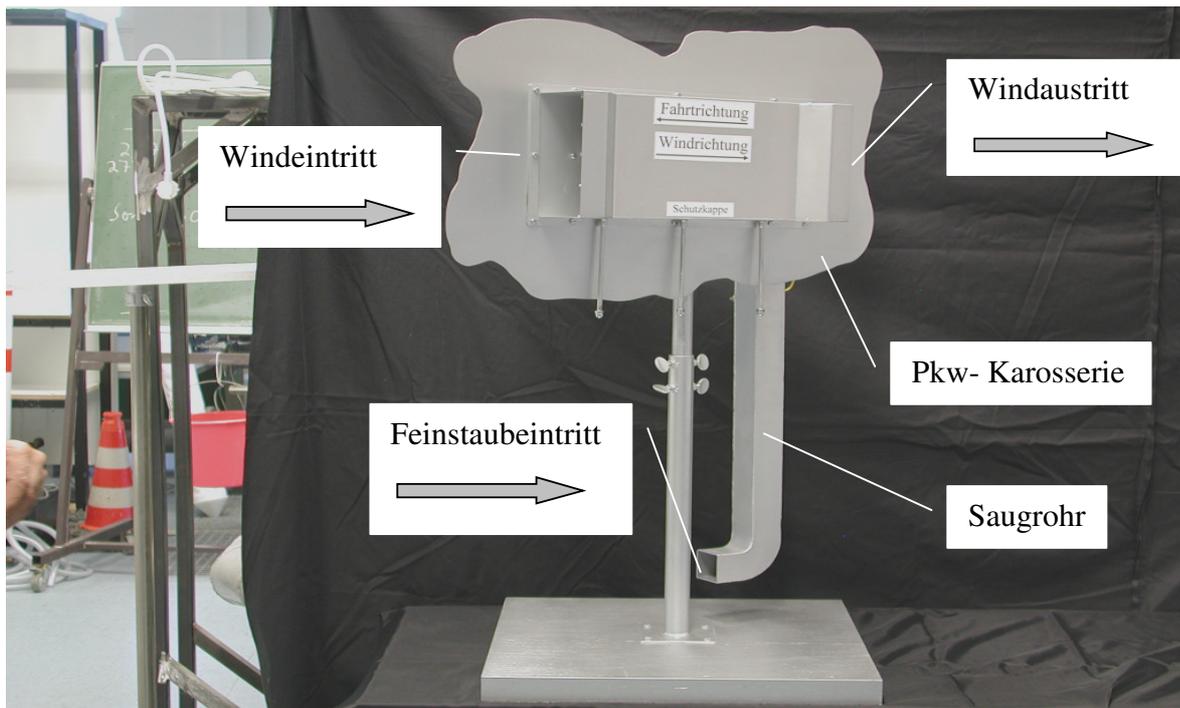


Abbildung 3.38: Darstellung der Außenseite der Feinstaubabsaugvorrichtung

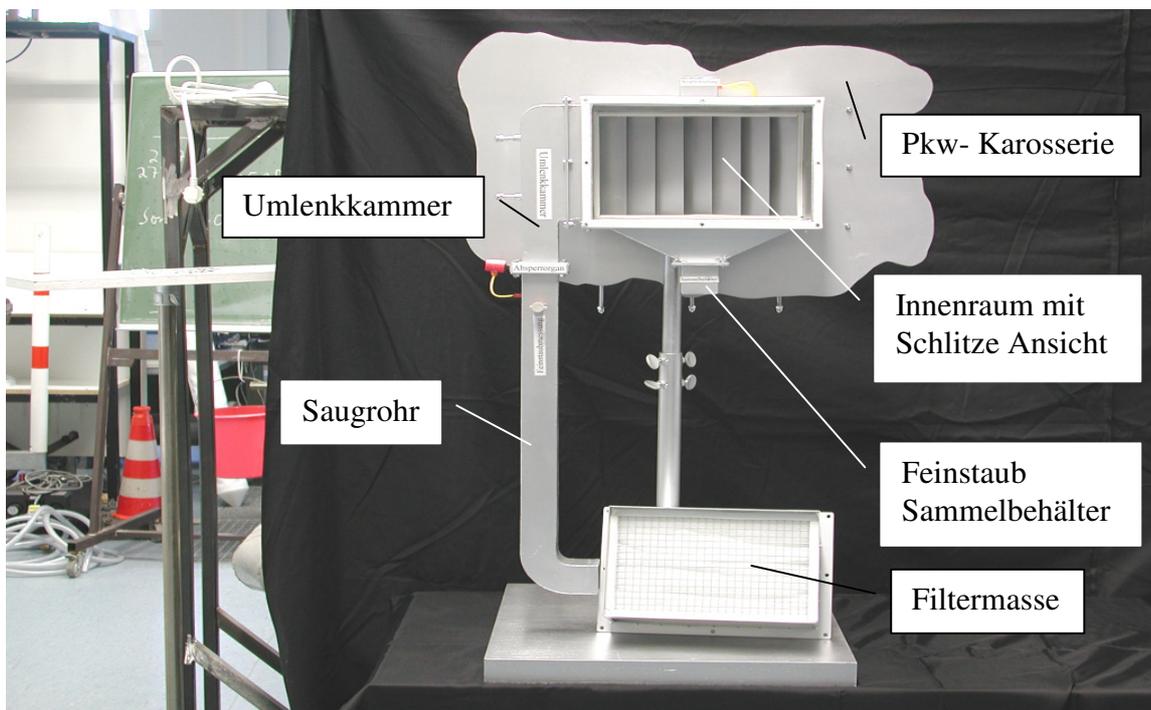


Abbildung 3.39: Darstellung der Feinstaubabsaugvorrichtung mit Filtereinsatz

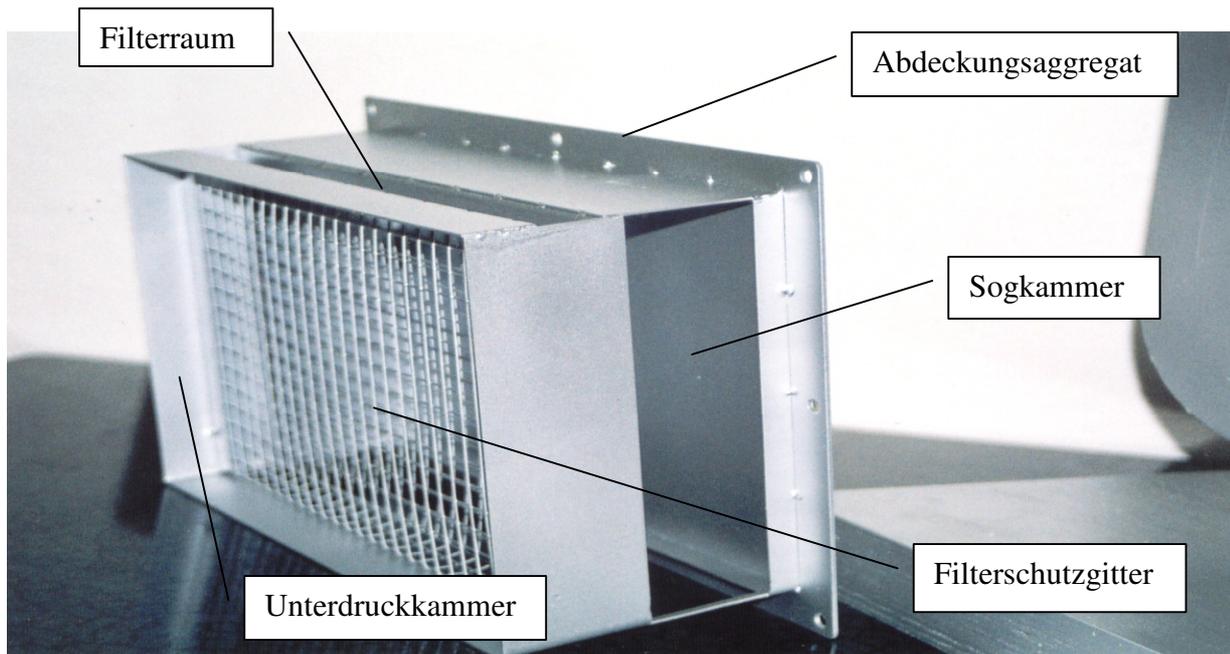


Abbildung 3.40: Darstellung der Feinstaubabsaugvorrichtung mit Unterdruckkammer, Filterkammer, Schutzgitter und Sogkammer

3.3. Labormessung

3.3.1. Kalibrierung des Flügelradanemometers im Saugrohr der Feinstaubabsaugvorrichtung

3.3.1.1. Definition Messaufgabe, Messgröße und Maßeinheit

- Luftstromgeschwindigkeit (m/s)
- Luftstrommenge (m^3/h)

3.3.1.2. Messgeräte und Messaufbau

Abbildung 3.42 zeigt den Messaufbau und den Kalibrierungsvorgang des Flügelradanemometers im Saugrohr der Feinstaubabsaugvorrichtung. Hierzu gehören folgende Geräte:

- o **Flügelradanemometer zum Messen der Luftstromgeschwindigkeit**
 - Fa. Testo AG (Sensor Flügelradanemometer)
 - Niedertemperatur Flügelradanemometer Einsatzbereich - 20 bis + 60 °C
 - Messbereich = 0,6 bis 40,0 m/h; Genauigkeit = $\pm 2\%$ v. Endwert
 - kombinierte Flügelradsonde (Strömungs- und Temperatursonde) mit Durchmesser $d = 16\text{ mm}$ und Länge $l = 190\text{ mm}$ (siehe Abbildung A2)

Gaszähler: Fa. Krom Schröder

Typ BK-G10 2004	Typ G4 2004	Typ BK-G6 1999
$Q = 0,1 - 16 \text{ m}^3/\text{h}$	$Q = 0,04 - 6 \text{ m}^3/\text{h}$	$Q = 0,6 - 10 \text{ m}^3/\text{h}$
$P_{\text{max}} = 0,1 \text{ bar}$	$P_{\text{max}} = 0,1 \text{ bar}$	$P_{\text{max}} = 0,1 \text{ bar}$

o **Sauggebläse**

- Motorleistung: 2,1 kW

Umgebungsmessgeräte (im Labor)

- Barometer
- Temperaturschreiber
- Feuchtigkeitsschreiber

o **Rotameter**

- Messbereich 1-9 m^3/h
- $\rho = 1,293 \text{ kg}/\text{m}^3$
- $T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$
- $p_{\text{abs.}} = 1.013 \text{ bar}$

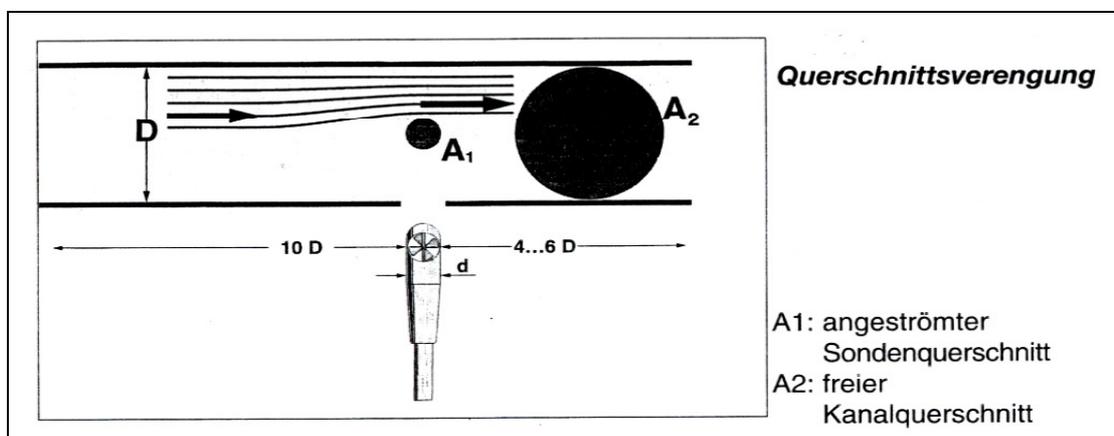


Abbildung 3.41: Querschnittsverengung durch Flügelradanemometer

Abbildung 3.41 zeigt, wie die Messsonde den Strömungsquerschnitt versperrt. Diese Sonde fungiert als Universalsonde, da aufgrund der Größe des Flügelradquerschnitts Anlaufeffekte und Lagerverschmutzungen keine zu starken Auswirkungen haben, die Maße des Prüflöchl-Durchmessers jedoch adäquat für die durchzuführende Messung ist.

Speziell in Verbindung mit einem Teleskopstab eignet sich diese Sonde für Messungen an großen Luftkanälen. Bei Messungen an kleinen Kanalquerschnitten beeinflusst der Querschnitt des

Flügelrads die Genauigkeit der Messung; dieser Einfluss wird mit abnehmendem Kanalquerschnitt größer.

Die gemessene Strömungsgeschwindigkeit vor der Sonde erhöht sich. Dieser Effekt resultiert aus der Querschnittsverengung des freien Strömungsquerschnittes nach Einbringen der Sonde in den Kanal [46].

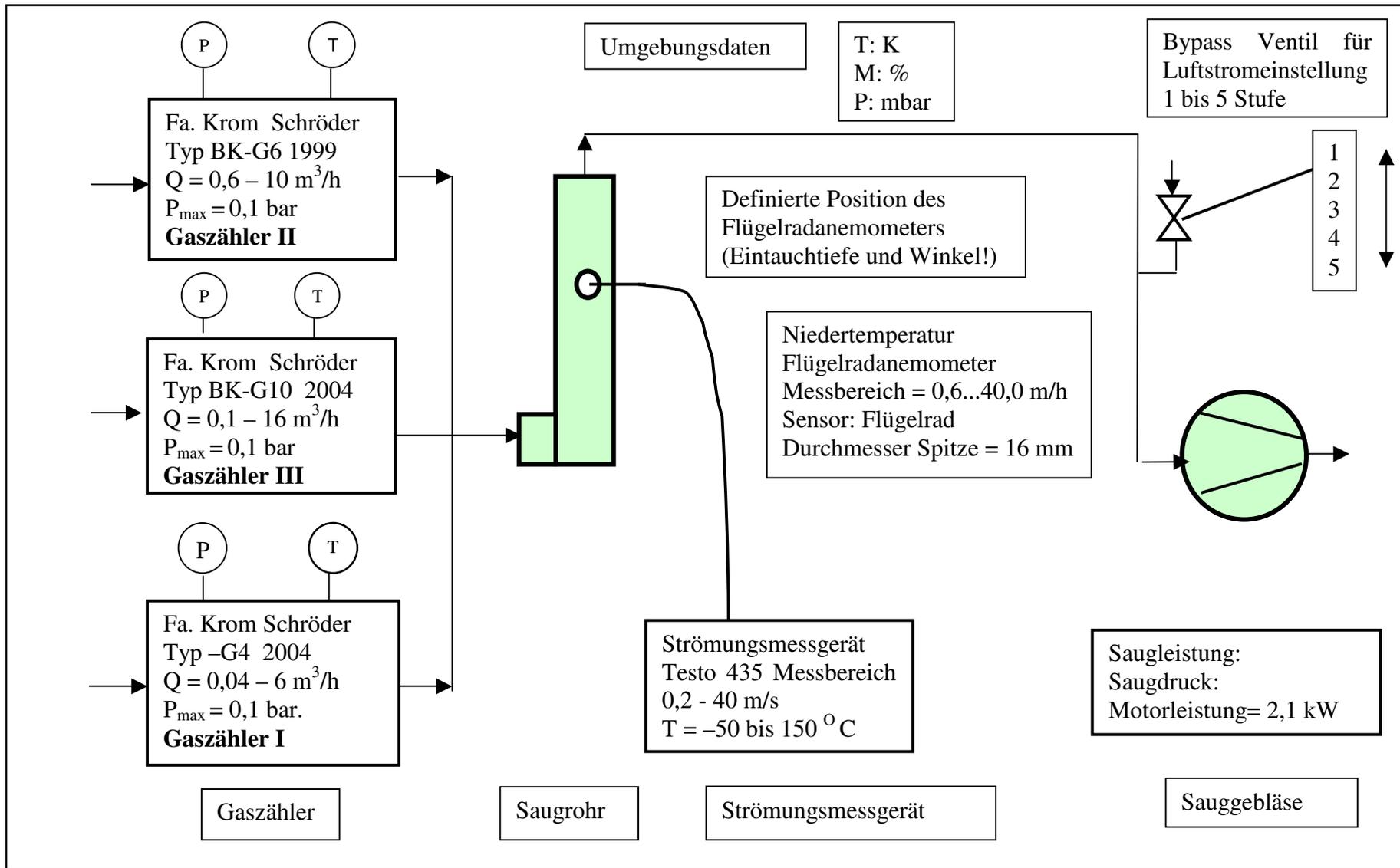


Abbildung 3.42: Kalibrierungsplan des Flügelradanemometers im Saugrohr der Feinstaubabsaugvorrichtung

Abbildung 3.43 zeigt den Aufstellungsplan des Messverfahrens mit Feinstaubabsaugvorrichtung. Mit Hilfe der Luftgebläse A und B wird eine Luftstromsimulation mit gleichbleibender Luftstromgeschwindigkeit erzeugt. Bei der Messstelle 1 (Sogschlitz) und bei der Messstelle 3 (Absaugrohr) wird der Luftstrom mit dem Geschwindigkeitsmessgerät, einem handgeführten Anemometer, gemessen. Bei der Messstelle 2 wird die gesamte Luftstrommenge mit dem Flügelradanemometer gemessen. Bei jeder Luftstrommessung werden die zugehörigen Luftstrommessdaten (Luftfeuchtigkeit, -temperatur, -druck.) ermittelt.

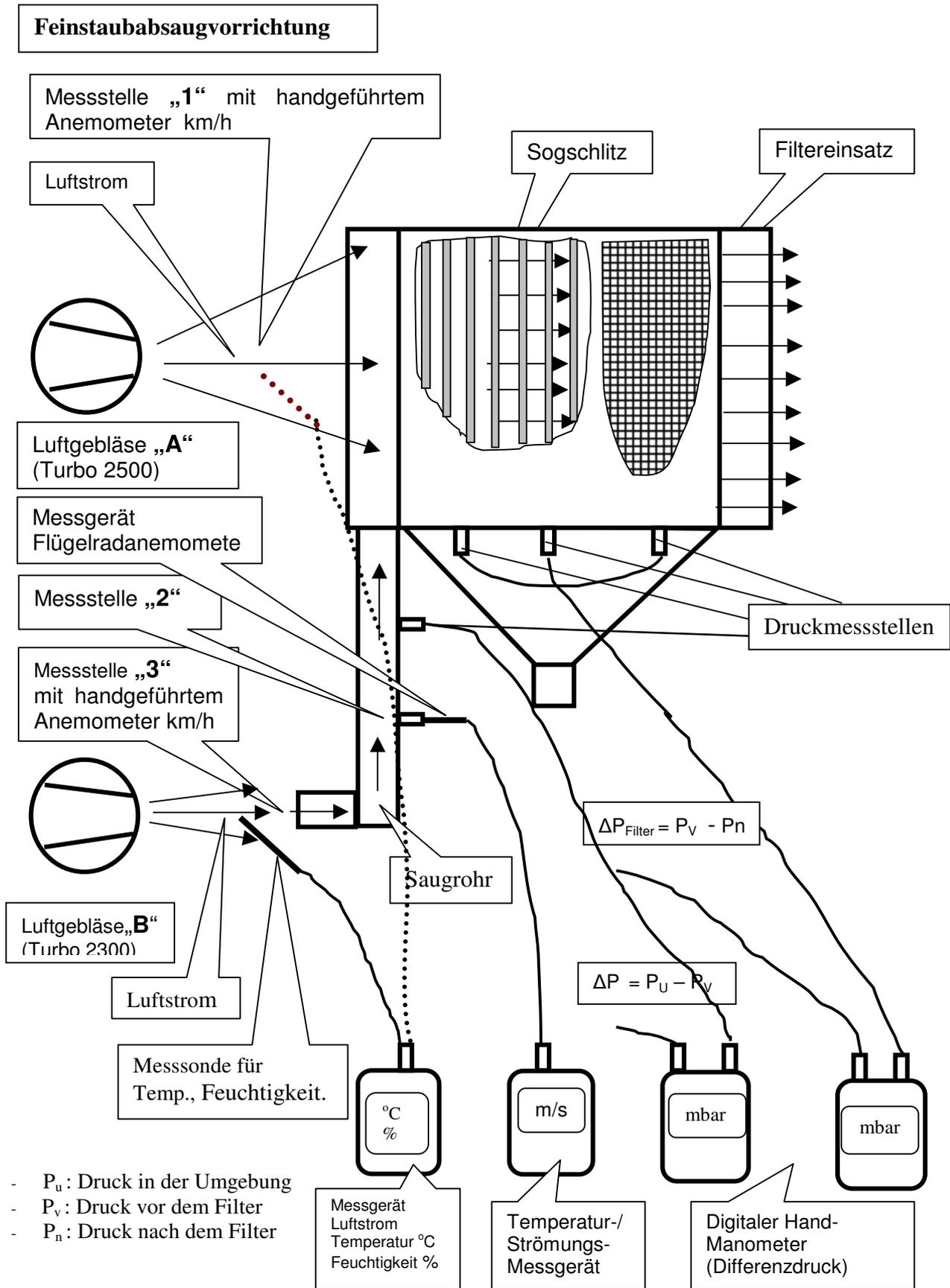


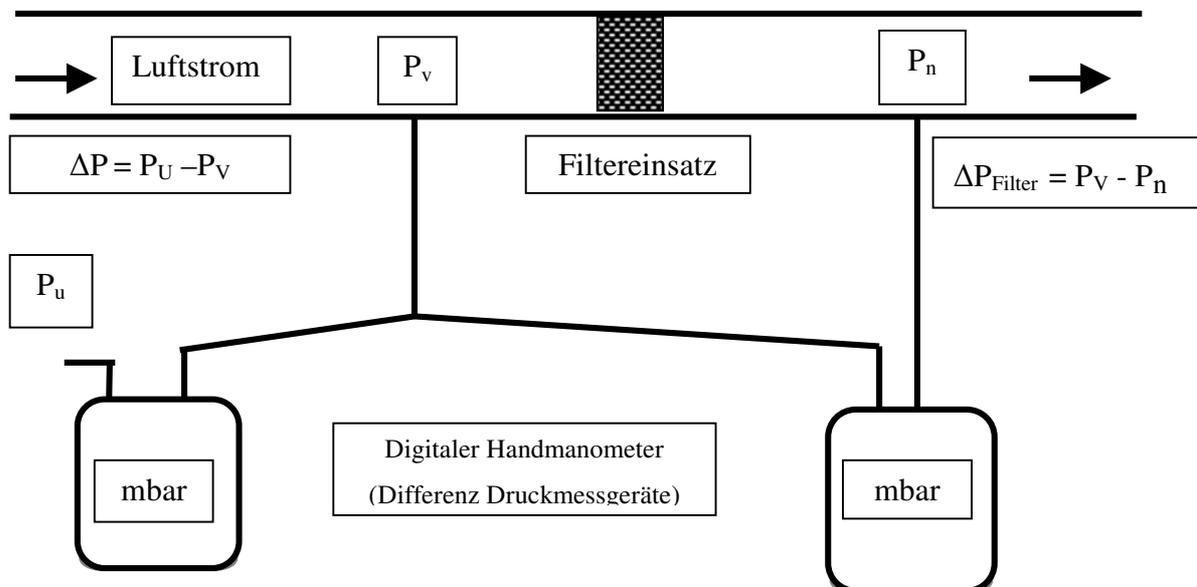
Abbildung 3.43: Schematische Darstellung des Messverfahrens (Integrierte Feinstaubabsaugvorrichtung für Fahrzeuge)

Berücksichtigung von Einflussgrößen Druckmessung:

Die Differenz der statischen Drücke wird im Zuge von Abnahmemessungen zur Überprüfung des Druckabfalls von eingebauten Luftfiltereinsatz gemessen wie in Abbildung 3.44 verdeutlicht.

Bei der Messung des statischen Drucks gegenüber dem Umgebungsdruck müssen die Höhenunterschiede zwischen den beiden Messstellen berücksichtigt werden. Es dürfen keine dynamischen Strömungskomponenten berücksichtigt werden.

Das Problem kann umgangen werden, indem man beide Druckmessstellen, d.h. den offenen Eingang am Gerät und den Messort für den statischen Druck im Kanal, auf gleiche Höhe bringt.



- P_u : Druck in der Umgebung
- P_v : Druck vor dem Filter
- P_n : Druck nach dem Filter

Abbildung 3.44: Schematische Darstellung der Druckdifferenz vor und nach dem Filtereinsatz

Ermittlung und Berechnung der Kalibrierungsmessergebnisse

Mit Hilfe des Bypassventils für die Luftstromeinstellung wurden fünf Messstufen durchgeführt. Bei jedem Messvorgang wird die Luftstrommenge in einer Zeitspanne von 300s ermittelt.

Die Luftstrommengen V_1 und V_2 werden abgelesen durch die Gaszähler I, II, und III (siehe Abbildung 3.42 und Tabelle 3.14).

Die Differenz ΔV des Luftstromvolumens in 300 s, die Luftdurchflussmenge am Gaszähler und die Luftstromgeschwindigkeit am Flügelradanemometer werden wie folgt berechnet (siehe Ergebnisse Tabelle 3.14).

$$\frac{P \cdot \Delta V}{T} = \frac{P_o \cdot V_o}{T_o} \quad \text{Allgemein Gasgesetz} \quad (3-59)$$

$$V_o = \frac{\Delta V (P \cdot T_o)}{P_o \cdot T} \quad \text{m}^3 \quad \text{Volumenstrom im Normzustand in m}^3 \quad (3-60)$$

$$\bullet \quad \dot{V}_o = \frac{V_o \cdot 3600 \text{ s}}{300 \text{ h} \cdot \text{s}} \quad \text{m}^3 / \text{h} \quad \text{Luftstromdurchflussmenge} \quad (3-61)$$

$$\Delta V = V_2 - V_1 \quad \text{m}^3 \quad \text{Luftstromvolumen Differenz in 300 s} \quad (3-62)$$

- V : Absolutes Luftstromvolumen am Gasuhrzähler in m^3
- T : Absolute Temperatur am Gaszähler (z.B. $22 \text{ }^\circ\text{C} \hat{=} 273,15 \text{ K} + 22 \text{ K}$)
- P : Absoluter Druck am Gaszähler (z.B. $- 22 \text{ mbar} + 1013 \text{ mbar}$)
- T_o : Temperatur im Normzustand ist $0 \text{ }^\circ\text{C} \hat{=} 273,15 \text{ K}$
- P_o : Druck im Normzustand ist 1013 mbar
- Anzahl der Messstufe 5
- Messzeit: 300 s je Stufe

• **Luftstromdifferenz am Gaszähler**

$$\Delta V = V_2 (I + II + III) - V_1 (I + II + III) \quad \text{m}^3$$

$$\text{Summe } \Delta V = \Delta V_I + \Delta V_{II} + \Delta V_{III} \quad \text{m}^3 \quad (3-63)$$

Ermittlung der Luftdurchflussmenge am Gaszähler

$$\Delta V \text{ bei Stufe 1} = 0,608 + 0,436 + 0,510 = 1,554 \text{ m}^3$$

$$\Delta V \text{ bei Stufe 2} = 0,654 + 0,465 + 0,530 = 1,649 \text{ m}^3$$

$$\Delta V \text{ bei Stufe 3} = 0,676 + 0,483 + 0,580 = 1,739 \text{ m}^3$$

$$\Delta V \text{ bei Stufe 4} = 0,725 + 0,517 + 0,600 = 1,842 \text{ m}^3$$

$$\Delta V \text{ bei Stufe 5} = 0,737 + 0,527 + 0,620 = 1,884 \text{ m}^3$$

Ventil-Einstellung 1 (siehe Abbildung 3.42):

$$V_0 = 1,554 \text{ m}^3 ((-6,0 \text{ mbar} + 989 \text{ mbar}) * 273,15 \text{ K}) / (1013 \text{ mbar} (21 \text{ K} + 273,15 \text{ K}))$$

$$V_0 = 1,554 \text{ m}^3 (268507 / 297974) = 1,40 \text{ m}^3$$

•

$$V_0 = 1,40 \text{ m}^3 * 3600 \text{ s} / 300 \text{ h s} = 16,804 \text{ m}^3/\text{h}$$

Ventil-Einstellung 2:

$$V_0 = 1,649 \text{ m}^3 ((-7,0 \text{ mbar} + 989 \text{ mbar}) * 273,15 \text{ K}) / (1013 \text{ mbar} (21 \text{ K} + 273,15 \text{ K}))$$

$$V_0 = 1,649 \text{ m}^3 (270197 / 297974) = 1,484 \text{ m}^3$$

•

$$V_0 = 1,484 \text{ m}^3 * 3600 \text{ s} / 300 \text{ h s} = 17,813 \text{ m}^3/\text{h}$$

Ventil-Einstellung 3:

$$V_0 = 1,739 \text{ m}^3 ((-7,5 \text{ mbar} + 989 \text{ mbar}) * 273,15 \text{ K}) / (1013 \text{ mbar} (21 \text{ K} + 273,15 \text{ K}))$$

$$V_0 = 1,739 \text{ m}^3 (270060 / 297974) = 1,565 \text{ m}^3$$

•

$$V_0 = 1,565 \text{ m}^3 * 3600 \text{ s} / 300 \text{ h s} = 18,776 \text{ m}^3/\text{h}$$

Ventil-Einstellung 4:

$$V_0 = 1,842 \text{ m}^3 ((-8,25 \text{ mbar} + 989 \text{ mbar}) * 273,15 \text{ K}) / (1013 \text{ mbar} (21 \text{ K} + 273,15 \text{ K}))$$

$$V_0 = 1,842 \text{ m}^3 (269854 / 298481) = 1,653 \text{ m}^3$$

- $V_o = 1,653 \text{ m}^3 * 3600 \text{ s} / 300 \text{ h s} = 19,84 \text{ m}^3/\text{h}$

Ventil-Einstellung 5:

$$V_0 = 1,884 \text{ m}^3 ((-9.0 \text{ mbar} + 989 \text{ mbar}) * 273,15 \text{ K}) / (1013 \text{ mbar} (21 \text{ K} + 273,15 \text{ K}))$$

$$V_0 = 1,884 \text{ m}^3 (269647 / 298481) = 1,69 \text{ m}^3$$

- $V_o = 1,69 \text{ m}^3 * 3600 \text{ s} / 300 \text{ h s} = 20,28 \text{ m}^3/\text{h}$

Tabelle 3.14: Messdaten, Messzeit $\Delta t = 300$ s je Messvorgang

Einstellung Ventil Stellung I bis 5	Volumenstrom Gaszähler nach 300 s			Volumenstrom Gaszähler vor 300 s			Luftvolumenstrom Differenz in 300 s			Temperatur, Druck am Gaszähler						Umgebungsdaten Luftfeuchtigkeit, Lufttemperatur, Barometerstand			Luftvolumen- strom im Normzustand $V_o = \frac{\Delta V (P_o \cdot T_o)}{(P \cdot T)}$ m ³	Luftdurch- flussmenge am Gaszähler $V_G = \frac{V_o \cdot 3600}{\Delta t}$ m ³ / h	Luftstrom- geschwin- digkeit am Flügelrad- anemometer W _F m/s
	V ₁ m ³			V ₂ m ³			$\Delta V = V_2 - V_1$ m ³			°C			mbar			%	°C	mbar			
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III						
1	21,42	84,29	0,87	22,03	84,73	1,38	0,61	0,44	0,51	21	21	21	-8	-4	--	59	20	989	1,4	16,804	3,11
	$\Delta V = 1,56$																				
2	22,03	84,73	1,38	22,68	85,19	1,91	0,65	0,46	0,53	21	21	21	-9	-5	--	59	20	989	1,484	17,813	3,19
	$\Delta V = 1,64$																				
3	22,68	85,19	1,91	23,36	85,68	2,49	0,68	0,47	0,58	21	21	21	-9	-6	--	59	20	989	1,565	18,776	3,41
	$\Delta V = 1,73$																				
4	23,36	85,68	2,49	24,08	86,19	3,09	0,72	0,51	0,60	21,5	21,5	21,5	9,5	-7	--	59	20	989	1,653	19,84	3,7
	$\Delta V = 1,83$																				
5	24,08	86,19	3,09	24,82	86,72	3,71	0,74	0,53	0,62	21,5	21,5	21,5	-10	-8	--	59	20	989	1,690	20,28	3,81
	$\Delta V = 1,89$																				

Tabelle 3.15: Zusammenfassung der Messdaten aus der Kalibrierung des Flügelradanemometers im Saugrohr der Feinstaubabsaugvorrichtung

Ventil-Einstellung 1 bis 5	Luftstromdifferenz am Gaszähler $\Delta V = V_2 (I + II + III) - V_1 (I + II + III)$ m^3	Luftvolumenstrom im Normzustand $V_o = \frac{\Delta V (P_o \cdot T_o)}{P_o \cdot T}$ m^3	Luftdurchflussmenge am Gaszähler $V_o = \frac{V_o \cdot 3600 s}{300 h \cdot s}$ m^3 / h	Geschwindigkeit des Luftstroms am Flügelradanemometer W_F m/s
1	1,554	1,400	16,804	3,11
2	1,649	1,484	17,813	3,19
3	1,739	1,565	18,776	3,41
4	1,842	1,653	19,840	3,70
5	1,884	1,690	20,280	3,81

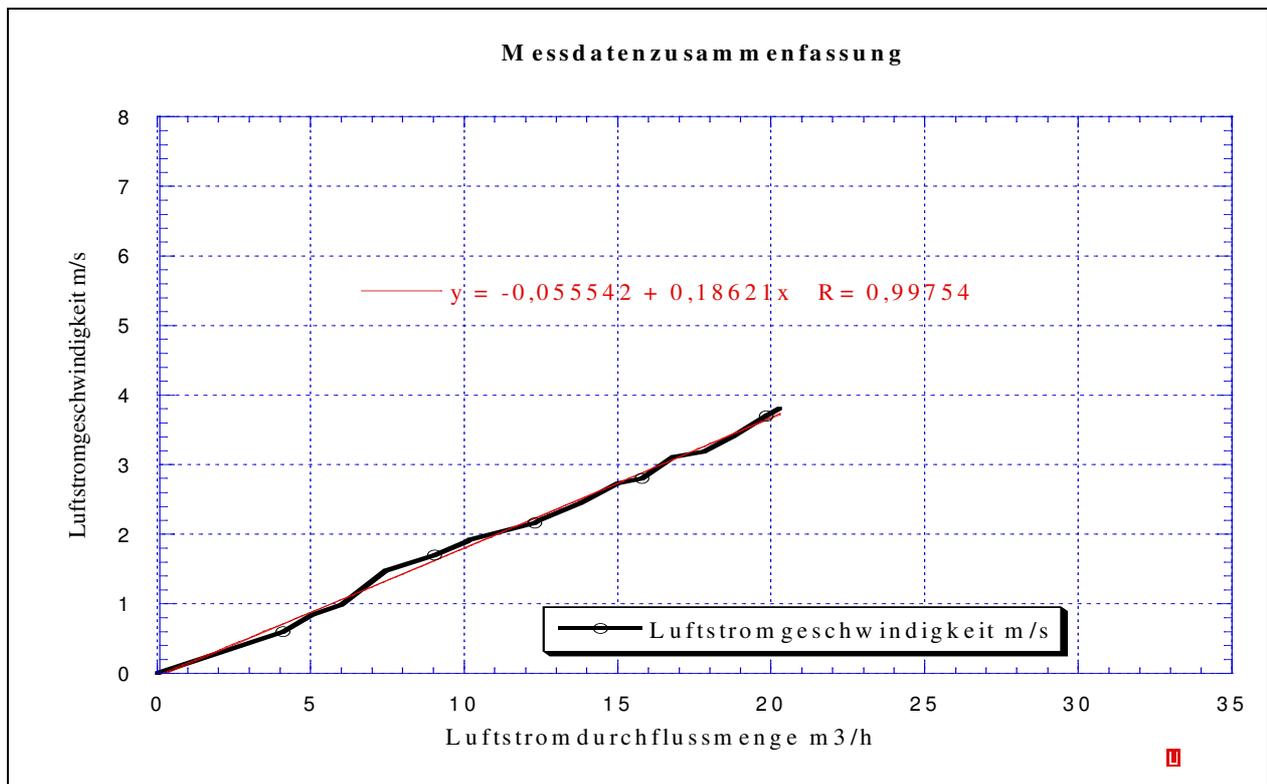


Abbildung 3.45: Grafische Darstellung der Messergebnisse aus der Kalibrierung des Flügelradanemometers im Saugrohr der Feinstaubabsaugvorrichtung gemäß Tabelle 3.15
Testdurchführung der Feinstaubabsaugvorrichtung

Funktionsgleichung der Luftstromgeschwindigkeit gemäß (Abbildung 3.45):

$$Y = -0,055542 + 0,18621 \cdot X \quad (3-63)$$

Die Funktionsgleichung ist eine rationale Funktion 1. Grades (lineare Funktion)

Y: Luftstromgeschwindigkeit m/s

X: Luftstromdurchflussmenge m³/h

Tabelle 3.16: Ergänzung der grafischen Darstellung Abb. 3.43 (grafische Darstellung der Messergebnisse aus der Kalibrierung des Flügelradanemometers im Saugrohr der Feinstaubabsaugvorrichtung gemäß Tabelle 3.15)

Luftstromgeschwindigkeit $Y = - 0,055542 + 0,18621 \cdot X$ m/s	Luftstromdurchflussmenge $X = (Y - 0,055542) / 0,18621$ m ³ /h
0	$X = (0 - 0,055542) / 0,18621 \approx 0,00$
1	$X = (1 - 0,055542) / 0,18621 \approx 5,67$
2	$X = (2 - 0,055542) / 0,18621 \approx 11,04$
3	$X = (3 - 0,055542) / 0,18621 \approx 16,41$
4	$X = (4 - 0,055542) / 0,18621 \approx 21,78$
5	$X = (5 - 0,055542) / 0,18621 \approx 27,15$
6	$X = (6 - 0,055542) / 0,18621 \approx 32,52$
7	$X = (7 - 0,055542) / 0,18621 \approx 37,89$
8	$X = (8 - 0,055542) / 0,18621 \approx 43,26$
9	$X = (9 - 0,055542) / 0,18621 \approx 48,63$
10	$X = (10 - 0,055542) / 0,18621 \approx 54,00$
11	$X = (11 - 0,055542) / 0,18621 \approx 59,37$
12	$X = (12 - 0,055542) / 0,18621 \approx 64,74$
13	$X = (13 - 0,055542) / 0,18621 \approx 70,11$
14	$X = (14 - 0,055542) / 0,18621 \approx 75,48$
15	$X = (15 - 0,055542) / 0,18621 \approx 80,85$
16	$X = (16 - 0,055542) / 0,18621 \approx 86,22$
17	$X = (17 - 0,055542) / 0,18621 \approx 91,59$
18	$X = (18 - 0,055542) / 0,18621 \approx 96,96$
19	$X = (19 - 0,055542) / 0,18621 \approx 102,33$
20	$X = (20 - 0,055542) / 0,18621 \approx 107,70$
21	$X = (21 - 0,055542) / 0,18621 \approx 113,07$
22	$X = (22 - 0,055542) / 0,18621 \approx 118,44$
23	$X = (23 - 0,055542) / 0,18621 \approx 123,81$
24	$X = (24 - 0,055542) / 0,18621 \approx 129,19$
25	$X = (25 - 0,055542) / 0,18621 \approx 134,56$
26	$X = (26 - 0,055542) / 0,18621 \approx 139,93$
27	$X = (27 - 0,055542) / 0,18621 \approx 145,30$
28	$X = (28 - 0,055542) / 0,18621 \approx 150,67$
29	$X = (29 - 0,055542) / 0,18621 \approx 156,04$
30	$X = (30 - 0,055542) / 0,18621 \approx 161,41$
31	$X = (31 - 0,055542) / 0,18621 \approx 166,78$
32	$X = (32 - 0,055542) / 0,18621 \approx 172,15$
33	$X = (33 - 0,055542) / 0,18621 \approx 177,52$
34	$X = (34 - 0,055542) / 0,18621 \approx 182,89$
35	$X = (35 - 0,055542) / 0,18621 \approx 188,26$

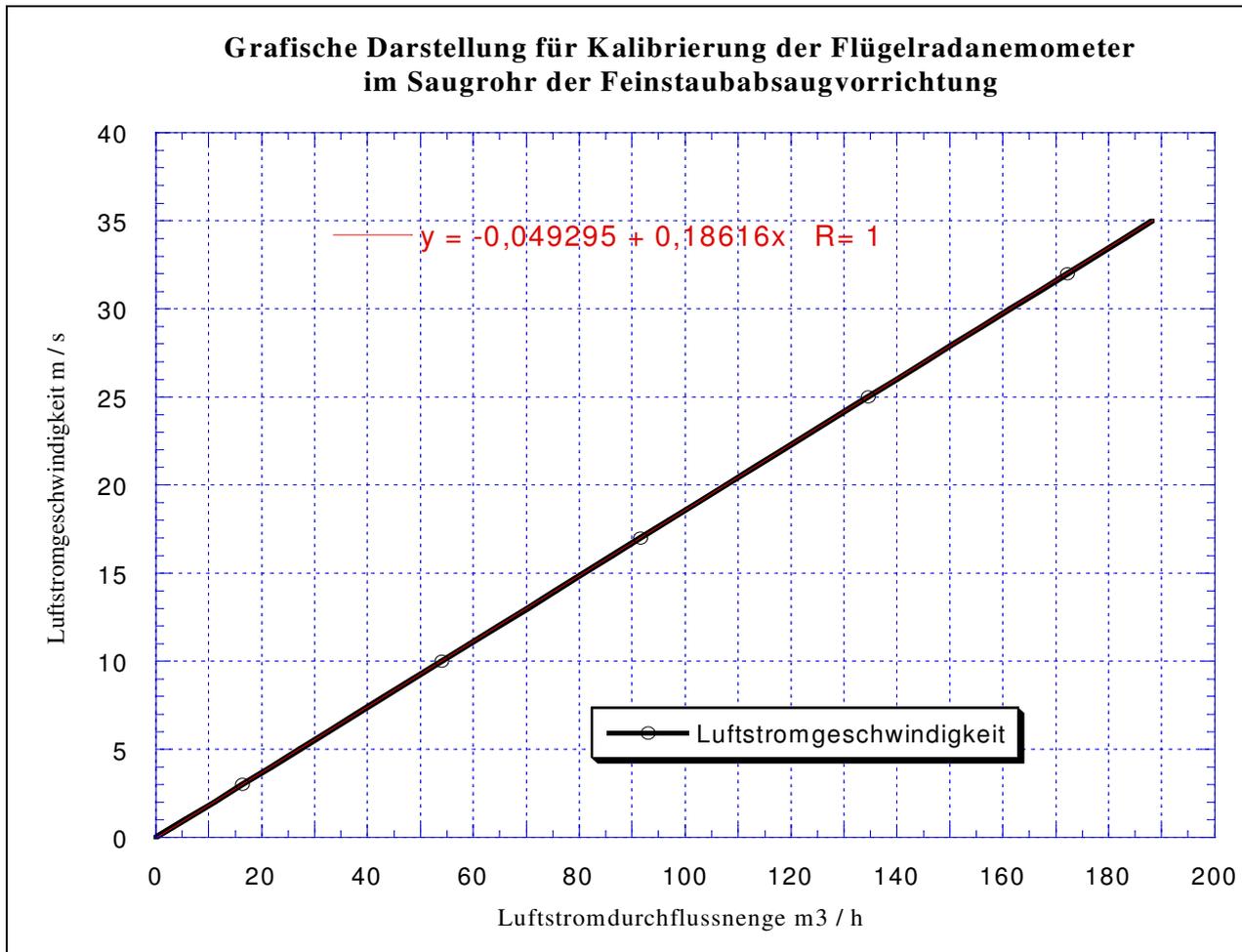


Abbildung 3.46: Ergänzung der grafischen Darstellung Abbildung 3.43: grafische Darstellung für Kalibrierung der Flügelradanemometer im Saugrohr der Feinstaubabsaugvorrichtung gemäß Tabelle 3.16

3.3.2. Messungsdurchführung mit der Feinstaubabsaugvorrichtung

Zugrunde gelegt wird der Aufstellungsplan des Messverfahrens gemäß Abbildung 3.43.

Bei jedem Messvorgang erfolgt eine Messung mit und eine Kontrollmessung ohne Filtereinsatz, um den Druckunterschied bestimmen zu können gemäß Tabelle 3.17 bis 3.24.

3.3.2.1. Messergebnisse ohne Filtereinsatz

Tabelle 3.17: Durchführung einer Luftstrommessung an der integrierten Feinstaubabsaugvorrichtung für Fahrzeuge, bei den Messstellen 1 bis 3 ohne Filtereinsatz

Messstelle	Gebläse A und B Geschwindigkeit gemessen mit handgeführtem Anemometer		Luftstrom- geschwindigkeit gemessen mit Flügelrad- anemometer	Luftstrom- geschwindig- keit „Y“ gemessen mit Flügelrad- anemometer	Absolute Luftstromdurch- flussvolumen nach Abb. 3.46 $\dot{V} = X$	Luftstrommessdaten Luftfeuchtigkeit, Lufttemperatur, Luftdruck.			Umgebungsdaten: Luftfeuchtigkeit, Lufttemperatur, Barometerstand.			Druckmessung vor und nach Filterraum ohne Filtereinsatz P	Luftstromdurchfluss- volumen im Normzustand $\dot{V}_o = \frac{\dot{V} (P \cdot T_o)}{P_o \cdot T}$			
	W ₁ Gebl. Abstand Gebl. Geschw.	W ₂ A und B m/s				W ₃ A + B m ³ /h m/s	%	°C	mbar	%	°C			mbar	mbar	m ³ /h
1	A	400 mm	7,4	40	$X = (Y - 0,0493) / 0,1862 =$ 133 m³/h	55,6	25,7	0,9 -1,0 = - 0,1	70,4	24,0	742,0 mm Hg 1,33 = 986,86	n. F ¹ . (-1,0)	$\dot{V} = 133 \text{ m}^3/\text{h} ((-0,1 + 986,86) \text{ mbar} \times (273,15 \text{ K})) / ((1013 \text{ mbar} \times (25,55 + 273,15 \text{ K})) = \mathbf{119 \text{ m}^3/\text{h}}$			
		109 km/h												122	64,3	25,4
	B	240 mm	23,4	100		57,5	25,5		0,85 - 1,0 = - 0,15	70,4		23,5				
		105 km/h												100	59,8	24,4
2	A	620 mm	5,95	30	$X = (Y - 0,0493) / 0,1862 =$ 113 m³/h	57,5	25,5	0,85 - 1,0 = - 0,15		70,4	23,5	742,0 mm Hg 1,33 = 986,86	n. F ¹ . (-1,0)			
		85 km/h												100	59,8	24,4
	B	400 mm	19,3	100		$X = (Y - 0,0493) / 0,1862 =$ 88 m³/h	57,4		25,4	0,4 -1,0 = - 0,6	70,3		23,0			
		87 km/h												78	59,8	24,8
3	A	820 mm	5,28	25	$X = (Y - 0,0493) / 0,1862 =$ 88 m³/h		57,4	25,4	0,4 -1,0 = - 0,6		70,3	23,0	744,0 mm Hg 1,33 = 989,52			
		68 km/h												78	59,8	24,8
	B	620 mm	15,5	78		$X = (Y - 0,0493) / 0,1862 =$ 88 m³/h	57,4	25,4		0,4 -1,0 = - 0,6	70,3	23,0				
		66 km/h												78	59,8	24,8

1-Druckmessung nach Filterraum **ohne Filtereinsatz**,

2- Druckmessung vor Filterraum **ohne Filtereinsatz**,

T: Absolute Temperatur (z.B. + 22 °C 273,15 K),

P: Absoluter Druck (z B.– 22 mbar + 1013 mbar),

P₀: Druck im Normzustand in 1013 mbar,

T₀: Temperatur im Normzustand in 0 °C + 273,15 K,

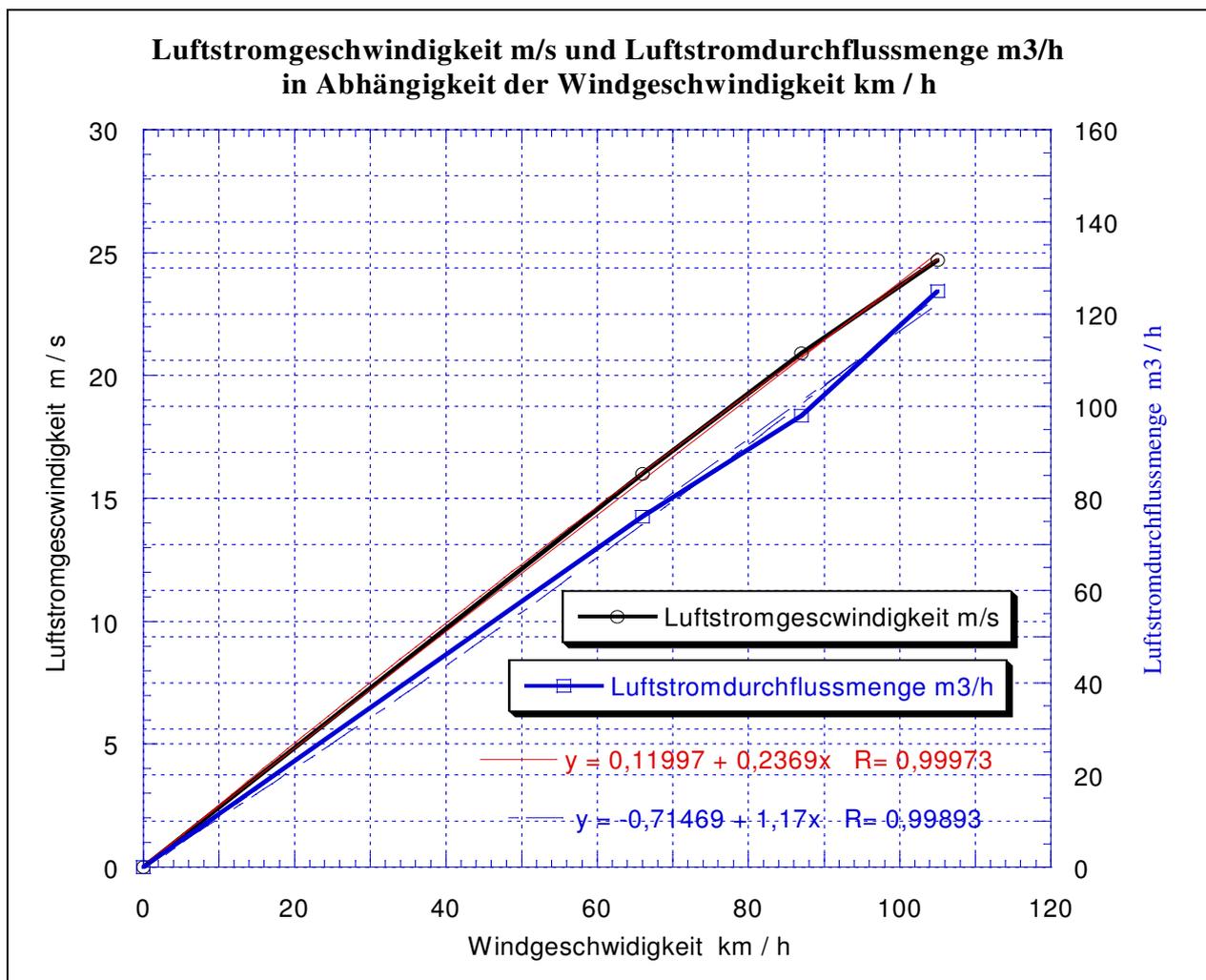


Abbildung 3.47: Luftstromgeschwindigkeit m/s und Luftstromdurchflussvolumen m³/h in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit km/h bei den Messstellen 1 bis 3 gemäß Tabelle 3.17

Tabelle 3.18: Durchführung einer Luftstrommessung an der integrierten Feinstaubabsaugvorrichtung für Fahrzeuge, bei den Messstellen 4 bis 6 ohne Filtereinsatz

Messstelle	Gebläse A und B Geschwindigkeit gemessen mit handgeführtem Anemometer		Luftstrom- geschwindigkeit gemessen mit Flügelrad- anemometer	Gesamt Luftstrom- geschwindigkeit gemessen mit Flügelrad- anemometer		Absoluter Luftstromdurch- flussvolumen nach Abb. 3.46	Luftstrommessdaten Luftfeuchtigkeit, Lufttemperatur, Luftdruck.			Umgebungsdaten Luftfeuchtigkeit, Lufttemperatur, Barometerstand.			Druckmessung vor und nach Filterraum ohne Filtereinsatz	Luftstromdurchfluss- volumen im Normzustand
	W ₁ Gebl. Abstand Gebl. Geschw.	W ₂ A und B m/s		W ₃ A + B m ³ /h m/s	V = X m ³ /h		% °C m bar	% °C m bar	P m bar	$\dot{V}_o = \frac{\dot{V} (P \cdot T_o)}{P_o \cdot T}$ m ³ /h				
4	A	400 mm	7,26	39	27	X=(Y-0,0493)/ 0,1862 = 145 m³/h	56,2	23,8	0,9-1,0 = - 0,1	75	22	982	n. F ¹ . - 1,0	$\dot{V} = 145 \text{ m}^3/\text{h} ((-0,1+982) \text{ mbar} \times (273,15 \text{ K})) / ((1013 \text{ mbar} \times (23,65 + 273,15 \text{ K})) =$ 129,0 m³/h
		120 km/h												
	B	240 mm	25,5	137			60,3	23,5						
		120 km/h												
5	A	600 mm	5,86	32	21	X=(Y-0,0493)/ 0,1862 = 113 m³/h	55,4	24,5	0,8-1,0 = - 0,2	73	23	983	n. F ¹ . - 1,0	$\dot{V} = 113 \text{ m}^3/\text{h} ((-0,2+983) \text{ mbar} \times (273,15 \text{ K})) / ((1013 \text{ mbar} \times (24,4 + 273,15 \text{ K})) =$ 101,2 m³/h
		86 km/h												
	B	340 mm	19,6	105			58,3	24,3						
		87 km/h												
6	A	800 mm	5,39	29	16	X=(Y-0,0493)/ 0,1862 = 86 m³/h	60,0	23,5	0,4-1,0 = - 0,6	73	23	983	n. F ¹ . -1,0	$\dot{V} = 86 \text{ m}^3/\text{h} ((-0,6+983) \text{ mbar} \times (273,15 \text{ K})) / ((1013 \text{ mbar} \times (23,55 + 273,15 \text{ K})) =$ 77,0 m³/h
		61 km/h												
	B	570 mm	15,8	31			62,5	23,6						
		60 km/h												

1): Druckmessung nach Filterraum **ohne Filtereinsatz**

2): Druckmessung vor Filterraum **ohne Filtereinsatz**

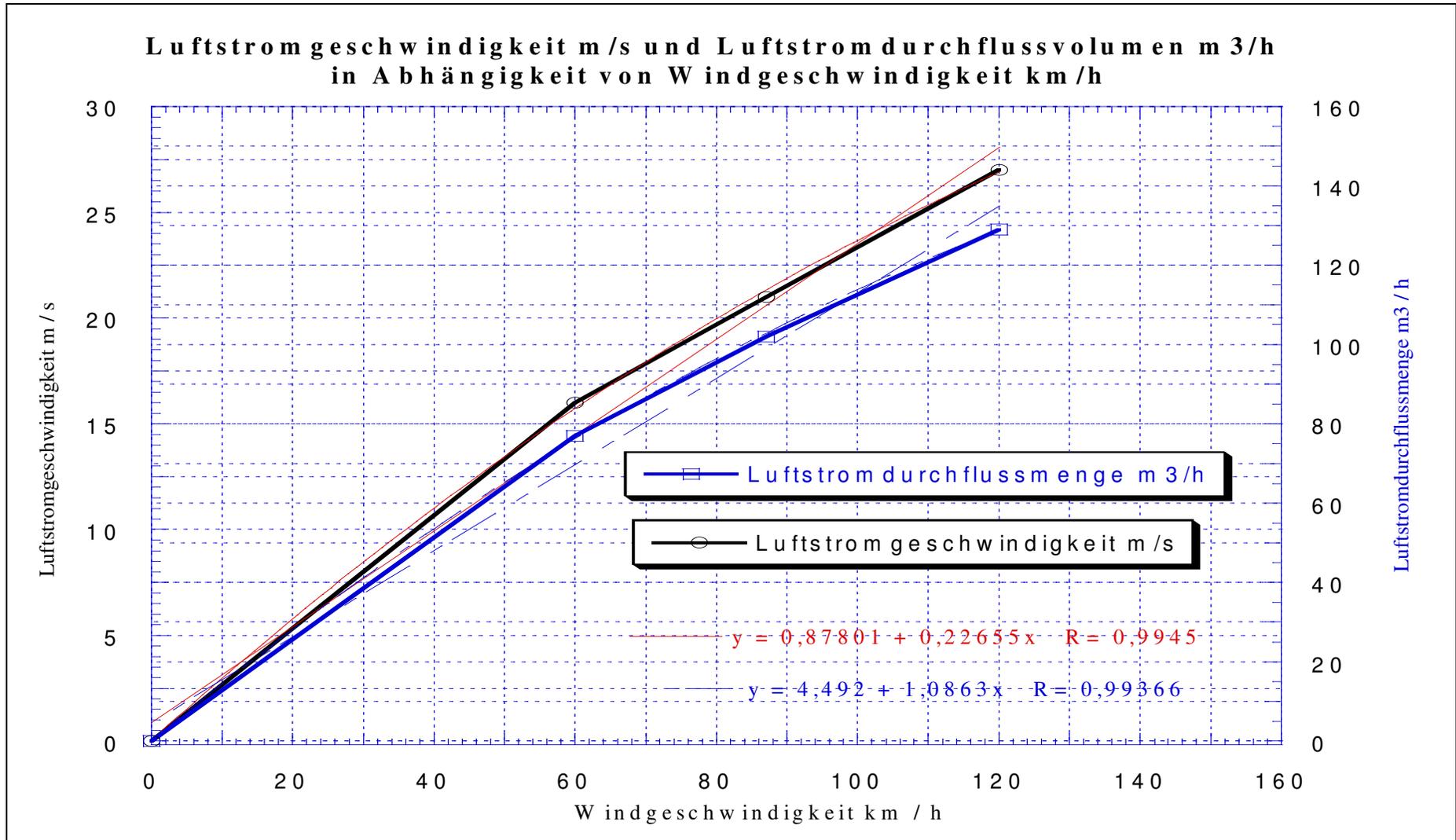


Abbildung 3.48: Luftstromgeschwindigkeit m/s und Luftstromdurchflussvolumen m³/h in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit km/h bei den Messstellen 4 bis 6 gemäß Tabelle 3.18

Tabelle 3.19: Durchführung einer Luftstrommessung an der integrierten Feinstaubabsaugvorrichtung für Fahrzeuge bei den Messstellen 7 bis 10 ohne Filtereinsatz

Messstelle	Gebläse A und B Geschwindigkeit gemessen mit handgeführtem Anemometer		Luftstrom- geschwindigkeit gemessen mit Flügelrad- anemometer	Gesamt Luftstrom- geschwindigkeit gemessen mit Flügelrad- anemometer		Absoluter Luftstromdurch- flussvolumen nach Abb. 3.46	Luftstrommessdaten Luftfeuchtigkeit, Lufttemperatur, Luftdruck.			Umgebungsdaten Luftfeuchtigkeit, Lufttemperatur, Barometerstand.			Druckmessung vor und nach Filtereinsatz	Luftstromdurchfluss- volumen im Normzustand
	W ₁	W ₂		W ₃ A + B	• V = X		%	°C	mbar	%	°C	mbar		
	Gebl.	Abstand		m ³ /h	m/s	m ³ /h							mbar	m ³ /h
7	A	850 mm	4,84	26,3	16,8	X=(Y-0,0493)/ 0,1862 = 86,3 m³/h	53,9	24,4	0,6-1,0 = - 0,4	69	24	990	n. F. ¹⁾ -1,0	• V = 86,3 m ³ /h ((-0,4+ 983) mbar x (273,15 K)) / ((1013 mbar x (23,7 +273,15 K)) = 77,6 m³/h
		63 km/h												
	B	530 mm	15,90	85,7			53,9	23,3		v. F. ²⁾ 0,6				
		63 km/h												
8	A	1280 mm	4,14	22,5	12,5	X=(Y-0,0493)/ 0,1862 = 67,4 m³/h	53,1	24,6	0,31- 1,0 = - 0,69	69	24	988	n. F. ¹⁾ - 1,0	• V = 67,4 m ³ /h ((-0,69+ 983)mbar x (273,15 K)) / ((1013 mbar x (24,0 +273,15 K)) = 60,0 m³/h
		42 km/h												
	B	730 mm	12,1	65,3			53,1	23,3		v. F. ²⁾ 0,31				
		42 km/h												
9	A	1830 mm	3,04	16,6	9,93	X=(Y-0,0493)/ 0,1862 = 53,6 m³/h	53,0	23,9	0,9 - 1,0 = - 0,10	69	24	988	n. F. ¹⁾ - 1,0	• V = 53,6 m ³ /h ((-0,1+ 982) mbar x (273,15 K)) / ((1013 mbar x (23,7 +273,15 K)) = 48,0m³/h
		30 km/h												
	B	380 mm	9,62	52,0			53,0	23,5		v. F. ²⁾ 0,1				
		30 km/h												

1): Druckmessung nach Filterraum **ohne Filtereinsatz**

2): Druckmessung vor Filterraum **ohne Filtereinsatz**

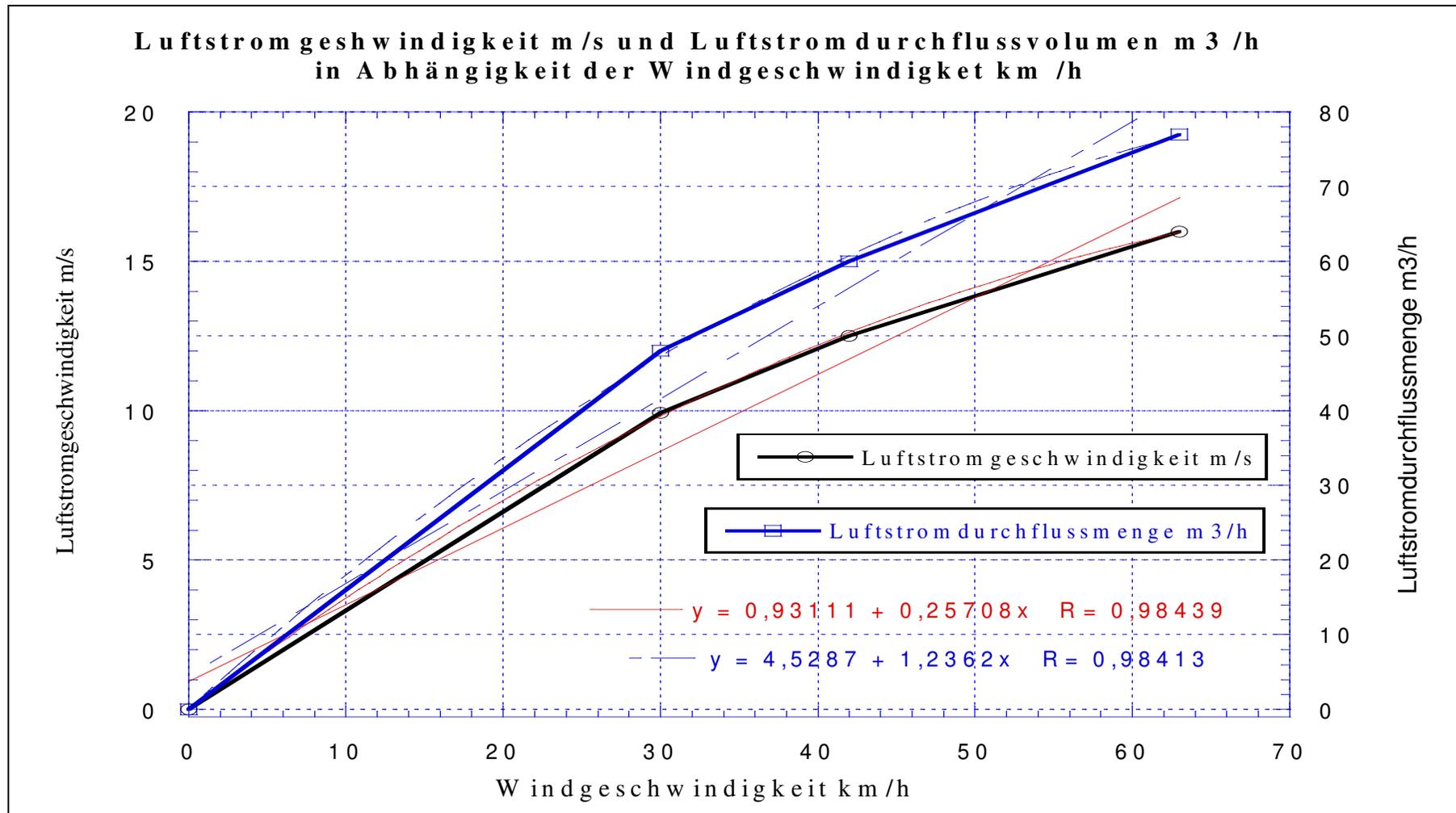


Abbildung 3.49: Luftstromgeschwindigkeit m/s und Luftstromdurchflussvolumen m³/h in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit km/h bei den Messstellen 7 bis 10 gemäß Tabelle 3.19

Tabelle 3.20: Durchführung einer Luftstrommessung an der integrierten Feinstaubabsaugvorrichtung für Fahrzeuge bei den Messstellen 10 bis 12 ohne Filtereinsatz

Messstelle	Gebläse A und B Geschwindigkeit gemessen mit handgeführtem Anemometer		Luftstrom- geschwindigkeit gemessen mit Flügelrad- anemometer	Gesamt Luftstrom- geschwindigkeit gemessen mit Flügelrad- anemometer		Absoluter Luftstromdurch- flussvolumen nach Abb. 3.46 $\dot{V} = X$ m ³ /h	Luftstrommessdaten Luftfeuchtigkeit, Lufttemperatur, Luftdruck.			Umgebungsdaten Luftfeuchtigkeit, Lufttemperatur, Barometerstand.			Druckmessung vor und nach Filtereinsatz P mbar	Luftstromdurchfluss- volumen im Normzustand $\dot{V}_o = \frac{\dot{V} (P \cdot T_o)}{P_o \cdot T}$ m ³ /h
	W ₁ Gebl. Abstand Gebl. Geschw.	W ₂ A und B m/s		W ₃ A + B m ³ /h	m/s		%	°C	mbar	%	°C	mbar		
10	A	1830 mm	1,25	16	9,89	$X = (Y - 0,0493) / 0,1862 =$ 53,38 m³/h	66,4	23,9	0,2-1,0 = - 0,8	77	25	982	n. F. ¹⁾ - 1,0	$\dot{V} = 53,38 \text{ m}^3/\text{h} ((-0,1 + 982) \text{ mbar} \times (273,15 \text{ K})) / ((1013 \text{ mbar} \times (24,15 + 273,15 \text{ K})) = \mathbf{47,54 \text{ m}^3/\text{h}}$
		29,5 km/h					63,6	24,4					v. F. ²⁾ 0,2	
11	A	2240 mm	2,82	12	7,87	$X = (Y - 0,0493) / 0,1862 =$ 42,53 m³/h	58,3	24,8	0,1-1,0 = - 0,9	75	25	982	n. F. ¹⁾ - 1,0	$\dot{V} = 42,53 \text{ m}^3/\text{h} ((-0,9 + 982) \text{ mbar} \times (273,15 \text{ K})) / ((1013 \text{ mbar} \times (24,7 + 273,15 \text{ K})) = \mathbf{37,84 \text{ m}^3/\text{h}}$
		22 km/h					61,3	24,6					v. F. ²⁾ 0,1	
12	A	2770 mm	2,36	11	6,48	$X = (Y - 0,0493) / 0,1862 =$ 35,07 m³/h	57,3	25,2	0,1-1,0 = - 0,9	73	25	982	n. F. ¹⁾ - 1,0	$\dot{V} = 35,07 \text{ m}^3/\text{h} ((-0,9 + 982) \text{ mbar} \times (273,15 \text{ K})) / ((1013 \text{ mbar} \times (25,1 + 273,15 \text{ K})) = \mathbf{31,13 \text{ m}^3/\text{h}}$
		18,0 km/h					57,8	25,0					v. F. ²⁾ 0,1	
12	B	1590 mm	6,25	40	6,48	$X = (Y - 0,0493) / 0,1862 =$ 35,07 m³/h	57,3	25,2	0,1-1,0 = - 0,9	73	25	982	n. F. ¹⁾ - 1,0	$\dot{V} = 35,07 \text{ m}^3/\text{h} ((-0,9 + 982) \text{ mbar} \times (273,15 \text{ K})) / ((1013 \text{ mbar} \times (25,1 + 273,15 \text{ K})) = \mathbf{31,13 \text{ m}^3/\text{h}}$
		17,9 km/h					57,8	25,0					v. F. ²⁾ 0,1	

1): Druckmessung nach Filterraum **ohne Filtereinsatz**2): Druckmessung vor Filterraum **ohne Filtereinsatz**

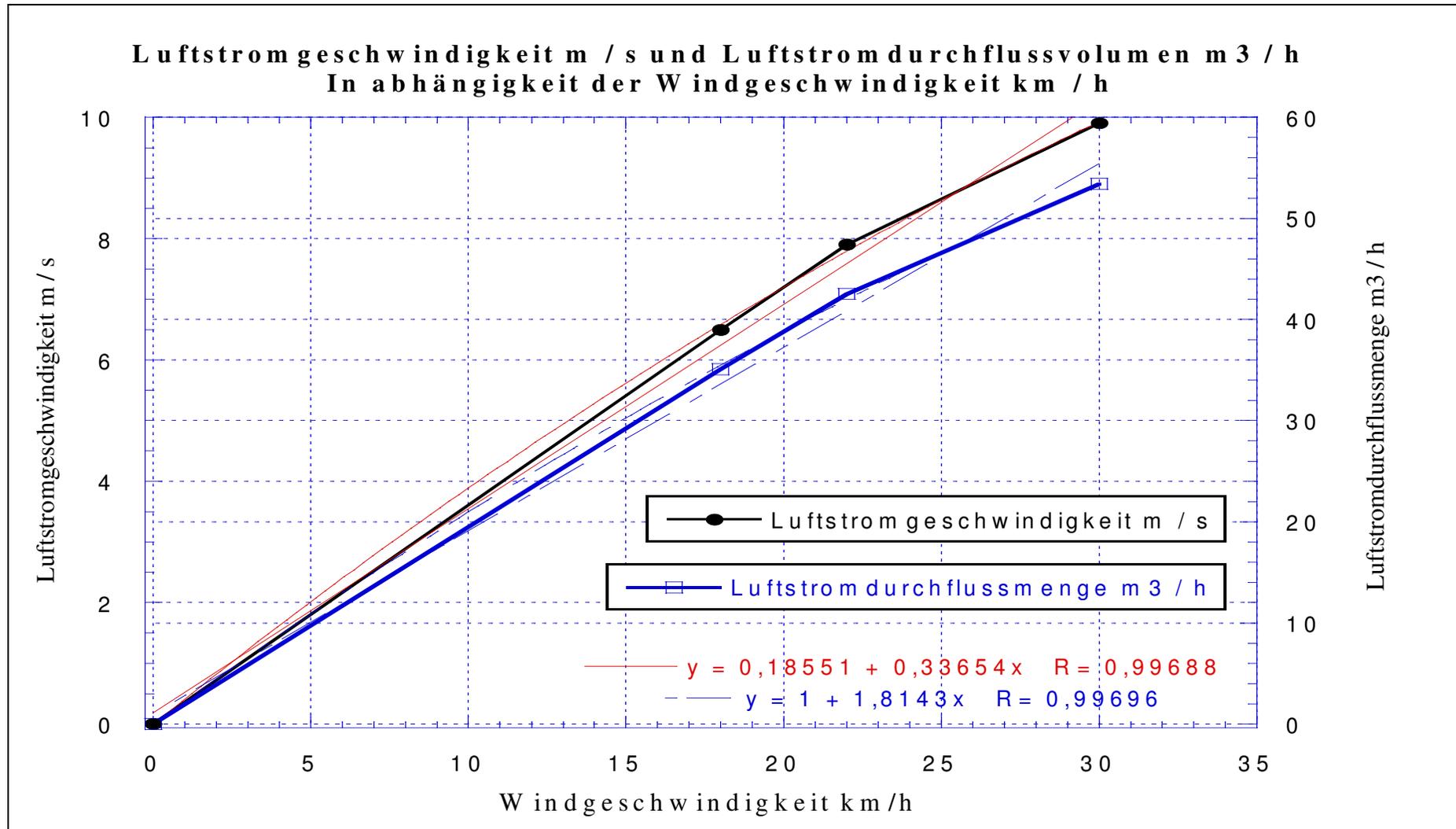


Abbildung 3.50: Luftstromgeschwindigkeit m/s und Luftstromdurchflussvolumen m³/h in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit km/h, bei den Messstellen 10 bis 12 gemäß Tabelle 3.20

3.3.3. Auswertung

Erfassung aller Messdaten von Luftstromdurchflussvolumen m^3/h und Luftstromgeschwindigkeit m/s in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit km/h **ohne Filtereinsatz**

Erstellung der grafischen Darstellung der Messdatenzusammenfassung, die Funktionsgleichung ist eine rationale Funktion 1. Grades (lineare Funktion) für Luftstromgeschwindigkeit und Luftstromdurchflussvolumen

$$Y_1 = 2,8545 + 0,20824 \cdot X_1 \quad \text{Luftstromgeschwindigkeit m/s} \quad (3-64)$$

$$Y_2 = 13,188 + 1,0098 \cdot X_2 \quad \text{Luftstromdurchflussvolumen m}^3/\text{h} \quad (3-65)$$

Y_1 : Luftstromgeschwindigkeit m/s

X_1 : Luftstromdurchflussvolumen m^3/h

Y_2 : Luftstromdurchflussvolumen m^3/h

X_2 : Luftstromgeschwindigkeit m/s

Tabelle 3.21: Messdatenzusammenfassung, Luftstromdurchflussvolumen m^3/h , Luftstromgeschwindigkeit m/s in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit km/h ohne Filtereinsatz

Messung	Windgeschwindigkeit Gebläse (A + B) / 2 km / h	Luftstromgeschwindigkeit m/s	Luftstromdurchflussvolumen im Normzustand m^3/h
0	0,0	0,0	0,0
12	$(17,9 + 18,0) / 2 = 17,95$	6,48	31,13
11	$(22,0 + 22,0) / 2 = 22,00$	7,87	37,84
10	$(30,0 + 29,5) / 2 = 29,75$	9,89	47,54
9	$(30,0 + 30,0) / 2 = 30,00$	9,93	48,0
8	$(42,0 + 42,0) / 2 = 42,00$	12,5	60,0
6	$(60,0 + 61,0) / 2 = 60,50$	16,0	77,0
7	$(63,0 + 63,0) / 2 = 63,00$	16,8	77,6
3	$(66,0 + 68,0) / 2 = 67,00$	17,0	79,5
2	$(85,0 + 87,0) / 2 = 86,00$	20,9	101,0
5	$(87,0 + 86,0) / 2 = 86,50$	21,0	101,2
1	$(109,0 + 105,0) / 2 = 107,0$	24,7	119,6
4	$(120,0 + 120,0) / 2 = 120,0$	27,0	129,0

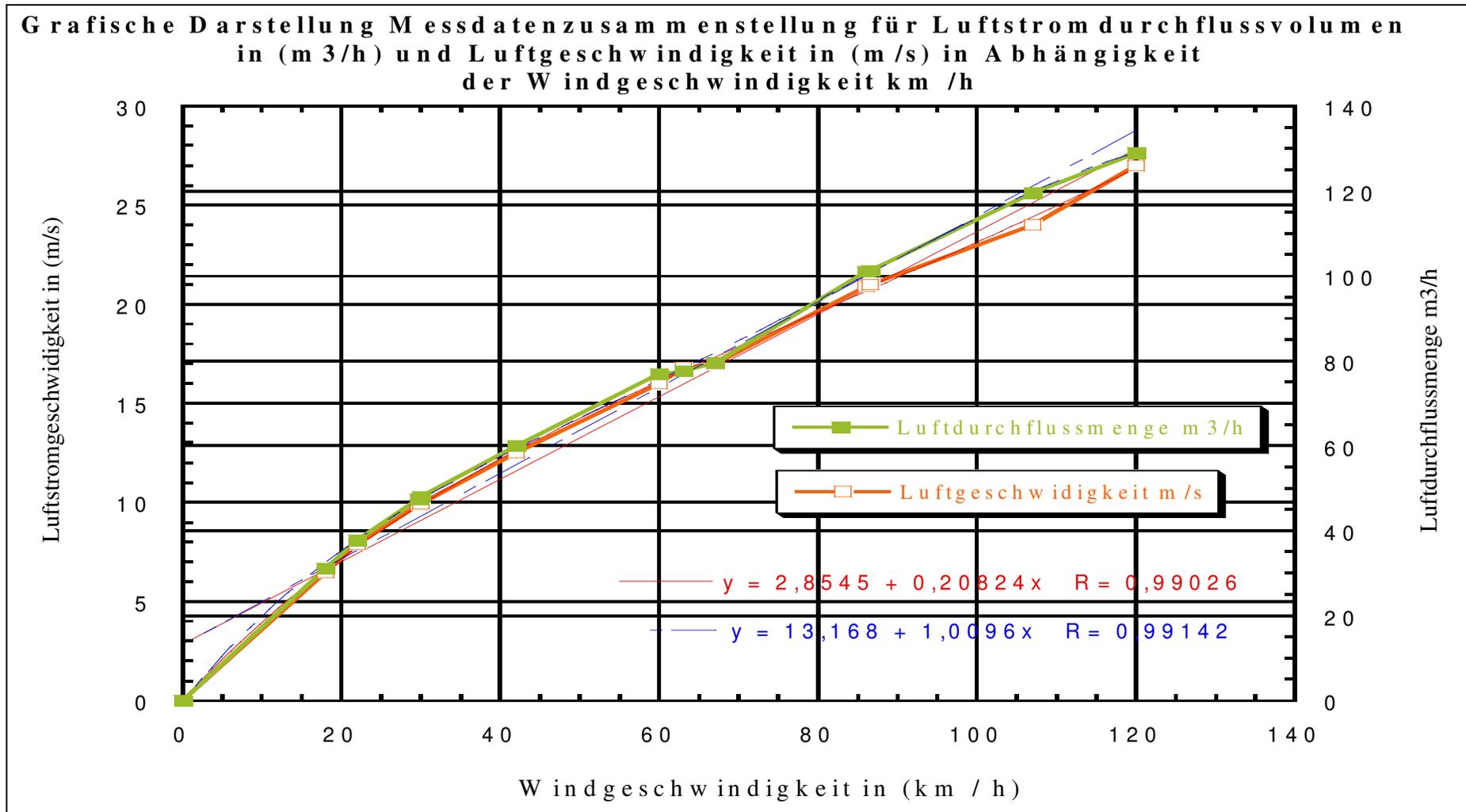


Abbildung 3.51: Grafische Darstellung der Messdatenzusammenfassung: Luftstromdurchflussvolumen m³/h, Luftstromgeschwindigkeit m/s in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit km/h bei den Messstellen 1 bis 12 ohne Filtereinsatz gemäß Tabelle 3.21

3.3.3.1. Messergebnisse mit Filtereinsatz

Die Klassifizierung des Feinstaubs, wie auch die technischen Daten der eingesetzten Filter befinden sich in Anhang 3. und Tabelle A.3.

Die Filterklasse stellt ein entscheidendes Auswahlkriterium für Luftfilter in der Raumluftechnik dar. Im Hinblick auf die Wirtschaftlichkeit eines Filters sind neben der geforderten Filterwirksamkeit auch das Staubspeichervermögen sowie der Druckverlustverlauf zu berücksichtigen. Durch die Auswahl eines geeigneten Partikelfilters wird die Leistungsfähigkeit bei einer Minimierung der Gesamtkosten sichergestellt [25].

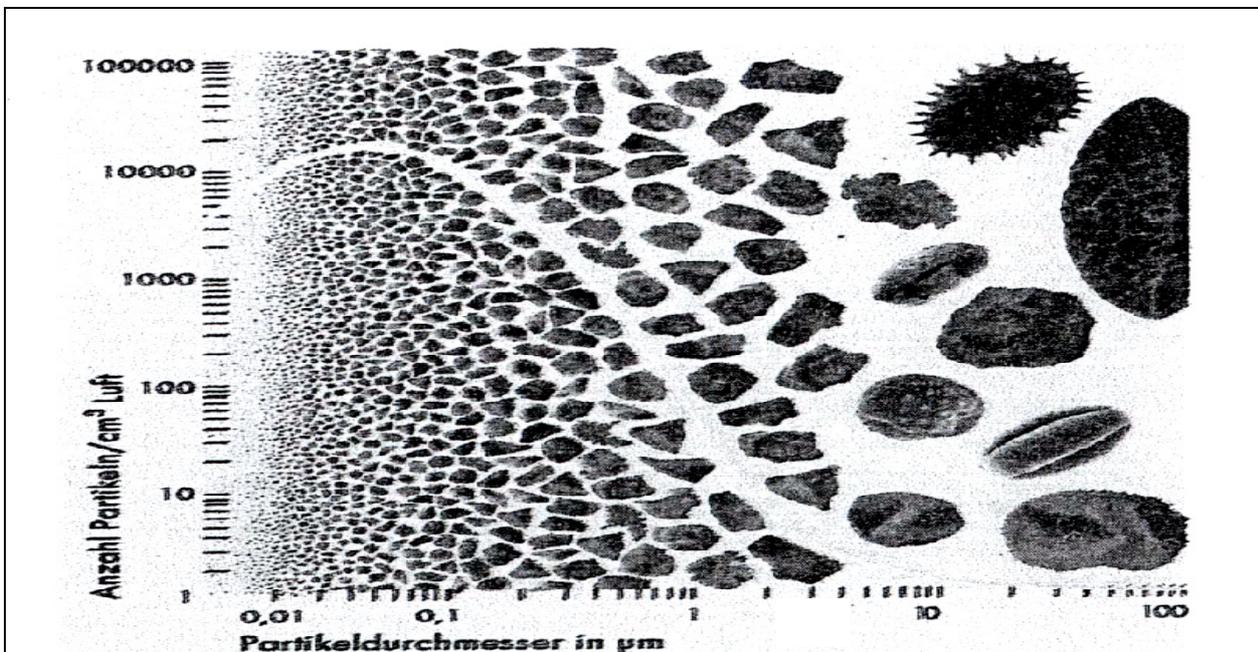


Abbildung 3.52: Darstellung der durchschnittlichen Partikelgrößenverteilung der Außenluft. Abscheidung möglich mit Filtermatten (vgl. Anhang 3, Abbildung A 5, A 6, und A 7) (Hinds, 1982) [25].

Quellen der Luftverunreinigung sind natürliche Partikeln, vorwiegend aus Erosionsprozessen der Erdrinde im Größenbereich $> 2\mu\text{m}$. Dieser Größenbereich umfaßt auch Pollen, Sporen und einige Partikeln im Größenbereich $< 2\mu\text{m}$, die vorwiegend durch Industrie- und Verbrennungsprozesse sowie den Straßenverkehr verursacht werden (siehe Abb. 3.52).

Tabelle 3.22: Messung der Luftstromgeschwindigkeit für die integrierte Feinstaubabsaugvorrichtung für Fahrzeuge, bei den Messstellen 1 bis 8 mit Filtereinsatz, Fa. Freudenberg Typ PA-5 micron synthetische Deckenfiltermatte der Klasse F6 (siehe Anhang 6)

Messstelle	Gebläse Luftstromgeschwindigkeit gemessen mit handgeführtem Flügelradanemometer Genauigkeit $\pm 5\%$			Einzelne Luftstromgeschwindigkeit gemessen mit handgeführtem Flügelradanemometer Genauigkeit $\pm 2\%$			Gesamte Luftstromgeschwindigkeit gemessen mit handgeführtem Flügelradanemometer Genauigkeit $\pm 2\%$			Absolute Luftstromdurchflussvolumen nach Gl. $X = (Y - 0,055542) / 0,18621$		
	W_1			W_2 Für Gebl. A und B			$W_3 = Y$ Für Gebl. A + B			$\dot{V} = X$		
	Gebl.	mitt.	Km/h	max.	m/s min.	mitt.	max.	m/s min.	mitt.	max.	m ³ /h min.	mitt.
1	A	103	max. 108,2 mitt. 103,0	4,4	4,21	4,31	17,3	16,3	16,75	92,05	90,22	88,50
	B	103	min. 97,9	17,4	16,8	17,1						
2	A	74	max. 77,18 mitt. 73,50	3,96	3,81	3,87	13,6	13,2	13,40	92,05	90,22	88,50
	B	73	min. 69,83	13,6	13,3	13,5						
3	A	63	max. 65,63 mitt. 62,50	3,3	3,03	3,17	12,8	12,1	12,45	73,68	72,23	70,78
	B	62	min. 59,38	12,7	12,4	12,6						
4	A	55	max. 57,23 mitt. 54,5	2,8	2,6	2,7	11,4	10,6	11,00	68,47	67,13	65,79
	B	54	min. 51,78	11,2	11,0	11,1						
5	A	46	max. 48,83 mitt. 46,50	2,34	2,16	2,25	9,82	8,85	9,34	60,52	59,34	58,16
	B	47	min. 44,18	9,68	9,33	9,51						

6	A	35	max. 38,23 mitt. 34,50	2,03	1,85	1,94	9,07	8,28	8,68	51,45	50,43	49,41
	B	34	min. 32,78	8,87	8,5	8,69						
7	A	27	max. 29,00 mitt. 27,00	1,57	1,1	1,34	7,90	7,15	7,53	47,85	46,88	45,97
	B	27	min. 26,41	7,62	7,37	7,50						
8	A	24	max. 24,68 mitt. 23,50	0,95	0,25	0,48	5,59	5,09	5,34	29,53	28,94	28,35
	B	23	min. 22,33	5,64	5,26	5,45						

Tabelle 3.23: Ermittlung der Luftstromdurchflussvolumen für die integrierte Feinstaubabsaugvorrichtung für Fahrzeuge, mit Filtereinsatz, Fa. Freudenberg, Typ PA-5 micron synthetische Deckenfiltermatte der Klasse F6 (siehe Anhang 6).

Messstelle	Luftstrommessdaten Luftfeuchtigkeit, Lufttemperatur, Luftdruck. Genauigkeit ± 0,5% bei niedrigerem Messbereich P_U und P_{VF}			Umgebungsdaten Luftfeuchtigkeit, Lufttemperatur, Barometerstand.			Druckmessung vor und nach Filtereinsatz Genauigkeit ± 0,5% bei niedrigem Messbereich ΔP mbar	Luftstromdurchflussmenge im Normzustand $V_o = \frac{V \cdot (P \cdot T_o)}{P_o \cdot T}$ m ³ /h
	%	°C	mbar	%	°C	mbar		
1	max	27,3	$P_U =$	63,0	26,0	978,0	$\Delta P = - 3,02$ $- 3,00$ $- 2,99$	$V_o = 92,05 \text{ m}^3/\text{h} ((- 3,02 + 978) \text{ mbar} \times (273,15 \text{ K})) / ((1013 \text{ mbar} \times (26,63 + 273,15 \text{ K})) = 80,73 \text{ m}^3/\text{h}$
	49,3		978					
	min.	25,7						
	47,6							
	48,69	26,63	ΔP					79,38 m ³ /h
	48,45	26,50	-3,02					77,68 m ³ /h
	48,21	26,37	-3,00					
			-2,99					
2	max.	28,95	$P_U =$	63,0	26,0	978,0	$\Delta P = - 2,11$ $- 2,10$ $- 2,08$	$V_o = 73,68 \text{ m}^3/\text{h} ((- 2,11 + 978) \text{ mbar} \times (273,15 \text{ K})) / ((1013 \text{ mbar} \times (27,66 + 273,15 \text{ K})) = 64,45 \text{ m}^3/\text{h}$
	50,2		978,0					
	min.	26,10						
	45,5							
	48,09	27,66	ΔP					63,36 m ³ /h
	47,85	27,53	-2,11					61,97 m ³ /h
	47,61	27,39	-2,10					
			-2,08					
3	max.	28,05	P_U	62	27	978,0	$\Delta P = - 2,01$ $- 2,00$ $- 1,99$	$V_o = 68,47 \text{ m}^3/\text{h} ((- 2,01 + 978) \text{ mbar} \times (273,15 \text{ K})) / ((1013 \text{ mbar} \times (27,31 + 273,15 \text{ K})) = 59,99 \text{ m}^3/\text{h}$
	47,8		978,0					
	min.	26,30						
	44,8							
	46,53	27,31	ΔP					58,82 m ³ /h
	46,30	27,18	-2,01					57,68 m ³ /h
	46,07	27,04	-2,00					
			-1,99					
4	max.4	27,20	P_U	61	27	978,0	$\Delta P = - 1,71$ $- 1,70$ $- 1,69$	$V_o = 60,52 \text{ m}^3/\text{h} ((- 1,71 + 978) \text{ mbar} \times (273,15 \text{ K})) / ((1013 \text{ mbar} \times (26,88 + 273,15 \text{ K})) = 53,10 \text{ m}^3/\text{h}$
	47,8		978,0					
	min.4	26,30						
	44,7							
	46,38	26,88	ΔP					52,10 m ³ /h
	46,15	26,75	-1,71					51,10 m ³ /h
	45,92	26,62	-1,70					
			-1,69					
5	max.	27,55	P_U	61	27	978	$\Delta P = - 1,31$ $- 1,30$ $- 1,29$	$V_o = 51,45 \text{ m}^3/\text{h} ((- 1,31 + 978) \text{ mbar} \times (273,15 \text{ K})) / ((1013 \text{ mbar} \times (27,47 + 273,15 \text{ K})) = 45,13 \text{ m}^3/\text{h}$
	46,9		978					
	min.	27,10						
	43,6							
	45,45	27,47	ΔP					44,25 m ³ /h
	45,23	27,33	-1,31					43,36 m ³ /h
	45,00	27,19	-1,30					
			-1,29					

6	max. 48,5	26,65	P _U 978	60	27	978	$\Delta P = -1,21$ - 1,20 - 1,19	\bullet $V_o = 47,85 \text{ m}^3/\text{h} ((-1,21+ 978) \text{ mbar} \times (273,15 \text{ K})) / ((1013 \text{ mbar} \times (26,51 +273,15 \text{ K})) = 42,06 \text{ m}^3/\text{h}$ 41,22 m ³ /h 40,42 m ³ /h
	min.4 3,56	26,10						
	47,77	26,51	ΔP -1,21					
	47,53	26,38	-1,20					
	47,29	26,25	-1,19					
7	max.4 9,1	26,35	P _U 978	60	27	978	$\Delta P = -1,01$ - 1,00 - 0,99	\bullet $V_o = 41,51 \text{ m}^3/\text{h} ((-1,01+ 978) \text{ mbar} \times (273,15 \text{ K})) / ((1013 \text{ mbar} \times (26,16 +273,15 \text{ K})) = 36,53 \text{ m}^3/\text{h}$ 35,79 m ³ /h 35,15 m ³ /h
	min.4 6,5	25,70						
	48,04	26,16	ΔP -1,01					
	47,80	26,03	-1,00					
	47,56	25,90	-0,99					
8	max.4 5,4	26,65	P _U 978	59	27	978	$\Delta P = -0,81$ - 0,80 - 0,79	\bullet $V_o = 29,53 \text{ m}^3/\text{h} ((-0,81+ 978) \text{ mbar} \times (273,15 \text{ K})) / ((1013 \text{ mbar} \times (26,63+273,15 \text{ K})) = 25,96 \text{ m}^3/\text{h}$ 25,45 m ³ /h 24,94 m ³ /h
	min.4 4,8	26,35						
	45,73	26,63	ΔP -0,81					
	45,50	26,50	-0,80					
	49,27	26,37	-0,79					

Tabelle 3.24: Zusammenfassung der Messdaten (max., mitt. und min.) für die Luftstromdurchflussmenge m³/h und den Druckverlust mbar = h Pa in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit km/h im Normzustand, mit Filtereinsatz, Fa. Freudenberg Typ PA-5 micron synthetische Deckenfiltermatte der Klasse F6 (siehe Anhang 6)

Messung	Windgeschwindigkeit			Luftstromdurchflussmenge			Druckverlust am Filtereinsatz		
	km/h			m ³ /h			mbar = h Pa		
	max	mitt	min	max	mitt	min	max	mitt	min
0	0			0			0		
1	92,05	90,22	88,50	80,73	79,38	77,68	3,02	3,00	2,99
2	73,68	72,40	70,78	64,45	63,36	61,97	2,11	2,10	2,08
3	68,47	67,13	65,79	59,99	58,82	57,68	2,01	2,00	1,99
4	60,52	59,34	58,16	53,10	52,04	51,10	1,71	1,70	1,69
5	51,45	50,43	49,41	45,07	44,21	43,33	1,31	1,30	1,29
6	47,85	46,88	45,97	42,06	41,22	40,42	1,21	1,20	1,19
7	41,51	40,71	39,90	36,53	35,79	35,15	1,01	1,00	0,99
8	29,53	28,94	28,35	25,96	25,45	24,94	0,81	0,80	0,79

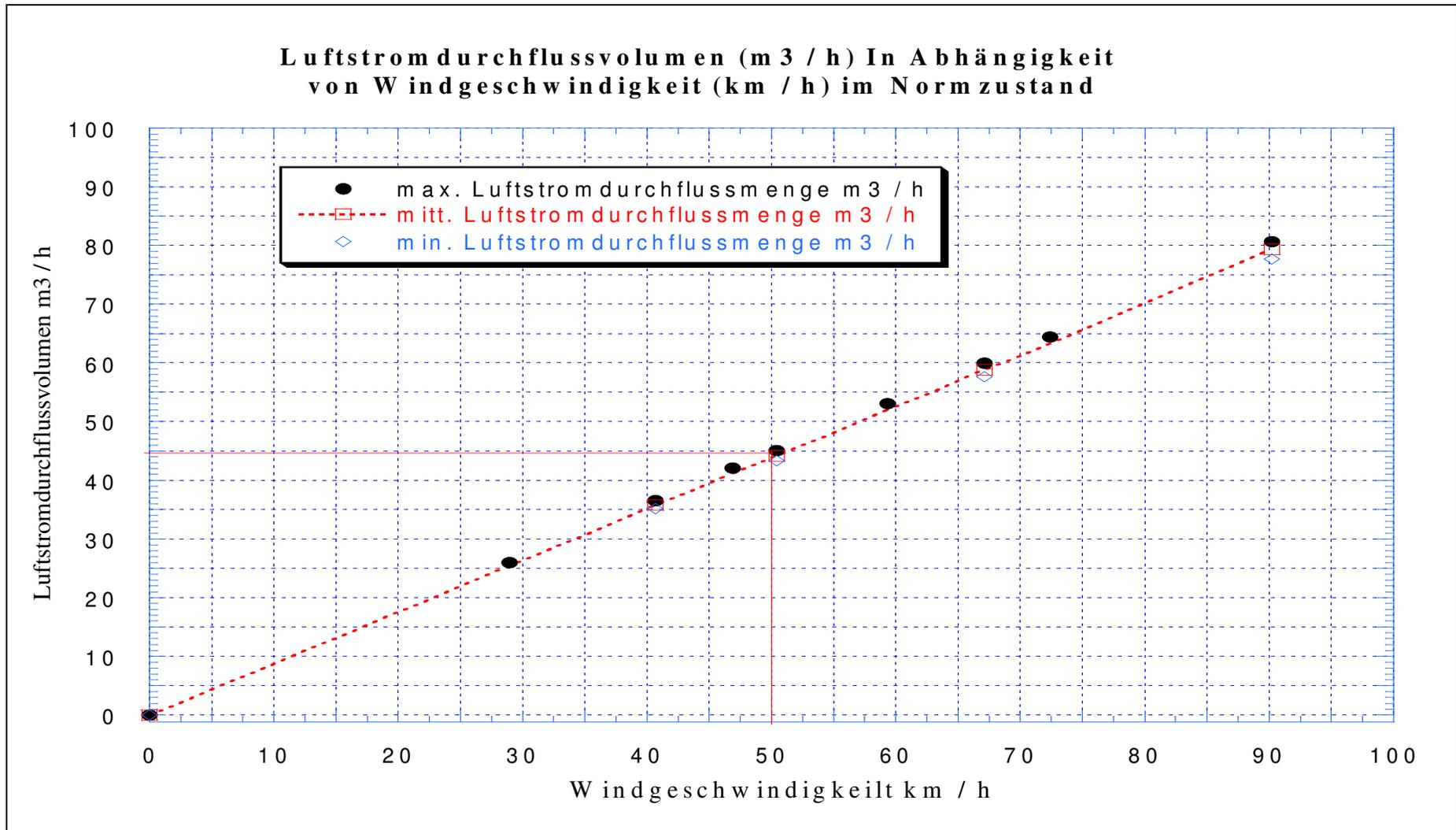


Abbildung 3.53: Luftstromdurchflussvolumen m³/h in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit km/h im Normzustand, mit Filtereinsatz, Fa. Freudenberg Typ PA-5 micron synthetische Deckenfiltermatte der Klasse F6 gemäß Tabelle 3.24

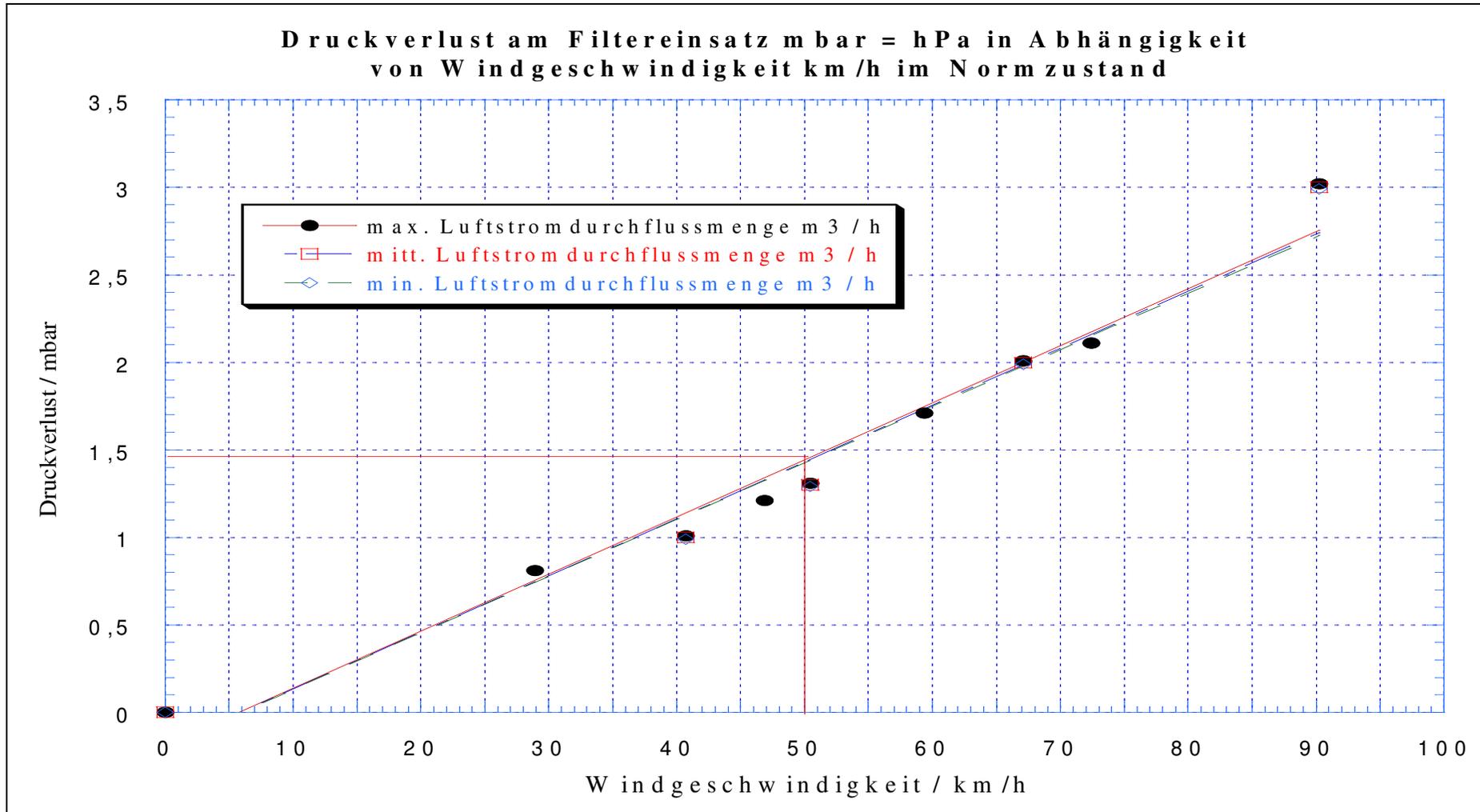


Abbildung 3.54: Druckverlust in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit im Normzustand, mit Filtereinsatz, Fa. Freudenberg Typ PA-5 micron synthetische Deckenfiltermatte der Klasse F6 gemäß Tabelle 3.24.

3.4. Ortsmessung

3.4.1. Definition der Messaufgabe, Messgröße und Maßeinheit

Die Ortsmessung besteht aus zwei Messzonen: Die erste Messzone ist der Parkplatz auf dem Universitätscampus Freudenberg, die zweite liegt in der Innenstadt Wuppertals. Parallel zu diesen Messungen wurde 2,8m über dem Erdboden eine Umfeldmessung durchgeführt.

Es wurden an allen Messstellen die Partikelgrößen „ x_i “ PM10, PM2,5 und PM1,0 gemessen in $\mu\text{g} / \text{m}^3$. Als Vergleichswert wurde der maximale Messwert für die Partikelgröße PM10 zugrunde gelegt.

Ortsmessung auf dem Parkplatz des Universitätscampus Freudenberg

Abbildung 3.55 zeigt insgesamt 12 Bodenmessstellen sowie eine Umfeldmessung 2,8 m über dem Erdboden.

Im Messbereich der Bodenmessungen 1 bis 5 wurden zwei Messvorgänge durchgeführt. Der erste Durchgang erfolgte ohne Einsatz von Kehrmaschinen.

An den Punkten 6 bis 10 wurde nach der Bodenkehrung gemessen (siehe Tabelle 3.25).

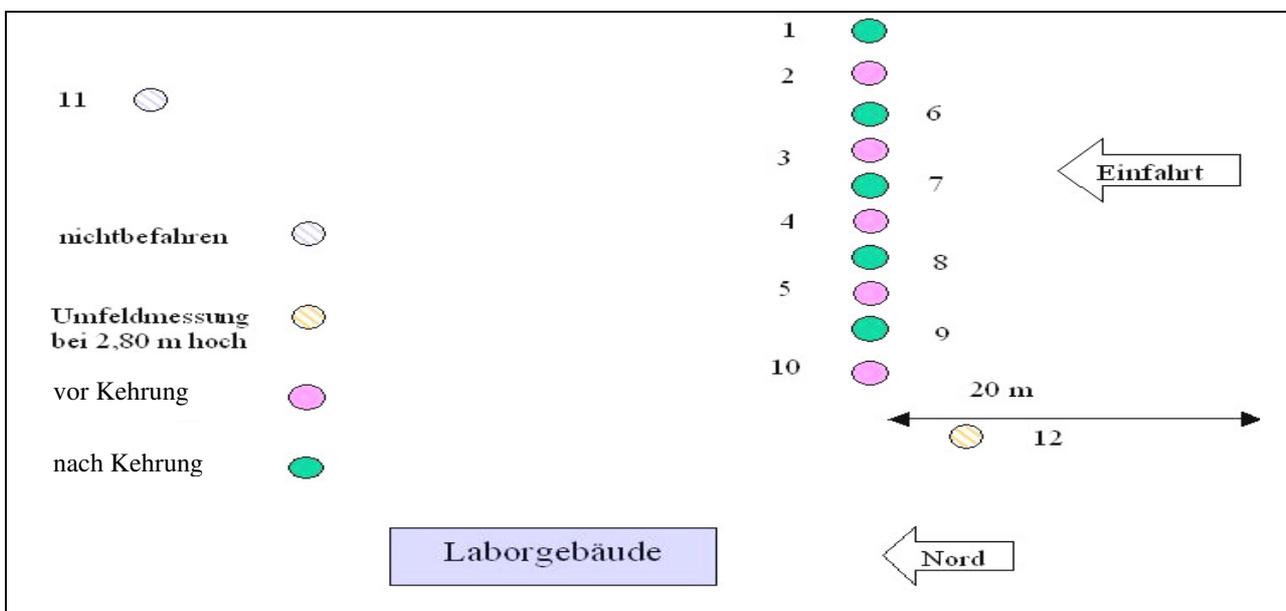


Abbildung 3.55: Aufstellungsplan für die Ortsmessung auf dem Parkplatz des Universitäts-campus Freudenberg.

Ortsmessung in der Innenstadt Wuppertals

Die Feinstaubkonzentrationen $C \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10 aufgewirbelter Feinstaubpartikel im Straßenverkehr der Innenstadt Wuppertal wurden an vier Messstellen ermittelt und die mittleren sowie maximalen Messwerte dargestellt. Parallel zu jeder Bodenmessung wurde eine Umfeldmessung durchgeführt (gemäß Tabelle 3.26).

3.4.2. Messergebnisse

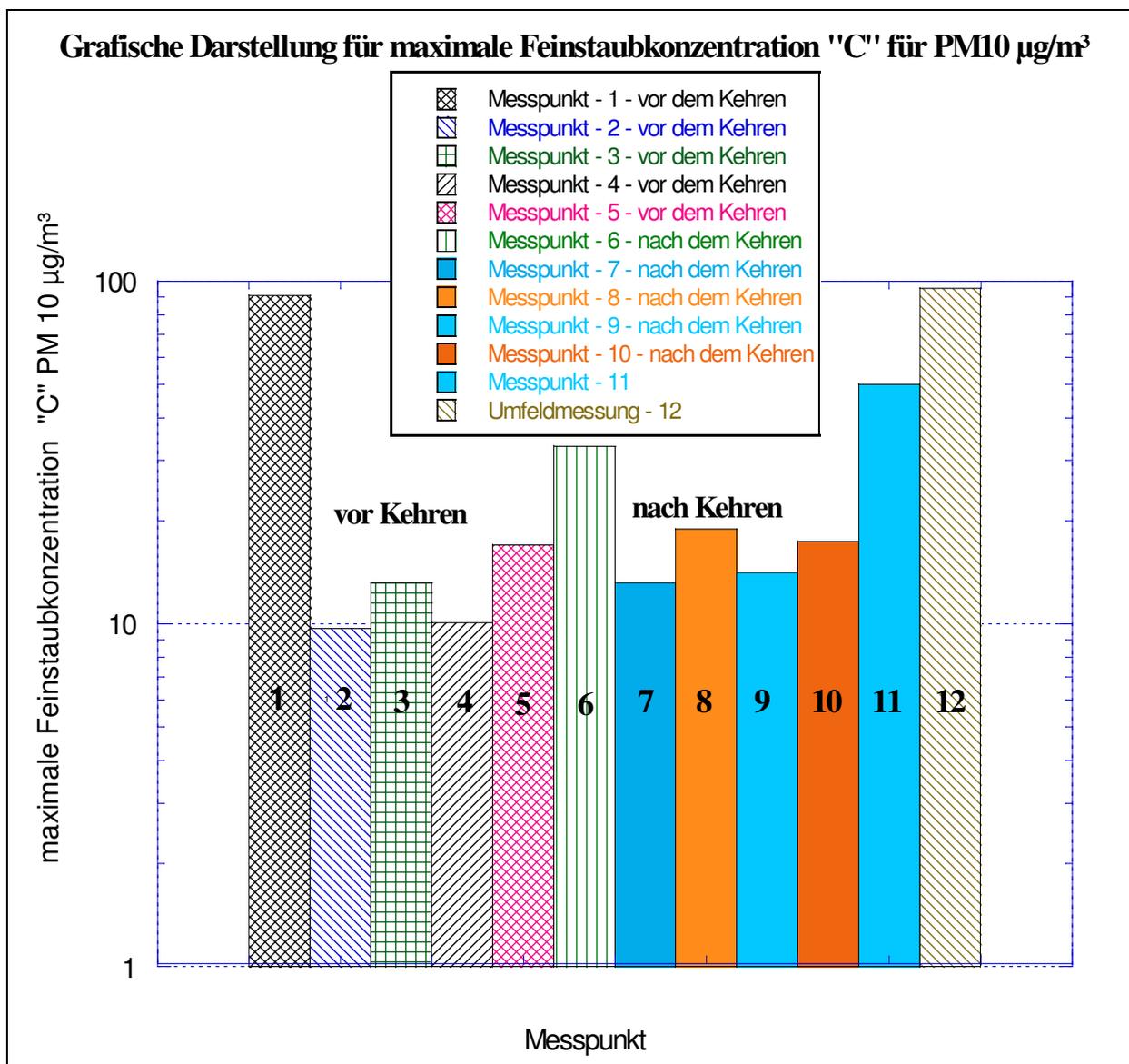


Abbildung 3.56: Grafische Darstellung der maximalen Messwerte der Boden- und Umfeldmessungen am Campus-Parkplatz gemäß Tabelle 3.25

Tabelle 3.25: Messdatenübersicht der Boden- und Umfeldmessungen am Campus-Parkplatz

Messstellen am Parkplatz	vor Kehrung Nr. 1	vor Kehrung Nr. 2	vor Kehrung Nr. 3	vor Kehrung Nr. 4	vor Kehrung Nr. 5	nach Kehrung Nr. 6	nach Kehrung Nr. 7	nach Kehrung Nr. 8	nach Kehrung Nr. 9	nach Kehrung Nr. 10	nicht befahren Nr. 11	Umfeldmessung Nr. 12 bei 2,8 m hoch
Max. Wert $\mu\text{g} / \text{m}^3$	91,1	9,7	13,2	10,1	17	33	13,2	18,9	14	17,4	50,1	95,5

Tabelle 3.26: Gegenüberstellung der wichtigsten Messergebnisse an folgenden Orten: Bushaltestelle Gauss Str. 20, Berliner Str. 123, Geschwister- Scholl-Platz und Friedrich-Engels-Allee 367 in der Stadt Wuppertal.

	Bushaltestelle- Gauss Str. 20	Berliner Str. 123	Geschwister- Scholl-Platz	Friedrich-Engels- Allee 367
Jahreszeit	Juni 2006	Juni 2006	Juni 2006	Juni 2006
Beginn der Messung	10:15h	11:00h	11:45h	12:30h
Ende der Messung	10:30h	11:15h	12:10h	12:45h
Zustand der Fahrbahnoberfläche	bröselig	bröselig	bröselig	bröselig
Straßenbreite	12,0 m	8,0 m	8,0 m	8,0 m
Abstand zum Bordstein	35 cm	30 cm	35 cm	40 cm
Wetterlage	normal	normal	normal	normal
Sonne	scheint	scheint	scheint	scheint
Niederschläge	keine	keine	keine	keine
Windrichtung	vorwiegend westlich	vorwiegend westlich	vorwiegend westlich	vorwiegend westlich
Straßenverkehr	Hauptstraße zur Hauptverkehrs- zeit	Hauptstraße zur Hauptverkehrs- zeit	Hauptstraße zur Hauptverkehrs- zeit	Hauptstraße zur Hauptverkehrszeit
Maximaler PM10- Wert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Bodenmessung)	87,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	35,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	13,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	12,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Mittlerer PM10-Wert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Bodenmessung)	2,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	2,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	2,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	5,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Maximaler PM10- Wert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Umfeldmessung)	219,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	61,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	87,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	97,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Mittlerer PM10-Wert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Umfeldmessung)	150,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	36,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	50,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	50,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Vergleichsfaktor: zwischen dem Maximalwert der Umfeld- und dem der Bodenmessung	2,493	1,75	6,71	4,18

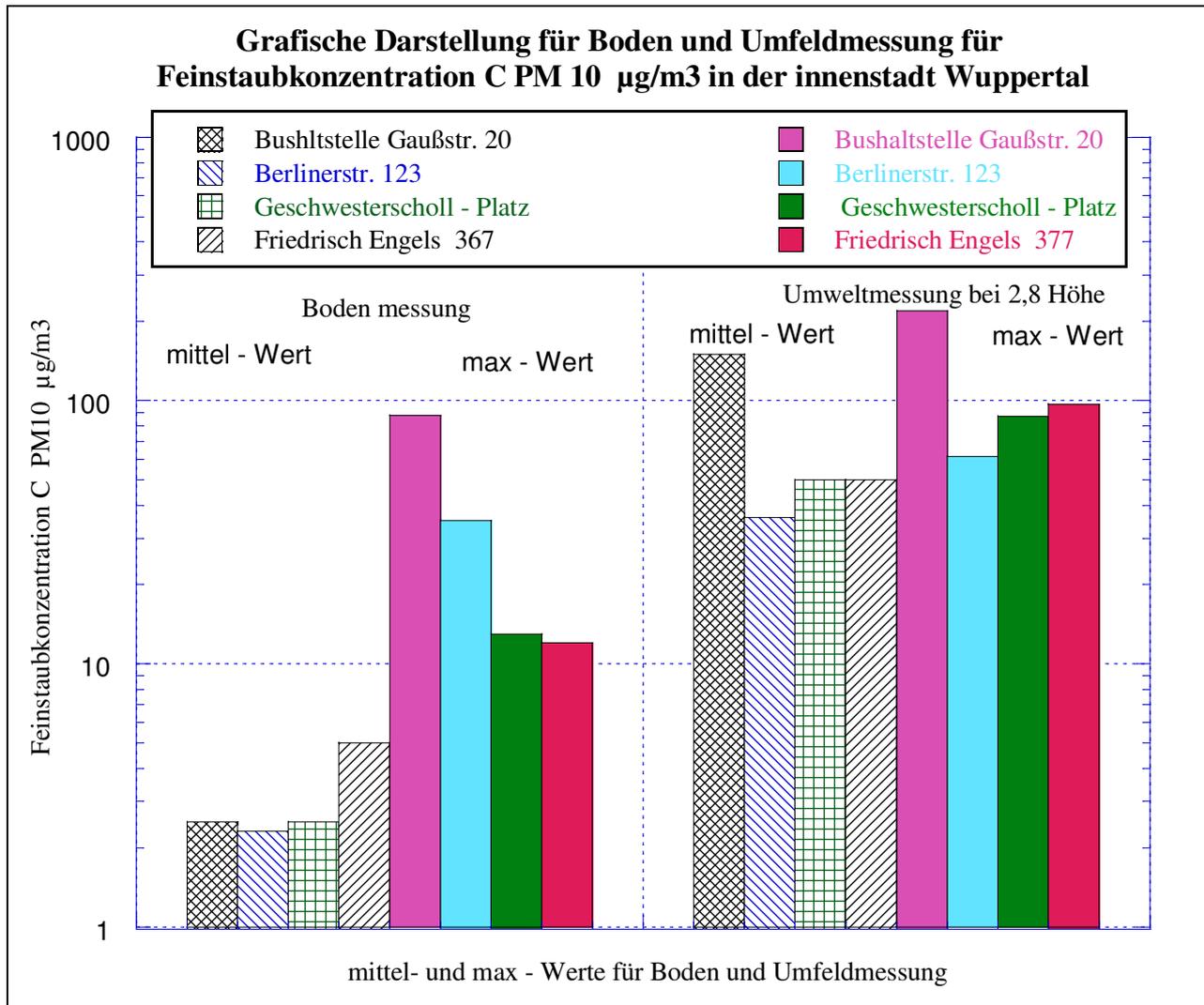


Abbildung 3.57: Grafische Darstellung der gemessenen Feinstaubkonzentration PM10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aus den Boden- und Umfeldmessungen in der Innenstadt Wuppertals gemäß Tab. 3.26

3.4.3. Bewertung und Interpretation der Ergebnisse

Die Abbildungen 3.56 und 3.57 zeigen, dass die Ergebnisse aus Boden- und Umfeldmessungen bei einer Messhöhe von 2,8 m sehr unterschiedlich ausfallen (vgl. Tabelle 3.25 und Tabelle 3.26).

Bei Messungen auf stark befahrenen Straßen, bei starkem Wind und Sonnenstrahlung sind die Feinstaubemissionen (Umfeldmessung) größer als die aufgewirbelten Bodenfeinstäube durch das Staubrohr (siehe Tabelle 3.25 und Tabelle 3.26).

Tabelle 3.26 zeigt, dass unterschiedliche Vergleichsfaktoren zugrunde gelegt werden müssen: der Einfluss der Witterung und der des Verkehrsaufkommens auf die maximalen Messergebnisse aus der Umfeld- und Bodenmessung.

Die charakteristische Bewegung der aufgewirbelten Aerosole in der Luft ist nicht nur von der Partikelgröße abhängig, sondern ebenso von der Straßenverkehrssituationen, dem Wind und Turbulenzverhalten, der Temperatur, der Sonnenstrahlung und der Luftfeuchtigkeit.

Die Lebensdauer von Aerosolen in der Nähe der Erdoberfläche wird durch den aerodynamischen Durchmesser der Aerosolpartikel und dem daraus resultierenden Mechanismus ihrer Desposition bestimmt. Man unterscheidet hierbei zwischen Koagulation, nasser Ausscheidung (z.B. durch Regen) und Sedimentation (siehe Tabelle 2.1).

Die Ultrafeinpartikel im Größenbereich $< 0,1 \mu\text{m}$ koagulieren miteinander zu größeren Teilchen. Die Geschwindigkeit der Koagulation variiert in Abhängigkeit von der Aerosolkonzentration und den thermodynamischen Bedingungen von Sekundenbruchteilen bis zu Stunden. Die Ausgangspartikel werden auch Nukleationsmode bzw. Akkumulationsmode genannt. Bei den Partikeln im Größenbereich zwischen $0,1$ und $10 \mu\text{m}$ nimmt die Diffusionsgeschwindigkeit ab und ihre Verweildauer in der Luft kann mehrere Wochen betragen. In dieser Zeit können sie Strecken bis zu mehreren 1000 km zurücklegen. Sie werden primär durch Wolkenbildung und Regen aus der Atmosphäre ausgewaschen, können aber auch trocken deponiert werden. Die Partikel, die größer als $10 \mu\text{m}$ sind, unterliegen zum größten Teil einer Sedimentation [54].

Tabelle 3.27: Mittlere Lebensdauer von Aerosolen in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser (BLIFERT, 2002; WICHMANN et al., 2002) [54].

Partikeldurchmesser	Hauptmechanismus der Ablagerung	Lebensdauer
$d_{ae} \leq 0,5 \mu\text{m}$	Koagulation	bis zu Stunden
$0,1 \mu\text{m} < d_{ae} \leq 10 \mu\text{m}$	Nasse Ausscheidung	Tage bis Wochen
$d_{ae} > 10 \mu\text{m}$	Sedimentation	0,5 d

Als Schätzwert für die Feinstaubkonzentrationen $C \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10 aufgewirbelter Feinstaubpartikel wird auf der Basis der maximalen Boden- und Umfeldmessungen der Mittelwert ermittelt (siehe Tabelle 3.28).

Tabelle 3.28: Mittlere maximale Feinstaubkonzentrationen „C“ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10 aufgewirbelter Feinstaubpartikel je Messstelle

	Bushaltstelle Gauß Str. 20	Berliner Str.123	Geschwister- Scholl-Platz	Friedrich-Engels 367
Maximaler Wert „C“ PM10 Bodenmessung $\mu\text{g}/\text{m}^3$	87,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	35,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	13,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	12,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Maximaler Wert „C“ PM10 Umfeldmessung $\mu\text{g}/\text{m}^3$	219,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	61,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	87,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	97,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Summe der maximalen Messwerte „C“ PM10n	307 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	96,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	100,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	109,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Mittlerer Messwert Feinstaubkonzentration „C“	153,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	48,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	50,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	54,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Der Mittelwert der maximalen Feinstaubkonzentration C PM10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aufgewirbelter Feinstaubpartikel in der Innenstadt Wuppertals

$$C = \frac{\sum \text{Messwerte}}{\text{Anzahl der Messstelle } n} = \frac{153,5 + 48,3 + 50,1 + 54,6}{4} = 76,6 \mu\text{g} / \text{m}^3$$

3.5. Analyse und Diskussion der Ergebnisse

- o Die dargestellten Laborversuche an der integrierten Feinstaubabsaugvorrichtung zur Luftstromabsaugleistung in Abhängigkeit von der Fahrtgeschwindigkeit km/h im Normzustand gemäß Abb. 3.53) ergaben:
 - Messung **mit Feinstaubfiltereinsatz**: 44,0 m^3/h bei einer Fahrtgeschwindigkeit von 50 km/h gemäß Abb.3.53 und Tab. 3.24
 - Messung **ohne Feinstaubfiltereinsatz**: 65 m^3/h bei einer Fahrtgeschwindigkeit von 50 km/h gemäß Abb.3.51 und Tab. 3.21
 - Die Druckverlustmessung in Abhängigkeit von der Fahrtgeschwindigkeit 50 km/h im Normzustand; ergibt 1,4 mbar gemäß Abb.3.54 und Tab.3.24.

Abschätzung der durch die integrierte Absaugvorrichtung an einem Fahrzeug abgesaugten Feinstaubpartikel, die durch den Straßenverkehr wieder aufgewirbelt worden waren.

Die Berechnungen und Ermittlungen der durch die Feinstaubabsaugvorrichtung abgesaugten Emissionen basieren auf den folgenden Grundlagen:

- Es existieren multiplikative Verknüpfungen zwischen der gemessenen Verkehrsstärke, den spezifischen Emissionsfaktoren $C \mu\text{g}/\text{m}^3$, der Wiederaufwirbelung von Feinstaubpartikeln z.B. der mittleren Feinstaubkonzentration $C \text{ PM}_{10} 153,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an der Bushaltestelle Gauß Str. 20 (gemäß Tabelle 3.28) und der Gesamtfahrleistung des Bezugsjahrs in der Bundesrepublik Deutschland gemäß Tabelle 3.29

$$h = \frac{S}{W} \quad \text{Anzahl der gefahrenen Stunden im Jahr} \quad (3-66)$$

$$V_{\text{Absaug}} = \dot{V}_o \cdot h \cdot Z_{\text{Absaugvorrichtung}} \quad \begin{array}{l} \text{Abgesaugte Luftstromabsaugleistung} \\ \text{im Jahr} \end{array} \quad (3-67)$$

$$m_{\text{Absaug}} = \frac{V_{\text{Absaug}} \cdot C_{\text{in Aufw}} \cdot X}{N} \quad \begin{array}{l} \text{Abgesaugte Feinstaubmasse} \\ \text{je Kfz im Jahr} \end{array} \quad (3-68)$$

h: Gefahrene Stunden im Jahr (h)

S: Gesamtfahrleistung im Jahr $696,3 \cdot 10^{12}$ (km/a) 2005 gemäß Tabelle 3.30

W: Fahrtgeschwindigkeit in der Innenstadt = 50 (km/h)

V_{Absaug} : Luftstromabsaugleistung durch die Feinstaubabsaugvorrichtung im Jahr.

\dot{V}_o : Luftstromabsaugleistung durch die Feinstaubabsaugvorrichtung mit Filtereinsatz $44,21 \text{ (m}^3/\text{a)}$ bei 50 km/h gemäß Tabelle 3.24 und Abb. 3.53

m_{Absaug} : Abgesaugte Feinstaubmasse im Jahr ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

$C_{\text{in Aufw}}$: Mittlere Feinstaubkonzentrationen PM_{10} in aufgewirbelte Zustand im Straßenverkehr in der Innenstadt Wuppertals $76,6 \text{ (}\mu\text{g}/\text{m}^3\text{)}$ gemäß Tabelle 3.28

X: (1 - 0,25) Einflussfaktor meteorologischer Parameter auf die aufgewirbelten Feinstaubkonzentrationen (z.B. Feuchte, Temperatur); je höher die Feuchte, desto niedriger die PM_{10} Belastung

- Allgemein findet ein Substanzaustrag aus der Atmosphäre durch sogenannte nasse Deposition statt. Hierbei lagern sich gasförmige Spurenstoffe und Partikel an Hydrometeoren wie z.B.

Regen oder Schnee an, fallen mit diesen Trägern zur Erdoberfläche und werden dort abgelagert. Dieser Prozess wird sub- cloud scavenging genannt (MÖLLER, 2003) [54].

Z: Anzahl der Feinstaubabsaugvorrichtungen: zwei Stück

N: Bestand an Kraftfahrzeugen in der Bundesrepublik Deutschland $56,3 \cdot 10^6$ Kfz Jahr 2005 gemäß Abbildung 3.58.

Tabelle 3.29: Berechnung der abgesaugten Feinstaubmenge PM10 durch integrierte Absaugvorrichtungen an Fahrzeugen bei einer Fahrtgeschwindigkeit von 50 km/h

	Gleichung	Ergebnisse
Mittlerer Wert für PM10 Feinstaubkonzentrationen in der Innenstadt Wuppertals	$C = \frac{\sum \text{Messwert}}{\text{Anzahl der Messstelle}} = \frac{1535 + 483 + 501 + 546}{4} = 766 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$76,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Anzahl der gefahrenen Stunden im Jahr	$h = \frac{s}{w}$	$13,93 \cdot 10^9 \text{ h} / \text{a}$
Abgesaugte Luftstromabsaugleistung im Jahr	$V_{\text{Absaug}} = \dot{V}_o \cdot h \cdot Z_{\text{Absaugvorrichtung}}$	$1,23 \cdot 10^{12} \text{ m}^3 / \text{a}$
Abgesaugte Feinstaubmasse PM10 im Jahr je Kfz	$m_{\text{Absaug}} = \frac{V_{\text{Absaug}} \cdot C_{\text{in Aufw}} \cdot X}{N}$	$1,3 \cdot 10^6 \mu\text{g}/\text{a} = 1,3 \text{ g} / \text{a Kfz}$
Abgesaugte Feinstaubmasse PM10 im Jahr alle Kfz	$m_{\text{Absaug}} = V_{\text{Absaug}} \cdot C_{\text{in Aufw}} \cdot X$	$73,2 \text{ t} / \text{a}$

Die in den Kapiteln 2 und 3.1.6.1 dargestellten physikalischen Grundlagen haben gezeigt, dass das Absaugaggregat in der Lage ist, einen Teil des aufgewirbelten Luftstroms abzusaugen. Eine Feinstaubmasse PM10 in Höhe von 73,2 (t/a) bzw. 1,3 (g/Kfz a) kann mit der verwendeten Konstruktion aufgenommen werden (siehe Abbildung 3.30).

- Durch eine optimale Konstruktion des Aggregats kann der Absaugwirkungsgrad weiter verbessert werden.

3.6. Ausblick bis 2020

Unter bestimmten Modellannahmen kann die Entwicklung des Kraftfahrzeugbestands in Deutschland geschätzt werden. Er wird danach bis 2030 auf über 60 Mio. Fahrzeuge steigen.

Tabelle 3.30: Gesamtfahrleistungen nach Kraftfahrzeugarten in Mrd. km¹¹

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Pkw.	500,3	514,2	526,5	528,6	535,5	539,9	542,5	552	563,9	565,3	576,4	584,7	579,7	579,7	580,9	581,2	591,7
Motorräder	9,4	9,3	9,3	7,9	8,3	8,9	9,6	9,8	10,3	11	11,4	12,2	12	11,1	12,3	12,6	11,7
Mopeds	4,7	3,5	2,9	4,2	4,3	4,2	4	4,3	4,3	4,1	4	3,8	4,1	4,0	3,8	3,7	4,0
Busse	4,1	4	3,9	4,1	4,2	4,3	4,4	4,3	4,2	4,1	4,2	4,1	3,9	4,1	3,9	85,5	4,0
Lkw	59,5	61,7	63,1	67,3	70,7	73,5	77,3	80,4	84,2	86,4	88,5	90,7	91,5	91,5	84,3	85,5	84,7
Gesamt	578	592,6	605,7	612,2	623,1	630,9	637,7	650,8	666,8	670,9	684,6	695,4	691,2	691,2	696,3	687,1	696,4

Die Fahrleistung aller Kraftfahrzeuge in Deutschland stieg von 1991 bis 2007 um 21 %. Die Fahrleistungen des Personenverkehrs nahmen um 18,2 % zu. Die Fahrleistungen im Güterverkehr stiegen um 50 %. Der sprunghafte Anstieg der Fahrleistung der Lkw ist für die Umwelt besonders problematisch, da diese pro gefahrenen Kilometer deutlich höhere Luftschadstoff- und Lärmemissionen als Pkw verursachen (siehe Tabelle 3.30) [41].

Tabelle 3.31: Entwicklung des Kraftfahrzeugbestands in der Bundesrepublik Deutschland bis 2020 in Mio.¹²

Jahr	Ist-Werte				Szenario	
	1991	2000	2005	2010	2020	2030
Kfz-Bestand	44,9	53,1	56,3	57,3	61,5	62,5

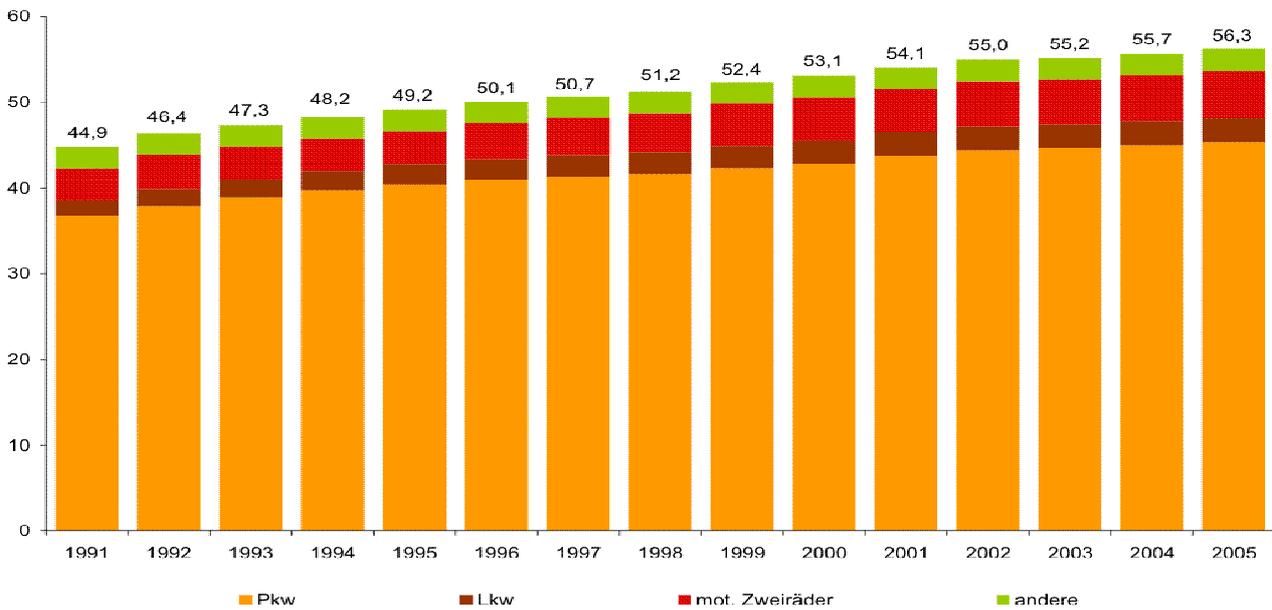
Der Gesamtbestand an Kraftfahrzeugen hat von 1991 bis 2005 um 25 % zugenommen. Bis 2020 ist mit einem Anwachsen des Kfz-Bestands um fast 40 % gegenüber 1991 zu rechnen. (siehe Tabelle 3.31) [41].

¹¹ Quelle: Umweltbundesamt 2005 – Daten- und Rechenmodell Energieverbrauch und Luftschadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland (TREMODO), Version 4.0 [41]

¹² Quelle: Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg - Aktualisierung des „Daten- und Rechenmodells TREMOD“: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1960-2030, Heidelberg 2005, im Auftrag des Umweltbundesamtes [41].

Entwicklung des Kraftfahrzeugbestandes

Anzahl in Mio.



Quelle: Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen 2006 (Hrsg.): Verkehr in Zahlen 2006/2007

Abbildung 3.58: Zuwachs des Bestands an Kraftfahrzeugen von 1991 bis 2005 in der Bundesrepublik Deutschland [41]

Das Europäische Parlament will die umstrittene Feinstaub-Richtlinie (1999/30/EG) gründlich überarbeiten. Das Ziel sind strengere Grenzwerte, wobei überforderten Städten mehr Zeit für die Umsetzung gewährt wird. Die seit Anfang 2005 geltende Feinstaub-Richtlinie sieht vor, dass der Tagesmittelwert von 50 Mikrogramm Feinstaub pro Kubikmeter Luft an nur 35 Kalendertagen im Jahr überschritten werden darf.

In vielen deutschen Großstädten ist es allerdings nicht möglich, diesen Grenzwert einzuhalten. Unter bestimmten Voraussetzungen, so die Parlamentarier, dürfen die Mitgliedstaaten die Zahl der Tage, an denen der Grenzwert überschritten wird, künftig auf 55 erhöhen. Diese Ausnahme gelte insbesondere für Ballungsgebiete sowie Städte mit „ungünstigen meteorologischen oder geografischen Bedingungen“, wie etwa Stuttgart.

Wenn die Regelung getroffen wird, dass in Städten die Grenzwerte häufiger nicht eingehalten werden müssen, läuft die EU Gefahr, sich vom Ursprungsgedanken des Gesundheitsschutzes zu entfernen. Ausnahmen und Fristverlängerungen für säumige Städte sollten künftig nur unter strengen Auflagen gewährt werden. Auch müssen die Grenzwerte für die feinsten Staubpartikel vor 2015 eingeführt werden, um die Probleme mit der Feinstaubbelastung nachhaltig zu minimieren [41].

Ob flächendeckend in Kraftfahrzeuge Absaugaggregate eingebaut werden, die Konzentration am Feinstaub mindern aufgewirbelten Feinstaubkonzentrationen mindern, hängt auch von Anreizen des Gesetzgebers ab (vgl. Katalysatoren an Ottofahrzeugen bzw. Rußfilter an Dieselfahrzeugen).

Parallel zu steuerlichen Vorteilen für Kfz mit integrierten Absaugeinrichtungen sollten Forschungsvorhaben zum Thema Feinstaubverminderung stärker gefördert werden.

Literaturverzeichnis

- [1] Kraftfahrzeugbestand, Daten- und Rechenmodell, Energieverbrauch und Luftschadstoffemissionen des motorisierten Verkehr in Deutschland, (TREMODO); Version 4.0 Umweltbundesamt 2005
- [2] Messen von Emissionen, Transmission und Immission luftverunreinigender Stoffe, VDI – Richtlinie 2450 Blatt 1. September 1977, VDI-Verlag 1977
- [3] H. Kirsch: Umweltbelastung durch verkehrsbedingte Schadstoffe, Herausgeber: Prof. Dr. Ing. H. Strehl, Druck: Fachhochschule Aachen, Mai 1979.
- [4] P. J Sturm, S. Hausberger, R. Pischinger:
Feinstaubemissionen aus dem Straßenverkehr, 2003
Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik, Technische Universität Graz.
- [5] L. Mölter, P. Kessler (Fa. Palas Karlsruhe. 2004):
Grundlagen der Partikelgrößen- und Partikelanzahl- Bestimmung in der Luft mit zählenden Messverfahren, Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 64 Nr. 7/8 Juli /August. 2004
Springer VDI Verlag.
- [6] LAI –UA „Verkehrsimmissionen“ Abschlussbericht: Minderungspotentiale verschiedener Maßnahmen für PM10 / PM2,5 und NO_x im Straßenverkehr Internet am 09.04.2001
- [7] T. Pregger und R. Friedrich:
Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), Universität Stuttgart, Heßbrühl Straße 49a, - 70565 Stuttgart, April 2003.
- [8] G. W. Israel, A. Erdmann, J. Shen, W. Frenzel, E. Ulrich:
Analyse der Herkunft und Zusammensetzung der Schwebstaubimmission, Technische Universität Berlin Fachgebiet Luftreinhaltung 1992.

-
- [9] W. Katzmann und H. Schrom:
Umweltreport Österreich Kremayr & Scheriau Verlag 1986.
- [10] Umweltmeteorologie Emissionen von Gasen, Gerüchen, Umschlag aus diffusen Quellen:
Lagerung, Umschlag und Transport von Schüttgütern.
VDI – Richtlinie 3790 Blatt 3, VDI-Verlag Mai 1999.
- [11] K. Krell: Umweltbelastung durch verkehrsbedingte Schadstoffe,
Bundesanstalt für Straßenwesen, Köln,
Seminar am 8. Juni 1979 an der F H Aachen.
- [12] Verkehrsrelevante Luftschadstoffe: Regelungen, Richtlinien, Grenzwerte.
ADAC 1903-2003 Bereich Verkehr Dezember 2002.
- [13] Aerodynamik des Automobils: Der Wind der Autos besser macht.
Broschüre der Volkswagenwerk AG. Wolfsburg 1983.
Vogel- Verlag, Würzburg 1981.
- [14] Feinstaub-Entstehung in der Bundesrepublik
Umwelt & Gesundheit Stand 30. 03. 2005.
- [15] D. Jansen: Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland
Landesverband NRW, April 2004
Herausgeber BUND
- [16] T. Eikmann, H. Seitz:
Umweltmedizin in Forschung und Praxis, Ecomed.
Verlagsgesellschaft AG & Co: KG Band 7 Nr. 2 / 2002.Seite 63
- [17] U. Lahl: Feinstaub - eine Gesundheitspolitische Herausforderung
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit,
Vortrag Deutsche Gesellschaft für Pneumologie 17. März 2005 Berlin.

-
- [18] BIA -Workshop „Ultrafeine Aerosole am Arbeitsplatz“
Berufsgenossenschaftliches Institut für Arbeitsschutz – BIA,
Sankt Augustin am 21. und 22. August 2002.
- [19] L. Böswirth: Technische Strömungslehre 2., verbesserte Auflage,
Vieweg Verlag 1991
- [20] Partikel-Luftfilter für die allgemeine Raumluftechnik,
Anforderungen, Prüfung, Kennzeichnung. Deutsche Fassung EN 779: 1993 und AC:
September 1994.Beuth Verlag GmbH Berlin.
- [21] U. Koller: Feinstaub-Kleine Partikel mit großer Wirkung GSF-Forschungszentrum für
Umwelt und Gesundheit 2005
- [22] W. Liese: Gesundheitstechnisches Taschenbuch.
R. Oldenburg Verlag München. Wien 1969.
- [23] H. Marhold: Feinstaubproblematik in Linz.
Natur + Umwelt Bericht Nr. 1 / 2003.
- [24] M. Bank: Basiswissen Umwelttechnik.
4., Auflage Vogel Buchverlag. 1982
- [25] Fa/ Freudenberg Vliesstoffe KG. Technische Daten
Geschäftsbereich Filter D- 69465 Weinheim.2004
- [26] Grundbegriffe der Messtechnik DIN 1319 Blatt 3, Januar 1972
Beuth Verlag GmbH Berlin.
- [27] B. Broder: Belastung Feinstaub im Bodenseeraum, Grundlagenbericht zu Emissionen –
Immissionen - Maßnahmen, Oktober 2006.
Amt für Umweltschutz des Kantons St. Gallen Schweiz

-
- [28] K. Schäfer, A. Harbusch, G. Peicu, S. Emels, H. Hoffmann, C. Jahn: Atmosphärische Umweltforschung Forschungszentrum Karlsruhe, Institut für Meteorologie und Klimaforschung, (IMK-IFU), Garmisch- Partenkirchen.
Springer VDI Verlag 65 Nr. 6 (2005) Seite 239.
- [29] R. Remus: Bericht über ein Symposium Umweltbundesamt, Berlin,
26. und 27.Juni 2000.
- [30] Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 163/49
29.6.1999 Anhang III Grenzwerte für Partikel (PM10).
- [31] P. Bruckmann: Anforderung der ersten EU- Tochterrichtlinie zur Luftqualität,
Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen Essen /10 /2000
- [32] Amtsblatt der Europäischen Union,
L 156, 47. Jahrgang, 30.04.2004.
- [33] D. Jost: Umsetzung der erste EU- Tochterrichtlinie zur Luftqualität,
Umweltbundesamt, Berlin. 10 /2000
- [34] R. Holzhauer: Beitrag zur Beurteilung und Weitentwicklung von
Emissionsminderungsmaßnahmen beim Umschlag staubender Schüttgüter,
Dissertation an der Uni Dortmund, Fachbereich Maschinenbau, Mai 1991.
- [35] Umweltbundesamt: Informationen zu Grundlagen des Bodenschutzes, Letzte
Aktualisierung 06.01.2003, dem Internet entnommen am 13.10.2005 www.uba.de
- [36] Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie,
PM10 (Feinstaub) in der Atmosphäre, 2004, dem Internet entnommen am 13.10.2005
www.hlug.de
- [37] Umweltmeteorologie Kfz-Emissionsbestimmung.
VDI-Richtlinie 3782-Bl. 7, Juni 2002 Beuth Verlag GmbH. Berlin

-
- [38] Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland:
Bundthemen-Verkehr-Abgase, Landesverband, Berlin e. V. 2002.
- [39] Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 163/59, 29.6.1999
Anhang IX Referenzmethoden für Beurteilung der Konzentration von Partikeln
(PM 10, PM 2,5).
- [40] Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 163/53, 29.6.1999 Anhang VI, Lage der
Probennahmestellen für Messungen von Staubpartikeln in der Luft.
- [41] Entwicklung des Kraftfahrzeugbestands in der Bundesrepublik Deutschland bis 2020 in Mio,
Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg 2002.
- [42] Die Luftqualität in Berlin im Jahr 2000
Bundes Umweltamt und Senatsverwaltung für Stadtentwicklung.
- [43] A. Lohmeyer: Validierung von PM10-Immissionsberechnungen im Nahbereich von Straßen
und Quantifizierung der Feinstaubbildung von Straßen, Juni 2001 Projekt 2286 / C.,
Auftraggeber: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, 10173 Berlin und Sächsischer
Landesamt für Umwelt und Geologie 01109 Dresden.
- [44] Messen von Partikeln Staubmessungen in strömenden Gasen, Gravimetrische Bestimmung
der Staubbelastung. VDI –Richtlinie 2066 Blatt 1 Oktober 1975. Beuth Verlag Berlin
- [45] M. Stieß: Mechanische Verfahrenstechnik 1,
2. Auflage, Springer Verlag Berlin, Heidelberg 1995. Seiten 7 bis 12.
- [46] Klimamessung für Praktiker. Firma Testo AG 79849 Lenzkirch
1. Auflage. 2001, Testo 435
- [47] E. Plassmann: Abgas-Emissionen des Kraftfahrzeugverkehrs –Stand und Entwicklung,
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1986.

-
- [48] E. Romberg: Windkanalmodellierung von Schadstoffausbreitungsvorgängen für Immissionsprognosen im komplexen Umfeld, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 2005.
- [49] Information über Abgase des Kraftfahrzeugverkehrs. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz Stand April 2003.
- [50] Die aktuellen Feinstaubwerte in Ihrer Stadt, Schwerpunkt Feinstaub, Bericht und Hintergrund West Deutsche Allgemeine am 26.09.2006, Seite 2
- [51] Umweltbundesamt: Verkehrsdaten Dieselfahrzeuge, Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 2005.
- [52] S: Lieb: Feinstaub und Verkehr. Informations- und Beratungsbüro für Verkehr und Umwelt 2005 Exerzierstraße 20, 13 357 Berlin. Internet am 29.03.2006 info@umkehr.de
- [53] E. Schmidt: Grundlagen der Partikelcharakterisierung und der Partikelabscheidung, Skaker Verlag Aachen 2001.
- [54] A. Baum, H. Hasskelo, R. Becker, W. Weidner: PM_x – Belastungen an BAB, Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik, Heft V 137, Wirtschaftsverlag NW, März 2006.

Lebenslauf

Name: M. Sami EL-Waraki
Anschrift: Mispelweg 10, 42579 Heiligenhaus
Geburtsdatum/ -ort: 29. 10. 1938 in Kairo / Ägypten
Familienstand: verheiratet, zwei Kinder
Staatsangehörigkeit: deutsch

Schulbildung:

10.1944 – 11.1961 Grundschole/Abitur in Ägypten

Wehrdienst:

kein Wehrdienst

Praktische Tätigkeiten:

11.1961 – 02.1962 Praktikant bei Fa. Dowidat- Werke in Remscheid.
02.1962 – 11.1962 Praktikant bei Fa. Fried. Krupp in Essen.
11.1962 – 01.1964 Praktikant bei Fa. August Engels in Velbert.
02.1964 – 06.1964 Praktikant bei Fa. Carl Sievers in Heiligenhaus.
06.1964 – 07.1964 Praktikant bei Fa. K. L. Thal in Dortmund.

Studium:

10.1964 – 02.1968 Universität Essen Gesamthochschule Maschinenbau.

Berufserfahrung:

03.1968 – 05.1968 Projektingenieur bei Fa. Integral in Mettmann.
07.1968 – 01.1969 Projektingenieur bei Fa. Paul Kahle in Düsseldorf.
02.1969 – 06.1970 Ingenieur für wärmetechnische Berechnung bei Fa. O, Schatz in Essen.
07.1970 – 12.1971 Projektingenieur bei Fa. Energie- und Verfahrenstechnik in Stuttgart.
01.1972 – 03.1974 Ingenieur für wärmetechnische Berechnung bei Fa. Vereinigte Kesselwerke AG in Düsseldorf.
04.1974 – 12.1993 Projektingenieur für Anlagenplanung bei Fa. Bayer AG. In Leverkusen.

Im Ruhestand seit:

1.12.1993

Studium:

09.1993 - 02.2001

Bergische Universität Gesamthochschule Wuppertal

Diplom II Sicherheitstechnik Schwerpunkt Arbeitssicherheit.

Sprachkenntnisse:

Arabisch (gut), Englisch, und Französisch (Grundkenntnisse)

Anhang

Anhang 1: Messinstrumente

- **Luftstrom Geschwindigkeitsmessgerät (handgeführtes Anemometer).**

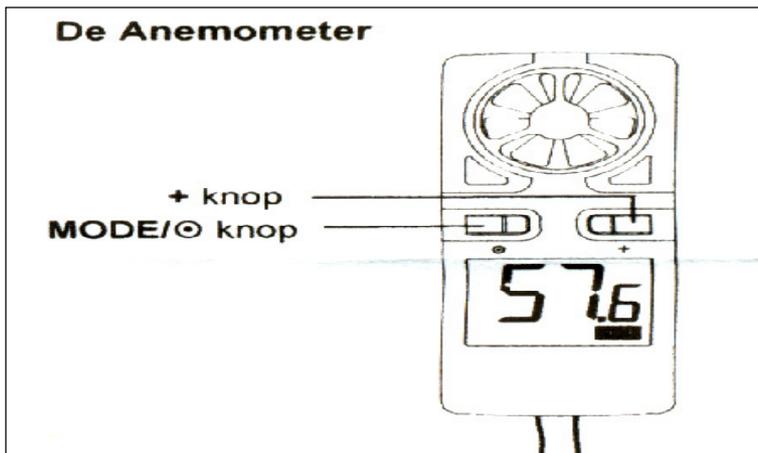


Abbildung A 1: Windgeschwindigkeitsmessgerät (handgeführtes Anemometer)

- **Funktionstasten**

Das Anemometer verfügt über folgende zwei Tasten:

MODE /o – Taste	Stromversorgung Ein / Aus (ON / OFF) Aktivieren des Einstellmodus' Hintergrundbeleuchtung ein / aus
+ - Taste (Plus)	Änderung der Parameter im Einstellmodus Hintergrundbeleuchtung ein / aus

LCD-Bildschirm: km/h mp/h m/h kts

Messbereich Windgeschwindigkeit: $V_{\min} = 0,2 \text{ m/s}$
 $V_{\max} = 30 \text{ m/s}$

- **Flügelradanemometer für Luftstromgeschwindigkeit:**

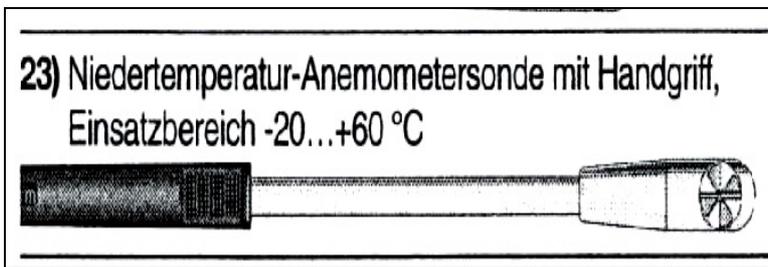


Abbildung A 2: Flügelradanemometer für Luftstromgeschwindigkeit der Fa. Testo AG

Niedertemperatur- Flügelradanemometer: Sensor Flügelradanemometer Durchmesser der Spitze: 16 mm

- Messbereich: 0,6 bis 40,0 m/s
- Genauigkeit: $\pm 2\%$ v. Endwert
- Länge der Sonde: 190 mm

- **Allgemeines: Man wählt vor der Messung die passende Sonde**

→ niedrige Strömungsgeschwindigkeiten: thermische Sonden, (Hitzdrahtanemometer)

→ für mittlere Strömungsgeschwindigkeiten speziell in Kanälen:

Flügelradsonden mit möglichst kleinen Durchmessern,

→ für Messungen an Absaug- und Austrittsöffnungen: Flügelräder mit großen Durchmessern (60 oder 100 mm) oder

→ für Messungen in hohen Geschwindigkeiten, in stark verschmutzten Strömungen mit hohem Partikelanteil: Staurohre

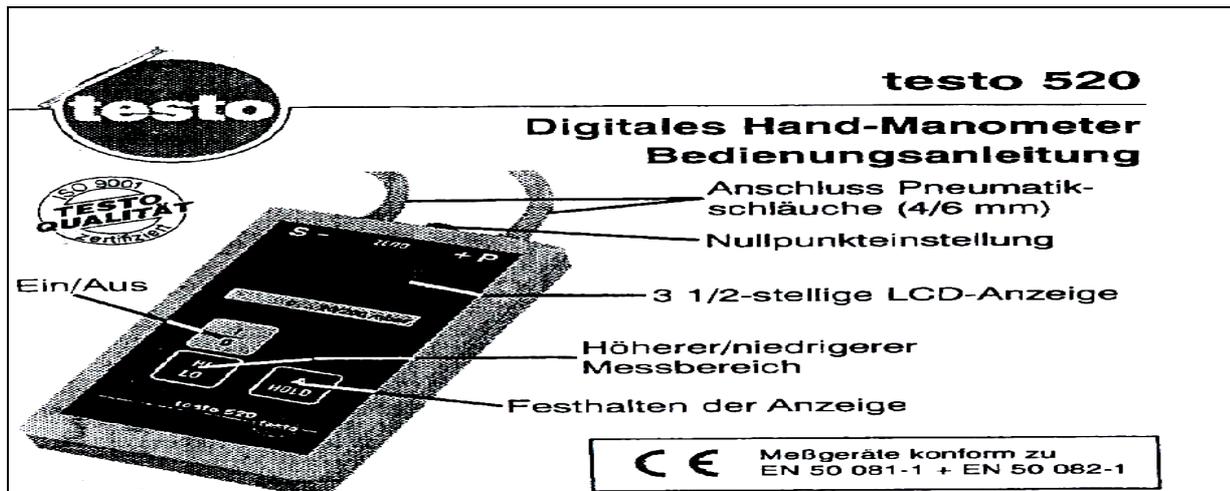
Digitale Hand-Manometer:

Abbildung A 3: Digitale Hand-Manometer

- **Spezifikationen:** Technische Daten des digitalen Hand-Manometers
- Messmedium Instrumentenluft oder nicht aggressive Gase
- Einheiten mbar
- Linearität, Hysteresis (Nachwirkung mit magnetischer Kraft)
 - ±0,2% v.E. ±1 Digit.(Messbereich HL)
- Wiederholgenauigkeit ±0,5% v.E. ±1 Digit.(Messbereich LO)
- Bezugstemperatur +22 °C
- Betriebstemperatur 0 °C bis +60 °C
- Lagertemperatur -30 °C bis +85 °C
- Stromversorgung 9V-Blockbatterie oder Akku, IEC 6LR61
- Stromverbrauch ca. 1,7 mA
- Batterielebensdauer ca. 250 Std.
- Messrate 3 Messungen/Sek.
- Anzeige 3 1/2-stellige LCD mit Vorzeichen 12,7 mm hoch
HOLD-Anzeige, LO BAT-Anzeige
- Pneum. Anschluss Schlauch 4/6 mm, NPT 1/8"
- Gewicht inkl. Batterie 250 g
- Messbereich
 - Δp_{\min} 0,0 bis 20,0 mbar
 - Δp_{\max} 1500 mbar

Messgerät für Temperatur und Feuchtigkeit:



Abbildung A 4: Temperatur- und Feuchtenmessgerät

- **Spezifikationen:** Technische Daten für testo 625 bei Nenntemperatur + 25 °C

Messwertaufnehmer: testo %rF-Sensor und NTC

Einsatzbereich: %Rf: 0 bis 99,9 % rF

Genauigkeit: ± 3% rF im Messbereich: 5 bis 95% Rf

Messbereich: °C: -20 bis + 70 °C, -20 bis + 50 °C td

Genauigkeit: °C:; ± 0,5 °C (-20 bis + 70 °C)

Auflösung: 0,1 %rF (5 bis 95%rF), 0,1 °C (-20 bis + 70 °C)

Batterietyp: 9V-Blockbatterie

Standzeit: ca. 100 h

Betriebstemperatur: 0 bis + 50 °C

Lager- /Transport-Temperatur: -20...+ 70 °C

Gewicht: ca. 300 g

Anhang 2: Luftgebläse Typ 2300

Tabelle A 1: Technische Daten für Luftgebläse Typ 2300.

Motor	230 V / 50 Hz / P 2300 W
Max. Drehzahl	8300-11600 min ⁻¹ regelbar
Absicherung	Min. 10 A
Gewicht	5,9 kg
Blas-Luftstrom: maximale Luftgeschwindigkeit	220 km / h
Saugleistung: maximale Luftmenge	8 m ³ / min
Schall-Leistungspegel l_{wa} gemessener Wert-2000/14/EG	103 dB (A)
Schall-Leistungspegel l_{wa} garantierter Wert-2000/14/EG	104 dB (A)
Hand-Arm-Vibration EN 1033 / DIN 45675	$a_{vhw} = < 2,5 \text{ m/s}^2$

Luftgebläse Typ 2500

Tabelle A 2: Technische Daten für Luftgebläse Typ 2500

Nennspannungsbereich	230 V
Nennfrequenz	50 Hz
Nennaufnahme	2500 W
Blasgeschwindigkeit	120-200 km/h
Maximale Luftsaugleistung	600 m ³ /h
Arbeitsplatzbezogener Emissionswert L_{PA}	96,0 dB(A)
Vibration	1,6 m/s ²
Schutzklasse	II
Der mit A bewertete Schalldruck- und Schalleistungspegel des Geräts gemessen nach DIN 45635 Teil, Anhang D.	

Anhang 3: Entsprechend der Norm EN 779 kommen für Zuordnung der Filter folgende in Betracht:

G: Grobstaubfilter

F: Feinstaubfilter

Tabelle A 3: Klassifizierung der Filtrationsleistung nach DIN EN 779 [26]:

Anfangswirkungsgrad (E_A)		$E_A < 20 \%$	$E_A \geq 20 \%$
Charakteristikum		Mittlerer Abscheidegrad $A_m \%$	Mittlerer Wirkungsgrad $E_m \%$
Filtergruppe	Filterklasse		
Grob (G)	G 1	$A_m < 65$	-
	G 2	$5 \leq A_m < 80$	-
	G 3	$80 \leq A_m < 90$	-
	G 4	$90 \leq A_m$	-
Fein (F)	F 5	-	$40 \leq E_m < 60$
	F 6	-	$60 \leq E_m < 80$
	F 7	-	$80 \leq E_m < 90$
	F 8	-	$90 \leq E_m < 95$
	F 9	-	$95 \leq E_m$

Tabelle A 4: Technische Daten der Deckenfiltermatte des Typs PA-5 micron synthetische Deckenfiltermatte der Klasse F6 der Fa. Freudenberg [33]

Gewicht, ca.	g/m^2	620	Mittlerer Wirkungsgrad $E_m \%$	65
Dicke, ca.	mm	25	Nenndurchströmgeschwindigkeit m/s	0,25
Temperaturbeständigkeit	$^{\circ}\text{C}$	Bis 100, kurzzeitig bis 120	Anfangdruckdifferenz Pa	58
Feuchtigkeitsbeständigkeit, relative Feuchte	$\%$	Bis 100	Empfohlene Enddruckdifferenz Pa	250 – 300
Mittlerer Abscheidgrad	$A_m \%$	99	Staubspeicherfähigkeit, ca. (ASHRAE – Teststaub) ¹⁾	g/m^2 300

1) Teststaub / ca. $70 \mu\text{g/m}^3$, Prüfaerosole: DEHS, Messgerät: Laser-Streulicht-Partikelzähler.

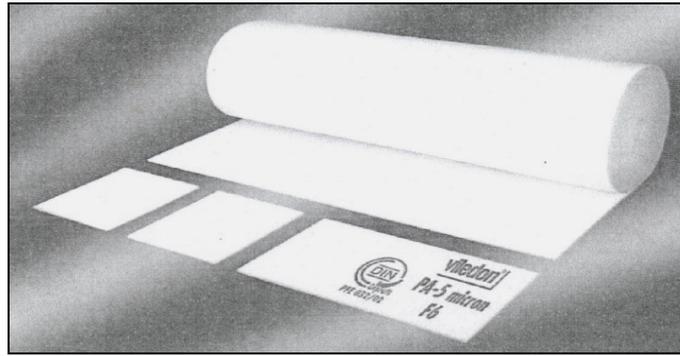


Abbildung A 5: Deckenfiltermatte der Klasse F 6, Typ PA – 5 micron synthetische Deckenfiltermatte, Fa. Freudenberg [33]

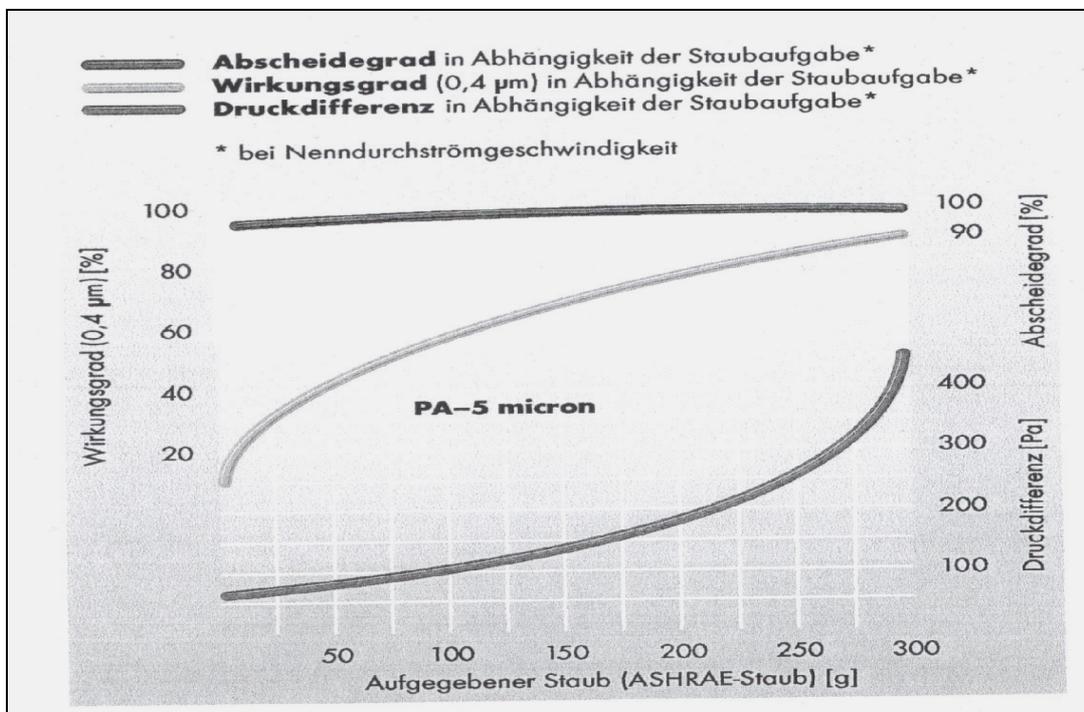


Abbildung A 6: Abscheidegrad, Wirkungsgrad, und Druckdifferenz in Abhängigkeit von der Staubaufgabe. Wirkungsgrad (0,4 µm) in Abhängigkeit von der Staubaufgabe. Druckdifferenz in Abhängigkeit von der Staubaufgabe; Quelle: Fa. Freudenberg [33]

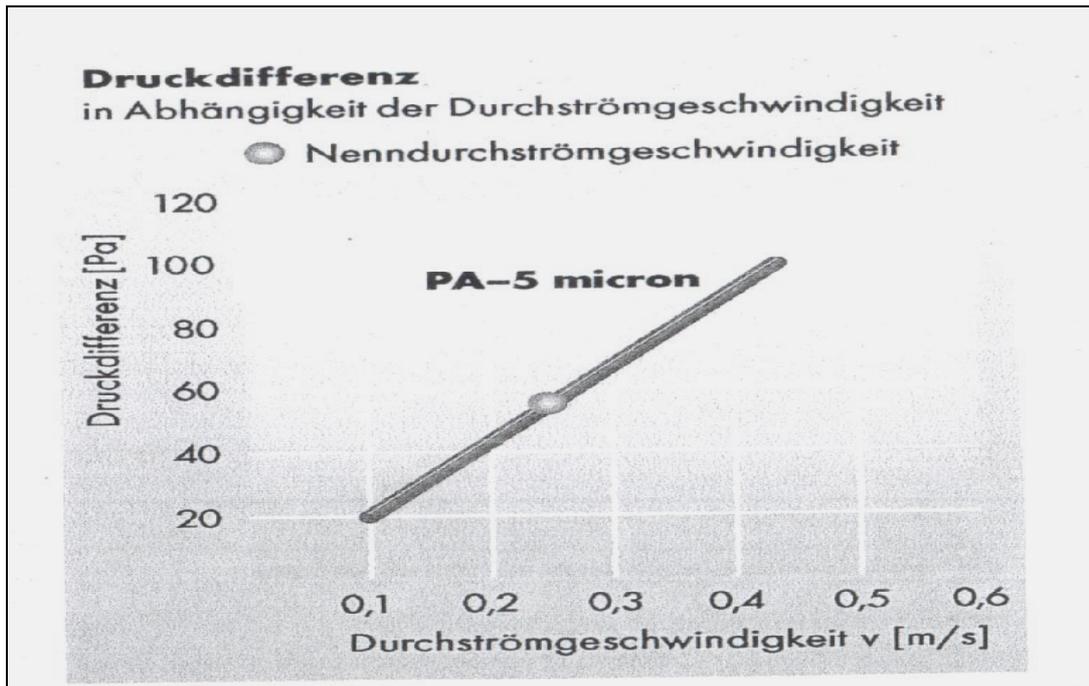


Abbildung A 7: Druckdifferenz in Abhängigkeit von der Durchströmgeschwindigkeit

Quelle: Fa. Freudenberg [33]

Anhang 4: Beschreibung der Messsituationen der Messfahrtstrecke

Interval 1 [min]	Fahrtstrecke A, T, H, P, Amp., Stau.	Fahr- Geschwindigkeit km/h	Gefahrenre km
1	P1 Anfang (Robert Daumplatz)	0,0	0,0
2	H1 (Friedrich Ebert-Straße (Bei Beginn der Fahrt sind die Werte etwas hoch, durch Staubablagerung in der Feinstableitung)	40	0,0 - 0,6
3	H1 (Friedrich Ebert) (Entlang am Bayer Werk) - Ampel - H1	40 - 0,0 - 40	0,6 - 0,8 - 1,0
4	H1 (Friedrich Ebert)	45	1,0 - 1,7
5	H2 Sonnbornerstr. - Ampel - H2	50 - 0,0 - 40	1,7 - 2,0 - 2,3
6	H2 Sonnbornerstr.	50	2,3 - 2,9
7	Ampel - H2 Sonnbornerstr. (Autobahn Einfahrt)	0,0 - 50	2,9 - 3,2
8	A1 (Sonnborn Richtung Kiesbergtunnel)	30 - 40	3,2 - 3,7
9	Ampel - A1 (Sonnborn Richtung Kiesbergtunnel)	0,0	3,7 - 3,7
10	(Sonnborn Richtung Kiesbergtunnel)	60	3,7 - 4,6

11	(Sonnborn Richtung Kiesbergtunnel)	60	4,6 - 5,4
12	(Sonnborn Richtung Kiesbergtunnel) (Baustelle vor Kiesbergtunnel)	60	5,4 - 6,2
13	T1 Kiesbergtunnel (Verkehrsteilnehmer 75% belastet)	50	6,2 - 7,3
14	H3 Neviandtstr.	50	7,3 - 8,1
15	Ampel - H3 Neviandtstr.	0,0 - 50	8,1 - 8,6
16	Ampel - H4 Steinbeckstr.	0,0 - 50	8,6 - 8,9
17	H5 Südstr.	50	8,9 - 9,5

18	Ampel - H6 Kleeblatt	0,0 - 50	9,5 - 10,1
19	H7 Höftstr.	50,0 - 30	10,1 - 10,7
20	Ampel - H8 Annenbergstr.	0,0 - 30	10,7
21	P1 Ampel - Robert Daumplatz	0,0	10,7 - 11,0
22	H1 (Friedrich Ebert)	50	11,0 - 11,9
23	H1 (Friedrich Ebert), entlang am Bayer Werk	50	11,9 - 12,6
24	H1 (Friedrich Ebert), entlang am Bayer Werk - Ampel	50 - 0,0	12,6 - 13,0
25	H1 (Friedrich Ebert)	45	13,0 - 13,9
26	H2 Sonnbornerstr.	50	13,9 - 14,4
27	Ampel - H2 Sonnbornerstr.(Autobahn Einfahrt) zusätzliche Emission von LKW, der vor der Ampel stand	0,0	14,6 - 14,9
28	A1 (Sonnborn Richtung Kiesbergtunnel)	50	14,9 - 15,0
29	A1 (Sonnborn Richtung Kiesbergtunnel) Stau	0,0	15,0
30	A1 (Sonnborn Richtung Kiesbergtunnel)	60	15,0 - 16,3

31	A1 (Sonnborn Richtung Kiesbergtunnel) Baustelle vor Kiesbergtunnel	60	16,3 - 17,0
32	T1 Kiesbergtunnel Verkehrsteilnehmer (Verkehrsteilnehmer 50 % belastet)	60	17,3 - 18,4
33	H3 Neviandtstr.	50	18,4 - 18,9
34	H3 Neviandtstr - Ampel	50 - 0,0	18,9 - 19,3
35	H3 Neviandtstr	50	19,3 - 19,8
36	H4 Steinbeckstr.	50	19,8 - 20,5
37	Ampel - H5 Südstr	0,0 - 50	20,5 - 21,4
38	H5 Südstr	30	21,4 - 21,8
39	Ampel - H6 Klee Blatt	0,0 - 50	21,8 - 21,9

40	Ampel - H7 Höftstr	0,0 - 50	21,9 - 22,0
41	H8 Annenbergstr.	30	22,0 - 22,2
42	P1 Ampel - Robert Daumplatz	0,0 - 50	22,2 - 22,4
43	H1 (Friedrich Ebert) - Ampel - H1 (Friedrich Ebert)	50 - 0,0 - 50	22,4 - 22,7 - 23,0
44	H1 (Friedrich Ebert) entlang am Bayer Werk	50	23,0 - 23,7
45	H1 (Friedrich Ebert) entlang an der Ampel	50 - 0,0	23,7 - 24,1
46	H1 (Friedrich Ebert)	50	24,1 - 24,9
47	H2 Sonnbornerstr.	50	24,9 - 25,8
48	Ampel	0,0	25,8
49	Ampel - H2 Sonnbornerstr. (Autobahn Einfahrt) - Autobahn	30 - 60	25,8 - 26,6
50	A1 (Sonnborn Richtung Kiesbergtunnel)	70	26,6 - 27,5
51	A1 (Sonnborn Richtung Kiesbergtunnel)	60	27,5 - 28,2

52	T1 Kiesbergtunnel Verkehrsteilnehmer (Verkehrsteilnehmer 100% belastet)	60	28,2 - 29,5
53	H3 Neviandtstr	50	29,5 - 30,2
54	H3 Neviandtstr - Ampel	50	30,2 - 30,3
55	H3 Neviandtstr	50	30,3 - 31,2
56	H4 Südstr.	50	31,2 - 32,0
57	Ampel	0,0	32,0
58	H4 Südstr - Ampel	50 - 0,0	32,0 - 32,7
59	H5 Klee Blatt - Ampel	30	32,7 - 32,9
60	Ampel	0	32,9
61	H6 Höftstr.	30	32,9 - 33,0
62	H7 Annenbergstr.	40	33,0 - 33,2
63	P1 Robert Daum Platz Ende	0,0	33,2

Anhang 5: Übersicht der maximale Partikelanzahl C_N ($1/m^3$) in Abhängigkeit der Probenstaubmasse m_p in g und Aerodynamischen Durchmesser X_{ae} in μm

Pr. Nr.	Proben-Masse m_p g	PM3,0 μm C_N ($1/m^3$)	PM4,0 μm C_N ($1/m^3$)	PM5,0 μm C_N ($1/m^3$)	PM7,5 μm C_N ($1/m^3$)	PM10,0 μm C_N ($1/m^3$)	PM15,0 μm C_N ($1/m^3$)	PM20,0 μm C_N ($1/m^3$)	PM >20,0 μm C_N ($1/m^3$)
13 ¹	Raum Luft	100000	100000	100000	50000	50000	50000	50000	50000
12 ²	keine m_p	150000	100000	75000	50000	50000	50000	50000	50000
11 ³	keine m_p	400000	225000	150000	150000	100000	50000	50000	50000
10	0.022	73000000	38000000	25000000	14000000	26000000	1600000	1300000	1950000
9	0.040	18000000	9800000	5800000	3000000	900000	380000	150000	200000
8	0.079	50000000	25000000	14000000	7600000	2100000	550000	650000	1100000
7	0.130	93000000	51000000	34000000	19000000	6100000	2200000	1100000	1600000
6	0.157	250000000	130000000	73000000	33000000	6200000	1900000	1000000	1400000
5	0.189	170000000	89000000	54000000	27000000	6600000	2500000	1430000	1900000
4	0.270	160000000	78000000	50000000	28000000	7700000	3000000	1600000	2300000
3	0.296	190000000	97000000	57000000	28000000	6600000	2980000	1900000	2400000
2	0.371	280000000	140000000	81000000	36000000	6800000	2800000	1400000	1950000
1	0.413	110000000	52000000	31000000	15000000	3980000	1400000	930000	1300000
9	0.654	56000000	28000000	18400000	12000000	5000000	1750000	950000	1310000
13	0.663	84000000	42000000	27000000	15000000	5000000	1900000	1400000	1900000
15	0.669	80000000	41000000	25000000	13000000	4000000	1600000	900000	1100000
1	0.687	21000000	11000000	12000000	9600000	5100000	3100000	9200000	950000
11	0.689	21000000	11000000	8100000	5000000	1700000	625000	550000	850000
10	0.694	34200000	17000000	11000000	7100000	2400000	980000	750000	1200000
19	0.699	14000000	7000000	5210000	3600000	1300000	5630000	2700000	2900000
20	0.703	89000000	43300000	26000000	14000000	4200000	1900000	900000	1300000
4	0.707	54000000	27000000	17000000	8500000	4900000	1300000	780000	1050000
5	0.710	37000000	17000000	10400000	5710000	1730000	530000	400000	550000
7	0.715	61000000	30000000	21000000	1200000	3700000	1200000	120000	800000
8	0.719	38000000	16000000	9320000	5400000	2000000	5500000	350000	450000
21	0.720	67200000	33000000	21000000	1130000	3000000	1100000	600000	650000
22	0.725	87000000	46200000	26000000	1540000	5300000	1900000	980000	1250000
6	0.729	41000000	21000000	13000000	7500000	2330000	1030000	530000	750000
2	0.733	70000000	34000000	22400000	1320000	8600000	1500000	1180000	1900000
3	0.742	53300000	29000000	24000000	1730000	7400000	3100000	1400000	1700000
23	0.745	85000000	43000000	27000000	1440000	4700000	2100000	900000	1250000
17	0.760	100000000	52000000	34000000	1810000	5100000	3700000	775000	1000000
18	0.765	112000000	53000000	35000000	1900000	5500000	2100000	840000	1100000
16	0.772	74000000	37300000	14000000	1310000	8000000	4100000	600000	650000
12	0.843	71000000	32000000	20000000	1100000	3400000	2600000	480000	550000

1) eine Messprobe für Raumluft, 2) und 3) zwei Messversuche mit Null Probenmasse

Anhang 6: Messergebnisse der maximalen Feinstaubkonzentration C in ($\mu\text{g} / \text{m}^3$) in Abhängigkeit der Probenstaubmasse m_p von 0,0 g bis 0,843 g und des Aerodynamischen Partikeldurchmessers X_{ae} von PM3,0 bis PM >20,0 μm

Messreihen	Pr. Nr.	Proben-Masse m_p g	PM3,0 μm C $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM4,0 μm C $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM5,0 μm C $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM 7,5 μm C $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10,0 μm C $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM15,0 μm C $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM 20,0 μm C $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM >20,0 μm C $\mu\text{g}/\text{m}^3$
1 ¹⁾	13	Raum Luft	16,0	38,0	73,0	125,0	295,0	1000,0	2350	> 2350
2 ²⁾	12	keine m_p	24,0	38,0	54,75	295	1000	1000	23500	>23500
3 ³⁾	11	keine m_p	64,0	85,5	110,0	795	20000	1000	23500	>23500
4	10	0.022	12000	14440	18300	35000	15300	32000	610000	920000
5	9	0.040	2900	2744	4200	7500	5300	7600	71000	940000
6	8	0.079	8000	7000	10000	19000	12400	11000	310000	520000
7	7	0.130	15000	14300	25000	48000	36000	44000	520000	750000
8	6	0.157	40000	36400	53000	83000	37000	38000	470000	660000
9	5	0.189	27000	25000	40000	68000	39000	50000	672000	893000
10	4	0.270	26000	22000	37000	70000	45400	60000	752000	1100000
11	3	0.296	30000	27000	42000	70000	39000	60000	893000	1120000
12	2	0.371	45000	3900	60000	90000	40000	56000	660000	920000
13	1	0.413	18000	15000	23000	38000	24000	28000	44000	610000
14	9	0.654	9000	7840	13400	30000	30000	35000	45000	530000
15	13	0.663	13000	12000	20000	38000	30000	38000	660000	893000
16	15	0.669	12800	12000	18300	33000	24000	32000	423000	520000
17	1	0.687	3400	3100	88000	24000	30000	36200	432000	450000
18	11	0.689	3400	3100	6000	13000	10000	13000	260000	400000
19	10	0.694	5500	4800	8000	18000	14200	20000	353000	564000
20	19	0.699	2240	20000	73000	90000	95000	113000	127000	140000
21	20	0.703	14000	12000	19000	36000	25000	38000	432000	610000
22	4	0.707	8640	7600	12400	21000	29000	26000	337000	500000
23	5	0.710	5900	4800	7600	14300	10200	11000	190000	260000
24	7	0.715	9670	8400	15000	3000	22000	24000	56400	380000
25	8	0.719	6100	4500	68000	14000	12000	110000	170000	212000
26	21	0.720	11000	9200	15000	2830	18000	22000	282000	310000
27	22	0.725	14000	13000	19000	3900	31300	38000	460000	590000
28	6	0.729	6600	5900	9500	19000	14000	21000	250000	353000
29	2	0.733	11200	9500	16400	3300	51000	30000	555000	893000
30	3	0.742	8530	8100	18000	4330	44000	62000	660000	800000
31	23	0.745	14000	12000	20000	3600	28000	42000	423000	590000
32	17	0.760	160000	15000	34000	4530	30000	74000	364000	470000
33	18	0.765	180000	15000	26000	4800	33000	42000	400000	520000
34	16	0.772	120000	11000	10000	3300	47000	82000	280000	310000
35	12	0.843	113000	9000	15000	2800	20000	52000	230000	260000

1) eine Messprobe für Raumluft, 2) und 3) zwei Messversuche mit Null Probenmasse

Anhang 7: Übersicht der Feinstaubkonzentration C_{PM10} / ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Abhängigkeit der Probenmasse m_p / g pro freie Fläche der Pappscheibe in $0,031 \text{ m}^2$

Messreihen	Pr. Nr.	Probenmasse m_p g	$W = \frac{m_p}{A}$ g/m ²	PM10 C $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM3 C_N (1/m ³)	PM4 C_N (1/m ³)	PM5 C_N (1/m ³)	PM7,5 C_N (1/m ³)	PM10 C_N (1/m ³)	PM15 C_N (1/m ³)	PM20 C_N (1/m ³)	PM >20 C_N (1/m ³)
1 ¹⁾	13	Raumluft = 0,0	0,0	295	100000	100000	100000	50000	50000	50000	50000	50000
2 ²⁾	12	keine $m_p = 0,0$	0,0	295	150000	100000	75000	50000	50000	50000	50000	50000
3 ³⁾	11	keine $m_p = 0,0$	0,0	590	400000	225000	150000	150000	100000	50000	50000	50000
4	10	0.022	0,7040	15300	73000000	38000000	25000000	1400000	2600000	1600000	1300000	1950000
5	9	0.040	1,2800	5300	18000000	9800000	5800000	3000000	900000	380000	150000	200000
6	8	0.079	2,5300	12400	50000000	25000000	14000000	7600000	2100000	550000	650000	1100000
7	7	0.130	4,1600	36000	93000000	51000000	34000000	19000000	6100000	2200000	1100000	1600000
8	6	0.157	5,0200	37000	250000000	130000000	73000000	33000000	6200000	1900000	1000000	1400000
9	5	0.189	6,0480	39000	170000000	89000000	54000000	27000000	6600000	2500000	1430000	1900000
10	4	0.270	8,6400	45400	160000000	78000000	50000000	28000000	7700000	3000000	1600000	2300000
11	3	0.296	9,2720	39000	190000000	97000000	57000000	28000000	6600000	2980000	1900000	2400000
12	2	0.371	11,870	40000	280000000	140000000	81000000	36000000	6800000	2800000	1400000	1950000
13	1	0.413	13,212	24000	110000000	52000000	31000000	15000000	3980000	1400000	930000	1300000
14	9	0.654	20,930	30000	56000000	28000000	18400000	12000000	5000000	1750000	950000	1310000
15	13	0.663	21,220	30000	84000000	42000000	27000000	15000000	5000000	1900000	1400000	1900000
16	1	0.669	21,410	24000	80000000	41000000	25000000	13000000	4000000	1600000	900000	1100000
17	11	0.687	21,980	30000	21000000	11000000	12000000	9600000	5100000	3100000	9200000	950000
18	10	0.689	22,050	10000	21000000	11000000	8100000	5000000	1700000	625000	550000	850000
19	15	0.694	22,210	14200	34200000	17000000	11000000	7100000	2400000	980000	750000	1200000
20	19	0.699	22,240	15000	14000000	7000000	52100000	36000000	1300000	5630000	2700000	2900000
21	20	0.703	22,510	25000	89000000	43300000	26000000	14000000	4200000	1900000	900000	1300000
22	4	0.707	22,630	29000	54000000	27000000	17000000	8500000	4900000	1300000	780000	1050000
23	5	0.710	22,950	10200	37000000	17000000	10400000	5710000	1730000	530000	400000	550000
24	7	0.715	22,890	22000	61000000	30000000	21000000	1200000	3700000	1200000	120000	800000
25	8	0.719	23,000	12000	38000000	16000000	9320000	5400000	2000000	5500000	350000	450000
26	6	0.720	23,040	18000	67200000	33000000	21000000	1130000	3000000	1100000	600000	650000
27	21	0.725	23,200	31300	87000000	46200000	26000000	1540000	5300000	1900000	980000	1250000
28	22	0.729	23,330	14000	41000000	21000000	13000000	7500000	2330000	1030000	530000	750000
29	2	0.733	23,460	51000	70000000	34000000	22400000	1320000	8600000	1500000	1180000	1900000
30	3	0.742	23,744	44000	53300000	29000000	24000000	1730000	7400000	3100000	1400000	1700000
31	23	0.745	23,840	28000	85000000	43000000	27000000	1440000	4700000	2100000	900000	1250000
32	17	0.760	24,320	30000	100000000	52000000	34000000	1810000	5100000	3700000	775000	1000000
33	18	0.765	24,480	33000	112000000	53000000	35000000	1900000	5500000	2100000	840000	1100000
34	16	0.772	24,700	47000	740000000	373000000	14000000	1310000	8000000	4100000	600000	650000
35	12	0.843	26,980	20000	710000000	320000000	20000000	1100000	3400000	2600000	480000	550000

1) eine Messprobe für Raumluft. 2) und 3) zwei Messversuche mit Null Probenmasse

Anhang 8: Gegenüberstellung der wichtigsten Ergebnisse der Messungen an der Lützner Straße und Schildhorn Straße mit den an der Frankfurter-Allee in Berlin von Rautenberg- Wulff [43].

	Lützner Str. in Leipzig	Schildhorn Str. In Berlin	Frankfurter Allee in Berlin
Messzeitraum	16.10 bis 15.11. 2000 4- Wochen	13.11. bis 14.12.2000 4 Wochen	26.07 bis 17.10.1999 10 Wochen
Straße	Innerorts Hauptverkehrsstraße, 2 Fahrstreifen, davon einer überbreit	Innerorts Hauptverkehrsstraße, 4 Fahrstreifen	Innerorts Hauptverkehrsstraße, 6 Fahrstreifen, davon die äußeren z. T: als Parkfläche genutzt
Fahrbahnoberfläche / Fahrbahnzustand	Asphalt schlecht (stark rissig und repariert)	Asphalt gut	Asphalt mittel
Straßenausrichtung	Ost- West	Ost- West	Ost- West
Straßenbreite	20 m	25 m	42 m
Straßenhöhe	20 m	20 m	22 m
Wind	Vorwiegend aus Süd	Vorwiegend aus Süd	Vorwiegend aus Süd und parallel zur Straße
Lage der PM- Messstationen	Nordseite des Straße	Südseite der Straße	Beide Seiten
mittlerer DTV mittlere Lkw – Anteil Mittlerer Fzg.- Geschwindigkeit	26200 Kfz/d 6,5 % ca. 40 km/h	43200 Kfz/d 6,5 % ca. 40 km/h	62200 Kfz/d 6,5 % ca. 40 km/h
Staubbelastung der Straße (PM75) Rinnsteinbereich	$1.8 \pm 1.0 \text{ g/m}^2$ (0-25 cm Abstand zum Bordstein)	$2.0 \pm 1.3 \text{ g/m}^2$ (0-25 cm Abstand zum Bordstein)	$0.42 \pm 0,17 \text{ g/m}^2$ (äußere Fahrspur während der Nachts Parkfläche genutzt)
Fahrbereich Gewichtetes Mittel	$0.2 \pm 0.1 \text{ g/m}^2$ $0.38 \pm 0.21 \text{ g/m}^2$	$0.2 \pm 0.1 \text{ g/m}^2$ $0.38 \pm 0.21 \text{ g/m}^2$	$0.16 \pm 0.09 \text{ g/m}^2$ $0.21 \pm 0.07 \text{ g/m}^2$
Pm10-Immissionen Hintergrund Gesamtbelastung Zustandbelastung	(Gravimetrie) $13.4 \mu\text{g/m}^3$ $33.4 \mu\text{g/m}^3$ $20.0 \mu\text{g/m}^3$	(Gravimetrie) $33.3 \mu\text{g/m}^3$ $51.9 \mu\text{g/m}^3$ $18.6 \mu\text{g/m}^3$	(Gravimetrie) ca $28.0 \mu\text{g/m}^3$ ca $38.0 \mu\text{g/m}^3$ $8.0 \mu\text{g/m}^3$
Abgeleitete Quellanteile: Auspuffemission Reifenabrieb Staubaufwirbelung	Keine Angaben	ca 41 % ca 7 % ca 52 %	ca 36 % ca 22 % ca 42 %
Einfluss von Regen auf Zusatzbelastung auf PM 10-Emission	ca. 9 % - 30 % Reduktion keine Angabe	ca. 3 % - 15 % Reduktion ca. 4 % Reduktion bis 12 % Erhöhung	ca. 25 % Reduktion keine Angabe