

**Verfahren zur Validierung von  
Feinstaubausbreitungssimulationen durch Einbringung  
fluoreszierender Tracerpartikel**

**Dissertation**

zur

Erlangung des Doktorgrades (Dr. rer. nat.)

der

Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät

der

Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

vorgelegt von

Eberhard Rosenthal

aus

Köln

Bonn 2010

Angefertigt mit Genehmigung der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der  
Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn  
Erscheinungsjahr: 2010

1. Gutachter: PD Dr. Bernd Diekmann
  2. Gutachter: Prof. Dr. Karl Maier
- Tag der Promotion: 09.06.2010

# Inhaltsverzeichnis

<b>1. Einleitung</b>	<b>7</b>
<b>2. Grundlagen der Aerosolphysik</b>	<b>11</b>
2.1. Partikeldurchmesser . . . . .	13
2.2. Partikelgrößenverteilungen . . . . .	15
2.3. Partikelmesstechnik . . . . .	17
2.4. Mikroskopische Bildgebung . . . . .	22
2.5. Mikroskopische Partikeldurchmesser . . . . .	24
2.6. Messtechnische Bestimmung des Projektionsdurchmessers bei der digitalen Bildgebung . . . . .	27
<b>3. Aerosoltracer</b>	<b>31</b>
3.1. Validierung von Ausbreitungssimulationen . . . . .	32
3.2. Bekannte Aerosoltracer . . . . .	34
3.2.1. Natürliche Aerosoltracer . . . . .	35
3.2.2. Künstliche Aerosoltracer . . . . .	35
3.2.3. Fluoreszierende Aerosoltracer . . . . .	37
3.3. Eigenschaften von Aerosoltracern . . . . .	38
3.4. Visolite . . . . .	40
3.4.1. Partikelanzahlverteilung . . . . .	40
3.4.2. Dichte . . . . .	43
3.4.3. Kreuzempfindlichkeiten . . . . .	43
3.4.4. Fazit der Voruntersuchungen . . . . .	45
<b>4. Aufbau und Charakterisierung des Aerosol Particle Measurement System</b>	<b>47</b>
4.1. Mechanik . . . . .	48
4.1.1. Maschinenkoordinaten . . . . .	49
4.1.2. Elektromechanischer Antrieb . . . . .	49
4.1.3. Schrittmotor . . . . .	50
4.1.4. Bestimmung der Schrittauflösung . . . . .	50

4.2. Optik . . . . .	52
4.2.1. Mikroskopische Optik . . . . .	53
4.2.2. Beleuchtung . . . . .	60
4.2.3. Bestimmung der Pixeläquivalentlänge . . . . .	61
4.3. PC-Interface . . . . .	64
4.3.1. Schrittmotortreiber . . . . .	65
4.3.2. Elektronische Regelung der Beleuchtung . . . . .	66
4.4. Software . . . . .	69
4.4.1. Oberflächenvermessung . . . . .	69
4.4.2. Fokussierung . . . . .	71
4.4.3. Autoscan . . . . .	79
4.4.4. Bildauswertung . . . . .	80
4.5. Charakterisierung des APMS . . . . .	82
4.5.1. Abschätzung des Messfehlers . . . . .	82
4.5.2. Vergleich der Messergebnisse des APMS und eines OPCs . . . . .	84
4.5.3. Bestimmung von Kreuzempfindlichkeiten des Tracers . . . . .	86
<b>5. Freilandmessungen</b>	<b>89</b>
5.1. Validierung von STAR3D . . . . .	89
5.1.1. Emissionsquelle . . . . .	91
5.1.2. Fächermodell . . . . .	92
5.1.3. Depositionsmessstellen . . . . .	93
5.2. Erste Validierungsmessung . . . . .	94
5.3. Optimierung der Messung . . . . .	100
5.4. Zweite Validierungsmessung . . . . .	102
5.4.1. Reichweitenbestimmung in Anlehnung an VDI 4251 . . . . .	107
<b>6. Fazit und Ausblick</b>	<b>111</b>
6.1. Fazit . . . . .	111
6.2. Weitere Anwendungen des APMS . . . . .	113
6.3. Optimierung des APMS . . . . .	114
6.4. Weiterentwicklung des APMS . . . . .	114
6.5. Weiterentwicklung des Tracerverfahrens . . . . .	115
<b>A. Schaltpläne</b>	<b>117</b>
<b>B. Software</b>	<b>121</b>

<b>C. APMS</b>	<b>125</b>
<b>D. Feldmessung</b>	<b>127</b>
<b>E. Weiterentwicklungen</b>	<b>129</b>
<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>131</b>



# Kapitel 1.

## Einleitung

Die Zusammensetzung eines Aerosols und seine physikalischen und chemischen Eigenschaften beeinflussen seine Wirkungen auf die Chemie der Atmosphäre, das Klima der Welt und die menschliche Gesundheit. Die in der Atmosphäre vorhandenen Partikel werden entweder durch anthropogene und natürliche Quellen direkt in die Atmosphäre emittiert oder aus anorganischen Spurengasen oder gasförmigen organischen Substanzen gebildet. Vor allem die sich in der atmosphärischen Grenzschicht befindlichen Aerosole beziehungsweise deren Partikel werden im zeitlichen Verlauf aufgrund vielfältiger Prozesse hinsichtlich ihrer Größe, ihrer Zusammensetzung und ihrer Konzentration verändert. Obwohl in jüngster Zeit wesentliche Fortschritte in der Charakterisierung von Aerosolen gemacht wurden, sind die Kenntnisse über die Eigenschaften und die Zusammensetzung der Aerosolpartikel noch relativ gering. Dies gilt insbesondere für die Zusammensetzung der organischen Fraktion, die einen starken Einfluss auf die klima- und gesundheitlichen Eigenschaften der Partikel haben [71].

Aerosolemissionen aus der Landwirtschaft sind kaum untersucht beziehungsweise quantifiziert worden [86]. Um deren Klima- und Umweltrelevanz zu untersuchen, ist es notwendig, die Ausbreitung im Nahbereich der landwirtschaftlichen Quelle zu kennen. Der Transport von Aerosolen ist eng mit den vorherrschenden meteorologischen Rahmenbedingungen verknüpft. Um die Ausbreitungsvorgänge eines Aerosols nachvollziehen zu können, muss neben den Kenngrößen der Emission (freigesetzte Menge, Austrittsbedingungen) vor allem das Strömungs- und Turbulenzfeld bekannt sein [51]. Besonders im strukturierten landwirtschaftlichen Raum stoßen allerdings Strömungs- und Ausbreitungssimulationen häufig an ihre Grenzen [1].

Die Transmission beschreibt den Weg eines Stoffes von dessen Emissionsquelle bis hin zum Ort der Immission. Mit Hilfe einer Strömungssimulationen lässt sich die dynamische Verteilung von Aerosolen in der Abluftfahne eines Stalles untersuchen und vorhersagen. Häufig basieren Ausbreitungssimulationen auf statistischen Fahnenmodellen. Kurze Rechenzeiten und geringere Anforderungen an die Rechenleistung sind die hauptsächlichen

Vorteile dieses Verfahrens. Des Weiteren liefern diese Modelle gute Vorhersagen für den Fernbereich von Stallanlagen, ein ebenes Terrain und stabile meteorologische Rahmenbedingungen vorausgesetzt. Ist jedoch das direkte Umfeld einer Anlage bis zu einer Entfernung von wenigen hundert Metern von der Emissionsquelle von Interesse, zeigen statistische Modelle Schwächen. So können zum Beispiel Turbulenzen, verursacht durch die Emissionsquelle selbst, angrenzende Gebäude oder natürliche Hindernisse (Bäume, Hecken, etc.) nicht oder nur unzureichend eingebunden werden. Ein Grund hierfür ist die Trägheit der Partikel, die gerade in turbulenten Luftströmungen zum Tragen kommt. Geeigneter für die Ausbreitungssimulation von Aerosolen erscheinen Lagrange-Modelle. Diese Modelle basieren meistens auf einem stationären Strömungsfeld, auf dem dann die Trajektorien der Partikel berechnet werden. Gemittelte Turbulenzen können als Parameter in die Berechnung einfließen. Geht es um die Reichweite von Bioaerosolen und um die Beeinflussung benachbarter Anlagen<sup>1</sup> muss speziell der Nahbereich des bebauten Gebietes mit häufig auftretenden Turbulenzen betrachtet werden. So zeigen experimentell ermittelte Befunde des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen, dass die immissionsseitige Reichweite stark abhängig ist von der Bauart und den damit verbundenen Strömungsverhältnissen einer Anlage [40].

Um Ausbreitungsprognosen von Gerüchen im Umkreis von wenigen hundert Metern um eine Anlage unter Berücksichtigung der jeweiligen Bebauung machen zu können, wurde von der Arbeitsgruppe Energie- und Umweltp Physik in Kooperation mit dem Institut für Landtechnik der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn eine numerische Ausbreitungssimulation für bodennahe Gase erarbeitet [81].

Zur Überprüfung der Ausbreitungssimulation wurde im Rahmen einer Diplomarbeit stellvertretend für die Gerüche das Gas Schwefelhexafluorid freigesetzt. Die immissionsseitig gemessenen Konzentrationen des Gases wurden mit den Ergebnissen der Ausbreitungssimulation verglichen, die auf diese Weise erfolgreich validiert werden konnte. Abbildung 1.1 zeigt den Vergleich zwischen den Vorhersagen der Ausbreitungssimulation im Kontext der am korrespondierenden Ort ermittelten SF<sub>6</sub> Konzentrationen [14]. Aufbauend auf diese Ergebnisse wurde in einem von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) geförderten Projekt mit dem Titel „Transmission realer Staubpartikel aus Tierställen“ die Gasausbreitungssimulation zur Ausbreitungssimulation für Aerosole weiterentwickelt. Bei der Entwicklung der unter dem Namen STAR3D bekannten Aerosolausbreitungssimulation wirkte sich hilfreich die Tatsache aus, dass in der Gas-

---

<sup>1</sup>Häufig sind Infektionskeime an die Oberfläche von Partikeln gebunden und breiten sich mit ihnen zusammen aus. Dementsprechend kann es einen Zusammenhang zwischen der Ausbreitung von Aerosolen und der Ausbreitung von Krankheiten und Infektionen geben [84]



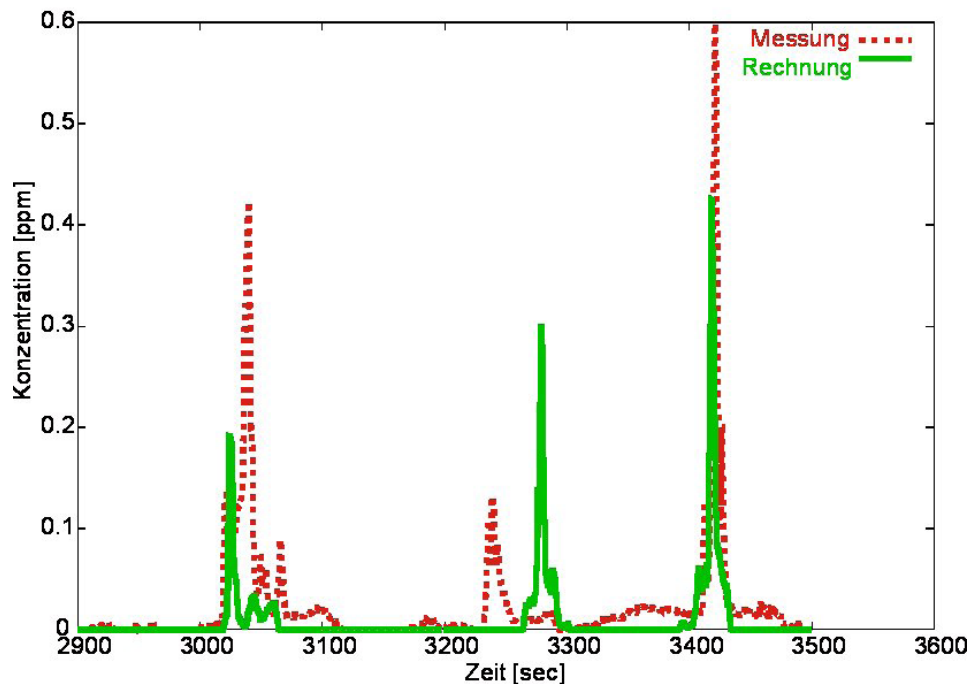


Abbildung 1.1.: Vergleich von Simulations- und Messdaten bei der Ausbreitungssimulation von Gerüchen mit NaSt3D [14]

ausbreitungssimulation bereits ein Lagrange-Algorithmus<sup>2</sup> implementiert war.

Bei der Untersuchung des Ausbreitungsverhaltens von Aerosolen tritt grundsätzlich das Problem auf, dass in einem natürlichen Umfeld eine hohe Aerosoluntergrundkonzentration vorzufinden ist. Allein das Hinzufügen einer weiteren Quelle, zum Beispiel eines Abluftkamins einer Stallanlage, erhöht die Hintergrundkonzentration am Ort der Immission nur unwesentlich. Ein weiteres Problem besteht darin, dass sich die gemessenen Partikel nicht eindeutig einer Quelle zuordnen lassen. Auf dieser Basis können folglich keine qualifizierten Aussagen über die Transmission von Aerosolen getroffen werden.

Zur Validierung von Aerosolausbreitungssimulationen muss deshalb ein geeigneter Tracer gefunden werden, dessen Ausbreitung stellvertretend untersucht wird. Bei dem Vergleich verschiedener natürlicher und künstlicher Tracer in Kapitel 3 erwiesen sich die Eigenschaften des Stoffs Visolite® von General Electrics als besonders vorteilhaft. Es handelt sich dabei um ein fluoreszierendes Pulver auf Basis von Calciumcarbonat. Die Entwick-

<sup>2</sup>Der Lagrange-Algorithmus ermöglicht die Berechnung von Trajektorien einzelner Partikel unter Berücksichtigung ihrer physikalischen Eigenschaften wie Dichte, Form, usw.

lung einer mobilen Emissionsquelle zur Freisetzung des Tracers sowie entsprechende Depositionssammler zum Nachweis der Tracerimmission ermöglichen eine geländeangepasste Validierung.

Die Depositionssammler sind mit Trägern bestückt, die die deponierten Partikel sowohl elektrostatisch als auch chemisch an ihre Oberfläche binden. Zur Messung der Anzahl und der Größe der deponierten Gesamtpartikel im Allgemeinen sowie der Tracerpartikel im Besonderen wurde ein an Visolite angepasstes Mess- und Auswertungsverfahren entwickelt. Sowohl der Aufbau als auch die Charakterisierung des „Aerosol Particle Measurement System“ — APMS genannt — wird in Kapitel 4 vorgestellt.

Das Messprinzip des APMS beruht auf der Fluoreszenzlichtmikroskopie und der digitalen Bestimmung des Projektionsdurchmessers eines Partikels. Nachdem in Kapitel 2 zunächst einige Grundlagen und messtechnische Probleme der Aerosolphysik erläutert werden, wird auf die theoretischen Hintergründe des APMS und dessen Messprinzip eingegangen. Vor allem der durch die digitale Bildgebung verursachte Messfehler steht abschließend im Fokus des Kapitels 4.

Die Kombination aus Emissionsquelle, Depositionssammlern und Messsystem gestattet die Validierung von STAR3D, die in zwei Feldmessungen vollzogen wurde. Während die erste Messung zur Verbesserung des Gesamtpaketes diente, lag der Fokus bei der zweiten Messung auf dem Vergleich der simulierten Ergebnisse mit den experimentellen gemessenen Werten.

## Kapitel 2.

# Grundlagen der Aerosolphysik

Der Begriff „Aerosol“ wurde maßgeblich von Gibbs im Jahre 1924 geprägt [13]. Hiernach sind Aerosole Dispersionen flüssiger oder fester Partikel in Gasen, wobei die Partikel in erster Linie nach ihrem Durchmesser eingeteilt werden. Die Partikel eines Aerosols werden auch als „Particulate Matter“ (abgekürzt PM) oder im deutschsprachigen Raum als Schwebstaub oder Feinstaub bezeichnet. Der Durchmesser der atmosphärischen Partikel reicht von einigen Nanometern bis zu 100 Mikrometern [71].

Die grobe Einteilung von Aerosolpartikeln in unterschiedliche Größenklassen richtet sich nach ihrer Einatembarkeit, was Abbildung 2.1 verdeutlicht. Partikel mit einem Durchmesser von  $> 10 \mu m$  werden, falls sie überhaupt eingeatmet werden können, in der Nase beziehungsweise in den oberen Atemwegen aus dem Luftstrom herausgefiltert. Kleinere Partikel, deren Größe zwischen  $10 \mu m$  und einer minimalen Größe von  $> 2,5 \mu m$  liegt, werden in der Luftröhre und den großen Bronchien abgeschieden. Partikel, deren Größe  $< 2,5 \mu m$  beträgt, können bis in die kleinen Bronchien und die Lungenbläschen gelangen. Besitzen die Partikel einen noch kleineren Durchmesser als  $< 100 nm$ , ist es ihnen möglich, die Alveolarmembran zu durchdringen und über das Bindegewebe in die Blutgefäße zu gelangen [29].

Dementsprechend werden Partikel nach ihrer Größe in die folgenden Klassen eingeteilt [71] :

- grobe Partikel: Partikel mit einem Durchmesser zwischen  $2,5 \mu m$  und  $10 \mu m$
- feine Partikel: Partikel mit einem Durchmesser kleiner  $2,5 \mu m$
- ultrafeine Partikel (Nanopartikel): Partikel mit einem Durchmesser kleiner  $0,1 \mu m$

Messtechnisch wird häufig das Abscheideverhalten von Partikelsammlern zur Unterteilung von Aerosolen herangezogen.

- PM<sub>2,5</sub>: Partikel, die einen gröbselektierenden Lufteinlass gemäß EN 14907 passieren, der für einen Durchmesser von  $2,5 \mu m$  eine Abscheidewirksamkeit von 50% aufweist.

- PM10: Partikel, die einen gröbenselektierenden Lufteinlass gemäß EN 12341 passieren, der für einen Durchmesser von  $10\ \mu\text{m}$  eine Abscheidewirksamkeit von 50% aufweist.

Man unterscheidet generell zwischen primären Partikeln, die direkt aus natürlichen oder anthropogenen Quellen emittiert werden und den aus anorganischen Spurengasen oder gasförmigen organischen Substanzen gebildeten sekundären Partikeln.

Bestehen die Partikel eines Aerosols aus organischem Material wie Mikroorganismen (Viren, Bakterien, Pilze, Sporen, Pollen) oder dem Abrieb von Pflanzen, werden sie als Bioaerosol bezeichnet.

Die Emissionen aus landwirtschaftlichen Anlagen bestehen zu einem großen Anteil aus Bioaerosolen. Dabei wird zwischen belebten und unbelebten Bestandteilen unterschieden. Der belebte Anteil besteht vornehmlich aus Bakterien und Pilzen. Der unbelebte Anteil setzt sich aus vermehrungsfähigen Mikroorganismen sowie deren Bruchstücke (Endotoxine) und Stallstaub biologischen Ursprungs zusammen [37].

Aerosole werden häufig nach der Größe der konstituierenden Partikel sowie deren chemischer Zusammensetzung eingeteilt. Ein Aerosol, dessen Partikel sowohl die gleiche Stofflichkeit als auch die gleiche Größe besitzt, ist monodispers. Ein polydisperses Aerosol hingegen umfasst Partikel verschiedener Größe. Handelt es sich nicht um sphärische Partikel, so ist die Partikelgröße beziehungsweise der Partikeldurchmesser eine nicht eindeutig definierte Größe. Durch die Einführung des Äquivalentdurchmessers ist es jedoch möglich, willkürlich geformte Partikel unterschiedlicher Größe miteinander zu verglei-

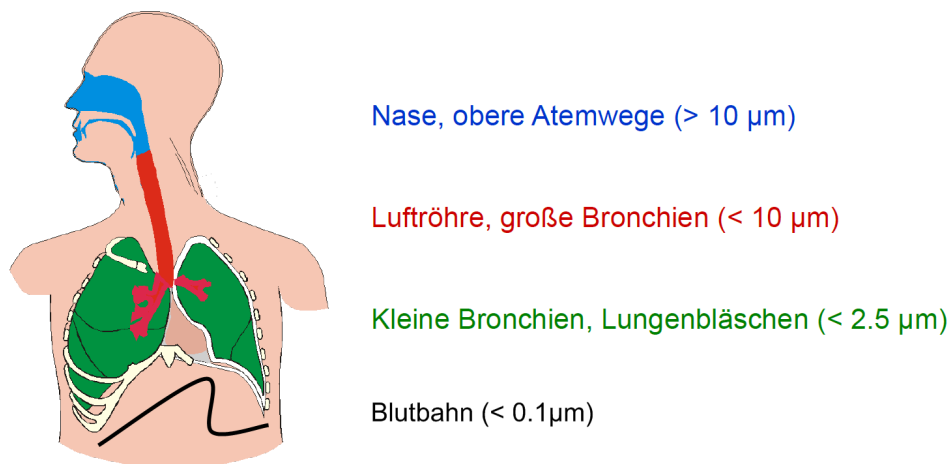


Abbildung 2.1.: Abscheideverhalten der Lunge bezüglich der Größe von Aerosolpartikeln [49]

chen.

Es gibt eine Vielzahl von definierten Äquivalentdurchmessern sowie eine Fülle von unterschiedlichen Messverfahren, um die Konzentration eines Aerosols, die Größe eines Partikels oder die chemische Zusammensetzung eines Aerosols zu bestimmen. Die folgende Darstellung beschränkt sich deshalb auf die wichtigsten Definitionen und Verfahren.

## 2.1. Partikeldurchmesser

Die Partikelgröße ist ein wichtiger Parameter, um das Verhalten eines Aerosols zu charakterisieren. Alle Eigenschaften eines Aerosols sind maßgeblich von dieser Größe abhängig [42]. Der Durchmesser wird häufig verwendet, um zu einer Aussage über die Größe eines Partikels zu gelangen. Gerade hinsichtlich unregelmäßiger Partikelformen ist der Durchmesser jedoch nicht offensichtlich definiert. Abhängig von der angewandten Messmethode kann sowohl die Orientierung des Partikels als auch seine physikalischen und chemischen Eigenschaften den gemessenen Partikeldurchmesser beeinflussen. Durch die Einführung von Äquivalentdurchmessern wird das Verhalten von unregelmäßig geformten Partikeln mit geometrischen Partikeln, welche eindeutig definierte Eigenschaften besitzen, verglichen.

Einer der wichtigsten Äquivalentdurchmesser ist der Volumendurchmesser  $d_e$ , der sich definiert als der Durchmesser einer Kugel, die das gleiche Volumen besitzt wie der zu beschreibende Partikel. Der Vorteil dieses Ansatzes liegt in der Unabhängigkeit des definierten Durchmessers von der Orientierung des Partikels [56].

Der Volumendurchmesser berücksichtigt jedoch nicht die Form und somit das aerodynamische Verhalten eines Partikels. Ein unregelmäßig geformter Partikel sinkt in einer ruhenden Luftsäule im Allgemeinen unter dem Einfluss der Gravitation und den Reibungskräften langsamer als eine Kugel mit gleichem Volumendurchmesser und gleicher Dichte. Die Partikelform beeinflusst den Luftwiderstand des Partikels und somit auch dessen Sedimentationsgeschwindigkeit  $v_s$ .

Um diesen Einfluss zu berücksichtigen wird der dynamische Formfaktor  $\chi$  definiert. Dieser beschreibt das Verhältnis der Reibungskraft<sup>1</sup> eines unregelmäßig geformten Partikels zu der Reibungskraft einer Kugel, die das gleiche Volumen sowie die gleiche Geschwindigkeit besitzt wie der unregelmäßig geformte Partikel [42]:

$$\chi = \frac{F_D}{3\pi\eta v d_e} \quad (2.1)$$

---

<sup>1</sup>Reibungskraft nach Stokes

Hierbei bezeichnet  $F_D$  die Reibungskraft des unregelmäßig geformten Partikels,  $v$  dessen Geschwindigkeit,  $\eta$  die Viskosität des Mediums und  $d_e$  den Volumendurchmesser.

Auf Basis des dynamischen Formfaktors lässt sich der Stokes-Durchmesser  $d_S$  definieren, der das Sinkverhalten eines unregelmäßigen Partikels mit dem einer Kugel vergleicht. Der Durchmesser des Partikels ist dementsprechend definiert als der Durchmesser einer Kugel, die die gleiche Sinkgeschwindigkeit besitzt wie der unregelmäßig geformte Partikel [42].

Sowohl die Definition des Volumendurchmessers als auch die des Stokes-Durchmessers setzen stillschweigend voraus, dass die Kugel und der unregelmäßig geformte Partikel die gleiche Dichte aufweisen. Wird von der Dichte gesprochen, so bezieht sich diese immer auf einen einzelnen Partikel, während die Dichte des Aerosols durch dessen Konzentration beschrieben wird.

Im Allgemeinen ist die Dichte eines Partikels nicht bekannt. Aus diesem Grunde findet in der Aerosolphysik häufig der aerodynamische Durchmesser Anwendung. Der aerodynamische Durchmesser vergleicht das Sedimentationsverhalten eines unregelmäßig geformten Partikels beliebiger Dichte mit dem einer Kugel der Einheitsdichte  $1000 \text{ kg/m}^3$ . Sind die Sedimentationsgeschwindigkeiten beider Körper gleich groß, ist der aerodynamische Durchmesser definiert als der Durchmesser der entsprechenden Kugel mit Einheitsdichte [42].

Gemäß Abbildung 2.1 genügt beim aerodynamischen Durchmesser die Angabe eines Wertes, nämlich eben dieses. Wird der Stokes-Durchmesser zur Beschreibung des Partikels herangezogen, muss sowohl die Dichte des Partikels als auch der Stokes-Durchmesser angegeben werden. Bei der Verwendung des Volumendurchmessers sind sogar drei Angaben notwendig: der dynamische Formfaktor, die Dichte und der Volumendurchmesser des unregelmäßig geformten Partikels.

Neben dem aerodynamischen Durchmesser existieren weitere Äquivalentdurchmesser, die die Größe eines Aerosolpartikels beschreiben. Häufig sind diese von der Messmethodik abhängig. Bedeutsam ist vor allem der durch das Verfahren der Streulichtmessung definierte Streulichtdurchmesser. Dieser ist abhängig von der Partikelform<sup>2</sup> und von der chemischen Zusammensetzung des Partikels. Aus diesem Grund bezieht sich der Streulichtdurchmesser auf Referenzpartikel, mit denen das Gerät kalibriert wurde [25]. Zur Kalibrierung werden häufig kugelförmige Partikel aus Polystyrollatex mit einem Brechungsindex von 1,59 verwendet. Wird zum Beispiel mit diesem Gerät ein Wassertropfen (Brechungsindex 1,33) gemessen, dann besitzt ein ebenfalls kugelförmiger Tropfen aus Wasser mit einem geometrischen Durchmesser von  $1,584 \mu\text{m}$  den gleichen Streulichtdurchmesser wie ein Partikel aus Polystyrollatex mit einem geo-

---

<sup>2</sup>und damit von dessen Orientierung

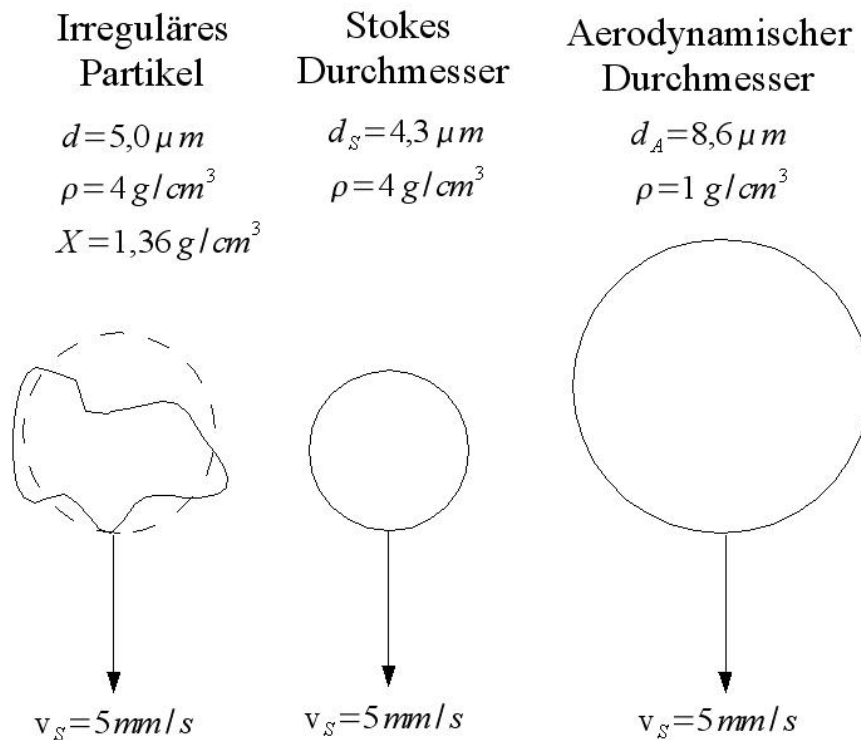


Abbildung 2.2.: Verschiedene Äquivalentdurchmesser für ein irregulär geformtes Partikel

metrischen Durchmesser von  $1 \mu m$  [25]. Dieses Beispiel verdeutlicht die Problematik vieler Äquivalentdurchmesser, die über ein Messverfahren definiert sind und häufig Abhängigkeiten von spezifischen Partikeleigenschaften aufweisen.

## 2.2. Partikelgrößenverteilungen

Ein polydisperses Aerosol setzt sich zusammen aus einzelnen Partikeln, die sich in ihrer Größe und Form unterscheiden. Häufig umfasst die Spannweite der Partikeldurchmesser zwei oder mehr Größenordnungen. Bedingt durch die große Bandbreite unterschiedlicher Partikeldurchmesser und der Tatsache, dass die physikalischen Eigenschaften eines Aerosols sehr stark von diesem Parameter abhängig sind, ist es notwendig, die Partikelgröße durch eine statistische Verteilung zu beschreiben [42].

Werden Aerosolpartikel hinsichtlich ihres Äquivalentdurchmessers klassifiziert und deren

Anzahl gegen den mittleren Äquivalentdurchmesser der entsprechenden Größenklasse aufgetragen, spricht man von einer Partikelgrößenverteilung. Es wird häufig beobachtet, dass Partikelgrößenverteilungen natürlicher Aerosole eine scheinbare geometrische Symmetrie gegenüber einer mittleren Partikelgröße aufweisen. Diese Symmetrie lässt sich dadurch begründen, dass die Verweilzeit in einem Aerosol sowohl von kleineren Partikeln (Diffusion) als auch von größeren Partikeln (Sedimentation) geringer ist als von Partikeln mit einer intermediären Größe von ungefähr  $0,3 \mu m$  [83], bezogen auf das Medium Luft bei Standardbedingungen. Die Normalverteilung lässt sich jedoch zur Beschreibung der Partikelgrößenverteilung eines Aerosols nicht anwenden, da die meisten Verteilungen nicht vollständig symmetrisch sind, sondern eine Asymmetrie im Bereich ansteigender Partikelgrößen aufweisen. Ein weiteres Problem besteht in der hohen Bandbreite der unterschiedlichen Partikelgrößen. Eine entsprechende Normalverteilung müsste zur Beschreibung der gesamten Partikelgrößenverteilung negative Partikeldurchmesser umfassen. Dies ist jedoch physikalisch ausgeschlossen [42].

Um die Partikelgrößenverteilung von polydispersen Aerosolen zu beschreiben, wird auf die logarithmische Normalverteilungsfunktion zurückgegriffen [75]. Diese lässt sich durch folgende Funktion beschreiben:

$$n(d_P) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot d_P \cdot \ln \sigma_g} \cdot \exp \left[ -\frac{(\ln d_P - \ln d_g)^2}{2 \cdot (\ln \sigma_g)^2} \right] \quad (2.2)$$

Dabei bezeichnet  $d_P$  den entsprechenden Äquivalentdurchmesser,  $d_g$  das geometrische Mittel des Äquivalentdurchmessers der Partikelverteilung und  $\sigma_g$  die geometrische Standardabweichung der Normalverteilung, die durch Bildung des natürlicher Logarithmus in die Verteilung eingeht.

Sei  $n_i$  die Anzahl an Partikeln mit dem Äquivalentdurchmesser  $(d_P)_i$  und  $N$  die Gesamtanzahl der Partikel, dann gilt:

$$\ln \sigma_g = \sqrt{\frac{\sum n_i (\ln (d_P)_i - \ln d_g)^2}{N - 1}} \quad (2.3)$$

Das Maximum der Verteilung, also der am häufigsten auftretende Äquivalentdurchmesser des Aerosols, ist gegeben durch:

$$d(n_{max}) = \exp(\ln d_g - (\ln \sigma_g)^2) \quad (2.4)$$



## 2.3. Partikelmesstechnik

Es gibt eine Vielzahl von Messanordnungen, um die Konzentration eines Aerosols zu messen. Jedoch sind nur wenige Verfahren verfügbar, die sowohl die Partikelgröße als auch die Partikelanzahl zeitaufgelöst bestimmen können. Entsprechende Messgeräte nutzen zumeist die Lichtstreuung an einem Partikel oder die aerodynamischen Eigenschaften eines Partikels. Der ermittelte Äquivalentdurchmesser richtet sich dementsprechend nach dem Messverfahren.

### Optische Partikelzähler

Im Gegensatz zu herkömmlichen Rauchmeldern, deren Messprinzip auf der Extinktion eines Lichtstrahls bedingt durch ein Partikelkollektiv (Rauch) beruht, wird bei der Streulichtmessung das an einzelnen Partikeln gestreute Licht fotometrisch erfasst. Je nachdem, unter welchem Winkel das Streulicht bezüglich des einfallenden Lichtbündels nachgewiesen wird, unterscheidet man zwischen Vorwärtsstreuung, 90°-Streuung und Rückwärtsstreuung [75]. Die derzeit verfügbaren Streulichtspektrometer sind in der Lage, Partikel mit einem Durchmesser von 40 nm bis zu 1 mm zu vermessen [44].

Optische Partikelzähler, im Folgenden mit OPC („Optical Particle Counter“) abgekürzt, verwenden in den meisten Fällen einen Laserstrahl als Lichtquelle. Vereinzelt wird der zu untersuchende Partikel auch mit weißem Licht beleuchtet. Als Empfänger, zum Nachweis des Streulichtes, dienen Photodioden. Das von einem Partikel gestreute Licht ist in einem weiten Bereich proportional zum Partikeldurchmesser [44], so dass die Anzahl der Streulichtimpulse zum Zählen der Partikelanzahl und die Streulichtintensität zur Bestimmung der Partikelgröße herangezogen werden können. Ein genauer Zusammenhang zwischen dem einfallenden Licht und dessen am Partikel gestreuten Anteil wird durch die Mie-Streutheorie beschrieben. Leicht zu handhabende Näherungen sind für den Fall gegeben, dass der Durchmesser  $d$  des Partikels klein ist gegenüber der Wellenlänge  $\lambda$  (Rayleigh-Streuung) sowie für  $d \gg \lambda$  (geometrische Optik).

Gerade im interessanten Größenbereich von 0,1  $\mu\text{m}$  bis 10  $\mu\text{m}$  müssen jedoch die Lösungen der Mie-Streutheorie herangezogen werden [66]. Die Streufunktionen werden im Allgemeinen dargestellt durch die beiden von der Polarisation abhängigen Winkelintensitätsfunktionen  $i_{\perp}(\theta, m, \alpha)$  und  $i_{\parallel}(\theta, m, \alpha)$ . Neben dem Streuwinkel  $\theta$  sind die beiden Winkelintensitätsfunktionen vor allem vom Brechungsindex und dem Durchmesser des Partikels sowie von der Wellenlänge des einfallenden Lichtes abhängig.

Abbildung 2.3 zeigt exemplarisch die experimentell ermittelte Abhängigkeit des partiellen Streuquerschnitts von der Partikelgröße eines Grimm-Aerosolspektrometers. Die einzelnen Bereiche der Rayleigh-Streuung (0,1  $\mu\text{m}$  bis ca. 0,8  $\mu\text{m}$ ), der Mie-Streuung

( $0,8 \mu\text{m}$  bis ca.  $5 \mu\text{m}$ ) und der Streuung im Bereich der geometrischen Optik ( $> 5 \mu\text{m}$ ) lassen sich anhand des Kurvenverlaufes gut erkennen [70].

Der bereits in Kapitel 2.1 diskutierte Fehler in der Bestimmung des Streulichtdurch-

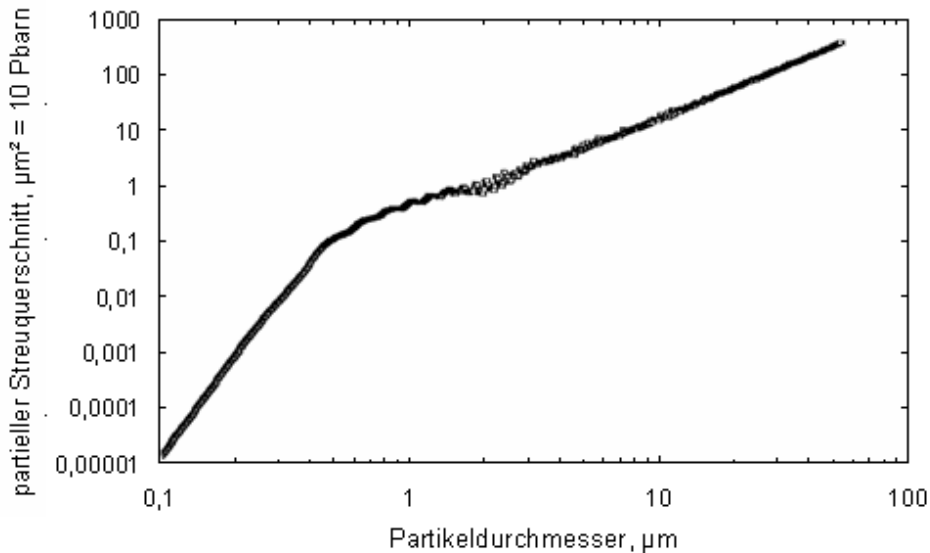
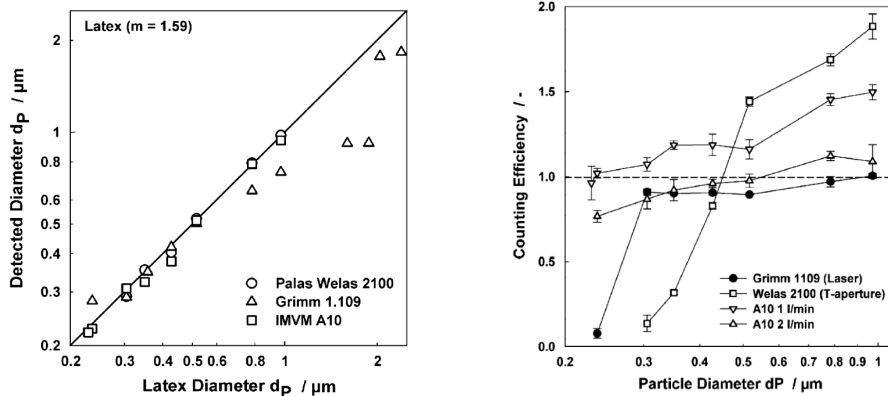


Abbildung 2.3.: Partieller Streuquerschnitt des Grimm-Aerosolspektrometers in Abhängigkeit des Partikeldurchmessers [70]

messers wird vornehmlich durch die Abhängigkeit der Streulichtintensität von den meist unbekanntem Brechungsindizes verursacht. Zusätzliche Probleme bereitet die Tatsache, dass sich die Winkelintensitätsfunktionen für nicht sphärische Körper nur sehr aufwändig nähern lassen. Abbildung 2.4 zeigt den Vergleich von drei OPCs. Der von dem jeweiligen Messgerät gemessene Durchmesser von sphärischen Polystyrolatex ist in Abhängigkeit des realen Partikeldurchmessers in Abbildung 2.4(a) dargestellt. Abbildung 2.4(b) gibt die Abhängigkeit der von dem Messgerät ermittelten Partikelanzahl vom Durchmesser der Partikel wieder [39]. Obwohl es sich um sphärische Partikel mit einem einheitlichen Brechungsindex handelt, zeigen die verschiedenen Messgeräte sowohl in der Zähleffizienz als auch in der Partikelgrößenbestimmung Abweichungen. Vor allem das Messgerät 1.108 der Firma Grimm Aerosol Technik GmbH & Co. KG weist bei der Bestimmung des Partikeldurchmessers einen Messfehler von über 100% auf. Die Zähleffizienz dieses Gerätes liegt in einem Größenbereich von  $0,3 \mu\text{m}$  bis  $1 \mu\text{m}$  hingegen zwischen 90% – 100%, während die anderen beiden Messgeräte in diesem Bereich eine deutlich größere Schwan-



(a) Abweichungen bei der Partikelgrößenbestimmung (b) Abweichungen bei der Partikelanzahlbestimmung

Abbildung 2.4.: Vergleich dreier OPCs bezüglich der Messergebnisse von Polystyrolatex Partikeln [39]

kungsbreite aufweisen.

Obwohl die Messergebnisse von optischen Partikelzählern bereits bei sphärischen Partikeln mit bekanntem Brechungsindex Schwankungen unterworfen sind, finden diese Geräte häufig Anwendung [44]. Ihr Messbereich umfasst häufig mehrere Größenordnungen und lässt sich durch eine vorgeschaltete Partikelkondensationseinheit bis in den unteren Nanometerbereich erweitern. Dazu werden die Aerosolpartikel zunächst durch eine mit Butanol gesättigte Kondensationskammer geleitet, in der sie definiert an Größe zunehmen. Die Detektion der gewachsenen ultrafeinen Partikel kann dann abschließend durch einen optischen Partikelzähler erfolgen [21].

Bei der Anwendung von Streulichtpartikelzählern ist zu beachten, dass sich der gemessene Streulichtdurchmesser nicht ohne Weiteres mit einem anderen Äquivalentdurchmesser vergleichen lässt. Erst wenn die Anzahl der gemessenen Partikel groß genug ist und keine systematischen Fehler vorliegen, können sich Unterschiede statistisch ausgleichen. Sowohl die Orientierung, die Form als auch die chemische Zusammensetzung der einzelnen Partikel in einem polydispersen Aerosole sind Schwankungen unterworfen. Ist die Anzahl der mit dem Streulichtspektrometer vermessen unterschiedlichen Partikel jedoch hinreichend groß, können sich diese Unterschiede statistisch ausgleichen, so dass die gemessenen Mittelwerte mit anderen Messverfahren verglichen werden können.

### **Aerodynamische Partikelzähler**

Um den aerodynamischen Äquivalentdurchmesser sowie die Partikelanzahl zeitlich aufgelöst messen zu können, wird häufig die Flugzeit-Methode angewendet. Aerosolpartikel werden in einem fokussierenden Luftstrahl innerhalb einer Düse stark beschleunigt, um kurz darauf zwei parallele Laserstrahlen zu passieren. Partikel, deren Durchmesser kleiner als  $0,3 \mu\text{m}$  sind, werden annähernd auf die gleiche Geschwindigkeit wie der Luftstrahl beschleunigt. Partikel mit einem größeren aerodynamischen Durchmesser weisen geringere Geschwindigkeiten auf [75]. Passiert ein Partikel beide Laserstrahlen, entstehen zwei kurze Streulichtimpulse, deren zeitlicher Abstand proportional zu seinem aerodynamischen Verhalten ist. Mit einer geeigneten Kalibrierung kann auf diese Weise der aerodynamische Durchmesser von Partikeln sowie deren Anzahl bestimmt werden. Die Kalibrierung bezieht sich dabei immer auf Aerosolpartikel, die in dem Medium Luft bei Standardbedingungen gelöst sind.

Weil die zu Grunde gelegte Stokesreibung bei hohen Partikelgeschwindigkeiten keine Gültigkeit mehr besitzt, ist die Messgenauigkeit dieses Verfahrens begrenzt. Im Gegensatz zu dem im Kapitel 2.1 definierten aerodynamischen Durchmesser tritt bei hohen Geschwindigkeiten eine Dichteabhängigkeit auf. Zwei Partikel mit dem gleichen aerodynamischen Durchmesser und dem gleichen Sedimentationsverhalten im Bereich der Stokesreibung weisen bei hohen Geschwindigkeiten unterschiedliche Flugzeiten auf. Dementsprechend benötigen Partikel mit einer höheren Dichte eine längere Zeitspanne als vergleichbare Partikel geringerer Dichte, um die beiden Laserstrahlen zu passieren. Das Messergebnis zeigt folglich eine unerwünschte Abhängigkeit von der Partikeldichte auf. Zur Kalibrierung der Geräte werden häufig Partikel nahe der Einheitsdichte von  $1000 \text{ kg/m}^3$  verwendet. Ist die Dichte der zu untersuchenden Partikel größer, wird ihr aerodynamischer Durchmesser überschätzt [75].

Handelt es sich um nicht sphärische Partikel, so kehrt sich der Effekt um. Diese Partikel besitzen einen größeren als den auf Basis der Stokesreibung berechneten Luftwiderstand. Dies führt zu einer stärkeren Beschleunigung im Luftstrahl. Folglich passieren die Partikel die beiden Laserstrahlen in einem kürzeren Zeitraum, so dass ihr aerodynamischer Durchmesser als zu gering ermittelt wird. Für nicht sphärische Partikel mit einem Achsenverhältnis von  $2 : 1$  kann der Fehler der Messung des aerodynamischen Durchmessers bis zu einem Faktor zwei betragen [75]. Flüssige Aerosoltröpfchen werden durch den Luftstrom abgeflacht; ihr Luftwiderstand erhöht sich.

Abbildung 2.5 zeigt ein Messergebnis für flüssige Aerosoltröpfchen. Der aerodynamische Durchmesser der Tröpfchen wird verglichen mit dem aerodynamischen Durchmesser der nicht verformten Tröpfchen und von dem Messgerät als geringer eingestuft [20]. Abbildung 2.6 zeigt vergleichend die Partikelverteilungsfunktion eines Aerosols, jeweils

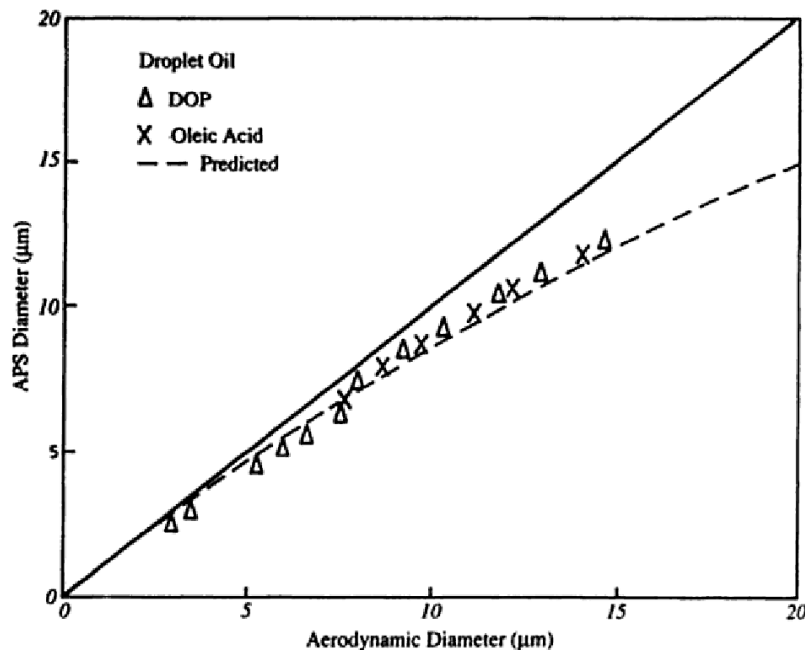


Abbildung 2.5.: Messergebnis eines TSI-APS, aufgetragen gegen den aerodynamischen Durchmesser der untersuchten Flüssigkeitströpfchen. Die gestrichelte Linie berücksichtigt die (theoretische) Verformung der Tröpfchen durch die hohen Strömungsgeschwindigkeiten im Messgerät [20]

gemessen mit einem Weißlicht-OPC, einem Laser-OPC und einem aerodynamischen Partikelzähler (APS).

In einem Partikelgrößenbereich von  $1 \mu\text{m}$  bis zu  $5 \mu\text{m}$  weisen der Laser-OPC und der APS vergleichbare, jedoch konstant gegeneinander verschobene Messergebnisse auf. Die Steigung der Messkurve des OPC weicht in diesem Bereich deutlich von den Steigungen der Messkurven der beiden anderen Messgeräte ab. In einem Größenbereich kleiner als  $1 \mu\text{m}$  treten die beiden zuvor genannten Probleme im Randbereich der Berechnung der Streuintensität sowie der Stokesreibung auf. Bei dem Laser-OPC wird in diesem Größenbereich der Partikel die Intensität des an ihnen gestreuten Lichtes durch die Mie-Streuung beschrieben. Die zuvor bei größeren Partikel getroffenen Näherungen sind nicht mehr gültig. Kleine Partikel besitzen bei der Messmethode des APCs in der Messkammer große Geschwindigkeiten. Zum einen beschreibt die Stokesreibung bei hohen Partikel-

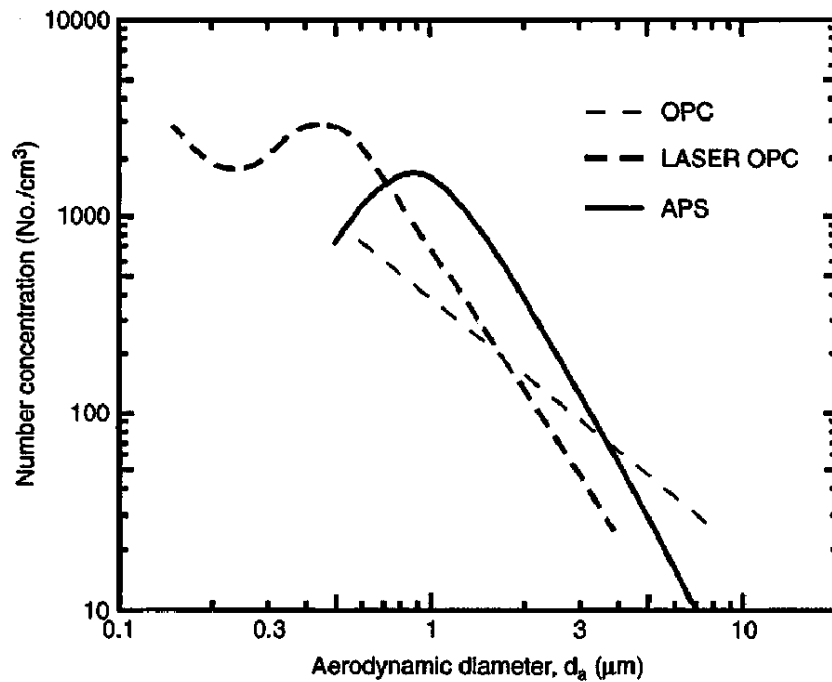


Abbildung 2.6.: Partikelverteilungsfunktion eines Aerosols, gemessen mit einem optischen Weißlicht-Partikelzähler (OPC) einem optischen Laser-Partikelzähler (LASER-OPC) und einem aerodynamischen Partikelzähler (APS) [8]

geschwindigkeiten die Reibungseffekte nur noch unzulänglich, zum anderen erfolgt die größenspezifische Trennung der Partikel durch den Luftstrahl nur noch bedingt, da kleine Partikel annähernd die gleiche Geschwindigkeit besitzen wie der Luftstrahl. Dementsprechend weichen die gemessenen Kurven im Bereich kleiner Partikelgrößen deutlich voneinander ab.

## 2.4. Mikroskopische Bildgebung

Eine robuste und zugleich effektive Methode zur Beobachtung von Mikrostrukturen ist die Lichtmikroskopie. Sie ist geeignet, um feste Partikel, deren Äquivalentdurchmesser in einem Bereich von 0,3  $\mu\text{m}$  bis 20  $\mu\text{m}$  liegen, zu zählen und zu vermessen [42]. Optische

Systeme zur Untersuchung kleiner Strukturen entsprechen meistens dem Aufbau eines klassischen Lichtmikroskopes, bestehend aus Objektiv und Okular.

Neben der Güte der optischen Bauelemente ist vor allem die Beleuchtung für eine detailgetreue Abbildung des Untersuchungsgegenstandes verantwortlich. Dabei wird zwischen den verschiedenen Richtungen unterschieden, aus denen die zu untersuchende Probe beleuchtet wird. Erfolgt die Beleuchtung von oben, aus Richtung des Betrachters, wird vom Auflichtverfahren gesprochen; erfolgt die Beleuchtung von unten, von der dem Objektiv abgewandten Seite, handelt es sich um das Durchlichtverfahren.

Bei hohen Vergrößerungen ist eine feine Justierung des Objektivs unumgänglich, um eine scharfe Abbildung der Partikel zu erhalten. Dies erfordert einen Versuchsaufbau, der sich durch seine hohe mechanische Stabilität auszeichnet. Obwohl Vergrößerungen bis zu einem Faktor 2500 mit Standardobjektiven und Okularen erreicht werden können, ist die Größe des kleinsten beobachtbaren Partikels nicht durch die Vergrößerung, sondern durch die Begrenzung der Auflösung gegeben. Die Begrenzung der Auflösung beschreibt das kleinste auflösbare Detail, das im vergrößerten Bild beobachtet werden kann. Eine weitere Vergrößerung des Bildes verursacht ausschließlich ein größeres Bild, führt aber nicht zu einer besseren Detailgenauigkeit. Die Auflösung wird maßgeblich durch die Wellenlänge des Lichts sowie durch die Charakteristik des Objektivs begrenzt. Ein Maß zur Beschreibung des Auflösungsvermögens ist die Numerische Aperatur ( $NA$ ), die definiert ist als [42]:

$$NA = m \cdot \sin(\theta/2) \quad (2.5)$$

In der Gleichung 2.5 bezeichnet  $m$  den Brechungsindex des Mediums zwischen dem Objektiv und dem zu beobachtenden Partikel,  $\theta$  beschreibt den Öffnungswinkel des Objektivs. Durch die kreisförmige Begrenzung des Strahlenganges kommt es zu Beugungserscheinungen, die das Auflösungsvermögen des Objektivs begrenzen. Mathematisch wird die Beugung an einer kreisförmigen Blende durch eine Besselfunktion beschrieben. Die Lösung zeigt, dass etwa 85% der Gesamtintensität innerhalb des ersten Beugungsminimums liegt [88]. Die Lage des ersten Minimums und damit die obere Grenze der Auflösung  $d_{min}$  für Licht mit der Wellenlänge  $\lambda$  lässt sich abschätzen durch [42]:

$$d_{min} = \frac{1,22 \cdot \lambda}{2(NA)} \quad (2.6)$$

Wird eine Kamera zur Digitalisierung der mikroskopischen Abbildung verwendet, sollte deren Auflösungsvermögen nicht höher sein als das des optischen Systems. Andernfalls werden mehrere Pixel der Kamera zu einem Bildpunkt zusammengefasst. Es entsteht zwar ein größeres Bild, das aber keine weiteren Bildinformationen enthält. Gerade bei hohen Vergrößerungen begrenzt das optische System die Bildinformation auf drei bis

fünf Megapixel [69].

Um fluoreszierende Partikel mit einem Mikroskop untersuchen zu können, wird der klassische Aufbau des Mikroskops erweitert. Dazu wird Licht zur Anregung der Fluoreszenz zwischen Objektiv und Okular in den Strahlengang eingekoppelt. Auf diese Weise wird die Probe von oben durch das Objektiv hindurch beleuchtet. Stimmt die Wellenlänge des anregenden Lichtes mit der Absorptionswellenlänge der zu untersuchenden Probe überein, wird von dieser Fluoreszenzlicht emittiert. Die von der Probe emittierten Photonen besitzen eine niedrige Energie und damit eine größere Wellenlänge, als die zuvor absorbierten Photonen. Der Unterschied zwischen dem Absorptions- und Fluoreszenz-emissionsspektrum wird Stokes-Verschiebung genannt [23].

Das emittierte Fluoreszenzlicht wird, wie bei der klassischen mikroskopischen Bildentstehung üblich, mit dem Objektiv in eine Zwischenbildebene abgebildet und kann durch das Okular hindurch betrachtet werden. Abbildung 2.7 zeigt beispielhaft den Aufbau und den Strahlengang eines Fluoreszenzlichtmikroskopes. Häufig überlagert sich jedoch das gestreute beziehungsweise reflektierte anregende Licht mit dem von der Probe ausgesandten Fluoreszenzlicht. Mit Hilfe eines Filters, der zwischen dem Strahlteiler und dem Okular positioniert wird, ist es möglich, den Anteil des gestreuten Lichtes zu reduzieren, so dass maßgeblich der Fluoreszenzlichtanteil zur Bildentstehung beiträgt.

## 2.5. Mikroskopische Partikeldurchmesser

Der Durchmesser eines mit einem Lichtmikroskop vermessen Partikels wird anhand der zweidimensionalen Projektion oder der Kontur des Partikels festgelegt. Für sphärische Partikel entspricht dies trivialerweise dem Durchmesser seines mikroskopischen Bildes. Ist der Partikel jedoch unregelmäßig geformt, müssen entsprechende Äquivalentdurchmesser gefunden werden, die in Abbildung 2.8 vorgestellt sind. Der Martin-Durchmesser ist definiert als die Länge einer Linie, parallel zu einer Basislinie, die die Projektionsfläche eines Partikels in zwei gleiche Teile teilt. Dieser Durchmesser wird häufig als statistischer Durchmesser bezeichnet, weil sein Wert von der Partikelorientierung abhängig ist [42]. Ein weiterer „statistischer“ Durchmesser ist der Feret-Durchmesser. Er wird berechnet aus der Distanz zwischen dem äußersten rechten und dem äußersten linken Bildpunkt einer Partikelprojektionsfläche, lotrecht zu einer Basislinie.

In der Aerosolmesstechnik ist der Projektionsdurchmesser  $d_{PA}$  weit verbreitet. Er entspricht dem Durchmesser eines vergleichbaren Kreises, der die gleiche Projektionsfläche besitzt, wie die Projektion des zu beschreibenden Partikels. Der Projektionsdurchmesser hat den Vorteil, unabhängig von der Orientierung des zu untersuchenden Partikels zu sein [42]. Im Hinblick auf die digitale Bildverarbeitung kann der Projektionsdurchmesser



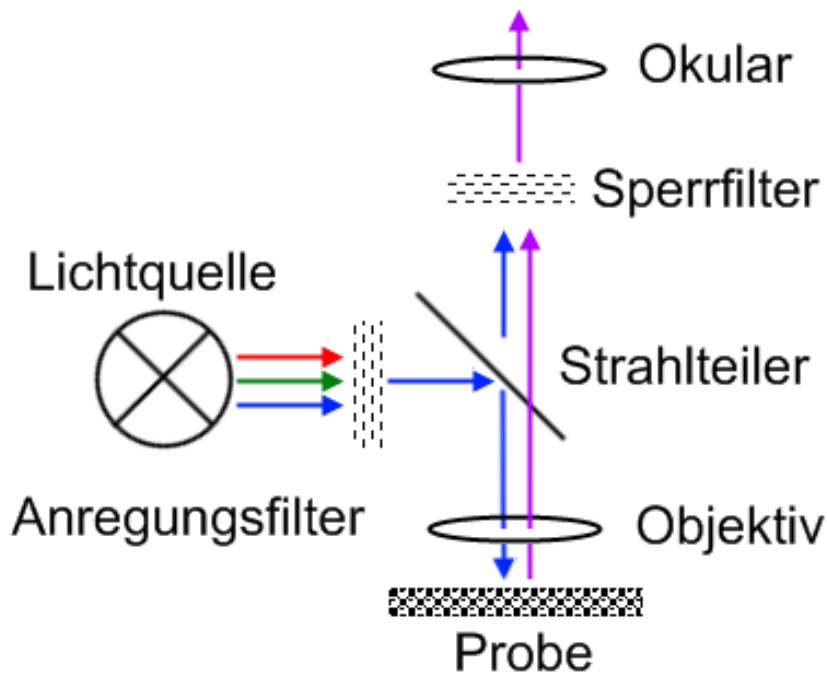


Abbildung 2.7.: Schemazeichnung eines Fluoreszenzlichtmikroskops

mit einfachen Mitteln bestimmt werden.

Die Äquivalentpixelfläche bezeichnet die Fläche des zu untersuchenden Objektes, die von einem Pixel der Kamera repräsentiert wird. Ist diese vom optischen System abhängige Größe bekannt, ergibt sich die Projektionsfläche aus dem Produkt der Pixeläquivalentfläche multipliziert mit der Anzahl der Bildpunkte, die die Partikelprojektion darstellen. Aus der so bestimmten Partikelprojektionsfläche wird im nächsten Schritt der entsprechende Äquivalentdurchmesser berechnet.

Häufig ist nicht die Geometrie eines Partikels, sondern dessen Verhalten von Interesse. Der Volumendurchmesser  $d_e$ , der zusammen mit dem dynamischen Formfaktor eine Aussage bezüglich des aerodynamischen Verhaltens eines Partikels erlaubt, ist hierbei eine sehr hilfreiche Größe. Der Volumenformfaktor  $\alpha_v$  stellt eine Beziehung zwischen dem Projektionsdurchmesser eines Partikels und seinem Volumen  $v_P$  her [42]:

$$\alpha_v = \frac{v_P}{d_{PA}^3} \quad (2.7)$$

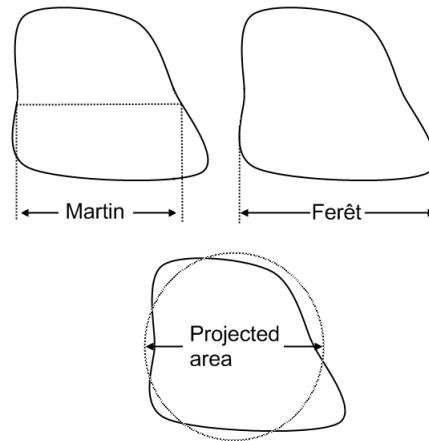


Abbildung 2.8.: Verschiedene Äquivalentdurchmesser für mikroskopisch untersuchte Partikel

Für eine Kugel nimmt der Volumenformfaktor seinen Maximalwert von  $\alpha_v = \pi/6$  an. Handelt es sich um geometrisch geformte Partikel, lässt sich  $\alpha_v$  berechnen. Für alle anderen Partikelformen muss der Wert experimentell bestimmt werden<sup>3</sup>. Der äquivalente Volumendurchmesser  $d_e$  ist entsprechend definiert als [42]:

$$d_e = d_{PA} \left( \frac{6\alpha_v}{\pi} \right)^{1/3} \quad (2.8)$$

Tabelle 2.1 zeigt den Volumenformfaktor für geometrische Partikelformen sowie für Mineralstäube [42]. Außer für Fasern und Plättchen unterscheiden sich die beiden Durchmesser  $d_e$  und  $d_{PA}$  nicht mehr als um einen Faktor zwei. Das Verhältnis vom aerodynamischen Durchmesser zum Projektionsdurchmesser eines Partikels  $d_a/d_{PA}$  ist ebenfalls in Tabelle 2.1 angegeben. Dieser Wert berücksichtigt sowohl den Volumenformfaktor, den dynamischen Formfaktor als auch die Dichte eines Partikels und erlaubt einen direkten Rückschluss vom mikroskopisch gemessenen Projektionsdurchmesser auf das aerodynamische Verhalten eines Partikels [42].

---

<sup>3</sup>Für eine Kugel entspricht der Volumen- dem Projektionsdurchmesser. Mit  $\alpha_v = \pi/6$  ergibt sich aus Gleichung 2.8:  $d_e = d_{PA} \left( \frac{6 \cdot (\pi/6)}{\pi} \right)^{1/3}$  und dementsprechend  $d_e = d_{PA}$

Tabelle 2.1.: Volumenformfaktor und das Verhältnis  $d_a/d_{PA}$  für geometrische Partikelformen und mineralische Stäube [42]

Partikel	Volumenformfaktor $\alpha_v$	Verhältnis $d_a/d_{PA}$
Kugel	0.52	1
Würfel	0.38	0.89
längliches Sphäroid (Achsenverhältnis=5)	0,33	0,76
Zylinder (Achsenverhältnis=5)	0,30	
<b>Mineralstäube</b>		
Glas		1,08 – 1,34
Quarz	0,21	0,97 – 1,16
Sand	0,26	1
Talkum	0,16	0,75
Kalkstein	0,16	
Kaolin		0,92
Steinkohle	0,16	0,70

## 2.6. Messtechnische Bestimmung des Projektionsdurchmessers bei der digitalen Bildgebung

In Kapitel 2.5 wurde der Projektionsdurchmesser als der Radius eines Kreises definiert, der die gleiche Projektionsfläche besitzt wie der zu beschreibende Partikel. Bei digitaler Bildgebung entspricht die Projektionsfläche der Anzahl der Bildpunkte (Pixel), die das Bild des Partikels repräsentieren, multipliziert mit der Äquivalentfläche eines Pixels.

Die kleinste von der Kamera auflösbare Fläche ist nicht beliebig klein, sondern durch die Größe eines Pixels vorgegeben. Aus diesem Grund stimmt der aus den Pixeldaten abgeleitete Wert nur annähernd mit der Projektionsfläche des Pixels überein. Diese Abweichungen zwischen der aus den digitalen Bilddaten ermittelten Bildfläche und dem Projektionsdurchmesser seines Partikels gilt es im Folgenden abzuschätzen.

Angewandt auf die Analyse von Bildern gibt das Nyquist-Shannon-Abtasttheorem vor, dass das kleinste aufzulösende Detail mit mindestens zwei Pixeln abzutasten ist [30]. Zur Vermessung eines Kreises muss dieser folglich mit vier Bildpunkten abgetastet werden. Das auf dem CCD<sup>4</sup> entstehende Bild entspricht dem eines Quadrates. Um den Fehler bei der Berechnung der Partikelprojektionsflächen und damit von dessen Projektionsdurchmesser  $d_{PA}$  in Abhängigkeit der abtastenden Pixel zu bestimmen, wurde eine Simulation des Problems erstellt. Die Grundlage der Simulation bilden die Gedanken von Archimedes von Syrakus bezüglich der Kreiszahl  $\pi$  [52].

Ausgehend von einer kreisförmigen Projektion wird die Fläche eines Kreises in Streifen zerlegt, deren Breite und Länge ein Vielfaches der Abmessungen eines Pixels entsprechen. Wird der Kreis, entsprechend dem Nyquist-Shannon-Abtasttheorem, durch vier Pixel dargestellt, so macht die Projektionsfläche das Zweifache der Pixelbreite  $P_B$  multipliziert mit dem Zweifachen der Pixelhöhe  $P_H$  aus. Mit steigender Anzahl der die Projektion abbildenden Pixel steigt die Genauigkeit, mit der die Fläche vermessen wird. Iterativ lässt sich nun die Abhängigkeit der Projektionsfläche  $A$  von der Anzahl der abtastenden Pixel  $P_{Anzahl}$  simulieren. Auf diese Weise kann der Fehler bei der digitalen Bestimmung der Projektionsfläche eines Partikels wie folgt abgeschätzt werden:

$$A(P_{Anzahl}) = 4 \cdot \sum_{i=1}^{P_{Anzahl}} \cdot \sqrt{1 - \left[ \frac{1}{P_{Anzahl}} \cdot (i - 1) \right]^2} \quad (2.9)$$

Dabei ist zu beachten, dass die Projektionsfläche  $A_{Projektion}$  ein Vielfaches der Pixelfläche  $P_H \cdot P_B$  betragen muss. Ist dies nicht der Fall, so wird die Fläche  $A_{Projektion}$  entsprechend Gleichung 2.10 aufgerundet.

$$P_H \cdot P_B \cdot n \leq A(P_{Anzahl}) \leq P_H \cdot P_B \cdot (n + 1) = A_{Projektion}(P_{Anzahl}) \quad (2.10)$$

Die Ergebnisse der Simulation des Fehlers bei pixelierter Bestimmung einer kreisförmigen Partikelprojektionsfläche in Abhängigkeit der abtastenden Pixel zeigt Abbildung 2.9. Die Pixelanzahl bezeichnet dabei die Anzahl der Pixel, die auf dem Durchmesser des Kreises liegen. Mit steigender Anzahl der den Partikel darstellenden Pixel nimmt der Fehler rasch ab. Liegen 10 Pixel oder mehr auf dem Durchmesser, sinkt der Fehler in der Flächenbestimmung unter 10%. Im industriellen Standard wird häufig vom 10-Pixel-Kriterium gesprochen:

„Bei der automatisierten Partikelmessung soll laut ISO-DIS 16232 die Länge der kleinsten Partikel von mindestens 10 Pixeln abgebildet werden“ [68].

---

<sup>4</sup>Charge-coupled Device

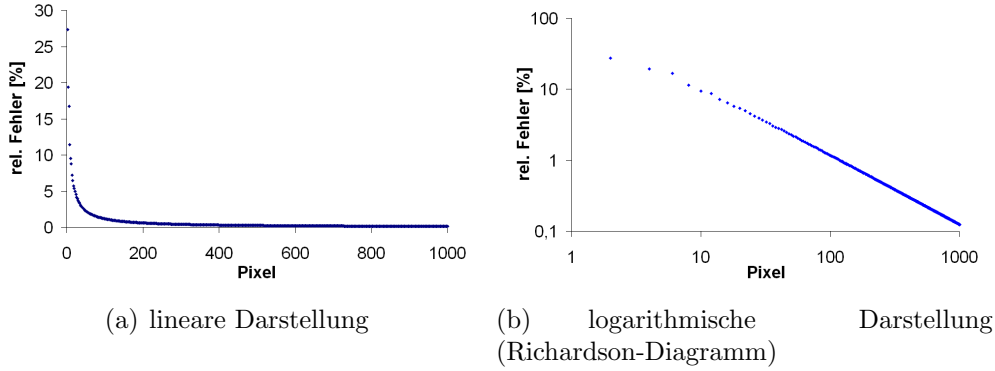


Abbildung 2.9.: Abschätzung des Fehlers bei pixelierter Bestimmung der Partikelprojektionsfläche in Abhängigkeit der den Partikel abtastenden Pixel

Um zu überprüfen, ob die Simulation richtige Voraussagen bezüglich der Fehlerabschätzung macht, empfiehlt es sich, die Problemstellung aus einem anderen Betrachtungswinkel heraus zu untersuchen. Vergrößert man die Auflösung um den Faktor zwei, werden aus einem Pixel vier Pixel, wobei jedes der vier kleineren Pixel die halbe Kantenlänge des Ursprungspixels besitzt. Die Gesamtfläche bleibt folglich gleich wie Abbildung 2.10 verdeutlicht. Wiederholt man den Vorgang, teilt sich eines der vier Pixel erneut in vier Pixel auf. Bei jedem noch so kleinen Ausschnitt ähnelt die Pixelanordnung folglich der ursprünglichen größeren Anordnung. Es handelt sich also um eine Selbstähnlichkeit, um ein Fraktal [75]. Bei einer zweidimensionalen Struktur, wie sie Abbildung 2.10 zeigt, nimmt bei der Betrachtung des nächst größeren Ausschnittes die Anzahl der Pixel quadratisch zu. Die fraktale Dimension hat aus diesem Grund den Wert Zwei [75]. Bei einem Richardson-Diagramm wird das Messergebnis einer bestimmten Größe gegen die kleinste Auflösung der Messgröße aufgetragen. Fasst man die logarithmische Darstellung des Fehlers gegen die Pixelanzahl als Richardson-Diagramm auf (Abbildung 2.9(b)), so lässt sich aus der Steigung der Ausgleichsgeraden  $m$  die fraktale Dimension  $D_f$  bestimmen [42]:

$$D_f = 1 - m \quad (2.11)$$

Aus den Ergebnissen der Simulation ergibt sich eine Steigung von  $m = (-0,98 \pm 0,4)$ . Dies entspricht gemäß Gleichung 2.11 einer fraktalen Dimension von  $D_f m = 1,98 \pm 0,4$ . Der durch die Simulation ermittelte Wert stimmt in seinem Fehler mit dem theoretischen Wert der fraktalen Dimension überein. Die gemäß den Gleichungen 2.9 und 2.10 durchgeführte Abschätzung ist deshalb geeignet, den Fehler bei der Berechnung einer

Partikelprojektionsfläche zu bestimmen. Wird mit Hilfe einer Digitalkamera der Pro-

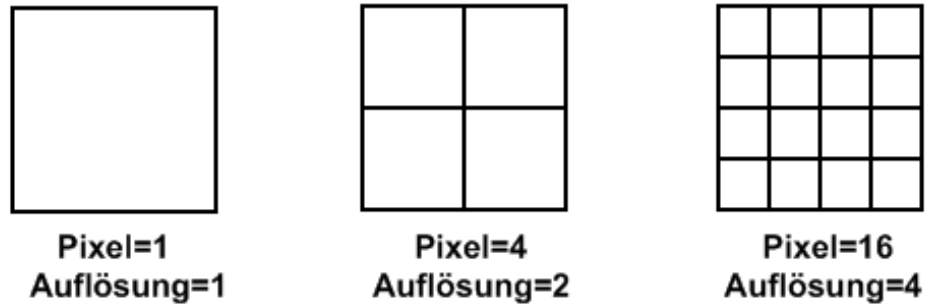


Abbildung 2.10.: Anzahl der Pixel bei Verdoppelung der Auflösung

jektionsdurchmesser eines Pixels bestimmt, entsteht bedingt durch die endliche Größe eines Pixels der Kamera ein Messfehler. Dieser Messfehler ist zum einen abhängig von der Fläche eines Pixels und zum anderen von der Größe eines Partikels. Je mehr Pixel einen Partikel darstellen können, desto kleiner wird der Fehler. Die beiden Gleichungen 2.9 und 2.10 stellen eine Abschätzung des Fehlers dar und lassen sich auf das in Kapitel 4 vorgestellte Messgerät übertragen.

# Kapitel 3.

## Aerosoltracer

Tracer oder Marker werden eingesetzt, um Transportprozesse evaluieren zu können. Es wird generell unterschieden zwischen natürlichen Tracern, die sich naturgemäß beziehungsweise unbeabsichtigt in dem zu untersuchenden Prozess befinden, und künstlichen Tracern. Es handelt sich dabei um Stoffe, die am Ort der Untersuchung nicht natürlich vorkommen, sondern künstlich in den Transportprozess injiziert werden.

An Tracer werden mannigfaltige Anforderungen gestellt, die je nach Art des Transportprozesses variieren. Die grundlegende Absicht bei Tracertests ist die Rückverfolgung von Transportwegen, die Bestimmung der Transportgeschwindigkeit und des Massen- oder Teilchentransportes sowie die Charakterisierung von Transportparametern [85].

In der Aerosolphysik werden Tracer eingesetzt, um das Verhalten von Aerosolen in einem Medium zu untersuchen. Bei der Validierung von Ausbreitungssimulationen wird ein künstlicher Tracer am Ort der Emissionsquelle in den Abluftvolumenstrom eingebracht. Der Nachweis des Tracers erfolgt immissionsseitig an einem definierten Raumpunkt. Auf diese Weise wird stellvertretend für das zu beobachtende Aerosol der Transport des Traceraerosols nachvollzogen.

Bei der Untersuchung des Ausbreitungsverhaltens von Aerosolen im Nahbereich von landwirtschaftlichen Anlagen tritt grundsätzlich das Problem auf, dass in dem natürlichen Umfeld eine hohe Aerosoluntergrundkonzentration vorzufinden ist. Allein durch das Hinzufügen einer weiteren Quelle wird die Hintergrundkonzentration nur unwesentlich erhöht. Des Weiteren ist es nicht möglich die gemessenen Partikel der hinzugefügten Quelle eindeutig zuzuordnen. Auf diese Weise können folglich keine qualifizierten Aussagen über die Transmission von Aerosolen getroffen werden. Dementsprechend muss ein geeigneter Tracer gefunden werden, der zum einen ähnliche Eigenschaften besitzt wie der Stoff, dessen Ausbreitungsverhalten untersucht werden soll, und zum anderen aber einzigartige Merkmale besitzt, um ihn sicher, effizient und verwechslungsfrei nachweisen zu können.

### 3.1. Validierung von Ausbreitungssimulationen

Ausbreitungssimulationen werden eingesetzt, um bei bekannter Quellemission eine Immissionsprognose zu erhalten. Zur Berechnung der Transmission von Gasen beziehungsweise Partikeln in einem gasförmigen Medium gibt es verschiedene Ansätze.

Den Gaußmodellen liegt eine analytische Lösung der Gleichung zur Beschreibung der Fickschen Diffusion zu Grunde. Unter der Voraussetzung eines homogenen Windfeldes sowie eines Diffusionskoeffizienten, der keine räumliche und zeitliche Variation aufweist, kann die Gleichung analytisch gelöst werden. Basierend auf weiteren Vereinfachungen lässt sich das Gausfahnenmodell herleiten, wodurch es in der Anwendung jedoch Einschränkungen unterworfen ist. Charakteristisch ist die senkrecht zur Ausbreitungsrichtung in der Höhen- und Querausdehnung der Abgasfahne vorliegende gaußförmige Konzentrationsverteilung [86].

Beeinflussen Gebäude oder andere Hindernisse das Stömungsfeld, kann das Gaußfahnenmodell nicht angewandt werden. In diesen Fällen muss ein Strömungs- mit einem Lagrangemodell gekoppelt werden. Zunächst wird ein Strömungsfeld anhand der Topographie beziehungsweise der Bebauung des Simulationsgebietes berechnet. Im zweiten Schritt wird die Ausbreitung und die Verdünnung des Aerosols mittels einer Teilchensimulation berechnet. Die genaue Kenntnis des dreidimensionalen Strömungsfeldes ist dabei entscheidend für die Genauigkeit der Transportberechnung der Partikel. Häufig werden dazu diagnostische Strömungsmodelle eingesetzt, die ein vorgegebenes Windfeld derart modifizieren, dass eine konsistente Strömung erreicht wird [86]. Das Modell AUSTAL2000 ist ein typischer Vertreter für diese Art der Strömungs- und Transportsimulation [43].

In letzter Zeit ermöglichen höhere Rechenleistungen eine dynamische Strömungsfeldsimulation. Die Ausbreitungssimulation STAR3D greift dabei auf die am Institut für Mathematik der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn entwickelten Software Nast3DGP zurück [32]. Diese löst die inkompressiblen Navier-Stokes-Gleichungen in einem frei konfigurierbaren Volumen und ermöglicht so die Erstellung eines dynamischen dreidimensionalen Windfeldes. Gebäude oder ähnliche Hindernisse werden umströmt, um deren Beeinflussung des Windfeldes hinsichtlich Wirbelbildungen zu berücksichtigen. Ebenso kann das Einströmen des Emissionsvolumenstromes aus der Quelle in das Strömungsfeld hinein detailgetreu simuliert werden. Basierend auf dem dynamischen Windfeld wird im Anschluss die Ausbreitung der Aerosolpartikel simuliert. Das Lagrangemodell bildet dabei die Grundlage zur Berechnung der Trajektorien der Aerosolpartikel [87].

Der Rechenaufwand steigt mit der Komplexität der Ausbreitungssimulation an. Während bei dem einfachen Gaußmodell das Ergebnis nach wenigen Minuten zur Verfügung steht, benötigt das Modell AUSTAL2000, in einem vergleichbaren Gebiet, bereits Tage zur Si-



mulation der Ausbreitung eines Aerosols. Den größten Zeitbedarf nehmen dynamische Modelle für sich in Anspruch. Häufig muss das Simulationsgebiet auf den Umkreis der Quelle beschränkt werden, um in mehreren Wochen ein detailliertes Ergebnis des Ausbreitungsgeschehens zu erhalten. Dementsprechend muss bei der Auswahl einer Ausbreitungssimulation eine Abwägung zwischen der zur Verfügung stehenden Zeit und der Detailgenauigkeit des Ergebnisses getroffen werden. Ist eine grobe Abschätzung der Immission ausreichend, findet häufig AUSTAL2000 Verwendung. Im Nahbereich einer Quelle sowie in einem strukturierten Gelände weist dieses Modell Schwächen auf. Aus diesem Grunde wurde in dem Projekt „Transmission realer Staubpartikel aus Tierställen“ auf eine dynamische Ausbreitungssimulation zurückgegriffen.

Abbildung 3.1 zeigt vergleichende vier Prognosen der Immission<sup>1</sup>, wobei die rote Farbe Gebiete mit einer geringen Konzentration und die blaue Farbe Gebiete mit einer hohen Konzentration markiert. Grundlage des ersten Bildes der Abbildung 3.1 ist eine Berechnung mit dem Programm AUSTAL2000, basierend auf einer mittleren Windgeschwindigkeit und Windrichtung sowie auf einer einmalig emittierten Staubmenge von 50 g. Das zweite Bild wurde ebenfalls mit der Ausbreitungssimulation AUSTAL2000 erstellt. Berücksichtigt wurden dabei insgesamt 3600 gemessene Windrichtungen und Geschwindigkeiten sowie eine zeitabhängig emittierte Staubmenge. Das dritte Bild der Abbildung 3.1 zeigt die Ergebnisse des Programms WBAGEG, dem einen Gaussfahnenmodell zugrunde liegt<sup>2</sup>. Das vierte Bild spiegelt die Ergebnisse der Ausbreitungssimulation STRA3D wieder, wobei ebenfalls die gemessenen Wind- und Emissionwerte als Eingabeparameter verwendet wurden. Alle vier Bilder weisen das gleiche Ausbreitungsgebiet von 250 m × 250 m auf, wobei die Emissionsquelle<sup>3</sup> in der rechten unteren Ecke ( $x = 240 \text{ m}$ ,  $y = 10 \text{ m}$ ) positioniert ist.

Zur Überprüfung der Leistungsfähigkeit von Ausbreitungsmodellen müssen diese in Experimenten validiert werden. Dazu werden häufig Tracer eingesetzt, um den Vorgang der Transmission nachvollziehen zu können. Der Tracer wird in bekannter Konzentration in den Abluftvolumenstrom dosiert. An definierten Immissionspunkten findet dann ein Vergleich der gemessenen Tracerkonzentration mit den Vorhersagen der Modelle statt.

Da sich das Transmissionsverhalten von Aerosolen deutlich von dem von Gasen unterscheidet [67], ist der Einsatz eines festen, partikelförmigen Tracers unumgänglich.

Zur Validierung von Ausbreitungssimulationen im Nahbereich von Tierhaltungsanlagen muss folglich ein an den ländlichen Raum angepasster Aerosoltracer gefunden werden, der die in Kapitel 3.3 beschriebenen Anforderungen erfüllt.

---

<sup>1</sup>AUSTAL2000 berechnet die Masse der deponierten Partikel, BAGEG bezieht sich auf Geruchsstunden, STAR3D gibt die Anzahl der deponierten Aerosolpartikel an

<sup>2</sup>als Eingabeparameter wurde aus den einzelnen Messwerten eine Häufigkeitsverteilung berechnet

<sup>3</sup>Höhe der Quelle 7 m

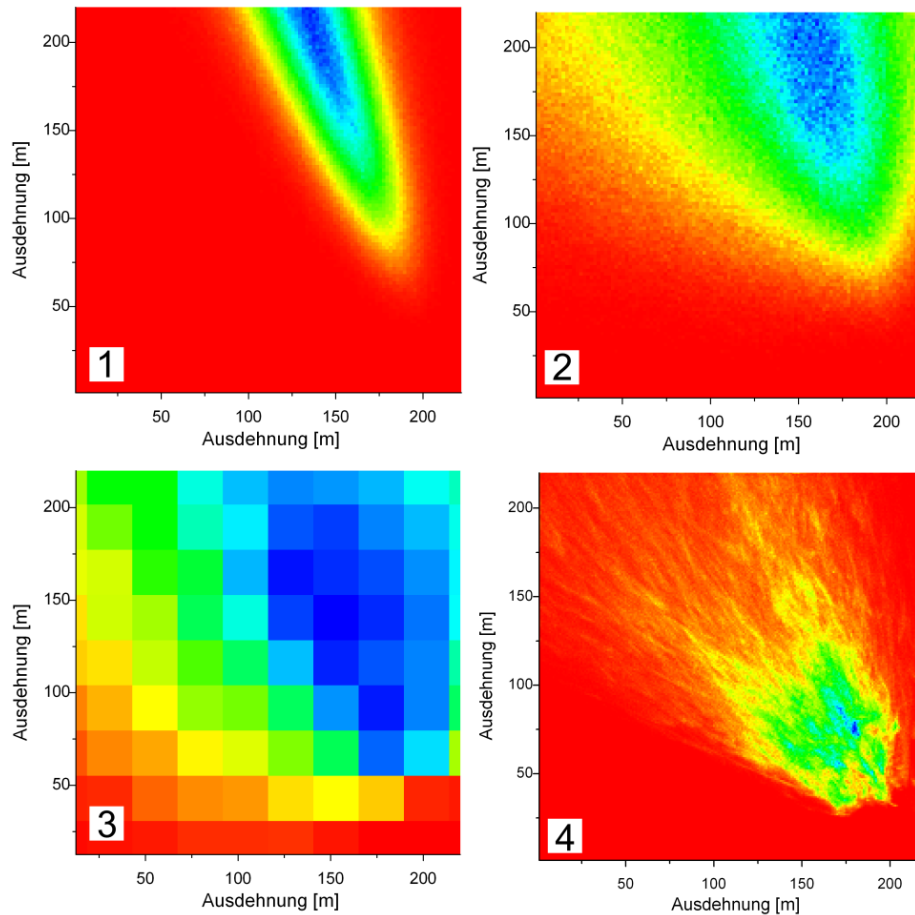


Abbildung 3.1.: Ergebnisse unterschiedlicher Ausbreitungsmodelle. Rot dargestellt sind Gebiete mit einer geringen Konzentration, blau dargestellt Gebiete mit einer hohen Konzentration. Bild 1: AUSTAL2000 mit konstanten Eingabeparametern, Bild 2: AUSTAL2000 mit zeitlich abhängigen Eingabeparametern, Bild 3: WBAGEG mit einer Häufigkeitsverteilung als Eingabeparameter, Bild 4: STAR3D mit zeitlich abhängigen Eingabeparametern

## 3.2. Bekannte Aerosoltracer

Zur Untersuchung von atmosphärischen Vorgängen und bei Ferntransportprozessen werden häufig natürlich vorkommende Stoffe als Tracer eingesetzt. Als Beispiel sei hier der

weltweite Transport von Sahara-Sand und dessen Deposition angeführt [77]. Bei Fragestellungen im Nahbereich einer Quelle ist die eindeutige Zuordnung des Tracer-Materials diffiziler als bei Ferntransportprozessen. Aus diesem Grund werden häufig künstliche Tracer eingesetzt, um Aussagen über den Transportprozess treffen zu können.

### 3.2.1. Natürliche Aerosoltracer

Im landwirtschaftlichen Bereich wird als natürlicher Aerosoltracer vorwiegend organisches Material herangezogen. Häufig handelt es sich dabei um Pollen, Sporen, Endotoxine, Leitkeime oder andere Mikroorganismen. Um eine Aussage bezüglich der Transmission treffen zu können, wird die immisionsseitig gemessene Konzentration der Bioaerosole im Verhältnis zu den Emissionswerten der entsprechenden Quelle betrachtet. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass gerade im landwirtschaftlichen Bereich bei hoher Bestandsdichte eine eindeutige Zuordnung zur Quelle nicht möglich ist.

Die VDI-Richtlinie 4251 „Erfassung luftgetragener Mikroorganismen und Viren in der Außenluft“ beschreibt die Ermittlung eines Anlageneinflusses durch die Bestimmung der mittleren Reichweite. Dazu werden immisionsseitig in verschiedenen Abständen von der Anlage Luftproben genommen und hinsichtlich der koloniebildenden Einheiten (KBE) analysiert. Aus den gemessenen Hintergrundkonzentrationen und den Messdaten der sich in der Abluftfahne befindlichen Messstellen lässt sich die „mittleren Reichweite“ bestimmen [47].

Anhand der berechneten Ergebnisse und den einzelnen Messwerten könnte eine Validierung von Ausbreitungssimulationen durchgeführt werden. Erste Feldmessungen haben jedoch gezeigt, dass im Einzelfall bereits in Richtung der Abluftfahne in einem Abstand von 400 m eine Gesamtkeimzahl von  $(193 \pm 165) \text{ KBE}/\text{m}^3$  gemessen wurde, während die gemessene Hintergrundkonzentration  $(147 \pm 94) \text{ KBE}/\text{m}^3$  betrug [7]. Dieses Beispiel zeigt, dass die Messwerte häufig nicht eindeutig von einer beachtlich hohen Hintergrundkonzentration zu unterscheiden sind. Aus diesem Grund ist der Einsatz von natürlichen Tracern in der Landwirtschaft nur im Einzelfall und unter sehr speziellen Voraussetzungen (Einzellage der Quelle, spezielle anlagentypische Leitkeime, kein vorzeitiger Eintrag der Keime in den Bereich der Messung, etc.) möglich.

### 3.2.2. Künstliche Aerosoltracer

In der landtechnischen Forschung werden radiometrische Messverfahren erfolgreich zur Bestimmung von physikalischen Größen eingesetzt [50]. Vor allem zur Bestimmung von Ventilationsraten werden gasförmige Radionuklide verwendet. Diese werden in dem zu untersuchenden Gebäude freigesetzt und mit der Abluft nach außen getragen. Das Ab-

klingen der Aktivität im Innenraum ist ein Maß für die Luftwechselrate [58]. Die Radionuklide werden aus dem Gebäude ausgetragen und breiten sich im Außenraum aus. Die Halbwertszeit des häufig eingesetzten radioaktiven Isotopes  $^{133}\text{Xe}$  liegt im Bereich von wenigen Tagen und ist somit ausreichend groß [58], um dessen Ausbreitung zu verfolgen. Zur Identifizierung einzelner Partikel, deren Gesamtkonzentration beziehungsweise deren Größenverteilung bietet sich die radioaktive Markierung von Aerosolen an [60]. Es bestehen zwei Möglichkeiten zur Markierung eines Aerosols: zum einen durch die Herstellung von Partikeln, die radioaktive Substanzen enthalten, zum anderen durch Anlagerung von gasförmigen radioaktiven Substanzen an das zu markierende Aerosol. Dazu werden die Partikel des Aerosols in Kontakt mit einem radioaktiven Gas wie zum Beispiel  $^{85}\text{Kr}$  gebracht. Der Anlagerungsprozess wird durch die Adsorption und die Desorption bestimmt, die vom Partialdruck des Gases abhängig sind [60]. Die Markierung eines Aerosols durch ein entsprechendes radioaktives Gas hat folglich den Nachteil, reversibel zu sein.

Radioaktive Partikel sowie radioaktiv markierte Aerosolpartikel weisen hingegen den Vorteil auf, dass sie eindeutig und in sehr geringen Mengen nachweisbar sind. Der Umgang mit radioaktiven Stoffen erfordert jedoch die Genehmigung der zuständigen Behörden [59], die nur in wenigen Ausnahmefällen erteilt wird.

Einen weiteren künstlichen Tracer stellt  $\text{NaCl}$  dar. In geringen Mengen in den Abluftvolumenstrom eingebracht, nehmen die Salzpartikel am Transportprozess des zu untersuchenden Aerosols teil. Am Ort der Immission lässt sich entweder die Konzentration des Aerosols bestimmen, indem der Gesamtstaub bei bekanntem Luftvolumenstrom auf einem Filter abgeschieden wird. Oder es wird die Depositionsmenge ermittelt, indem die Gesamtstaubpartikel auf einer Oberfläche angelagert werden. Zum Nachweis der in der Gesamtstaubprobe enthaltenen Tracermenge wird der Filter beziehungsweise die Oberfläche mit destilliertem Wasser gespült und die Leitfähigkeit der Flüssigkeit gemessen. Ist die Leitfähigkeit des gelösten Gesamtstaubes ohne Tracer sowie die Leitfähigkeit der Hintergrundkonzentrationslösung bekannt, kann auf die Tracermenge geschlossen werden. Eine andere Methode zur Bestimmung der Salz-Tracermenge ist der flammenphotometrische Nachweis des Natriums.

Die Salz-Aerosolpartikel haben einen großen Einfluss auf die chemischen Prozesse während der Transmission eines Aerosols. Gerade hinsichtlich der Agglomeration von Partikeln stellen Salze einen wichtigen Kondensationskeim dar [65]. Bei der Verwendung von Salz als Tracer kann im Allgemeinen davon ausgegangen werden, dass das zu untersuchende Aerosol durch den eingesetzten Tracer beeinflusst oder verändert wird. Des Weiteren sind Salze ein wichtiger Bestandteil von natürlichen Aerosolen und somit in unterschiedlicher Konzentration, abhängig vom Ort der Messung und der situationsbezogenen Meteorologie, in der Untergrundkonzentration zu finden [63]. Aus diesen Gründen

haben Salztracer für die Untersuchungen von Transportprozessen im Nahbereich von Quellen nur geringe Bedeutung.

Finden die Messungen jedoch in geschlossenen Systemen statt oder ist das Depositionsverhalten von Aerosolen von Interesse, wird durchaus Natriumchlorid als Tracer eingesetzt [16]. Ebenfalls findet *NaCl* Verwendung, um die Wirksamkeit von Aerosolfiltern zu testen [2].

#### 3.2.3. Fluoreszierende Aerosoltracer

Unter den Oberbegriff der Lumineszenz, die im Allgemeinen die spontane Emission von elektromagnetischer Strahlung im ultravioletten, sichtbaren oder infraroten Bereich des Spektrums ausgehend von einem angeregten Zustand des Systems bezeichnet, fällt der Begriff der Fluoreszenz. Historisch wurde die Lumineszenz nach der Dauer des Leuchtens nach Ende der Anregung unterteilt. Bei einer raschen Abklingzeit von  $< 10^{-5}$  s handelt es sich um Fluoreszenz, bei längerem Nachleuchten um Phosphoreszenz. Heute werden die beiden Begriffe anhand der Spinnultiplizität definiert. Bei der Fluoreszenz erfolgt die spontane Emission von Strahlung unter Erhalt der Spinnultiplizität, während diese bei der Phosphoreszenz einen Wechsel vollzieht [12]. Häufig kommt es bei der Fluoreszenz zu einer Verschiebung der Wellenlängen des emittierten Lichtes, das energieärmer ist als die zuvor absorbierte Strahlung. Nachweisen lassen sich fluoreszierende Stoffe mit dieser Eigenschaft recht einfach, da das emittierte Licht einen wärmeren Farbton besitzt, als das anregende Licht.

Bei Visolite handelt es sich um ein von der BHA Group Inc. hergestelltes fluoreszierendes Pulver. Es dient zum schnellen Auffinden von Rissen, Löchern und lecken Dichtungen in Filtersystemen. Dazu wird das Pulver in den (Ab-)Luftstrom injiziert. Eventuelle undichte Stellen lassen sich visuell überprüfen, indem sie mit einer monochromatischen Lampe, deren Emissionsspektrum im nahen UV-Bereich liegt, beleuchtet werden. Die Beleuchtung regt den Tracer zur Abstrahlung von Fluoreszenzlicht an, so dass außerhalb des Systems anhaftende Visolitepartikel schnell und einfach erkannt werden können. Als Traceraerosol wurde Visolite bereits sowohl von den Sandia National Laboratories als auch der Environmental Protection Agency verwendet. Unter anderem sollte die Transmission eines biologischen Kampfstoffes im Lüftungssystem des Flughafens von San Francisco untersucht werden. Eine definierte Menge Visolite wurde freigesetzt, um zum einen die Einrichtungen zur Überwachung der Luftgüte und zum anderen ein damit verbundenes Notfallsystem zu testen [26].

Bei der EPA war ebenfalls ein biologischer Angriff auf ein Gebäude Gegenstand der Untersuchung. Die Transmission des Tracers im Gebäude wurde dabei mit dem „HVAC Aerosol Dynamics Model“ simuliert. Um die Vorhersagen des Modells validieren zu

können, wurde Visolite als Tracer freigesetzt. Die Konzentrationsverteilung des Tracers im Gebäude wurde dabei mit herkömmlichen Messgeräten (OPC und APC) bestimmt [38].

In beiden Anwendungen wurde Visolite als Tracer für ein Bioaerosol eingesetzt. Jedoch existiert kein geeignetes System zum Nachweis des Tracers. In beiden Fällen wurde die deponierte Menge des Tracers phenomenologisch anhand des visuellen Eindrucks nachgewiesen. Bei dem Einsatz von Partikelzählern ist zu bedenken, dass nicht zwischen der Konzentration des Gesamtstaubes im Raum und der Konzentration des Tracers unterschieden werden kann.

Eine weitere Möglichkeit zur Erzeugung eines fluoreszierenden Traceraerosols liegt in der Zerstäubung einer Fluoresceinlösung. Das entstandene Aerosol wird zunächst durch eine Corona-Entladung neutralisiert und anschließend getrocknet. Auf diese Weise entstehen feste fluoreszierende Aerosolpartikel, deren geometrisches Mittel der Partikelanzahlverteilung bei  $1,5 \mu\text{m}$  liegt. Eingesetzt wurde das Traceraerosol unter anderem zur Überprüfung der Abscheideleistung von Holzstaubfiltern als Alternative zu klassischen Filtertests [9].

Im Folgenden gilt es, anhand der für jeden Aerosoltracer typischen Eigenschaften einen Tracer zu ermitteln, der sich besonders für die Validierung von Ausbreitungssimulationen im landwirtschaftlichen Bereich eignet.

### 3.3. Eigenschaften von Aerosoltracern

Ein Traceraerosol besitzt im Allgemeinen ein oder mehrere charakteristische Merkmale, welche es von allen anderen Aerosolen abhebt. Darüber hinaus sollte ein geeigneter Tracer mit dem zu beobachtenden Aerosol ein vergleichbares Transportverhalten aufweisen. Zu beachten ist des Weiteren die Umweltverträglichkeit des Tracers, um negative Einflüsse auf das Ökosystem ausschließen zu können.

Grundsätzlich wird ein Aerosol gemäß Kapitel 2.2 durch seine Partikelanzahlverteilung in Abhängigkeit der Partikelgröße charakterisiert [83]. Die einzelnen Partikel eines polydispersen Aerosols wiederum weisen eine Vielzahl von verschiedenen Merkmalen auf, die je nach Gegenstand der Untersuchung mit den Eigenschaften der Tracerpartikel übereinstimmen sollten. Im Hinblick auf die Transmission von Aerosolpartikeln sind dies vor allem Parameter, die die Geschwindigkeit eines Partikels relativ zu dem dreidimensionalen Windfeld am Ort des Partikels beeinflussen.

Der Transport von Aerosolpartikeln in einer Strömung lässt sich durch die Kopplung des Partikels an das entsprechende Strömungsfeld beschreiben. Zur Vorhersage der individuellen Partikelbewegung wird bei Ausbreitungssimulationen häufig die Langevin-

Gleichung herangezogen. Diese beschreibt die Bewegung von Teilchen unter einer zum Teil stochastischen Kraft (hier die Brownsche Bewegung) [72] [36].

$$m_p \dot{\vec{v}} = -f \cdot (\vec{v} - \vec{w}) + \sum \vec{F}_{ext} + \sum \vec{F}_{i,j} + \vec{F}_B \quad (3.1)$$

Hierbei bezeichnet  $m_p$  die Masse des Partikels,  $\vec{v}$  die momentane Geschwindigkeit des Partikels,  $f$  die Reibung des Partikels,  $\vec{w}$  die Windgeschwindigkeit am Ort des Partikels,  $\vec{F}_{ext}$  die äußeren auf das Partikel wirkenden Kräfte,  $\vec{F}_{i,j}$  die Interpartikelkräfte und  $\vec{F}_B$  die stochastische Kraft auf den Partikel, die durch die Brownsche Bewegung der Partikel ausgelöst wird. Als äußere Kraft wird die Gravitationskraft berücksichtigt.

Diese bewirkt in Kombination mit der Stokesreibung eine zusätzliche vertikale Geschwindigkeitskomponente, die sogenannte Sedimentationsgeschwindigkeit. Sie wird beschrieben durch [70]:

$$\vec{v}_s = \frac{\vec{g} \cdot \rho_p \cdot d^2}{18 \cdot \eta} \quad (3.2)$$

Die partikelspezifischen Faktoren in Gleichung 3.2 sind zum einen die Dichte  $\rho_p$  eines Partikels und zum anderen der entsprechende Partikeläquivalentdurchmesser  $d_x$ . Des Weiteren bezeichnet der Parameter  $\eta$  die Viskosität der Luft und  $g$  die Erdbeschleunigung.

Gleichung 3.1 und Gleichung 3.2 belegen, dass das Verhalten eines Partikels in einer Strömung vor allem durch die Partikeldichte, Partikelgröße sowie dessen Form beschrieben wird.

Im Folgenden gilt es, anhand dieser und weiterer Parameter zu prüfen, ob ein Tracer-aerosol im landwirtschaftlichen Umfeld einsetzbar ist. Während ein geeignete Tracer-aerosolpartikel mindestens eine charakteristische Eigenschaft aufweisen muss, um von anderen Aerosolpartikeln unterschieden werden zu können, ist es von entscheidender Wichtigkeit, dass hinsichtlich des Transportverhaltens möglichst viele Übereinstimmungen zwischen dem Tracer und dem zu untersuchenden landwirtschaftlichen Aerosol existieren. Darüber hinaus sollten Kreuzempfindlichkeiten zwischen dem Tracer beziehungsweise dessen charakteristischem Merkmal und anderen Aerosolen im Untersuchungsgebiet auszuschließen sein. Ein weiteres wichtiges Kriterium stellt die Umweltverträglichkeit des Tracers dar. Gerade im ökologisch und gesetzlich streng reglementierten und kontrollierten Bereich der Landwirtschaft darf der Tracer keine negativen Einflüsse auf die Umwelt sowie auf die Gesundheit von Menschen und Tieren haben.

## 3.4. Visolite

Visolite ist ein geruchloses, anorganisches und fluoreszierendes Pulver, das zur Detektion von Leckagen in Abgassystemen sowie Lüftungs- und Absauganlagen entwickelt wurde. Chemisch besteht das Material hauptsächlich aus Calciumcarbonat, Magnesiumcarbonat und geringen Mengen Quarz. Darüber hinaus sind Spuren von Stearinsäure und Copolymerharz als Pigmente zugesetzt [46]. Die Korngröße liegt vornehmlich in einem Bereich von  $0,5\mu\text{m}$  bis  $20\mu\text{m}$  [33]. Der Mittelwert der Partikelgröße, bezogen auf die Partikelanzahl, beträgt  $1,9\mu\text{m}$ , während das Maximum der Verteilung bei  $1,1\mu\text{m}$  liegt.

Um die Fluoreszenz des Tracers BHA-Visolite anregen zu können, muss das Pulver mit Licht, dessen Wellenlänge im nahen ultravioletten Bereich des elektromagnetischen Spektrums liegt, bestrahlt werden. Das von dem Tracer emittierte Fluoreszenzlicht liegt in einem Wellenlängenbereich zwischen  $540\text{nm}$  und  $650\text{nm}$ , abhängig von der Zusammensetzung des Pigmentes. Das Tracerpulver kann mit einem geeigneten Dispergierv erfahren in ein Aerosol überführt werden. Häufig beinhalten diese Geräte eine Venturidüse oder eine rotierende Bürste, die eventuell vorliegende Agglomerate zerstören. Auf diese Weise entsteht ein polydisperses Traceraerosol, dessen Partikelgrößenverteilung der ursprünglichen Korngrößenverteilung entspricht.

Sowohl hinsichtlich eventueller Risiken für die Umwelt als auch für die Gesundheit von Menschen und Tieren stellt die Freisetzung von Visolite in den für Validierungsmessungen benötigten Konzentrationen kein Gefährdungspotential dar. Sehr hohe Aerosolkonzentrationen, wie sie vornehmlich in geschlossenen Räumen erzielt werden können, erhöhen jedoch das Risikopotential einer Staubexplosion [46].

### 3.4.1. Partikelanzahlverteilung

In Abbildung 3.2 sind zwei Partikelgrößenverteilungen von Aerosolproben des Tracers Visolite dargestellt. Während die eine Verteilung mit einem Laser-OPC gemessen wurde, beruht die andere Messung auf Messdaten eines APS [33]. Um die Messergebnisse unterschiedlicher Aerosolspektrometer miteinander vergleichen zu können, muss die von den Messgeräten vorgenommene Einteilung der gemessenen Werte in verschiedene Partikelgrößenklassen berücksichtigt werden. Die Breite der Größenklassen ist bei den meisten Geräten nicht konstant, sondern nimmt mit steigendem Partikeldurchmesser zu. Um die Ergebnisse verschiedener Messgeräte dennoch miteinander vergleichen zu können, wird die gemessene Partikelanzahl  $n$  gemäß Gleichung 3.3 durch den Logarithmus des



Quotienten aus der oberen  $d_{oben}$  und der unteren  $d_{unten}$  Kanalgrenze geteilt [66].

$$\frac{\Delta n}{\Delta \log \left( \frac{d_{oben}}{d_{unten}} \right)} \quad (3.3)$$

Abbildung 3.2 stellt die mit zwei unterschiedlichen Verfahren ermittelten Messergebnisse für die Partikelanzahlverteilung des Tracers Visolite dar. Offensichtlich ähneln sich die beiden mit einem OPC und einem APS gemessenen Kurvenverläufe. Bedingt durch die unterschiedlichen Messverfahren kommt es jedoch zu Abweichungen zwischen den einzelnen Messungen. Gerade im Bereich einer Partikelgröße, in dem die Mie-Streuung vorherrscht beziehungsweise im Übergangsbereich zur geometrischen Optik, weichen die OPC-Messwerte gerätebedingt von denen des APS ab. An dieser Stelle sei auf Kapitel 2.3 verwiesen, in dem bereits eine detaillierte Beschreibung und Analyse der einzelnen Messfehler hinsichtlich des Messverfahrens durchgeführt wurde.

Zusätzlich zu den gerätebedingten Messfehlern können auch die charakteristischen Eigenschaften der Visolitepartikel einen Einfluss auf das Messergebnis haben. Dies gilt insbesondere für das verwendete optische Aerosolspektrometer Modell 1.108 der Firma Grimm-Aerosoltechnik. Die Wellenlänge des als Beleuchtungsquelle dienenden Laserlichtes liegt hier in einem Bereich, in dem die Reflexität der Visolite Tracerpartikel wegen des enthaltenen Pigments besonders hoch ist. Das Messverfahren optischer Partikelzähler beruht auf der Tatsache, dass die Menge des gestreuten Laserlichtes mit der Partikelgröße korreliert ist. Dementsprechend erscheinen Partikel mit einer hohen Reflexität im Bereich der Wellenlänge des Lasers größer als ein vergleichbares Partikel mit geringerer Reflexität.

Berücksichtigt man die beiden unterschiedlichen Messverfahren und deren typischen Messfehler, so entspricht die auf eigenen Laborversuchen beruhende Partikelanzahlverteilung gemäß Abbildung 3.2 der auf Literaturdaten beruhenden Verteilung.

Um Visolite als Tracer im Bereich landwirtschaftlicher Tierhaltungsanlagen einsetzen zu können, gilt es zu prüfen, ob es eine mit Tierstäuben vergleichbare Partikelanzahlverteilung in Abhängigkeit zur Partikelgröße besitzt. Aus diesem Grund wurde exemplarisch die Verteilung des Traceraerosols mit einer Tierstaubprobe aus einem Legehennen-Volierenstall verglichen. Die Staubproben wurden in einer Aerosolkammer freigesetzt und ebenfalls mit einem OPC, Modell 1.108 der Firma Grimm-Aerosoltechnik vermessen. Zusätzlich zu den beiden Visolite Messkurven zeigt Abbildung 3.2 die Partikelgrößenverteilung der Tierstaubprobe. Der Vergleich der Kurvenverläufe zeigt signifikante Analogien. Die Partikelanzahl steigt mit sinkendem Partikeldurchmesser rasch an und erreicht bei einem Partikeldurchmesser von  $2 \mu m$  einen maximalen Wert. Damit ist gemäß Kapitel 3.3 eine der Grundvoraussetzungen erfüllt, um Visolite als vergleichendes

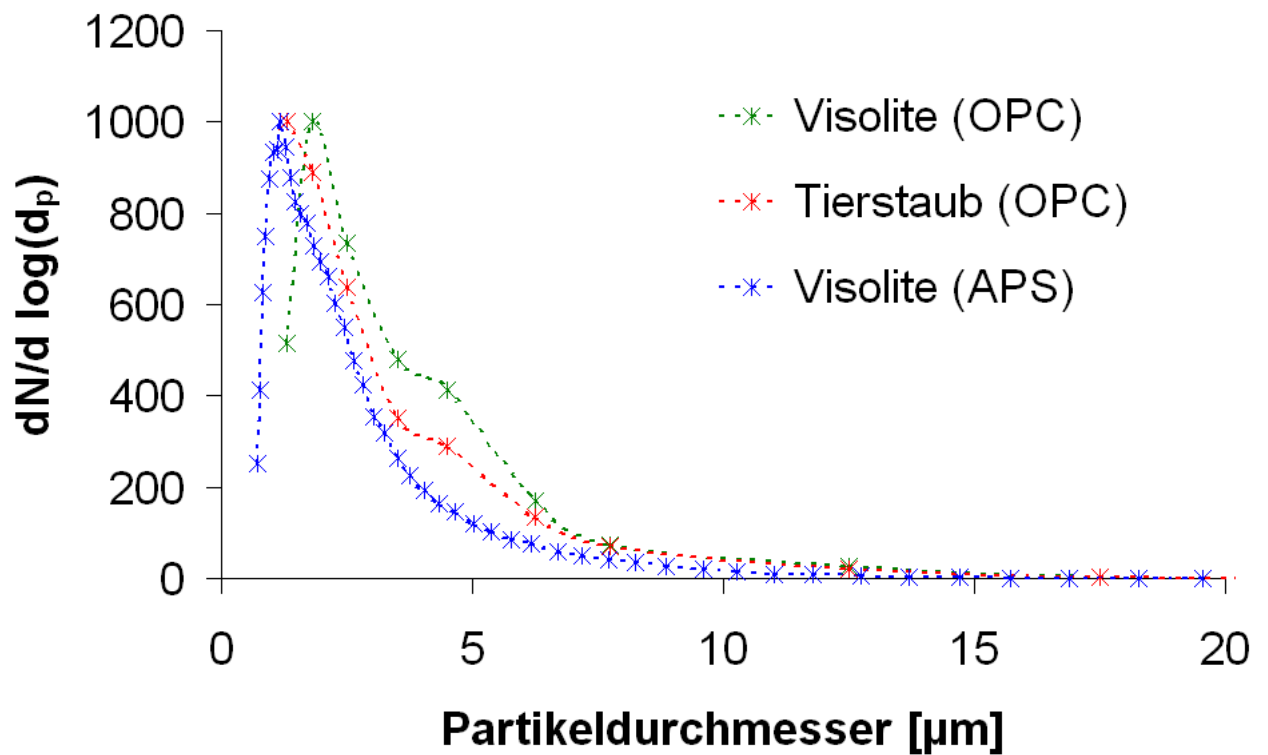


Abbildung 3.2.: Partikelgrößenvergleich einer Aerosolprobe aus einem Volierenstall (gemessen mit einem OPC) und einer Visolite Aerosolprobe (gemessen mit einem OPC und einem APS [33])

Traceraerosol einsetzen zu können. Sowohl die Partikelgröße als auch die Partikelanzahlverteilung des Tracers sind vergleichbar mit den Emissionen aus Tierhaltungsanlagen, deren Transmissionsverhalten Gegenstand der Untersuchung ist.

### 3.4.2. Dichte

Neben der Partikelgröße und deren Anzahlverteilung ist die Dichte der Aerosolpartikel maßgeblich für deren Ausbreitungsverhalten verantwortlich. Die Dichten der Hauptbestandteile von Visolite, Calciumcarbonat und Magnesiumcarbonat, betragen  $2730 \frac{kg}{m^3}$  beziehungsweise  $2960 \frac{kg}{m^3}$  [78]. Unter Vernachlässigung von geringfügigen Beimengungen kann die mittlere Dichte eines Visolitepartikels folglich mit  $2840 \frac{kg}{m^3}$  abgeschätzt werden. Im Gegensatz zu Visolite weist die Dichte der Tierstaubpartikel eine Abhängigkeit von der Partikelgröße auf, da diese aus mehreren Komponenten zusammengesetzt sind. Entsprechend der Dissertation von Dr. G. Schmitt-Paukzstat lässt sich der Partikelformfaktor mit  $\kappa = 1$  abschätzen [70]. Auf dieser Grundlage scheinen kleine Partikel mineralischen Ursprungs zu sein, während größere Partikel einen biologischen Ursprung haben [70].

Abbildung 3.3 stellt die Abhängigkeit des Quotienten aus Partikeldichte geteilt durch die Partikelform in Abhängigkeit des Partikeldurchmessers für einen Tierstaub aus einem Legehennen-Volierenstall dar. Die mit der Partikelverteilung gemäß Abbildung 3.2 gewichtete mittlere Dichte der Tierstaubpartikel beträgt  $2635 \frac{kg}{m^3} \pm 988 \frac{kg}{m^3}$  [70]. Sie liegt somit im Bereich der Dichte der Visolite-Tracerpartikel. Der Visolite Tracer besitzt jedoch gegenüber Tierstäuben den Vorteil, dass die Partikeldichte keine Abhängigkeit von der Partikelgröße aufweist. Dies erleichtert die Anpassung von Ausbreitungssimulationen an den Tracer, da nur ein konstanter Wert für die Partikeldichte berücksichtigt werden muss. Bei Tierstäuben hingegen ist die Partikeldichte mit der Partikelgröße verknüpft. Der Vergleich zwischen den in Abbildung 3.3 dargestellten Messdaten und der mittleren Dichte von Visolitepartikeln lässt sich auf ein ähnliches Transportverhalten der beiden Stoffe im Hinblick auf die Dichte der Aerosolpartikel schließen.

### 3.4.3. Kreuzempfindlichkeiten

Bereits Johann Wolfgang von Goethe beschreibt in seiner Farbenlehre fluoreszierende Lichterscheinungen. Farbstoffe sind in der Natur weit verbreitet. Im Gegensatz dazu gibt es nur relativ wenige Fluoreszenzfarbstoffe, wie zum Beispiel das natürlich vorkommende Aesculin der Roßkastanie. Dieser Stoff ist auch in der Tollkirsche, dem Stechapfel, dem Fingerhut und der Esche zu finden. Es handelt sich also um ein in der Natur relativ häufig vorkommenden Fluoreszenzfarbstoff. Aesculin fluoresziert bei Beleuchtung

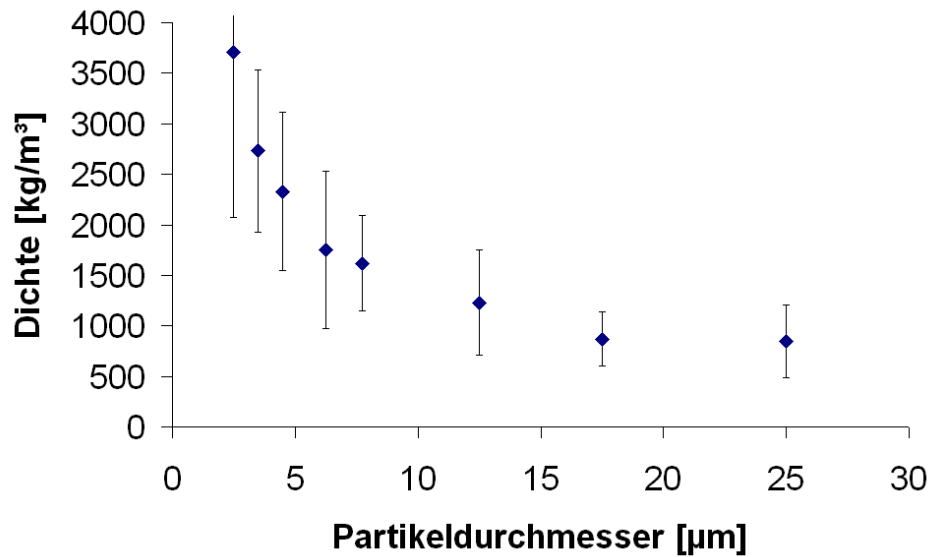


Abbildung 3.3.: Partikeldichte in Abhängigkeit der Partikelgröße einer Tierstaubprobe

mit ultraviolettem Licht in der Farbe blau [82].

Darüber hinaus weisen einige organische Verbindungen, wie zum Beispiel die aromatischen Kohlenwasserstoffe, fluoreszierende Eigenschaften auf [24]. Ob eine organische Verbindung fluoreszenzfähig ist oder nicht, hängt im Wesentlichen von ihrer chemischen Konstitution ab. Ihr physikalischer Zustand ist dagegen von geringer Bedeutung. So zeigt eine im Dampfzustand fluoreszierende organische Verbindung im Allgemeinen auch in Lösung Fluoreszenz, sofern das Lösungsmittel für das anregende Licht und das Fluoreszenzlicht durchlässig ist, keine spezifische Löschwirkung ausübt und die Konzentration so gering ist, dass keine Eigenlöschung (Konzentrationslöschung) stattfindet [24]. Unter den natürlich vorkommenden anorganischen Verbindungen ist vor allem das fluoreszierende Mineral Fluorit zu nennen [73].

In der Biochemie und Medizin gewinnen fluoreszierende Proteine immer stärker an Bedeutung. Hier ist vor allem das „Green Fluorescent Protein“ (GFP) anzuführen, für dessen Entdeckung und Weiterentwicklung der Nobelpreis für Chemie im Jahre 2008 an Osamu Shimomura, Martin Chalfie und Roger Tsien verliehen wurde. Das GFP kann in einer Vielzahl von biolumineszierenden Lebewesen gefunden werden [17]. Während es an Land nur wenige Lebewesen gibt, die eine Lumineszenz aufweisen, beherbergen die Ozeane eine Vielzahl dieser Organismen, die mit wenigen Ausnahmen blaues oder blaugrünes Licht emittieren [45].

In Freilandversuchen ist eine Kreuzempfindlichkeit zwischen dem Tracer Visolite und anderen fluoreszierenden Objekten nicht vollständig auszuschließen. Die Wahrscheinlichkeit, einen anderen fluoreszierenden Partikel im Versuchsgebiet zu finden, ist jedoch als sehr gering einzuschätzen. Kreuzempfindlichkeiten lassen sich weiter verringern, indem das Fluoreszenzlicht wellenlängenspezifisch untersucht wird. Eine Verwechslung zwischen einem Tracer und einem Fremdstoff kann in diesem Fall nur dann auftreten, wenn das fremde Partikel sowohl das gleiche Spektrum des Anregungs- als auch des Fluoreszenzlichtes wie ein vergleichbares Tracerpartikel besitzt.

Dennoch ist es bei Freilandversuchen ratsam, die in Windrichtung von der Emissionsquelle deponierte Untergrundkonzentration hinsichtlich fluoreszierender Fremdpartikel zu untersuchen.

#### **3.4.4. Fazit der Voruntersuchungen**

In den vorangestellten Kapiteln 3.2.3 bis 3.4.3 wurden die Eigenschaften von Visolitepartikeln hinsichtlich eines Einsatzes als Tracer im landwirtschaftlichen Umfeld untersucht. Dabei konnte gezeigt werden, dass Visolite bereits in anderen Bereichen als Tracer für Bioaerosole erfolgreich eingesetzt wurde (siehe Kapitel 3.2.3). Der Transport von Aerosolpartikeln wird maßgeblich durch die Partikelgröße, deren Form und deren Dichte bestimmt. Der Vergleich zwischen Visolitepartikeln mit Partikeln aus einer Tierstaubprobe zeigt wichtige Analogien hinsichtlich der Partikelanzahlverteilung (Kapitel 3.4.1) sowie der Partikeldichte (Kapitel 3.4.2). Der zu untersuchende Transportprozess beider Staubarten ist dementsprechend miteinander vergleichbar.

Eine Gefährdung der Umwelt beim Einsatz von Visolite ist gemäß Kapitel 3.4 nicht zu erwarten. Kreuzempfindlichkeiten zwischen Tracer und natürlichen Aerosolen können nicht vollständig ausgeschlossen werden. Sie sind aber unter Berücksichtigung der in Kapitel 3.4.3 diskutierten Faktoren als gering einzustufen.

Visolite erfüllt dementsprechend alle an einen Tracer zur Validierung des Transportprozesses von Emissionen aus Tierhaltungsanlagen gestellten Anforderungen. Obwohl bisher keine Untersuchungen mit Visolite im Bereich der Landwirtschaft durchgeführt wurden, hat Visolite als Aerosoltracer große Vorteile. Einzig die Tatsache, dass kein geeignetes automatisiertes Messverfahren zur Auswertung der deponierten Tracerpartikel existiert, schränkt die Verwendung des Tracers ein. Um dessen Potentiale voll ausschöpfen zu können, muss dementsprechend ein auf den Tracer abgestimmtes Messgerät entwickelt werden.



## Kapitel 4.

# Aufbau und Charakterisierung des Aerosol Particle Measurement System

Ein Verfahren zur Validierung von Ausbreitungssimulationen lässt sich grundsätzlich in mehrere Bereiche unterteilen: Freisetzung des Tracers, immissionsseitige Deposition sowie die Auswertung und Analyse der Depositionsprobe. Damit die emittierten Tracerpartikel immissionsseitig nachgewiesen werden können, müssen im Ausbreitungsgelände geeignete Messstellen vorhanden sein. Es ist zu unterscheiden, ob die Konzentration des Aerosols oder die Menge der deponierten Partikel gemessen werden soll. In diesem Fall kamen an das Verfahren angepasste Depositionsmessstellen zum Einsatz. Es handelt sich dabei um mit einem Windschutz versehene Halter für Polysine®-beschichtete Sammelflächen, die die deponierten Partikel sowohl elektrostatisch als auch chemisch an ihre Oberfläche binden.

Im Freilandversuch lagern sich auf den Oberflächen sowohl die emittierten Tracerpartikel als auch Fremdpartikel ab. Um diese auf den Trägern deponierten Partikel gemäß ihrer Größe und Form analysieren zu können, wird ein Messgerät benötigt, das in der Lage ist, zwischen Fremd- und Tracerpartikeln zu unterscheiden. Zum Nachweis von Visolitepartikeln kamen bisher ausschließlich visuelle Prüfverfahren zum Einsatz. Eine mit dem Tracer kontaminierte Stelle wurde mit UV-Licht bestrahlt und die Intensität der Fluoreszenz subjektiv von der messenden Person abgeschätzt.

Dementsprechend stellte sich die Herausforderung, ein Messgerät zu entwickeln, das eine objektive Analyse der deponierten Tracermenge erlaubt.

Das **Aerosol Particle Measurement System**, kurz APMS, ist ein Messsystem zur Untersuchung von Partikeln, die an Oberflächen haften. Das System besteht aus einer Optik, die mechanisch in drei Dimensionen über eine beliebig geformte Oberfläche geführt werden kann. Dabei werden die auf der Oberfläche haftenden Partikel abgebildet und deren Daten im Messrechner analysiert. Um zwischen dem gesammelten Gesamtstaub und den Tracer-Partikeln unterscheiden zu können, wird die Oberfläche abwechselnd mit ei-

ner weißen Lichtquelle im Durchlichtverfahren und einer ultravioletten Lichtquelle im Auflichtverfahren beleuchtet. Während bei der ersten Beleuchtungsart alle Partikel abgebildet werden, nutzt man bei der zweiten Aufnahme die fluoreszierenden Eigenschaften des Tracers. Auf diese Weise lassen sich die — entsprechend dem Fluoreszenzspektrum — leuchtenden Tracer-Partikel erkennen, während alle anderen Partikel dunkel erscheinen. Um eine gleichbleibend gute Bildqualität während der Analyse zu gewährleisten, wird fortwährend eine Fokussierung des Objektivs durchgeführt. Die so ermittelten Bilddaten werden digital zwischengespeichert, um anschließend ausgewertet zu werden. Dies geschieht mit Hilfe der frei verfügbaren Grafikbibliothek OpenCV [53]. Dabei gliedert sich die Auswertung in die folgenden Schritte: im ersten Schritt findet die Segmentierung statt, im Anschluss werden die zusammenhängenden Pixel-Gebiete als Partikel erkannt, um anschließend deren Äquivalenzfläche zu bestimmen. Das APMS liefert nach erfolgter Bildverarbeitung eine Aufstellung aus der die Anzahl und die Größe<sup>1</sup> sowohl der Gesamtpartikel als auch der Tracer-Partikel hervorgeht. Zur Validierung von Ausbreitungssimulationen lassen sich in Feldversuchen deren Ergebnisse mit den experimentellen Messwerten des APMS vergleichen.

Bei der Entwicklung des Messgerätes wurde ein hohes Maß an Flexibilität zu Grunde gelegt. Die Hardware ist variabel gestaltet, so dass ein großes Anwendungsspektrum abgedeckt werden kann. Falls möglich, wurden Funktionen in die Software implementiert, um den Hardwareaufwand gering zu halten.

## 4.1. Mechanik

Das mechanische Grundgerüst des APMS bildet eine dreiachsige CNC<sup>2</sup>-Maschine. Sie ermöglicht eine freie Positionierung der Optik in drei Raumrichtungen. Die CNC-Maschine besteht aus vier Linearführungen, von denen drei Führungen über einen elektrischen Antrieb verfügen. Die Linearführungen sind aus zwei Präzisions-Stahlwellen mit einem Durchmesser von 12mm aufgebaut, auf denen ein Wellenschlitten gleitet. Handelt es sich um eine angetriebene Führung, wird der Schlitten mit einem Kugelgewindetrieb mit einer Steigung von 4 mm pro Umdrehung positioniert. Die Spindel ist über eine Kupplung mit einem Schrittmotor verbunden, der für den Antrieb sorgt [27].

Das Koordinatensystem des APMS wird durch die entsprechende Achse der CNC-Maschine bestimmt. Die x-Achse des Maschinenkoordinatensystems wird durch zwei auf der Grundplatte montierten Führungen vorgegeben, von denen eine angetrieben ist. Senkrecht auf den beiden Wellenschlitten ist jeweils ein Aluminium-Profil befestigt.

---

<sup>1</sup>Äquivalentgröße bestimmt anhand der Partikelprojektion

<sup>2</sup>Computerized Numerical Control — computerisierte numerische Steuerung



Die beiden Profile werden durch eine weitere angetriebene Linearführung miteinander verbunden. Diese steht senkrecht zu den beiden x-Achsenführungen und bildet die y-Achse der Maschine. Auf dem Wellenschlitten der y-Achse ist wiederum senkrecht zu den anderen Achsen die Linearführung der z-Achse montiert. Um die optischen Komponenten im Raum frei positionieren zu können, ist auf dem angetriebenen Schlitten der z-Achse eine Mikrobank-Montageplatte der Firma Linos befestigt. Sowohl die Linearführungen und deren Antriebe als auch die Profile wurden aus dem Produktportfolio der Firma Isel Germany AG zusammengestellt. Ein Bild des gesamten mechanischen Aufbaus des APMS kann in Anhang C Abbildung C.2 gefunden werden.

### 4.1.1. Maschinenkoordinaten

Der Nullpunkt des Koordinatensystems wird durch drei Endschalter bestimmt. Diese liegen auf der x- und y-Achse vor dem rechten Anschlag am Ende der Achsen. Auf der z-Achse ist der Endschalter kurz vor dem oberen Anschlag positioniert. Sind alle drei Endschalter ausgelöst, befindet sich das System im Maschinennullpunkt. Ist dieser erreicht, werden die Koordinaten der drei Raumrichtungen gleich Null gesetzt. Aus dem Nullpunkt heraus lässt sich das System auf der x- und y-Achse nach links und auf der z-Achse nach unten bewegen. Jeder Schritt auf einer der Achsen nach links beziehungsweise nach unten erhöht den Zählerstand der jeweiligen Koordinate um Eins. Ein Schritt in die andere Richtung erniedrigt den Zählerstand der jeweiligen Koordinate entsprechend um den gleichen Wert. Auf diese Weise wird ein rechtwinkliges Koordinatensystem aufgespannt, bei dem die positive z-Achse nach unten zeigt. Weitere Endschalter befinden sich am anderen Ende der x- und y-Achse und bestimmen deren Maximalwerte beziehungsweise den Endpunkt des jeweiligen Schlittens.

### 4.1.2. Elektromechanischer Antrieb

Das APMS verfügt insgesamt über drei Achsen, die von jeweils einem Schrittmotor angetrieben werden. Grundsätzlich verfügen die Schrittmotoren über eine durch ihren elektromechanischen Aufbau vorgegebene Winkelauflösung. Zusammen mit der in Kapitel 4.1 beschriebenen Mechanik bestimmt die Winkelauflösung der Schrittmotoren die Positioniergenauigkeit der Optik. Um die elektrischen Informationen des Interfaces in eine Drehbewegung des Schrittmotors umzusetzen, wird ein Schrittmotortreiber benötigt. Durch eine geeignete elektrische Ansteuerung der Schrittmotoren lässt sich deren Winkelauflösung verbessern. Somit stellt der Schrittmotortreiber nicht nur das Bindeglied zwischen dem PC-Interface und dem Schrittmotor dar, sondern hat darüber hinaus auch Einfluss auf die Positioniergenauigkeit des APMS. Zum Schutz der Schrittmotortreiber

sowie der Motoren selbst wird der Strom durch die Motoren begrenzt. Die Notwendigkeit dieser Schutzschaltung, die auch das gleichzeitige Einschalten aller Motoren vermeidet, wird in Kapitel 4.3.1 eingehend behandelt.

### **4.1.3. Schrittmotor**

Bei den Schrittmotoren, die im APMS Verwendung finden, handelt es sich um Permanentmagnetmotoren. Diese sind in der Lage, digitale Informationen in mechanische Bewegung umzusetzen. Bei jeder Richtungsänderung des Stroms in einer Motorwicklung wird der Rotor um einen spezifischen Schrittwinkel gedreht. Die Schrittmotoren sind zweiphasig bipolar aufgebaut. Das bedeutet, dass der Motor über zwei Spulenpaare verfügt [28]. Beim bipolaren Betrieb wird die Richtung des Stroms durch die Spulen bei jedem Schritt umgekehrt. Dies verursacht zwar einen relativ hohen Schaltungsaufwand, führt aber zu einer verbesserten Positioniergenauigkeit. Dem elektromechanischen Aufbau der verwendeten Schrittmotoren entsprechend beträgt die Winkelauflösung der Achse  $1,8^\circ$ . Eine Umdrehung der Motorachse lässt sich folglich in 200 Vollschritte unterteilen [4]. Bei einem Vollschritt werden immer beide Spulenpaare gleichzeitig bestromt. Durch die bipolare Ansteuerung sind vier verschiedene Schaltzustände realisierbar.

Wird abwechselnd ein einzelnes Spulenpaar und anschließend beide Spulenpaare bestromt, so sind acht Steuersequenzen möglich. Auf diese Weise lässt sich die elektromechanisch vorgegebene Winkelauflösung des Schrittmotors verdoppeln. Dementsprechend sind 400 Halbschritte für eine Umdrehung der Motorachse notwendig [28].

Die Unterteilung des Drehwinkels und der Winkelauflösung lassen sich durch die Aufteilung eines Vollschrittes in Mikroschritte weiter verfeinern. Erreicht wird dies durch unterschiedliche, aber zueinander fest definierte, gleichzeitig durch die Spulenpaare fließende Ströme [41]. Allerdings steigt die Positioniergenauigkeit im Allgemeinen nicht proportional zur Anzahl der Mikroschritte an.

Bauartbedingt ist nicht jeder Mikroschritt eines Vollschrittes gleich groß. Ein Grund hierfür liegt darin, dass die Drehmomentverläufe unterschiedlicher Schrittmotoren voneinander abweichen können. Eine beliebige Aufteilung eines Vollschrittes in Mikroschritte ist deshalb nicht sinnvoll [76]. Unabhängig von der Positioniergenauigkeit führt die Unterteilung eines Vollschrittes in Mikroschritte zu einem ruhigeren und gleichförmigeren Laufverhalten und reduziert Systemresonanzen [18].

### **4.1.4. Bestimmung der Schrittauflösung**

Die Schrittauflösung stellt die Beziehung zwischen einem Schritt auf einer der Achsen und der physisch zurückgelegten Wegstrecke dar. Sie beschreibt die Genauigkeit, mit

der die Optik relativ zum Untersuchungsobjekt positioniert werden kann. Die Schrittauflösung ist vorgegeben durch den mechanischen Aufbau der Linearführungen, die Winkelauflösung des Schrittmotors sowie dem verwendeten Schrittmotortreiber. Mit Hilfe der in Kapitel 4.2.3 bestimmten Pixeläquivalentlänge kann aus der Verschiebung einer Markierung um einen oder mehrere Schritte auf einer der Achsen die Schrittauflösung bestimmt werden. Abbildung 4.1 zeigt die experimentellen Ergebnisse der Messungen. Aufgetragen ist jeweils die Anzahl der Pixel, um die sich eine feste Markierung verschiebt, in Abhängigkeit der zurückgelegten Schritte. Sowohl die jeweiligen Vorwärts- als auch

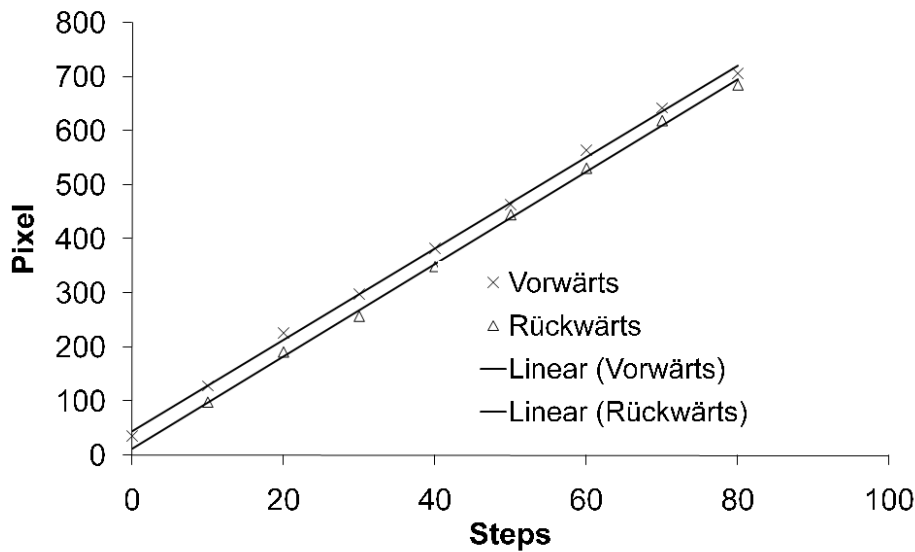


Abbildung 4.1.: Bestimmung der Schrittauflösung und des Umkehrspiels

die Rückwärtsbewegungen wurden unabhängig voneinander gemessen. Während sich aus der Steigung der in Abbildung 4.1 gezeigten Ausgleichsgeraden die Schrittauflösung bestimmen lässt, kann aus der Differenz der y-Achsenabschnitte das Umkehrspiel zwischen Maschinenspindel und Spindelmutter berechnet werden. Die Geradengleichung für die Vorwärts- sowie Rückwärtsbewegung sind gegeben durch:

$$y_{Vor} = (8,46 \pm 0,12) \frac{Pixel}{Step} \cdot x_{Vor} + (44,78 \pm 5,88) Pixel \quad (4.1)$$

$$y_{Rueck} = (8,53 \pm 0,14) \frac{Pixel}{Step} \cdot x_{Rueck} + (12,93 \pm 6,97) Pixel \quad (4.2)$$

Aus den Gleichungen 4.2 und 4.1 ergibt sich eine mittlere Auflösung von  $(8,5 \pm 0,1)$  Pixel pro Schritt. Gemäß Kapitel 4.2.3 besitzt ein Pixel eine Äquivalenzlänge von  $(0,292 \pm 0,006) \mu m$ . Entsprechend ergibt sich eine Schrittauflösung von:

$$1 \text{ Step} = (2,5 \pm 0,1) \mu m \quad (4.3)$$

Die Optik des APMS lässt sich folglich auf  $(2,5 \pm 0,1) \mu m$  genau positionieren. Dieser experimentell gemessene Wert stimmt mit den theoretischen Überlegungen überein. Aus der Steigung der Gewindespindel, der Vollschriffauflösung des Motors und der Mikroschriffauflösung des Schrittmotortreibers kann die Schrittauflösung gemäß folgender Gleichung berechnet werden:

$$\frac{\text{Spindelsteigung}}{\text{Motorauflösung} * \text{Mikroschritte}} = \frac{4000 \mu m}{200 * 8} = 2,5 \mu m \quad (4.4)$$

Abbildung 4.1 zeigt, dass beide Geraden parallel gegeneinander verschoben sind. Bei einer Richtungsumkehr wird folglich die Drehbewegung nicht sofort in eine Bewegung der Lineareinheit umgesetzt. Dieses sogenannte Umkehrspiel ist bedingt durch den mechanischen Aufbau, kann aber durch eine entsprechende Softwarelösung ausgeglichen werden. Die Bestimmung des Umkehrspieles erfolgt anhand der Differenz der beiden y-Achsenabschnitte gemäß den Gleichungen 4.2 und 4.1 der Ausgleichsgeraden. Die zuvor bestimmte Pixeläquivalenzlänge ermöglicht eine Umrechnung der verschobenen Pixel in eine Wegstrecke:

$$\text{Umkehrspiel} = (9,3 \pm 2,6) \mu m \quad (4.5)$$

Das Umkehrspiel zwischen Maschinenspindel und Spindelmuter tritt bei den angetriebenen Linearführungen sowohl in x- als auch in y-Richtung auf, nicht jedoch in z-Richtung. Wegen der Gravitation erhält die z-Achse eine Vorzugsrichtung. Durch das Gewicht des optischen Systems wird die Mechanik „vorgespannt“, so dass das Umkehrspiel zwischen Maschinenspindel und Spindelmuter nicht zum Tragen kommt.

## 4.2. Optik

Die abbildende Optik ist die zentrale Baugruppe des APMS. Zur Visualisierung einzelner auf einer Oberfläche anhaftenden Aerosolpartikel muss die Probe entsprechend beleuchtet werden. Die Art der Beleuchtung entscheidet, ob das vergrößerte Bild aller deponierten Fremdpartikel oder ausschließlich das der Tracerpartikel dargestellt wird. Gerade bei dem Auflichtverfahren besteht das Problem, dass Streulicht den Kontrast des Bildes verringert. Zur Unterdrückung des Streulichtanteiles werden verschiedene

Methoden miteinander verglichen, um eine Maximierung des Kontrastes zu erzielen. Die abschließende Digitalisierung des mikroskopischen Bildes erfolgt mit Hilfe einer Digitalkamera und ermöglicht eine computergestützte Analyse der Bilddaten.

### 4.2.1. Mikroskopische Optik

Die Aufgabe des APMS besteht in der Analyse von deponierten Aerosolpartikeln im Allgemeinen sowie der Analyse von Tracerpartikeln im Besonderen. Zur Abbildung der Tracer- und Gesamtstaubpartikel wird das Konzept der Fluoreszenzlichtmikroskopie mit dem der herkömmlichen Lichtmikroskopie kombiniert. Abbildung 4.2 zeigt den gesamten Aufbau des optischen Systems.

Als Träger der einzelnen optischen Komponenten dient eine speziell zugeschnittene Montageplatte des Mikrobank-Konstruktionssystems der Firma LINOS Photonics GmbH & Co. KG. Alle weiteren mechanischen Komponenten des optischen Aufbaus sind aus dem Produktportfolio des Mikrobanksystems entnommen, nach dessen Produktkatalog sich im Folgenden die verwendeten Bezeichnungen richten.

Die Grundplatte ist direkt auf dem Schlitten der z-Achsen montiert, so dass die abbildende Optik entlang der drei Koordinatenachsen der CNC-Maschine frei im Raum bewegt werden kann. Im Durchlichtverfahren gleicht der Aufbau dem eines klassischen Lichtmikroskopes.

Die in Abbildung 4.2 mit „LED2“ bezeichnete Beleuchtung ist in einem Würfel untergebracht. Sie umfasst sowohl die Strahlungsquelle als auch die entsprechende kollimierende Optik. Über die Irisblende „B2“ kann die Ausdehnung des die Probe beleuchtenden Lichtkegels begrenzt werden. Er ist so zu wählen, dass das Streulicht in Richtung des abbildenden Teils der Optik minimiert wird. Eine detaillierte Erläuterung der Strahlungseigenschaften der Lichtquelle sowie deren elektronische Ansteuerung erfolgt in Kapitel 4.2.2 .

Die auf der transparenten Oberfläche befindlichen Partikel werden bei dieser Anordnung im Hellfeld sichtbar gemacht. Ein Objektiv der Firma Spindler & Hoyer mit 40-facher Vergrößerung erzeugt ein Zwischenbild, das durch ein Okular auf den CCD-Chip einer Kamera der Firma The Imaging Source Europe GmbH abgebildet wird. Die Farbkamera besitzt eine Auflösung von  $744 * 480$  Pixeln, wobei die Pixelanzahl einen Kompromiss zwischen dem Auflösungsvermögen auf der einen und der zur Fokussierung benötigten Rechenzeit auf der anderen Seite darstellt.

Aus den technischen Daten des Objektivs ergibt sich gemäß Gleichung 2.5 eine Numerische Aperatur von 0,65. Wird die mittlere Wellenlänge der Lichtquelle mit  $570 \text{ nm}$  abgeschätzt, so lässt sich mit Hilfe von Gleichung 2.6 die maximale Auflösung berechnen. Der minimale Abstand zwischen zwei Punkten, die gerade noch von einander unterschied-

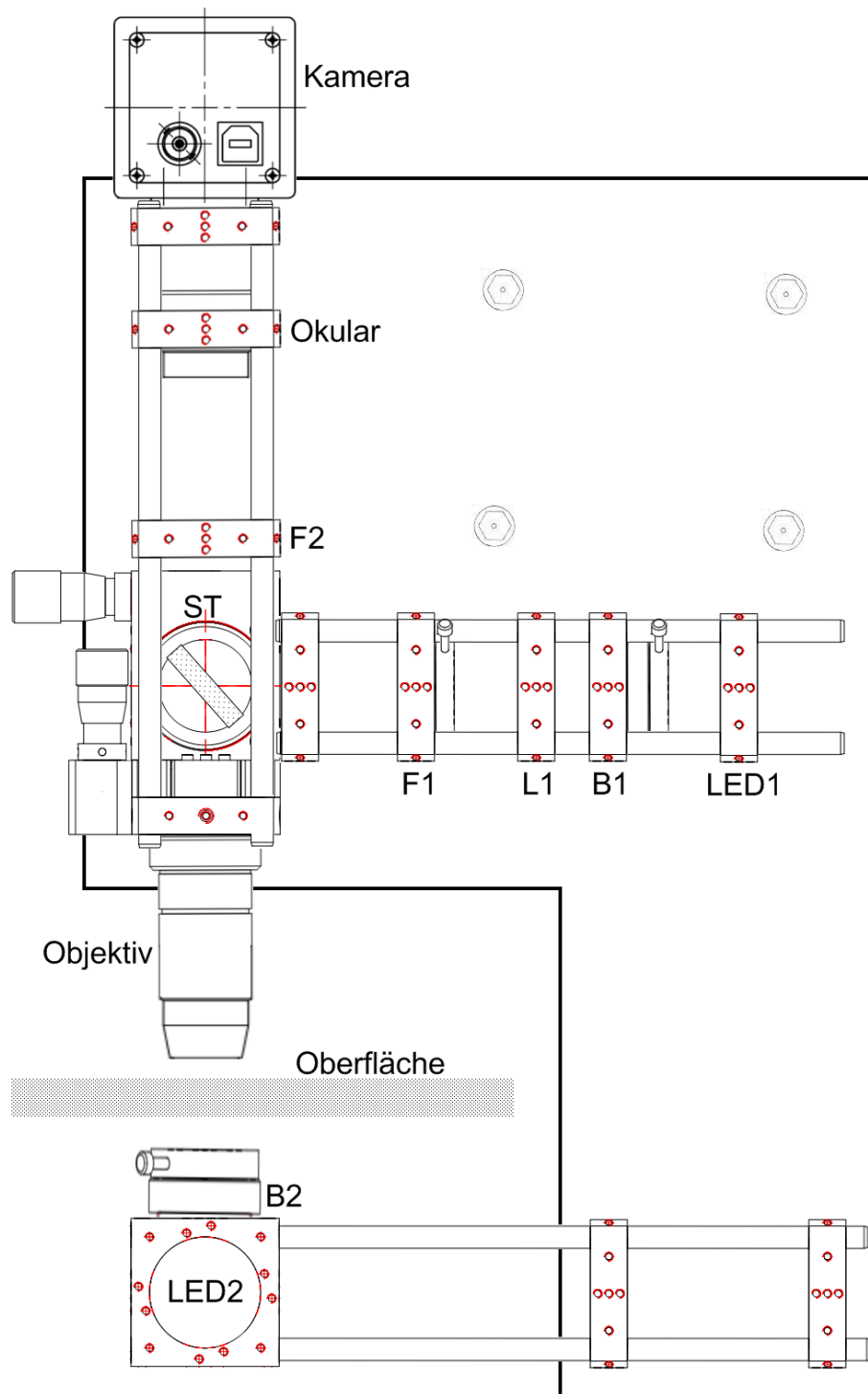


Abbildung 4.2.: Aufbau der optischen Baugruppe

den werden können, beträgt demnach  $0,535 \mu\text{m}$ .

Zwei Bildpunkte auf dem CCD-Chip einer Kamera sind getrennt, wenn sich zwischen zwei gleichartigen Pixeln ein von ihnen verschiedener Pixel befindet. Anders ausgedrückt müssen zwei schwarze Pixel durch einen weißen Pixel separiert werden, damit zwei Bildpunkte sichtbar sind. Die in Kapitel 4.2.3 ermittelte Pixeläquivalentlänge beträgt  $(0,292 \pm 0,006) \mu\text{m}$ . Dementsprechend beträgt der minimale Abstand zweier unterschiedlicher Bildpunkte, die mit der Kamera dargestellt werden können,  $(0,584 \pm 0,012) \mu\text{m}$ . Dieser von der Auflösung der Kamera abhängige Wert ist nur geringfügig größer als das von dem Objektiv abhängige maximale Auflösungsvermögen. Die Ergebnisse belegen, dass die beiden Komponenten, die das Auflösungsvermögen des APMS maßgeblich beeinflussen, gut aufeinander abgestimmt sind. Ein deutlich größeres Auflösungsvermögen der Kamera würde ausschließlich zu einem vergrößerten, allerdings keine weiteren Bildinformationen enthaltenden Bild führen.

Zum Nachweis von Tracerpartikeln wird der optische Aufbau des APMS um eine zweite Lichtquelle „LED1“ erweitert. Das von ihr ausgesandte Licht wird durch die Irisblende „B1“ begrenzt und mit Hilfe einer plankonvex Quarzglaslinse „L1“ fokussiert. Das Licht wird vom Strahlteiler „ST“ um  $90^\circ$  umgelenkt und beleuchtet durch das Objektiv hindurch die auf der Oberfläche anhaftenden Partikel. Dies ist zweckmäßig, da ausgehend von jedem Punkt der mit UV-Licht beleuchteten Partikeloberfläche die Intensität des abgestrahlten Lichtes — bei homogener Abstrahlung des Fluoreszenzlichtes — in Richtung der einfallenden UV-Strahlung am höchsten ist. Dies gilt, solange das Fluoreszenzvermögen des betreffenden Stoffes nicht ausgeschöpft ist [24]. Auf der der anregenden Strahlung abgewandten Seite hingegen wird die Intensität am geringsten sein. Demzufolge ist es von Vorteil, die Tracerpartikel aus der Richtung der Beobachtungsoptik zu beleuchten. Auf diese Weise gelangt die höchste Fluoreszenzintensität auf das abbildende CCD.

Die beiden Lichtquellen „LED1“ und „LED2“ ermöglichen es, die Gesamtstaubprobe mit UV-Licht aus Beobachtungsrichtung (Auflicht) und mit weißem Licht aus der entgegengesetzten Richtung (Durchlicht) zu bestrahlen. Im Fall des Auflichtverfahrens zeichnen sich die fluoreszierenden Partikel gegen einen dunklen Hintergrund ab, während sich im Durchlichtverfahren alle auf der Oberfläche befindlichen Partikel dunkel von einem helleren Hintergrund abheben.

Emittiert die Lichtquelle „LED1“ monochromatische, die Fluoreszenz der Tracerpartikel anregende Strahlung, so kann auf einen Anregungsfilter „F1“, der das Spektrum der Lichtquelle beschränkt, verzichtet werden. Identisch zum Durchlichtverfahren wird das von den Tracerpartikeln abgestrahlte Fluoreszenzlicht mit Hilfe des Objektivs und des Okulares auf dem Bildsensor der Kamera abgebildet.

Ein Großteil des zur Beleuchtung der Probe bereitgestellten Lichtes wird entweder direkt

von der Oberfläche oder der nachfolgenden Optik absorbiert. Ein Teil wird jedoch an der Oberfläche sowie an den optischen Komponenten reflektiert, beziehungsweise von nicht fluoreszierenden Partikeln gestreut und von der Kamera erfasst.

### **Kontrast-Effizienz-Maximierung**

Im Aufsichtverfahren vermindern vor allem unerwünschte Reflexionen des anregenden UV-Lichtes den Kontrast zwischen den fluoreszierenden Tracerpartikeln und dem Hintergrund. Dies ist unerwünscht, weil erst ein hoher Kontrast eine zuverlässige Unterscheidung zwischen den Tracerpartikeln und den im Bild des Hintergrundes enthaltenen Partikeln ermöglicht. Gesucht wird demnach ein Verfahren, das den Kontrast maximiert und gleichzeitig nicht die Intensität des Fluoreszenzlichtes abschwächt.

Im Folgenden werden vier verschiedene optische Anordnungen miteinander verglichen. Während bei der ersten Variante auf einen Sperrfilter<sup>3</sup> verzichtet wurde, kam bei der zweiten Variante ein Polarisationsfilter zum Einsatz, der parallel zum Polarisator des anregenden UV-Lichtes ausgerichtet war. Bei der dritten Variante wurde der Polarisationsfilter um 90° gegen den Polarisator gedreht, die vierte Variante verwendet als Sperrfilter einen Langpassfilter.

Bei unverändertem Versuchsaufbau wurden mit allen vier Anordnungen Abbildungen einer transparenten Oberfläche erstellt, auf der ein Gemisch aus fluoreszierenden Tracerpartikeln und nicht fluoreszierenden Kalziumkarbonat-Partikeln deponiert wurde. Anschließend erfolgte die Histogrammisierung der gemessenen Helligkeitsinformation der Pixel für jede der Varianten. Abbildung 4.3 zeigt exemplarisch die in einem gemeinsamen Histogramm dargestellten Ergebnisse der beiden Polarisationsfiltervarianten. Die jeweils histogrammisierten Helligkeitswerte der Pixel unterscheiden sich bei beiden dargestellten Varianten deutlich voneinander. Ist der Polarisationsfilter um 90° gegen den Polarisator des anregenden UV-Lichtes gedreht, so wird der direkt reflektierte Anteil sowie ein Großteil des diffus reflektierten Anteils des anregenden Lichtes absorbiert. Der Hintergrund erscheint folglich dunkler, erkennbar an dem nach links verschobenen Maximum der Verteilung. Jedoch wird auch der größte Teil des von den Tracerpartikeln ausgesendeten Fluoreszenzlichtes absorbiert. Die Anzahl der Pixel, deren Signalthöhe einem Helligkeitswert von 255 entspricht, fällt dementsprechend deutlich kleiner aus als bei nicht gedrehten Polarisator.

Gesucht wird eine Größe, die ein Maß für ein ausgewogenes Verhältnis zwischen dem Bildkontrast auf der einen Seite und der Empfindlichkeit des APMS auf der anderen Seite darstellt. Im Helligkeits-Histogramm kann erfahrungsgemäß fluoreszierenden Tra-

---

<sup>3</sup>siehe dazu auch Abbildung 2.7



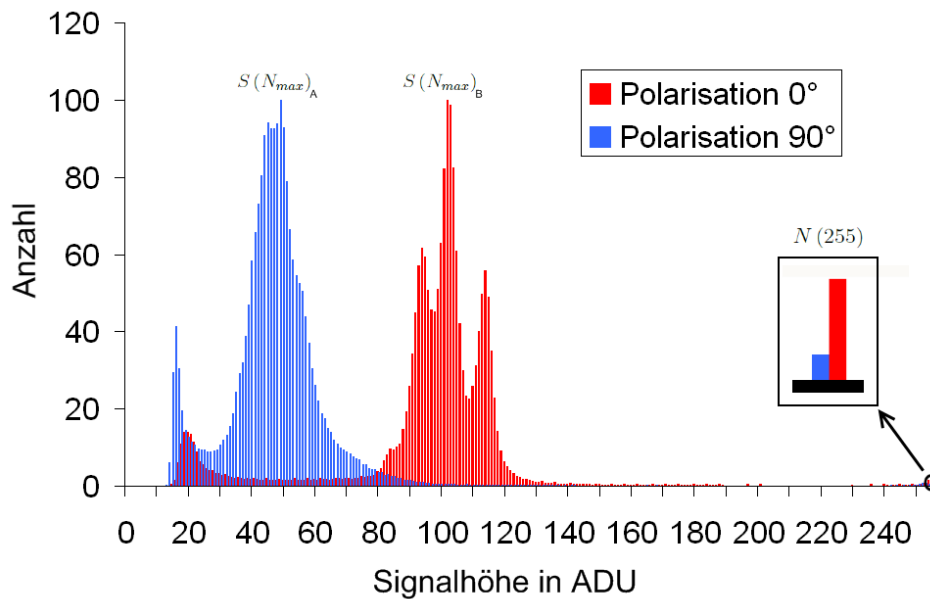


Abbildung 4.3.: Helligkeits-Histogramme für APMS-Aufnahmen mit und ohne gedrehtem Polarisator

cerpartikeln eine Signalhöhe von 255 zugeordnet werden. Die Anzahl der Histogrammeinträge bei einer Signalhöhe von 255, bezeichnet mit  $N(255)$ , ist dementsprechend ein Maß für die Sensitivität des Systems.

Der Kontrast einer Abbildung ist um so größer, je unterschiedlicher die Helligkeit zwischen dem Hintergrund und den Tracerpartikeln ausfällt. Die Helligkeit des Hintergrunds wird durch die Signalhöhe  $S(N_{max})$  repräsentiert, bei der die meisten Einträge im Histogramm zu finden sind.

Entsprechend sollte die Helligkeit des Hintergrunds  $S(N_{max})$  möglichst klein und die Anzahl der gefundenen Tracerpartikel  $N(255)$  möglichst groß ausfallen. Der Quotient aus  $N(255)$  geteilt durch  $S(N_{max})$  bietet folglich eine Möglichkeit, die einzelnen Varianten miteinander zu vergleichen. Ist der Quotient maximal, liefert das Verfahren sowohl einen guten Kontrast, der entsprechend Kapitel 4.4.2 für die Bestimmung der Projektionsfläche der Partikel wichtig ist, als auch eine hohe Effizienz beim Nachweis von Tracerpartikeln. Abbildung 4.4 zeigt jeweils den Quotienten  $N(255)/S(N_{max})$ , der für jedes einzelne Verfahren experimentell bestimmt wurde. In der ersten Variante wird kein Filter verwendet. Der Kontrast zwischen dem Hintergrund und den Tracerpartikeln fällt dementsprechend gering aus, während die Anzahl der gefundenen weißen Partikel hoch

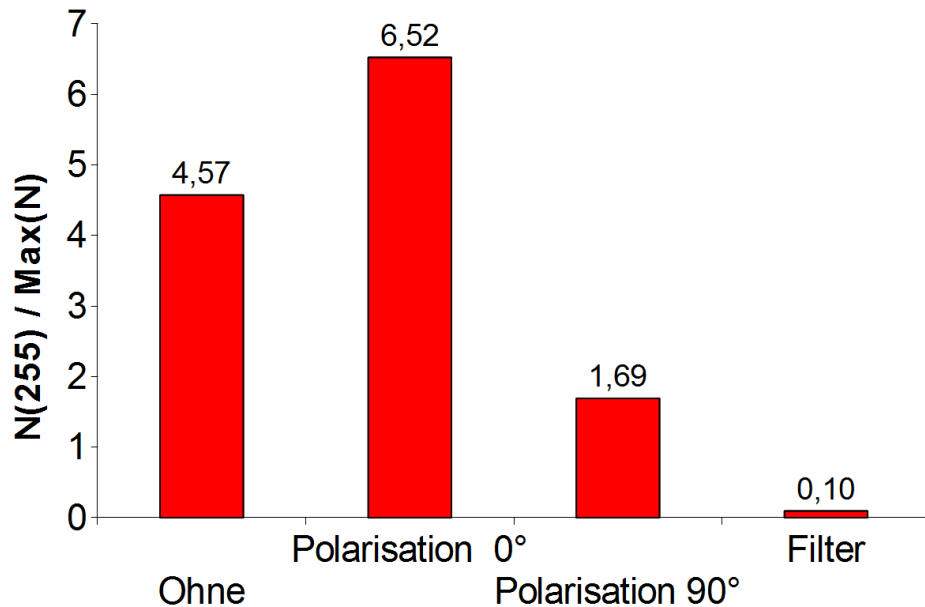


Abbildung 4.4.: Vergleich der einzelnen Verfahren zur Filterung des anregenden UV-Lichtes

ist. Als Folge dieser Anordnung besteht die Gefahr von Fehlklassifikationen.

Durch die Verwendung eines Polarisators verbessert sich der Kontrast. Je nach dem, ob der Polarisator gedreht ist (Variante 3) oder nicht (Variante 2), verringert oder erhöht sich die Anzahl, der einen Helligkeitswert von 255 besitzenden Pixel, um den Faktor 12. Ein Farbfilter reduziert den Anteil des UV-Lichtes am deutlichsten. Jedoch verringert sich bei dieser vierten Variante auch die Anzahl der gefundenen weißen Pixel signifikant. Der Vergleich aller vier Varianten zeigt, dass das Verhältnis  $N(255) / S(N_{max})$  den größten Wert bei der zweiten Variante annimmt. Dementsprechend finden bei dem APMS zwei Polarisatoren Verwendung, deren Polarisierungsebenen parallel zueinander stehen.

Das Verfahren nutzt aus, dass diffuse Reflexionen polarisiertes Licht in unpolarisiertes umwandeln [5], während bei dem von den Tracerpartikeln abgestrahltem Fluoreszenzlicht die Polarisation weitgehend erhalten bleibt [24]. Licht wird von Molekülen vorzugsweise absorbiert, wenn deren Übergangsmomente der Absorption parallel zum elektrischen Vektor des Lichtes angeordnet sind. Aus dieser selektiven Anregung resultiert eine teilweise polarisierte Emission. Dabei ist die Orientierung der Übergangsmomente der Absorption und der Emission des Fluors molekulspezifisch. Der relative Winkel zwi-

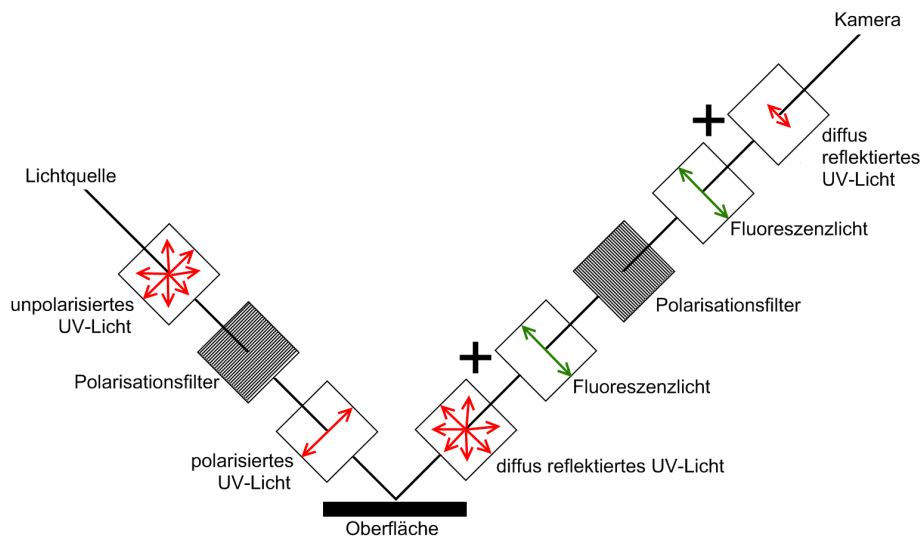


Abbildung 4.5.: Absorbtion diffuser Reflexionen

schen den beiden Übergangsmomenten bestimmt dabei die Größe der Polarisation  $P$ , die folgendermaßen definiert ist:

$$P = \frac{I_{\parallel} - I_{\perp}}{I_{\parallel} + I_{\perp}} \quad (4.6)$$

Bedingt durch die statistische Verteilung der fluoreszierenden Moleküle findet keine 100-prozentige Polarisation statt, sondern es werden maximal Werte um  $P = 0,5$  gemessen [64]. Dementsprechend ist die Intensität des emittierten Lichtes, das die gleichen Polarisation besitzt wie die zuvor absorbierte elektromagnetische Welle, um einen Faktor zwei höher als das dazu senkrecht polarisierte Licht.

Abbildung 4.5 verdeutlicht die auftretenden Polarisationen im Strahlengang des APMS. Zunächst wird das Licht der UV-Quelle mit Hilfe eines Polarisators linear polarisiert. Durch diffuse Reflexionen im Tubus und im optischen System des APMS verliert ein Teil des Lichtes seine lineare Polarisation. Der nicht reflektierte Anteil des Lichtes trifft auf die zu untersuchende Oberfläche. Der größte Teil des anregenden Lichtes wird transmittiert, beziehungsweise an nicht fluoreszierenden Partikeln gestreut. An der Oberfläche direkt reflektiertes anregendes Licht verliert im Gegensatz zu diffus reflektiertem Licht die Polarisation nicht [5].

Sind auf der Oberfläche Tracerpartikel vorhanden, so werden diese angeregt, wobei das Fluoreszenzlicht die Polarisation des anregenden Lichtes beibehält. Zur Kamera gelangt

folglich linear polarisiertes Fluoreszenzlicht und ein Teil des jetzt weitgehend unpolarisierten UV-Lichtes. Ein zweiter Polarisator vor der Kamera, der nicht gegen den ersten Polarisator gedreht ist, lässt das Fluoreszenzlicht und direkt gestreutes UV-Licht ungehindert passieren, während das restliche UV-Licht zum überwiegenden Teil absorbiert wird. Auf diese Weise wird der Anteil der Hintergrundstrahlung ohne Beeinträchtigung des von den Tracerpartikeln ausgesendeten Lichts verringert.

### 4.2.2. Beleuchtung

Zur Beleuchtung der Oberfläche wird eine Lichtquelle gesucht, die das gesamte sichtbare Spektrum des Lichtes möglichst homogen abdeckt. Sind im Gegensatz dazu ausschließlich die in der Gesamtstaubprobe befindlichen Tracerpartikel von Interesse, so wird deren fluoreszierende Eigenschaft genutzt. Dazu muss die Probe, wie bereits in Kapitel 3.4 beschrieben, mit nahem ultravioletten Licht angeregt werden. Folglich ist es zweckmäßig, die Probe mit zwei verschiedenen Lichtquellen sowohl abwechselnd als auch gleichzeitig beleuchten zu können.

Häufig wird als ultraviolette Lichtquelle eine Kombination aus einem Temperaturstrahler oder einer Gasentladungslampe sowie einem Anregungsfilter, der das Spektrum auf den gewünschten Wellenlängenbereich einschränkt, eingesetzt [11].

Eine seit kurzem verfügbare Alternative stellen Leuchtdioden dar, deren monochromatische Lichtemission im gewünschten Spektralbereich liegt. Um eine einheitliche Helligkeitssteuerung zu ermöglichen, bietet sich die Verwendung von Leuchtdioden für beide Lichtquellen an.

#### Leuchtdioden

Leuchtdioden oder LEDs basieren auf Halbleiterverbindungen, die den elektrischen Strom direkt in Licht umwandeln. Sie sind mit unterschiedlichen Emissionsspektren verfügbar und können darüber hinaus einen sehr begrenzten Spektralbereich besitzen, so dass das Licht nahezu monochromatisch ist. Im Vergleich zu UV-Lampen weisen UV-LEDs einen deutlich geringeren Stromverbrauch, eine längere Lebensdauer, eine kleinere Bauform und eine hohe Belastbarkeit auf [74].

Zu Beginn des Projektes im Jahre 2006 war nur eine geringe Anzahl an LEDs verfügbar, deren Emissionsspektrum im nahen ultravioletten Bereich lag und die eine ausreichende optische Leistung besaßen. Die Auswahl fiel auf eine UV-LED Modell NCSU034A(T) von der Firma Nichia. Diese Leuchtdiode erzielt ihre maximale Leistung bei einer Wellenlänge von 390 nm. Die Halbwertbreite liegt bei 10 nm, die optisch emittierte Leistung minimal bei 350 mW und maximal bei 390 mW. Das gesamte Emissionsspektrum wird

in Abbildung 4.7(a) wiedergegeben.

Um eine optische Leistung von  $390\text{ mW}$  zu erzielen, fließt durch die Leuchtdiode ein Strom von  $500\text{ mA}$  bei einer anliegenden Spannung von  $4,3\text{ V}$ . Dementsprechend werden nur  $18\%$  der aufgenommenen Leistung in Licht und  $82\%$  in Wärme umgewandelt. Da die optische Ausgangsleistung der LED bei steigender Kristalltemperatur sinkt [74], muss die Wärme möglichst schnell abgeführt werden. Dies geschieht zum einen mit Hilfe eines entsprechenden Kühlkörpers, zum anderen wird die anfallende Wärme über die Mechanik des Versuchsaufbaus abgeführt.

Das mittlere Emissionsspektrum der UV-LED liegt im oberen Bereich des angestrebten Frequenzbereiches. In Vorversuchen konnte jedoch gezeigt werden, dass die Wellenlänge der Leuchtdiode ausreichend klein ist, um die Fluoreszenz der Visolitepartikel anzuregen.

Abbildung 4.6 zeigt exemplarisch die Mikroskopaufnahme einer Staubprobe, der Visolite Tracerpartikel hinzugefügt wurden. Die Probe wurde mit der zuvor beschriebenen LED beleuchtet und mit Hilfe eines Mikroskops abgebildet. Anhand Abbildung 4.6 kann phänomenologisch gezeigt werden, dass die UV-LED in der Lage ist, die Fluoreszenz der Tracerpartikel anzuregen.

Weiß LEDs werden unter anderem realisiert, in dem dünner Yttrium-Aluminium-Granat Leuchtstoffschichten mit blauen Hochleistungs LEDs kombiniert werden [10]. Im APMS findet ein LED-Modul mit aufgesetztem Kollimator vom Typ Luxeon Star/O Verwendung. Das LED-Modul ist mit unterschiedlichen Emissionsprofilen erhältlich. Um eine Anregung der Fluoreszenz der Tracerpartikel zu vermeiden, wurde als Farbton warm-weiß gewählt. Dies entspricht einer Farbtemperatur von  $3800\text{ K}$ . Das gesamte Emissionsspektrum der weißen LED wird aus Abbildung 4.7(b) ersichtlich. Die LED beginnt bei einer Wellenlänge von  $400\text{ nm}$  Licht zu emittieren. Bei  $450\text{ nm}$  erreicht die emittierte optische Leistung 20 Prozent der bei  $640\text{ nm}$  maximal emittierten Leistung [55].

Ein Vergleich der beiden in Abbildung 4.7(b) und Abbildung 4.7(a) gezeigten Emissionsspektren zeigt, dass es nur eine geringe Überschneidung in einem Wellenlängenbereich von  $400\text{ nm}$  gibt. Die emittierten optischen Leistungen der beiden LEDs sind in diesem Bereich bereits auf ein Bruchteil der maximal emittierten Leistungen abgefallen.

### 4.2.3. Bestimmung der Pixeläquivalentlänge

Durch den Aufbau des optischen Systems wird der für die Berechnung der Projektionsfläche wichtige Parameter der Pixeläquivalentfläche festgelegt. Er ermöglicht eine Umrechnung zwischen der Pixelanzahl einer Partikelprojektion und deren „realer“ Pro-

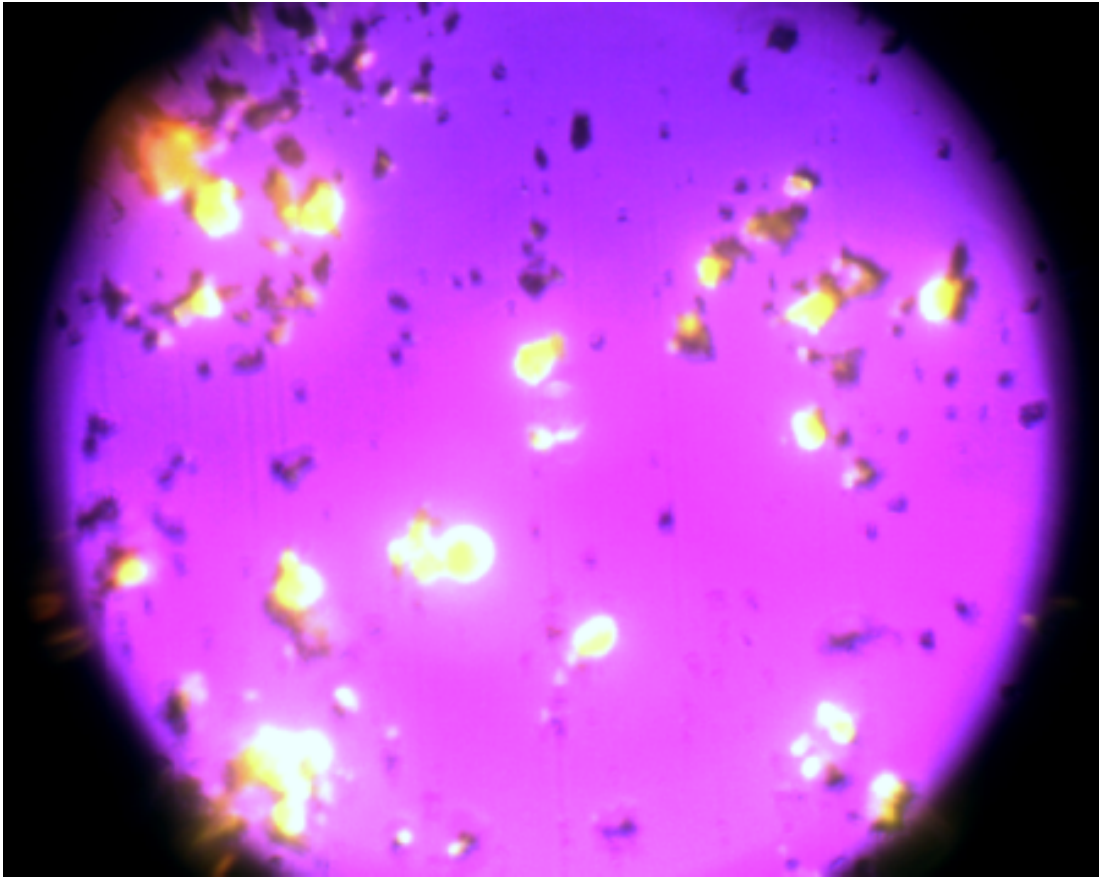


Abbildung 4.6.: Mikroskopaufnahme einer Staubprobe, der BHA-VisoLite Tracerpartikel hinzugefügt wurden, beleuchtet mit einer UV-LED Model NCSU034A(T)

jektionsfläche eines Partikels. Dementsprechend ist die Pixeläquivalentfläche der wichtigste Systemparameter des APMS, weil er einen direkten Einfluss auf das Messergebnis hat.

Das optische Auflösungsvermögen des APMS wird vor allem durch die Wellenlänge des von den LED emittierten Lichtes, die optischen Komponenten und durch die Anzahl der Bildpunkte der abbildenden Kamera bestimmt. Die Pixeläquivalentlänge definiert bei quadratischen Pixeln den maximalen Abstand zwischen zwei Objekten, die sich auf einer Geraden parallel zur Pixelkante befinden und gerade noch gemeinsam von einem einzelnen Pixel der Kamera dargestellt werden. Die Pixeläquivalentlänge ermöglicht es,

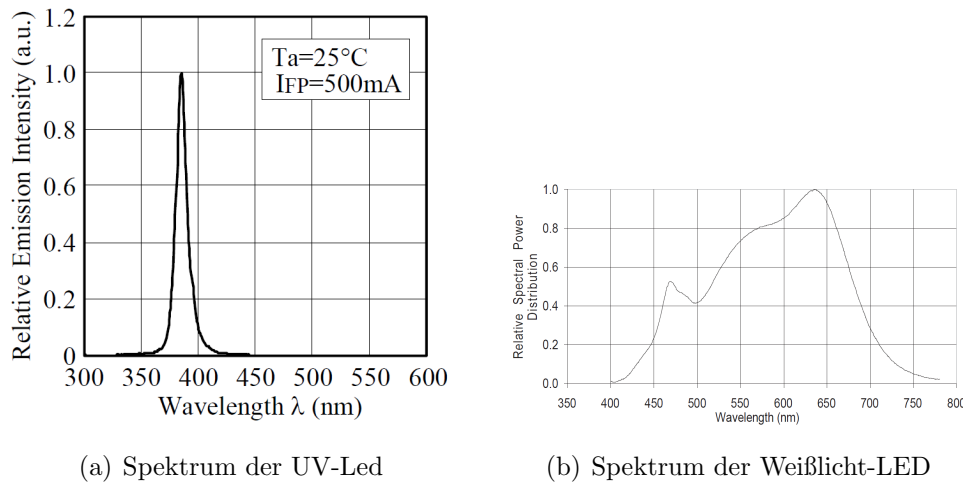


Abbildung 4.7.: Emissionsspektren der beiden Lichtquellen des APMS

aus der Abbildung eines mit dem APMS untersuchten Objektes auf dessen Größe beziehungsweise auf dessen Fläche zu schließen.

Zur Bestimmung der Äquivalentlänge wird das Bild einer „Kalibrierungsplatte“ der Firma Motic untersucht. Auf der transparenten Glasplatte sind in einem Abstand von  $10 \mu\text{m}$  Marken angeordnet. Die Pixeläquivalentlänge berechnet sich durch den Quotienten aus dem metrischen Abstand der Marken geteilt durch die Anzahl der zwischen zwei Marken befindlichen Pixel. Die mehrfach an verschiedenen Marken der „Kalibrierungsplatte“ wiederholte Messung ermöglicht die Bestimmung der mittleren Pixeläquivalentlänge sowie deren Fehler.

Für das APMS in der zuvor beschriebenen Konfiguration ergibt sich eine Pixeläquivalentlänge von:

$$\text{Pixeläquivalentlänge} = (0,292 \pm 0,006) \mu\text{m} \quad (4.7)$$

Zur Überprüfung dieses Messergebnisses wurde die Pixeläquivalentlänge durch ein zweites unabhängiges Verfahren bestimmt. Eine Aluminiumplatte mit einem rechteckigen Ausschnitt, dessen Abmessungen zuvor mit einer Schieblehre zu bestimmen waren, wurde mit dem APMS vermessen. Aus der Anzahl der Steps, die notwendig sind, um das Objektiv vom linken bis zum rechten Rand des Ausschnittes zu bewegen, kann die Länge eines Steps berechnet werden. Im Anschluss an diese Messung wird ein beliebiges Objekt betrachtet und abgebildet. Wird das Objektiv um wenige Steps verschoben und eine zweite Abbildung erstellt, kann aus dem Vergleich der beiden Bilder die Verschiebung des Objektes bei einem zurückgelegten Weg von einem Step in Pixeln berechnet werden.

Anhand dieser beiden Messungen lässt sich dann die Pixeläquivalentlänge ermitteln. Die auf diese Weise bestimmte Länge stimmt in ihren Fehlergrenzen mit dem Ergebnis der vorangestellten Methode überein. Der Messfehler des zweiten Verfahrens ist jedoch deutlich höher als der vergleichbare Fehler der ersten Messung.

Aus der experimentellen Bestimmung der Pixeläquivalentlänge und dem im Kapitel 2.6 vorgestellten „10-Pixelkriterium“ ergibt sich die Fähigkeit des APMS, Partikel mit einem Projektionsdurchmesser, der größer als  $3 \mu\text{m}$  ist, mit einem Messfehler  $< 10\%$  zu messen. Der Messbereich des APMS ist damit bezüglich seiner unteren Grenze vergleichbar mit einem Aerosolspektrometer vom Typ 1.108 der Firma Grimm Aerosol Technik im 8-Kanal Modus. Es ist jedoch zu beachten, dass das APMS den Partikelprojektionsdurchmesser berechnet, während das Spektrometer den Streulichtdurchmesser eines Partikels bestimmt.

Aus der Pixeläquivalentlänge kann durch Quadrieren die Pixeläquivalentfläche berechnet werden. Sie entspricht der Fläche eines Objektes, das von genau einem Pixel dargestellt wird.

$$\text{Pixeläquivalentfläche} = (0,08526 \pm 0,00004) \mu\text{m}^2 \quad (4.8)$$

Anhand der Pixeläquivalentfläche kann die von der Bildauswertung in Pixeln bestimmte Projektionsfläche eines Partikels in Quadratmeter umgerechnet werden. Sie stellt somit die Grundlage dar, um den Projektionsdurchmesser der untersuchten Partikel zu berechnen.

### 4.3. PC-Interface

Das PC-Interface ist die Verbindung zwischen dem Computer und der angeschlossenen Regel- und Steuerelektronik. Beruhend auf dem IEEE 1284 Standard besteht das Interface aus einer PCI-Einsteckkarte im Computer und einer externen Schaltung, die über ein 25-poliges Kabel miteinander verbunden sind. Insgesamt definiert der IEEE 1284 Standard acht bidirektionale, vier Ausgangs- und fünf Eingangs-Ports [6]. Die aktuellen Signalpegel auf den Eingangs- beziehungsweise Ausgangsleitungen werden mittels Leuchtdioden optisch dargestellt.

Das Interface wandelt den TTL-Pegel ( $+5 V$  und  $0 V$ ) des IEEE 1284 Standards in einen Pegel zwischen  $0 V$  und einer im Bereich von  $3 V$  bis  $50 V$  frei wählbaren maximalen Spannung um. Die Obergrenze des maximalen Ausgangsstroms beträgt  $500 \text{ mA}$  [61].

Basierend auf einem integrierten Schaltkreis, der ein oktales Darlington Transistor Array beherbergt, ist die Schaltung des externen Interfaces aus fünf separaten Pegelwandlern aufgebaut. Zwei der Wandler dienen als LED-Treiber zur Anzeige der Pegel; die anderen drei stellen die Verbindung zwischen dem Interface und der elektronischen Steuerung der



Beleuchtung, den Schrittmotortreibern und den Endschaltern der CNC-Maschine her. Der gesamte Schaltplan kann dem Anhang A entnommen werden.

Um eine Ausbreitung von Störpegeln auf den Signalleitungen zu unterbinden, sind diese zwischen dem Interface und der Schrittmotorensteuerung mit Hilfe von Opto-Kopplern von einander getrennt. Dies gilt auch für die Endschalter (Kapitel 4.1.1), während die Steuerung der Beleuchtung (Kapitel 4.3.2) direkt mit dem PC-Interface verbunden ist.

### 4.3.1. Schrittmotortreiber

Der Schrittmotortreiber setzt die digitalen Signale des Interfaces in die entsprechende Drehbewegung des Schrittmotors um. Dabei wird für jeden der drei Antriebsstränge ein eigener Schrittmotortreiber benötigt. Die elektronische Steuerung beruht auf einem Mikroschritt-PWM-Konstantstrom-Treiber der Firma Nanotec vom Typ IMT-901. In diesem Baustein wird ein sinusähnlicher Mikroschritt erzeugt. Die einzelnen Spulen werden mit den Leistungsausgängen des ICs verbunden und entsprechend bestromt [18].

Abbildung A.3 im Anhang A zeigt den gesamte Schaltplan eines Schrittmotortreibers. Zentraler Baustein ist das IC IMT-901, das insgesamt über sechs Steuereingänge verfügt. Steigt die Flanke des Signals am Takteingang an, wird der Schrittmotor um einen voreingestellten Schritt gedreht. Um die Winkelauflösung des Schrittmotors festzulegen, stehen zwei Steuereingänge zur Verfügung. Bei einer elektromechanisch vorgegebenen Winkelauflösung von  $1,8^\circ$  kann der Schrittmotortreiber die Auflösung durch eine entsprechende Bestromung der Spulen des Schrittmotors auf  $0,9^\circ$ ,  $0,45^\circ$  beziehungsweise auf  $0,225^\circ$  verbessern. Die Winkelauflösung aller Schrittmotoren des APMS ist auf einen Wert von  $0,225^\circ$  fest eingestellt. Eine Drehung des Schrittmotors um diesen Winkel wird im Folgenden als 1 Step bezeichnet. Dem entsprechend sind insgesamt 1600 Steps notwendig, um die Achse des Schrittmotors einmal um sich selbst zu drehen.

Die Drehrichtung des Schrittmotors wird von dem am Richtungseingang anliegenden Pegel bestimmt. Darüber hinaus verfügt der Baustein über einen Enable-Eingang, der abhängig vom anliegenden Pegel die Spulen des angeschlossenen Schrittmotors mit der Stromquelle des IMT-901 verbindet. Ein Low-Pegel am Ref-In-Eingang ermöglicht die Verringerung des Spulenstromes um 65 Prozent. Dies ist besonders beim Stillstand des Motors sinnvoll, da eine Absenkung des Haltestroms zu einer geringeren Erwärmung führt [18].

Verändert der Schrittmotortreiber den Strom durch die Spulen des Schrittmotors, ändert sich der magnetische Fluss in den Spulen. Die auftretenden Induktionsspannungen wirken der Änderung des magnetischen Flusses entgegen [22] und müssen durch Freilaufdioden abgeleitet werden. Trotzdem kann es vorkommen, dass sich Überspannungen auf den Signalleitungen ausbreiten. Aus diesem Grund sind die Leitungen, die die einzelnen

Treiber mit dem PC-Interface verbinden, über Optokoppler elektrisch isoliert, so dass die restliche elektronische Steuerung des APMS vor Störungen geschützt wird.

### **Schutz der Schrittmotortreiber**

Bei einer Ausgangsspannung von  $40\text{ V}$  liegt der maximale Ausgangsstrom eines einzelnen Schrittmotortreibers in der Spitze bei  $2,5\text{ A}$  [18]. Zur Versorgung der drei Antriebsstränge wird eine Leistung von  $300\text{ W}$  benötigt. Gerade beim Einschalten der Schrittmotoren kann es zu induktiv bedingten Lastspitzen kommen, die durch eine Schutzschaltung, die sich zwischen den Netzteilen und den Schrittmotortreibern befindet, verhindert werden. Die in Abbildung A.4 dargestellte Schaltung aktiviert nacheinander die Enable-Eingänge der Treiber, wobei der Zeitpunkt, an dem die einzelnen Schrittmotoren bestromt werden, in gewissen Grenzen frei gewählt werden kann. Außerdem regelt die Schaltung die an jedem der drei Schrittmotortreiber anliegende Spannung und begrenzt den Stromfluss auf einen maximalen Wert.

### **4.3.2. Elektronische Regelung der Beleuchtung**

Der Zusammenhang zwischen der emittierten Strahlungsleistung der in Kapitel 4.2.2 beschriebenen Leuchtdioden und deren elektrischer Leistungsaufnahme wird durch die Kennlinien der LEDs beschrieben. Abbildung 4.8 zeigt sowohl die Abhängigkeit des durch die UV-Leuchtdiode fließenden elektrischen Stromes von der anliegenden Spannung als auch die Abhängigkeit der emittierten optischen Leistung vom elektrischen Stromfluss. Charakteristisch ist sowohl der nahezu lineare Zusammenhang zwischen dem Stromfluss durch die LED und der emittierten optischen Leistung als auch die Strom-Spannungskennlinie, die das typische Verhalten einer Diode aufweist. Um die Helligkeit, also die emittierte optische Leistung einer LED, regulieren zu können, muss die elektrische Leistungsaufnahme der Leuchtdiode verändert werden. Dies kann durch drei verschiedene Betriebsarten geschehen:

1. Ausgehend von einer konstanten Versorgungsspannung kann die LED mit einem geeigneten Vorwiderstand betrieben werden. Problematisch bei dieser Beschaltung ist die Tatsache, dass sich bei steigender Kristalltemperatur der Widerstand der LED verringert. Steigt die Versorgungsspannung nur um einen Bruchteil an, sinkt durch die starke Stromänderung und der damit verbundenen Erhöhung der Kristalltemperatur der Widerstand der LED. Dies führt zu einer weiteren Erhöhung des Stromes und schlussendlich zu einer Zerstörung der LED. Besonders bei Leistungs-LEDs, wie dem LED-Modul Luxeon Star/O und der verwendeten UV-LED, kann

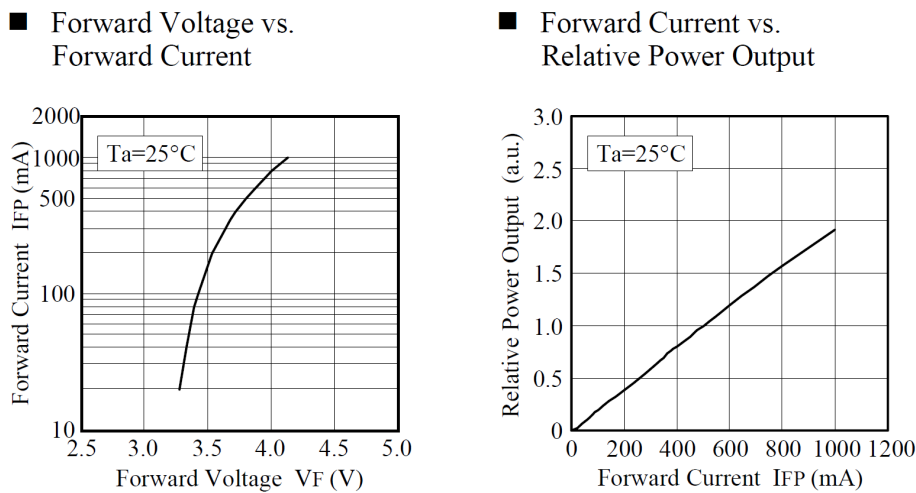


Abbildung 4.8.: UI-Kennlinie der UV-LED sowie die Abhängigkeit der optischen Leistung des durch die LED fließenden elektrischen Stromes [19]

der Arbeitspunkt der Leuchtdioden durch einen Vorwiderstand während einer längeren Betriebsdauer nur labil, kurzzeitig höchstens indifferent eingestellt werden.

2. Bei einem Betrieb der LED an einer Konstantstromquelle entfällt das Problem der nichtlinearen Abhängigkeit von der Versorgungsspannung. Darüber hinaus ist die Stellgröße — der elektrische Strom — direkt proportional zur Sollgröße — der Helligkeit — der LED. Linearregler bilden die Grundlage für Konstantstromquellen, deren Ausgangsstrom variabel einstellbar ist.
3. Im Gegensatz zu Linearreglern haben Schaltregler wesentlich geringere Verlustleistungen. Es handelt sich dabei um gepulste Konstantstromquellen, bei der das Verhältnis zwischen Ein- und Auszeit des Schaltgliedes den mittleren Energiefluss und somit die Helligkeit der LED bestimmt. Die üblichen Taktfrequenzen liegen dabei zwischen 20kHz und 200kHz [48].

Die lineare Abhängigkeit der emittierten Lichtleistung von dem elektrischen Strom durch die Leuchtdiode ist ein wichtiger Grund dafür, Leistungs-LEDs an einer Konstantstromquelle zu betreiben [48]. Sowohl Linearregler als auch Schaltregler ermöglichen eine Regelung des Stromflusses durch die Leuchtdiode. Die Schaltfrequenz eines solchen Reglers

liegt typischerweise im mittleren bis oberen Kilohertz-Bereich. Jedoch kann gerade bei Verwendung von Hochleistungs-LEDs und hohen Bildwiederholraten der abbildenden Kamera eine inhomogene Beleuchtung nicht ausgeschlossen werden. Aus diesem Grund wurde das Konzept der linearen Konstantstromquelle weiter verfolgt.

Um die Stromquelle sowohl an die in Kapitel 4.3 beschriebenen Vorgaben des Interfaces als auch an die beiden Lichtquellen des APMS anzupassen, wurde die Beleuchtungssteuerung aus einzelnen Komponenten aufgebaut. Ein 8 – *Bit* Schieberegister bildet zusammen mit einem Widerstandsnetzwerk einen so genannten „R2R-Digital-Analog-Wandler“. Dieser wandelt das digitale Signal des Interfaces in eine analoge Spannung um, die über einen variablen Spannungsteiler an dem nicht invertierten Eingang eines Operationsverstärkers anliegt. Über einen Messwiderstand und die zu steuernde LED ist der Ausgang des Operationsverstärkers mit der Systemmasse verbunden. Die über den Widerstand abfallende Spannung ist proportional zu dem durch die LED fließenden Strom. Diese Spannung wird auf den invertierenden Eingang des Operationsverstärkers gegeben. Bei einem (idealen) Operationsverstärker wird die Differenz der an den beiden Eingängen anliegenden Spannungen verstärkt [79]. Die Ausgangsspannung des Operationsverstärkers wird dementsprechend so hoch sein, dass die über den Messwiderstand abfallende Spannung gleich der am nicht invertierten Eingang anliegenden Spannung ist. Die am Ausgang des „R2R-Digital-Analog-Wandlers“ anliegende Spannung ist folglich proportional zu der am Messwiderstand abfallenden Spannung und somit proportional zum Stromfluss durch die Lichtquelle. Aus der Kennlinie der optischen Leistung, in Abhängigkeit des durch die LED fließenden elektrischen Stromes, gemäß Abbildung 4.8 wird ersichtlich, dass der Spannungswert des Wandlers in weiten Bereichen mit der Helligkeit der Lichtquelle korreliert ist.

Der gesamte Schaltplan der digital gesteuerten Konstantstromquelle ist der Abbildung A.1 im Anhang A zu entnehmen. Als Operationsverstärker kommt ein integrierter Schaltkreis mit der Bezeichnung TDA2040 zum Einsatz. Es handelt sich dabei um den Grundbaustein eines 20 W HiFi Audioverstärkers. Der Vorteil gegenüber einem herkömmlichen Operationsverstärker ist der hohe maximale Ausgangsstrom von vier Ampere, sowie ein integrierter Schutz vor thermischer und elektrischer Überlastung [57].

Mit Hilfe eines als Spannungsteiler geschalteten Potentiometers kann der maximale, durch die Lichtquelle fließende Strom begrenzt werden. Eine Überlastung der angeschlossenen LED-Module ist somit ausgeschlossen. Der Operationsverstärker bildet zusammen mit dem Messwiderstand einen Regelkreis, wobei der „R2R-Digital-Analog-Wandler“ den Sollwert vorgibt. Um ein Schwingen des Kreises zu unterdrücken, bilden Kondensatoren am Ausgang des Verstärkers einen Tiefpass.

Die Verbindung der Beleuchtungssteuerung mit dem PC-Interface wird über einen sechsadrigen Bus hergestellt. Neben der Versorgungsspannung des Schieberegisters und der

Masseverbindung gibt es vier Steuerleitungen, über die das Interface mit den 8-Bit 3-state Serial-in/Parallel-Out Schieberegistern kommuniziert. Die Schieberegister verfügen zusätzlich über ein Ausgangsregister, das Schiebeoperationen ermöglicht, ohne die Werte der Ausgänge und damit des DA-Wandlers zu verändern. Durch eine positive Flanke auf der Taktleitung wird das an der Datenleitung anliegende Bit in das Schieberegister übernommen. Für jede Lichtquelle wird ein separates Schieberegister benötigt, so dass insgesamt 16 Taktzyklen notwendig sind, um die Schieberegister der beiden Lichtquellen mit Daten zu füllen. Durch einen Puls auf der Übernahme-Leitung wird der Inhalt des Schieberegisters in das Ausgangsregister übernommen. Die Helligkeit der Lichtquelle ändert sich entsprechend der am Ausgang des DA-Wandlers anliegenden Spannung, die in 255 verschiedenen Stufen eingestellt werden kann.

Die Tatsache, dass die Schieberegister über ein Bussystem miteinander verbunden sind, ermöglicht eine problemlose Erweiterung des APMS um weitere Lichtquellen. Die theoretische Regelfrequenz der Beleuchtungssteuerung liegt bei Verwendung von zwei Lichtquellen bei 350kHz und verringert sich proportional zur Anzahl weiterer Lichtquellen. Die vorgestellte Elektronik erlaubt ein schnelles Umschalten zwischen den Lichtquellen, wobei die Strahlungsintensität jeder LED individuell einstellbar ist.

## 4.4. Software

Die Software zur Steuerung des Versuchsaufbaus, der Datenerfassung und der Messdatenanalyse ist objektorientiert in der Programmiersprache „Visual Basic .NET“ aufgebaut. Sie dient sowohl zur Vermessung der zu untersuchenden Oberfläche als auch zur Charakterisierung der deponierten Gesamtstaubprobe und der darin enthaltenen Tracerpartikel. Ein wichtiger Bestandteil der Software ist die Fokussierung des Objektivs. Diese Funktion des APMS, die zugleich den zeit- und rechenintensivsten Vorgang darstellt, ermöglicht eine scharfe und kontrastreiche Abbildung der deponierten (Tracer-)Partikel.

### 4.4.1. Oberflächenvermessung

Zur Analyse von auf Oberflächen anhaftenden Partikeln muss die Position der abbildenden Optik relativ zur Oberfläche bekannt sein. Zur Lokalisierung eines Raumpunktes auf der Oberfläche werden im Allgemeinen drei Koordinaten benötigt. Wird jedoch die zu untersuchende Oberfläche auf die xy-Ebenen der CNC-Maschine projiziert, so sind zwei Koordinaten ausreichend. Während sich der Ort der Partikel in diesem Fall durch die Angabe der x- und y-Koordinate beschreiben lässt, legt die z-Koordinate die Höhe des Objektivs über der Maschinenebene fest. Die z-Koordinate legt somit die Position fest,

an der die Partikel scharf abgebildet werden.

Im Folgenden wird die Bestimmung der xy-Koordinaten beschrieben, während in Kapitel 4.4.2 die Bestimmung der z-Koordinate behandelt wird. Die Beschreibung der Oberflächenvermessung bezieht sich, falls nicht explizit erwähnt, auf den im Anhang C Abbildung C.1 gezeigten Trägerrahmen für elf rechteckige Oberflächen. Die Vorgehensweise lässt sich jedoch auf beliebige Flächen beziehungsweise deren Träger übertragen.

Zur Projektion der Partikelkoordinaten auf die xy-Eben der CNC-Maschine wird die zu untersuchende Oberfläche mit dem optische System „abgetastet“, wobei die Bewegung des Systems auf die x- und y-Achse eingeschränkt wird. Die z-Position wird konstant gehalten und zwar so, dass sich die Oberfläche zwischen der Durchlichtquelle LED2<sup>4</sup> und dem Objektiv befindet.

Das von der LED2 abgestrahlte Licht wird abhängig von der Oberflächenbeschaffenheit transmittiert oder absorbiert. Das Optische System bündelt den transmittierten Anteil auf den Bildsensor der Kamera. Die Oberflächenvermessungsfunktion wertet die digitale Bildinformation aus, wobei die Summe der Helligkeitswerte aller Pixel ein Maß für das von der Fläche transmittierte beziehungsweise reflektierte Licht ist. Die Gesamthelligkeit<sup>5</sup> des Bildes wird mit zwei verschiedenen Schwellwerten, die einen Komparator mit Hysterese bilden, verglichen. Überschreitet er die obere Schwelle, wird die Oberfläche als transparent angesehen. Entsprechend wird die Oberfläche als nicht transparent gewertet, falls der Helligkeitswert des Bildes die untere Schwelle unterschreitet.

Die Vermessung der Oberfläche beginnt im Maschinennullpunkt<sup>6</sup>. Findet die Untersuchung an dem Oberflächenhalter statt, der im Anhang C Abbildung C.1 dargestellt ist, so ist das Objektiv an dieser Stelle über dem nicht transparenten Rahmen des Trägers positioniert. Ausgehend vom Maschinennullpunkt wird die Optik so lange in positive xy-Richtung bewegt, bis der Helligkeitswert die obere Schwelle übersteigt, gleichbedeutend damit, dass der Ausschnitt des ersten Halters gefunden wurde. Es gilt nun, die begrenzenden Kanten des Ausschnittes zu finden. Unter der Voraussetzung, dass der Oberflächenhalter parallel zur x-Achse der CNC-Maschine ausgerichtet wurde, wird das Objektiv so lange entlang der y-Achse in Richtung des Nullpunktes bewegt, bis die Gesamthelligkeit den unteren Schwellwert unterschreitet.

Generell kann ein schneller Wechsel der Gesamthelligkeit zwischen den beiden Schwellwerten, der Gesamthelligkeit, als Kante angesehen werden. Bei einem zweimaligen Wechsel zwischen den Schwellen handelt es sich um einen Steg, falls zwischenzeitlich das Objektiv eine Wegstrecke, die der Breite des Steges entspricht, zurückgelegt hat.

---

<sup>4</sup>siehe Abbildung 4.2

<sup>5</sup>Summe der Helligkeitswerte aller Pixel eines Bildes

<sup>6</sup>siehe Kapitel 4.1.1

Ist die Kante des Ausschnittes gefunden, wird deren y-Koordinate gespeichert. Im Anschluss positioniert der Steuerrechner die Optik an seiner vorherigen Position überhalb des Ausschnittes. Von dort aus wird das Objektiv so lange entlang der x-Achse auf den Maschinennullpunkt zu bewegt, bis erneut eine Kante detektiert wird. Sind beide dem Nullpunkt zugewandten Kanten des Ausschnittes gefunden, definiert die an den beiden Kanten gemessene x- beziehungsweise y-Koordinate den Referenzpunkt der Fläche<sup>7</sup>. Dieser fällt mit der dem Maschinennullpunkt am nächsten gelegenen Ecke des Ausschnitts zusammen.

Ausgehend von dem Flächenreferenzpunkt wird das Objektiv in positive y-Richtung bewegt, bis die gegenüberliegende Kante des Ausschnitts gefunden wurde. Die zurückgelegte Strecke zwischen dem Referenzpunkt und der aktuellen Position des Objektivs definiert die Länge des Ausschnittes. Im Anschluss positioniert der Steuerrechner die Optik erneut über dem Flächenreferenzpunkt. Die dabei durchgeführte zweite Längenmessung wird mit der ersten Messung verglichen. Stimmen beide Werte in engen Grenzen überein, wird der Messwert gespeichert. Andernfalls findet eine erneute Messung der Ausschnittslänge statt.

Zur Bestimmung der Breite des Ausschnittes wird das Objektiv aus dem Flächenreferenzpunkt in positive x-Richtung bewegt. Ist die begrenzende Kante des Ausschnittes gefunden, ist sowohl die Länge als auch die Breite des Ausschnittes bekannt. Zusammen mit dem Flächenreferenzpunkt kann der Ausschnitt durch eine Ebene vollständig beschrieben werden. Nach der Vermessung des ersten Ausschnittes wird das Objektiv über den Steg zwischen dem ersten und dem zweiten Ausschnitt geführt. Dort beginnt die Vermessung erneut.

Auf diese Weise wird jeder der elf Ausschnitte durch einen Referenzpunkt sowie durch einen entsprechenden Längen- und Breitenvektor beschrieben, die abschließend in einer Referenzdatei gespeichert werden. Diese kann zu einem späteren Zeitpunkt eingelesen werden, so dass eine erneute Oberflächenvermessung nicht erforderlich wird. Abbildung 4.9 zeigt den Verfahrensweg, der bei der Vermessung des im Anhang C, Abbildung C.1 gezeigten Halters zurückgelegt wurde.

#### 4.4.2. Fokussierung

Die Fokussierung ist ein Regelprozess, der dafür Sorge trägt, dass sich das Objektiv im richtigen Abstand zur Oberfläche befindet. Dieser Abstand ist definiert als die Entfernung zwischen Probe und Objektiv, bei der eine scharfe Abbildung der auf der Oberfläche anhaftenden Partikel entsteht. Sie stellt somit einen der wichtigsten Regelprozesse

---

<sup>7</sup>im Folgenden Flächenreferenzpunkt genannt

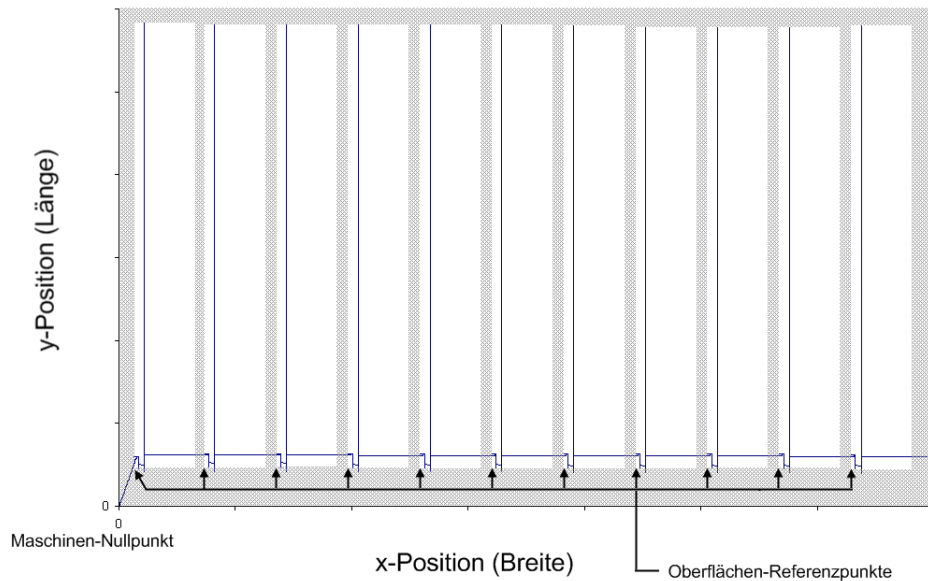


Abbildung 4.9.: Verfahrensweg bei der Vermessung einer Halterung für 11 Oberflächen

bezüglich der Bildgebung dar.

Ausgehend von einer beliebig geformten Oberfläche muss für jede zweidimensionale Oberflächenposition die z-Koordinate des Objektivs ermittelt werden. Dazu stehen verschiedene Verfahren zu Verfügung, deren Rechenalgorithmen maßgeblich von der Bildquelle und damit von denen im Bild enthaltenen Informationen abhängig sind [34].

Problematisch wirkt sich die Tatsache aus, dass sich die Bilder einer Staubprobe, je nach Beleuchtungsquelle, deutlich voneinander unterscheiden. Erfolgt die Beleuchtung im Durchlichtverfahren, werden dunkle Partikel vor einem hellen Hintergrund abgebildet, während sich im Auflichtverfahren helle Partikel gegen einen dunklen Hintergrund abzeichnen.

Aus diesem Grund ist es zweckmäßig, ein Verfahren zur Fokussierung einzusetzen, das auf eine Lichtquelle optimiert ist. Da das Bild der Gesamtstaubprobe mehr Partikel und damit einen höheren Informationsgehalt besitzt als die gleiche Aufnahme der Tracerpartikel, wird das Verfahren zur Fokussierung auf Abbildungen der Gesamtstaubprobe optimiert.

Die Bilder zeichnen sich durch einen hellen Hintergrund und einer Vielzahl verschiedener dunkler Objekte aus. Ein sehr einfacher Algorithmus zur Fokussierung beruht auf der Maximierung der Anzahl von Pixeln, deren Helligkeit eine gewisse Schwelle über-



beziehungsweise unterschreiten. Nachteilig an diesem Verfahren wirkt sich die Tatsache aus, dass das Ergebnis des Rechenalgorithmus abhängig von der gewählten Schwelle und somit nur bedingt reproduzierbar ist [34]. Ein weiterer Ansatz zur Fokussierung des Objektivs ist die sogenannte Gradientenmethode, die in Kapitel 4.4.2 ausführlich vorgestellt wird.

Der Nachteil aller zuvor genannten Rechenalgorithmen ist die von ihnen in Anspruch genommene Rechenleistung. Handelt es sich um ein Graubild mit einer Auflösung von  $744 * 480$  Pixeln, müssen bei einer konstanten Schwelle mindestens 357120 vergleichende Operationen für jedes Bild einer Autofokus-Serie durchgeführt werden. Dabei umfasst eine Autofokusserie jeweils eine gewisse Anzahl von Einzelbildern, die durch Anwendung des zu Grunde liegenden Algorithmus analysiert und miteinander verglichen werden. Die Anzahl der Bilder hängt wiederum von dem Variationsintervall des Abstandes zwischen Objektiv und der zu untersuchenden Oberfläche ab. Je größer die Variation des Abstandes ist, desto mehr Bilder müssen analysiert werden.

Zur Minimierung der Rechenzeit ist es zweckmäßig, die Anzahl der einzelnen Bilder einer Autofokusserie möglichst gering zu halten. Um die Variation des Abstandes zwischen Objektiv und Oberfläche auf ein möglichst kleines Intervall einschränken zu können, wird das Objektiv durch eine auf Referenzdaten basierende Guidedfokus-Funktion gemäß Kapitel 4.4.2 grob positioniert. Erst im Anschluss daran wird eine präzise Positionierung des Objektivs vorgenommen. Um den Kontrast der Abbildung zu optimieren, wird zum Abschluss des Fokussiervorganges das Objektiv so positioniert, dass der Unterschied zwischen der dunklen Partikeloberfläche und dem helleren Hintergrund maximal wird. Die Kombination dieser drei Methoden ermöglicht ein schnelles Auffinden der optimalen z-Koordinate des Objektivs, so dass an jeder Oberflächenposition eine scharfe Abbildung der Depositionsprobe erzielt wird.

### **Guided-Focus**

Der Guided-Focus ist ein Instrument zur groben Positionierung des Objektivs relativ zur Oberfläche. Das Verfahren basiert auf Referenzdaten, die zuvor ermittelt werden müssen. Dazu wird das Objektiv an so genannten „Focus-Referenzpunkten“ positioniert und manuell ausgerichtet, so dass eine scharfe Abbildung der auf der Oberfläche anhaftenden Partikel entsteht. Sowohl die Koordinaten der Position des Objektivs als auch dessen Höhe (z-Koordinate) werden dem jeweiligen Fokus-Referenzpunkt zugeordnet. Handelt es sich um eine beliebig orientierte plane Oberfläche, müssen die Koordinaten mindestens von drei Fokus-Referenzpunkten bekannt sein.

Aus einem Satz dieser drei Fokus-Referenzpunkten kann über der zu untersuchenden Oberfläche eine Fokusebene aufgespannt werden. Der Abstand dieser Ebene von der

Oberfläche entspricht dem Abstand zwischen Objektiv und Oberfläche, bei dem eine (annähernd) scharfe Abbildung zustande kommt. Da sich die Referenzdaten auf den Maschinennullpunkt beziehen, kann mit Hilfe der Hesse-Normalenform jeder zweidimensionalen Oberflächenkoordinate eine entsprechende z-Koordinate zugeordnet werden. Auf diese Weise ist es möglich, das Variationsintervall zur Fokussierung des Objektivs auf wenige Mikrometer einzuschränken.

Das zuvor beschriebene Verfahren lässt sich für plane Flächen beziehungsweise für Flächen anwenden, deren Krümmungen sich mit stetigen Funktionen beschreiben lassen. Dies gilt jedoch nicht für unregelmäßig geformte Flächen. In diesem Fall muss auf eine grobe Fokussierung durch den Guided-Fokus verzichtet und ausschließlich auf die nachfolgend beschriebenen Methoden zurückgegriffen werden.

### **Autofokus**

Zur Bestimmung der exakten Fokusposition werden in einem Regelkreis in verschiedenen Höhen des Objektivs über der Oberfläche Bilder aufgenommen. Diese werden mit Hilfe spezieller Rechenalgorithmen analysiert und miteinander verglichen. Die Berechnung einer optimalen Fokusposition mit Hilfe der Gleichungen 4.9 und 4.10 ist sehr rechenintensiv. Die benötigte Zeit steigt linear mit der Anzahl der zu analysierenden Einzelbilder an. Der Guided-Fokus ermöglicht das Variationsintervall des Autofokus, und damit die Anzahl der Einzelbilder, einzuschränken. Dabei entspricht die Mitte des Intervalls der vom Guided-Fokus festgelegten Position des Objektivs. Je genauer die Guided-Fokusfunktion das Objektiv positioniert, desto kleiner kann die Breite des Intervalls  $[-k, +k]$  gewählt werden. Dabei entspricht  $k$  der Anzahl der Schritte auf der z-Achse, die bei der automatischen Fokussierung ausgehend von der Mitte des Intervalls zurückgelegt werden. Demensprechend beträgt die Anzahl der zu analysierenden Einzelbilder während der Durchführung des Autofokus  $2 \cdot k$  Bildern.

Die Autofokusfunktion des APMS greift auf einen Algorithmus zurück, der Unterschiede in der Helligkeit von benachbarten Pixeln analysiert. Entsprechend lässt sich die Schärfe von Kanten in einem Bild bestimmen. Je mehr sich die Helligkeit zweier benachbarter Pixel im Bereich einer Kante voneinander unterscheidet, desto schärfer ist das zu analysierende Bild [34].

Tabelle 4.1 zeigt exemplarisch den Aufbau einer Bilddatei, die aus Grauwerten zusammengesetzt ist. Um den Helligkeitsgradienten im Umfeld eines Pixel  $P_{i,j}$  zu bestimmen, das sich in der j-ten Zeile und der i-ten Spalte befindet, wird die Differenz der Helligkeitswerte der benachbarten Pixel gebildet. Die Differenz zwischen dem linken und rechten Pixel einer Zeile berücksichtigt dabei vertikale, die Differenz zwischen dem oberen und unteren Pixel einer Spalte horizontale Kanten.

		<i>Spalte<sub>i-1</sub></i>	<i>Spalte<sub>i</sub></i>	<i>Spalte<sub>i+1</sub></i>	
	... $\vdots$ ...	... $\vdots$ ...	... $\vdots$ ...	... $\vdots$ ...	... $\vdots$ ...
<i>Zeile<sub>j-1</sub></i>	... $\vdots$ ...	$P_{i-1,j-1}$	$P_{i,j-1}$	$P_{i+1,j-1}$	... $\vdots$ ...
<i>Zeile<sub>j</sub></i>	... $\vdots$ ...	$P_{i-1,j}$	$P_{i,j}$	$P_{i+1,j}$	... $\vdots$ ...
<i>Zeile<sub>j+1</sub></i>	... $\vdots$ ...	$P_{i-1,j+1}$	$P_{i,j+1}$	$P_{i+1,j+1}$	... $\vdots$ ...
	... $\vdots$ ...	... $\vdots$ ...	... $\vdots$ ...	... $\vdots$ ...	... $\vdots$ ...

Tabelle 4.1.: *Aufbau eines Bildes aus Grauwerten, bei der  $P_{i,j}$  für den Helligkeitswert an der Stelle  $i, j$  steht*

Für das Pixel  $P_{i,j}$  wird der Helligkeitsunterschied benachbarter Pixel  $G_{i,j}$  wie folgt berechnet:

$$G_{i,j} = |P_{i-1,j} - P_{i+1,j}| + |P_{i,j-1} - P_{i,j+1}| \quad (4.9)$$

Um ein Maß für die Schärfe der Kanten eines Bildes mit  $m$  Zeilen und  $n$  Pixeln pro Zeile zu haben, wird über  $G_{i,j}$  summiert:

$$S_k = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=1}^{m-1} |P_{i-1,j} - P_{i+1,j}| + |P_{i,j-1} - P_{i,j+1}| \quad (4.10)$$

Das Objektiv nimmt schrittweise die von dem Variationsintervall vorgegebenen Positionen ein. An jeder Position wird das aktuelle Bild gemäß Gleichung 4.10 analysiert und der Wert  $S_k$  bestimmt. An der Stelle  $k$ , an der  $S_k$  maximal ist, weist die Abbildung die höchste Schärfe auf.

Abbildung 4.10 zeigt exemplarisch den Verlauf der Funktion  $S_k$  in Abhängigkeit der Objektivposition für mehrere Autofoksdurchgänge eines Objektes. Die Breite des Variationsintervalls  $[-k, +k]$  beträgt 88 Schritte. Es fällt auf, dass die Kurvenverläufe der einzelnen Autofokusvorgänge nur wenig voneinander abweichen. Aus der Tatsache, dass die Varianz zwischen den einzelnen Kurvenverläufen lediglich 1,1% beträgt, kann die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse abgeleitet werden. Jeder einzelne Kurvenverlauf weist ein deutlich ausgeprägtes Maximum auf, dessen Zahlenwert um mehr als 50% über der Basislinie liegt. Eventuell auftretende Nebenmaxima fallen zahlenmäßig deutlich kleiner aus. Die geringen Abweichungen bei der Mehrfachfokussierung sowie das Auftreten eines einzelnen Hauptmaximums zeigen, dass das zuvor beschriebene Autofokusverfahren geeignet ist, das Objektiv für eine scharfe Abbildung der Partikel zu positionieren.

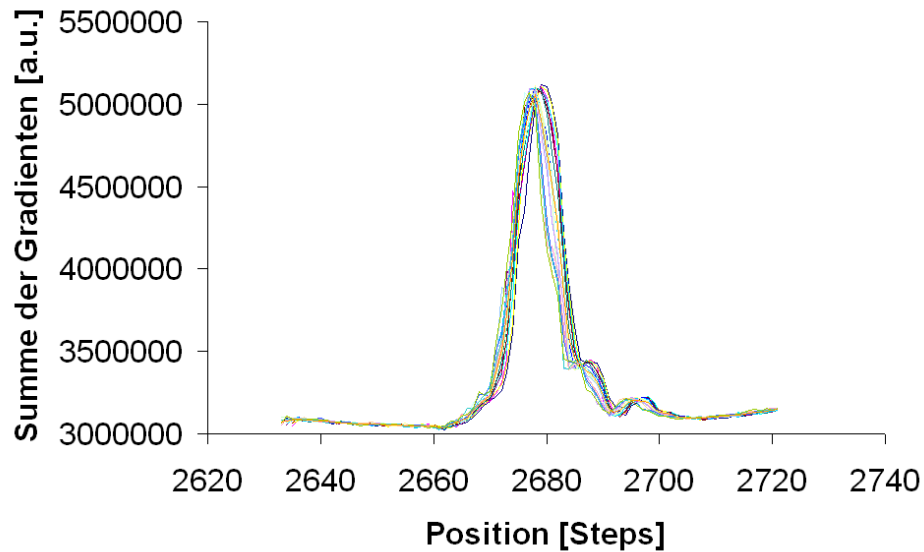


Abbildung 4.10.: Ergebnis mehrfacher Durchführung des Autofokus an einer Stelle

Bei 20 Wiederholungen variiert die Fokusposition um maximal  $\pm 2$  Schritte auf der z-Achse, so dass das Variationsintervall für eine nachgelagerte zweite Bildoptimierung sehr klein gewählt werden kann. Dies spart nicht nur Rechenkapazitäten, sondern beschleunigt den gesamten Prozess der Fokussierung.

### Kontrastmaximierung

Die digitale Analyse der Bilddaten erfordert zum einen eine scharfe Abgrenzung der Partikel vom Hintergrund und zum anderen geschlossene homogene Partikelflächen. Während der Autofokus für eine scharfe Bildgebung verantwortlich ist, sorgt die Kontrastmaximierung im Durchlichtverfahren für eine gleichmäßige dunkle Abbildung der Partikel.

Der zuvor durchgeführte Autofokus begrenzt das Variationsintervall der Kontrastmaximierung auf wenige Steps, wobei die Mitte des Intervalles der Position entspricht, an der die Autofokusfunktion ihren maximalen Wert annimmt. Zu jeder Position aus dem Variationsintervall wird die Anzahl der Pixel im Bild bestimmt, deren Helligkeitswert unterhalb einer vorher fest definierten Schwelle liegt. Der Kontrast zwischen der Projektion eines Partikels und dem Hintergrund ist dann maximal, wenn die Anzahl der Pixel unterhalb der Schwelle maximal wird [34].

Mit Hilfe dieses Verfahrens kann ein optimales Verhältnis zwischen der Schärfe des Partikelrandes und dem Kontrast der Partikeloberfläche ermittelt werden. Auf diese Weise werden die notwendigen Voraussetzungen für eine spätere digitale Bildanalyse erfüllt.

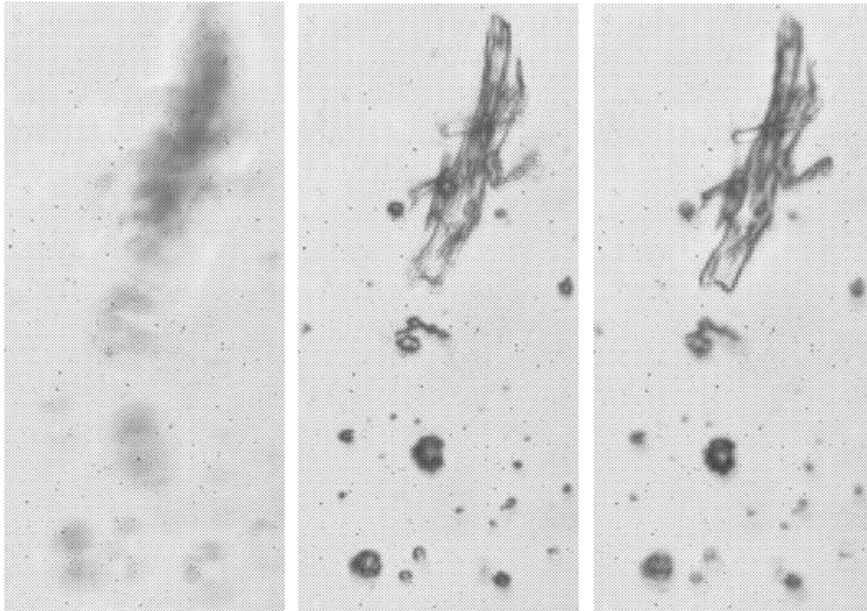


Abbildung 4.11.: Bilderserie der Fokussierung. Links: Abbildung nach dem Guided-Focus; Mitte: Abbildung nach dem Autofokus; Rechts: Abbildung nach der Kontrast-Maximierung

Abbildung 4.11 zeigt eine Bilderserie, die während der Fokussierung entstanden ist. Das linke Bild zeigt die Abbildung der Partikel nach durchgeführtem Guided-Fokus. Im Anschluss daran wurde der Autofokus durchgeführt. Durch dieses Verfahren entstand das in der Mitte gezeigte Bild. Die Maximierung des Kontrastes verändert die Abbildung nur noch unwesentlich. Während sich das Bild in der Mitte durch scharfe Kanten auszeichnet, weist das rechte Bild einen höheren Anteil schwarzer Pixel im Bereich der Partikel auf.

### Fokus-Map

Es besteht die Möglichkeit, für bereits untersuchte Flächen eine sogenannte Fokus-Map zu erstellen. Dabei handelt es sich um eine dreidimensionale Karte. Die Ortsangabe auf

dem „Kartenblatt“ entspricht dabei der xy-Position des Objektivs. Die Höhenangabe entspricht der z-Position des Objektivs, an der eine scharfe Abbildung der auf der Oberfläche befindlichen Objekte erzielt wurde. Die Fokus-Map ermöglicht es, einen visuellen Eindruck der Fokuspositionen des Objektivs zu bekommen. Abbildung 4.12 zeigt exemplarisch den Oberflächenplot einer Fokus-Map eines rechteckigen Trägers aus einem Depositionssammler. Jeder Farbpunkt auf der Karte steht für jeweils eine der insgesamt 15000 auf dem Träger durchgeführten Fokussierungen. Der farbliche Verlauf von blauen Farbtönen bei kleinen x-Werten bis zu gelben Farbtönen bei großen x-Werten weist darauf hin, dass die Oberfläche relativ zur x-Achse des APMS verkippt ist. Der Höhenunterschied zwischen dem oberen und dem unteren Rand der Fläche beträgt zirka  $250 \mu\text{m}$ . Der Farbverlauf entlang der y-Achse ist nahezu konstant. Dementsprechend ist die Fläche zu dieser Achse parallel ausgerichtet.

Die Fokus-Map ist ein hilfreiches Instrument zum Justieren von Oberflächen. Anhand der

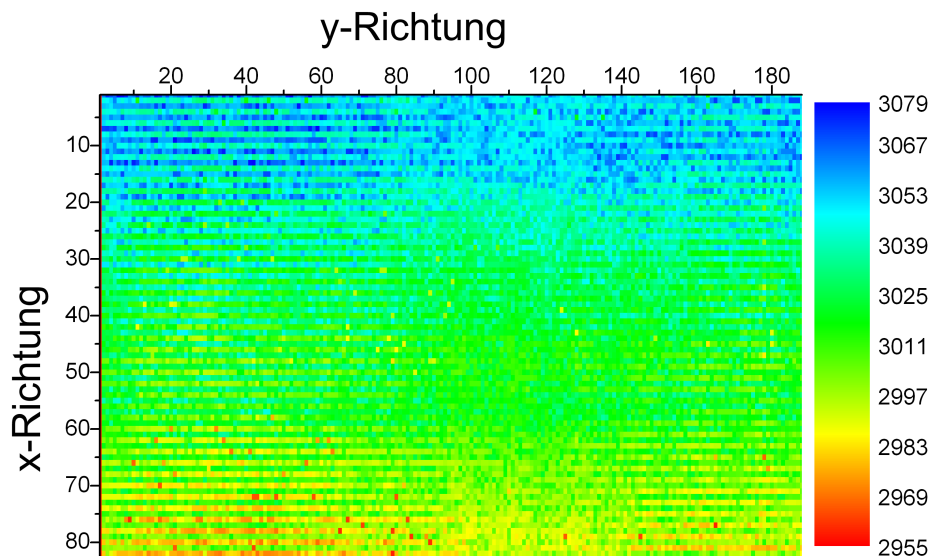


Abbildung 4.12.: Oberflächenplot einer Fokus-Map

Farbverläufe ist eine achsenparallele Ausrichtung der Flächen mit einer Genauigkeit von  $(2,5 \pm 0,1) \mu\text{m}$  möglich.

### 4.4.3. Autoscan

Aufgabe des APMS ist die Charakterisierung einer deponierten Gesamtstaubprobe und der darin enthaltenen Tracerpartikel. Die Autoscan-Routine ermöglicht eine Automatisierung dieses Vorgangs. Sie umfasst sowohl die Vermessung der Oberfläche als auch die Positionierung des Objektivs und die abschließende Bildaufnahme.

Sind bereits Referenzdaten vorhanden, die die Oberfläche beschreiben beziehungsweise die Fokusreferenzpunkte festlegen wird auf diese zurückgegriffen. Andernfalls müssen diese zunächst mit den in Kapitel 4.4.1 und Kapitel 4.4.2 beschriebenen Verfahren ermittelt werden. Zur Überprüfung der Datensätze wird das Objektiv an einem willkürlich festgelegten Objektreferenzpunkt<sup>8</sup> positioniert und ausgerichtet. Lässt sich in den Grenzen des Autofokusintervalls eine scharfe Abbildung der an der Oberfläche anhaftenden Aerosolpartikel erzielen, ist der Datensatz gültig.

Mit Hilfe der grafischen Benutzeroberfläche des APMS, die in Anhang B in Abbildung B.2 und B.3 zu sehen ist, lassen sich eine Vielzahl von Parametern festlegen. Entsprechend des gewählten Bildabstandes wird das Objektiv über die Oberfläche geführt und positioniert. Der Abstand zwischen zwei Positionen, an denen eine Abbildung der Oberfläche erstellt wird, beträgt in der Regel  $250 \mu\text{m}$ . Für  $1 \text{ mm}^2$  der Oberfläche wird folglich 16-mal eine Fokussierung des Objektivs vorgenommen, um danach ein Bild im Durchlichtverfahren aufzunehmen.

Zur Detektion der Tracerpartikel wird die Durchlichtquelle deaktiviert und die Aufsichtquelle mit der zuvor festgelegten Helligkeit aktiviert. Entsprechend den Lichtverhältnissen wird die Belichtungszeit und die Verstärkung der Kamera an die geänderte Beleuchtung angepasst. Bei gleich bleibender Position des Objektivs erfolgt die Abbildung der mit UV-Licht beleuchteten Oberfläche. Nachdem das Objektiv in der xy-Ebene verschoben wurde, beginnt der Vorgang erneut.

Während des Autoscan-Vorganges fallen große Datenmengen an. Im Allgemeinen enthält der Oberflächenhalter elf Depositionssammelflächen mit den Abmessungen  $50 \text{ mm} \times 25 \text{ mm}$ . Insgesamt werden pro  $1 \text{ mm}^2$  16 Fokussierungen durchgeführt. Dies entspricht 220000 Fokussierungen, die während der Analyse aller Flächen durchgeführt werden müssen. Bei einem Autofokusintervall von 88 Schritten Breite und einem Kontrastmaximierungsintervall von 10 Schritten Breite müssen dabei insgesamt 21,56 Millionen Einzelbilder analysiert werden. Dies entspricht einer Datenmenge von 7,546 TB<sup>9</sup>. Dieses Beispiel verdeutlicht die Notwendigkeit eines gestuften Fokussierverfahrens, bestehend aus Guided-Focus, Autofokus und Kontrastmaximierung, da ansonsten die Datenmenge um bis zu einen Faktor 100 ansteigen würde. Zusätzlich zu den Bildinformationen

---

<sup>8</sup>Willkürlich auf der Oberfläche festgelegte Position

<sup>9</sup>Terabyte

zur Fokussierung müssen die Abbildungen der Oberfläche übertragen werden, so dass insgesamt etwa 7,7 TB Bildinformationen zwischen dem APMS und dem Steuerrechner ausgetauscht werden. Davon werden 154 GB<sup>10</sup> an einen ausgelagerten Fileserver zur Speicherung weitergeleitet, die zur Bildauswertung herangezogen werden.

#### 4.4.4. Bildauswertung

Nach der Erfassung des Bildes erfolgt dessen Analyse. Die zunächst auf einem Datenträger zwischengespeicherte Bildinformation wird von einer gesonderten Software eingelesen. Diese wurde in der Programmiersprache C++ entwickelt und greift hauptsächlich auf die Funktionalität der Open Source Computer Vision Library (OpenCV) zurück. Abbildung 4.13 zeigt die wichtigsten Funktionsblöcke der Software [53].

Um eine Vorauswahl der zu analysierenden Bilder zu treffen, wird zu Beginn ein Preprocessing durchgeführt. Dabei werden die Helligkeitinformation jedes Bildpunktes mit einem Schwellwert verglichen. Das Preprocessing entscheidet anhand der Anzahl der Bildpunkte, die über beziehungsweise unter dem Schwellwert liegen, ob ein Bild Informationen hinsichtlich deponierter (Tracer-)Partikel enthält. Ist dies nicht der Fall, wird das Bild verworfen.

Andernfalls wird die Bildinformation in einem zweiten Schritt binarisiert. Im Anschluss daran wird ein „Opening“ durchgeführt, das sich aus der „Erosion“ und der „Dilatation“ des Bildes zusammensetzt. Dazu wird die  $3 \times 3$  Umgebung jedes Pixels des Schwarz-Weiß-Bildes untersucht und ein neues Bild erstellt. Bei der „Erosion“ des Bildes wird der Pixelwert des neuen Bildes gleich dem minimalen Wert der  $3 \times 3$  Umgebung des Pixels im alten Bild gesetzt. Bei der „Dilatation“ entspricht der Wert des Pixels dem maximalen Wert der Pixelumgebung. Das „Opening“ hat zur Folge, dass „zerfranste“ Bildränder geglättet werden.

Im nächsten Funktionsblock werden die im Bild befindlichen Partikel identifiziert. Die Software vergleicht dazu benachbarte Pixel und versucht zusammenhängende Flächen zu erkennen. OpenCV stellt hierfür spezielle Funktionen zur Verfügung, die in der Lage sind, auch diagonal zusammenhängende Pixelgebiete zu analysieren. Erkennt das Programm eine zusammenhängende Fläche aus mehreren Pixeln, ordnet es diesem einen Index zu, unter dem Informationen über die betreffende Fläche angelegt werden.

Im nächsten Schritt werden anhand der Flächeninformation alle Gebiete verworfen, deren Fläche kleiner ist als 10 Pixel sowie größer als ein Viertel der Gesamtpixelanzahl eines Bildes. Die untere Schwelle verhindert, dass das Rauschen der Kamera, kleine Kratzer auf der Oberfläche oder sonstige Störungen als Partikel erkannt werden. Die

---

<sup>10</sup>Gigabyte



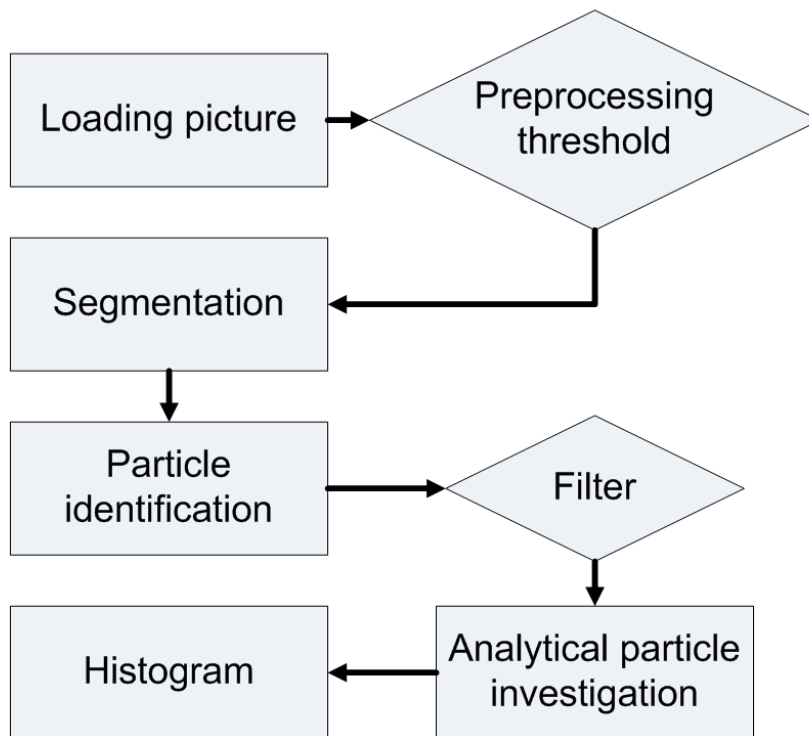


Abbildung 4.13.: Flussbild der Bildanalysesoftware

obere Schwelle schließt aus, dass der Hintergrund eines Bildes als großer Partikel von der Software identifiziert wird.

Die verbliebenen zusammenhängenden Pixelgebiete können im Allgemeinen als deponierte Aerosolpartikel angesehen werden. Die Fläche eines Partikels ergibt sich aus dem Produkt der Pixelanzahl des Gebietes multipliziert mit der Pixeläquivalentfläche. Bei der Pixeläquivalentfläche handelt es sich um eine systemabhängige Größe des APMS, die in Kapitel 4.2.3 bestimmt wird. Anschließend wird die Fläche des entsprechenden Partikels auf einen Kreis übertragen, dessen Durchmesser wiederum dem Projektionsdurchmesser des Partikels entspricht. Die so gewonnenen Partikelinformationen werden histogrammisiert, graphisch dargestellt und zur weiteren Verarbeitung zur Verfügung gestellt.

Unter Berücksichtigung des 10-Pixel-Kriteriums<sup>11</sup> können mit dem APMS Partikel ab

<sup>11</sup>siehe auch Kapitel 2.6 und ISO-DIS 16232

einer Größe von  $2,9 \mu m$  vermessen werden. Die obere Grenze erstreckt sich bis in den Millimeterbereich und ist dementsprechend eher durch die Definition des Begriffs Aerosol<sup>12</sup> als durch den Messbereich des APMS vorgegeben.

## 4.5. Charakterisierung des APMS

### 4.5.1. Abschätzung des Messfehlers

Zur Abschätzung des Messfehlers des APMS wurde ein auf einer Kalibrierplatte aufgedruckter Kreis mit einem Durchmesser von  $(70 \pm 1) \mu m$  an verschiedenen Positionen mehrfach vermessen. Das Messergebnis des APMS beträgt  $(69,2 \pm 0,4) \mu m$ . Zur Bestimmung des Fehlers wurde sowohl die Standardabweichung der Messungen als auch der Fehler der Pixeläquivalentfläche berücksichtigt. Der Durchmesser des untersuchten Kreises wird von 236 Pixeln dargestellt. Der theoretische Fehler des Projektionsdurchmessers wurde mit Hilfe der Gleichungen 2.9 und 2.10 abgeschätzt. Er beträgt bei einem 236 Pixel umfassenden Durchmesser 0,5% und stimmt dementsprechend mit dem experimentell ermittelten Fehler überein. Dementsprechend kann der Messfehler des Projektionsdurchmessers eines Partikels anhand der theoretischen Überlegungen gemäß Kapitel 2.6 abgeschätzt werden.

Der Messfehler bezüglich des Projektionsdurchmessers wirkt sich auf die Größenklassifizierung der Partikel und damit auf die gemessene Partikelanzahl pro Größenklasse aus. Während die Gesamtpartikelanzahl gleich bleibend ist, kann sich jedoch die Anzahl der Partikel in den einzelnen Größenkanälen verschieben. Wie stark diese Verschiebung ausfällt, ist abhängig von der Kanalbreite sowie von der Partikelanzahlverteilung des zu messenden Aerosols.

Zur Abschätzung des Klassifizierungsfehlers des APMS wurden folgenden Annahmen getroffen:

1. Die Partikelanzahlverteilung des Aerosols kann durch eine logarithmische Normalverteilung, gemäß Gleichung 2.2 in Kapitel 2.2 beschrieben werden
2. Das APMS überschätzt die Partikelprojektionsfläche gemäß dem in Gleichung 2.9 und 2.10 Kapitel 2.6 bestimmten Messfehler
3. Kanalbreite des APMS =  $2 \mu m$

---

<sup>12</sup>gemäß der Definition von Gibbs sind Aerosolpartikel kleiner als  $100 \mu m$

Abbildung 4.14 zeigt vergleichend die klassifizierte theoretische Partikelverteilung und die daraus unter Berücksichtigung des Messfehlers des APMS berechnete Größenklassifizierung. Die Berücksichtigung des Messfehlers führt dazu, dass die Partikelanzahl in

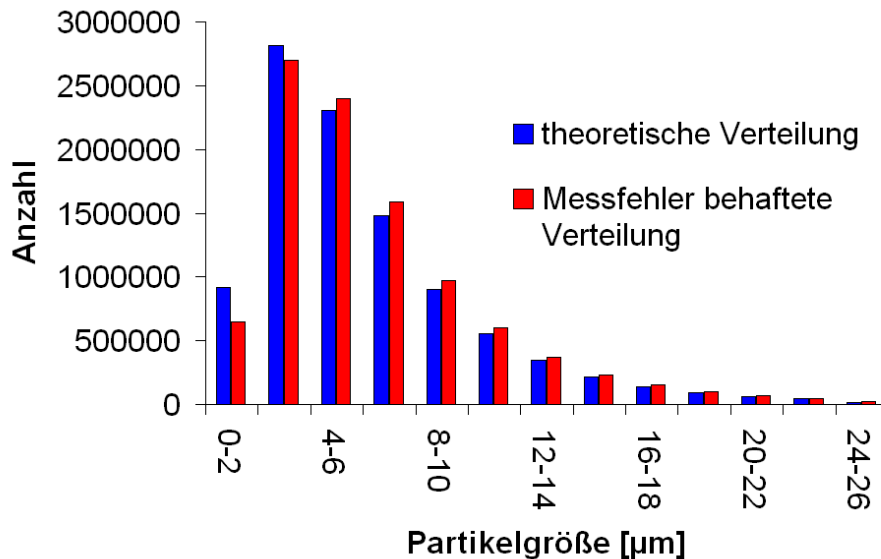


Abbildung 4.14.: Größenklassifizierte Partikelverteilung mit und ohne Berücksichtigung des Messfehlers des APMS

den ersten drei Größenkanälen erniedrigt und in den restlichen Größenkanälen erhöht wird. Im Allgemeinen ist die Partikelgrößenverteilung eines Aerosols, die Morphologie einzelner Partikel sowie deren Ausrichtung im voraus nicht bekannt. Eine logarithmische Normalverteilung der Partikelgröße muss nicht zwangsläufig zugrunde liegen, da die Partikelanzahlverteilung von der Verweilzeit der Partikel in einem Aerosol abhängig ist [83]. Die Verschiebung der Partikelanzahl aus einem Größenkanal in einen anderen hinein ist jedoch maßgeblich abhängig von dem Gradienten der Verteilungsfunktion der Partikelgröße im Bereich der Grenzen des entsprechenden Kanals. Je größer die Änderungen der Partikelanzahlverteilung eines Aerosols ausfällt, desto stärker wirkt sich dies auf den Messfehler aus.

Während sich die Anzahl der Partikel pro Größenkanal durch den Messfehler verändert, bleibt die Gesamtpartikelanzahl konstant. Aus diesem Grund wird bei den Validierungsmessungen auf eine von der Größenklasse abhängige Auswertung der Partikelanzahl verzichtet. Stattdessen wird die Gesamtanzahl der für jeden Depositionssammler ermittelten Partikel mit einem Durchmesser zwischen  $2,5 \mu\text{m}$  und  $50 \mu\text{m}$  bestimmt. Wird

die gemessene Partikelanzahl explizit in Abhängigkeit der Partikelgröße, bei einer unbekanntem Größenverteilung des Aerosols dargestellt, so wird aus den genannten Gründen meist auf eine Angabe des Messfehlers verzichtet.

Der Messfehler bezieht sich ausschließlich auf die Bildgebung und die Bildanalyse des APMS. Weitere Messfehler entstehen unter anderem durch die Begrenzung des Bildfeldes. Partikel, deren Kontur nur zum Teil abgebildet werden, weil sie über den Rand des Bildes hinausragen, werden bei der Analyse des Bildes verworfen. Bei einer wiederholten Aufnahme des gleichen, aber um wenige Zehntel Mikrometer verschobenen Bildausschnittes können diese Partikel entweder ganz oder aber auch nicht mehr von der Kamera erfasst werden. Die gemessene Partikelanzahl erhöht beziehungsweise verringert sich entsprechend. Abhängig ist dieser Effekt zum einen von der Anzahl der deponierten Partikel und zum anderen von der Homogenität ihrer Verteilung auf der Oberfläche. Gemäß Gleichung 4.3 beträgt die Unsicherheit, mit der sich der Bildausschnitt verschieben kann,  $200 \text{ nm/Schritt}$ . Es ist jedoch zu bedenken, dass dieser Wert nicht für jeden Schritt konstant ist, sondern unter anderem abhängig von der Bewegungsrichtung der Achse und der Anzahl der nacheinander ausgeführten Schritte ist.

Weitere Fehlerquellen sind die Lage der zu untersuchenden Oberfläche und die Beschaffenheit<sup>13</sup> der anhaftenden Partikel. Durch die Abhängigkeit des Messfehlers von der zu untersuchenden Probe ist es schwierig, einen allgemein gültigen Messfehler des APMS zu bestimmen. Werden Referenzobjekte mit eindeutig definierten Eigenschaften untersucht, ist die zu Beginn des Kapitels getroffene Fehlerabschätzung gültig.

#### **4.5.2. Vergleich der Messergebnisse des APMS und eines OPCs**

Neben der Partikelanzahl ist die Partikelgröße die wichtigste Partikeleigenschaft, die vom APMS gemessen wird. Zum Nachweis von Visolite-Tracerpartikeln existiert neben dem APMS kein adäquates Messgerät. Aus diesem Grund kann ausschließlich die Partikelgröße und die Partikelanzahl eines nicht fluoreszierenden Aerosols zum Vergleich der von dem APMS gemessenen Werte mit denen eines anderen Messgerätes herangezogen werden.

Ebenso wie das APMS sind optische Partikelzähler und aerodynamische Partikelzähler in der Lage, gleichzeitig sowohl die Partikelanzahl als auch deren Größe zu bestimmen. Während die beiden zuletzt genannten Messsysteme die Konzentration eines Aerosols bestimmen, wertet das APMS die während eines Zeitraumes  $\Delta t$  auf einer Fläche deponierten Partikel aus. Des Weiteren sind der aerodynamische, der optische sowie der

---

<sup>13</sup>besonders die optischen Eigenschaften der Partikel haben einen Einfluss auf die Fokussierung und damit auf die Bildgebung

Projektionsdurchmesser eines Partikels gemäß Kapitel 2.1 und Kapitel 2.5 nicht direkt miteinander vergleichbar. Bei ausreichend großer Stichprobe können sich die Unterschiede zwischen den einzelnen Äquivalentdurchmessern jedoch statistisch ausgleichen. Voraussetzung hierfür ist, dass keine systematischen Zuordnungsfehler bei der Bestimmung des jeweiligen Äquivalentdurchmessers vorliegen.

Um die Größenklassifizierung des APMS zu charakterisieren, wurden die Messergebnisse eines Aerosolspektrometers Modell 1.108 der Firma Grimm-Aerosoltechnik mit den entsprechenden Werten des APMS verglichen. Dazu wurden bei einem Freilandversuch auf der Lehr- und Forschungsstation Dikopshof der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn insgesamt zehn in Kapitel 5.1.3 beschriebene Depositionsmessstellen errichtet. Über einen Zeitraum von einer Stunde wurden auf Polysine-Objektträgern Aerosolpartikel gesammelt. Gleichzeitig wurde die Aerosolkonzentration mit dem OPC erfasst. Im Anschluss daran wurden die deponierten Partikel im Durchlichtverfahren mit dem APMS analysiert und deren Anzahl sowie Projektionsdurchmesser bestimmt. Abbildung 4.15 zeigt den Vergleich zwischen den APMS Messwerten und der mit dem

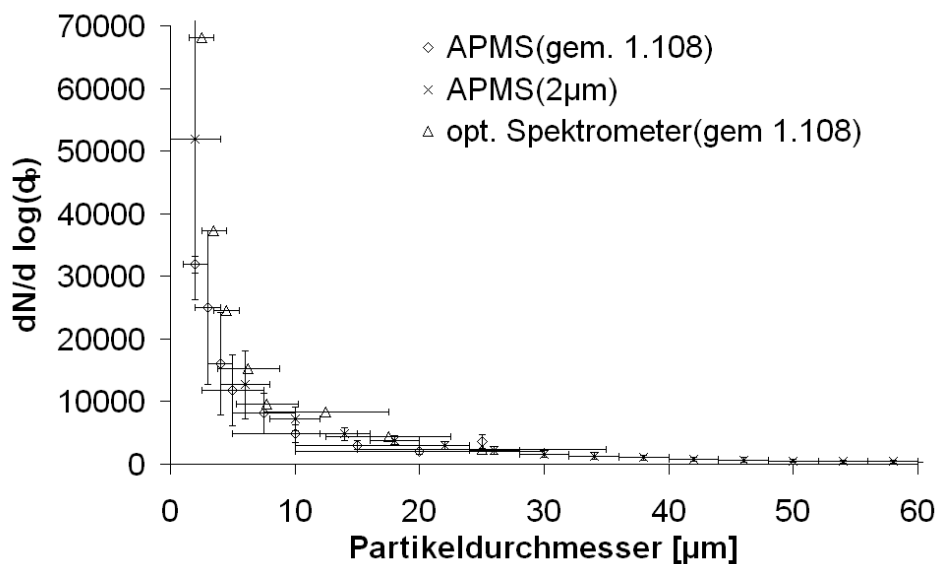


Abbildung 4.15.: Vergleich der Partikelanzahl aufgetragen gegen die Partikelgröße zwischen den Depositionsmesswerten des APMS und den Konzentrationsmesswerten eines Aerosolspektrometers

Spektrometer gemessenen Partikelanzahlverteilung. Dabei ist zu beachten, dass die Partikelanzahl mit einem konstanten Faktor normiert wurde, der sich aus dem Verhältnis

zwischen der mit beiden Messsystemen ermittelten Gesamtpartikelanzahl ergibt.

Während das APMS in der Lage ist, den Projektionsdurchmesser der Partikel kontinuierlich zu messen, werden die Messergebnisse des Streulichtspektrometers in acht Kanälen klassifiziert. Um eine vergleichbare Häufigkeitsverteilung zu erstellen, wurden die Messergebnisse des APMS ebenfalls klassifiziert. Einerseits wurde eine konstante Kanalbreite von  $2 \mu\text{m}$  zu Grunde gelegt (APMS ( $2 \mu\text{m}$ )), andererseits wurden mit dem Spektrometer korrespondierende Kanalbreiten gewählt (APMS (gem. 1.108)).

Die Fehler bei der Bestimmung der Partikelanzahl in Abhängigkeit von der Partikelgröße wurde mit Hilfe der Standardabweichung, basierend auf gleichen Partikelgrößenfraktionen unterschiedlicher Depositionsmessstellen, berechnet.

Besonders die große Varianz im Hinblick auf den Standort des Depositionssammlers bei kleinen Partikelgrößen zeigt, dass sich Depositionsmessungen nur bedingt mit Konzentrationsmessungen vergleichen lassen. Voraussetzung hierfür ist, dass die Aerosolpartikel auf mehreren, räumlich voneinander getrennten Depositionsmessstellen gesammelt werden, um lokale Schwankungen auszugleichen.

Aus Abbildung 4.15 wird ersichtlich, dass die mit dem APMS gemessene Partikelverteilung in ihren Fehlergrenzen mit den Messwerten des optischen Spektrometers übereinstimmt.

### **4.5.3. Bestimmung von Kreuzempfindlichkeiten des Tracers**

Um Kreuzempfindlichkeiten zwischen Visolite-Tracerpartikeln und Fremdpartikeln zu untersuchen, wurden zwei Depositionsmessungen über einen Zeitraum von 4,5 h durchgeführt. Als Standort der Messung wurde ein Ort gewählt, an dem eine aus mannigfaltigen Quellen stammende Gesamtpartikelanzahl, jedoch keine Visolitepartikel zu erwarten war. Als wichtigste Emittenden sind hier vor allem der urbane Raum (Stadt Bonn), der Straßenverkehr (A565) und landwirtschaftlich genutzte Flächen (Versuchsfelder der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn) zu nennen. Abbildung 4.16 vergleicht die Anzahl der deponierten Gesamtpartikel mit der Anzahl der als Tracer identifizierten Partikel. Während des Experimentes war die Sammelfläche der ersten Hintergrundmessung stärker exponiert als die der zweiten Hintergrundmessung. Entsprechend höher fällt die Anzahl der insgesamt deponierten Partikel der ersten Messung aus. In der Addition der Partikelanzahl beider Messungen konnten insgesamt 59.554.812 deponierte Partikel pro Quadratmeter gefunden werden. Keiner der Partikel zeigt jedoch fluoreszierende Eigenschaften, die mit Visolitepartikeln vergleichbar sind. Bei der Analyse der Oberflächen wurden auch Partikel berücksichtigt, deren Durchmesser kleiner als das 10-Pixel-Kriterium sind. Auch in diesem Partikelgrößenbereich konnten keine fluoreszierenden Partikel gefunden werden.

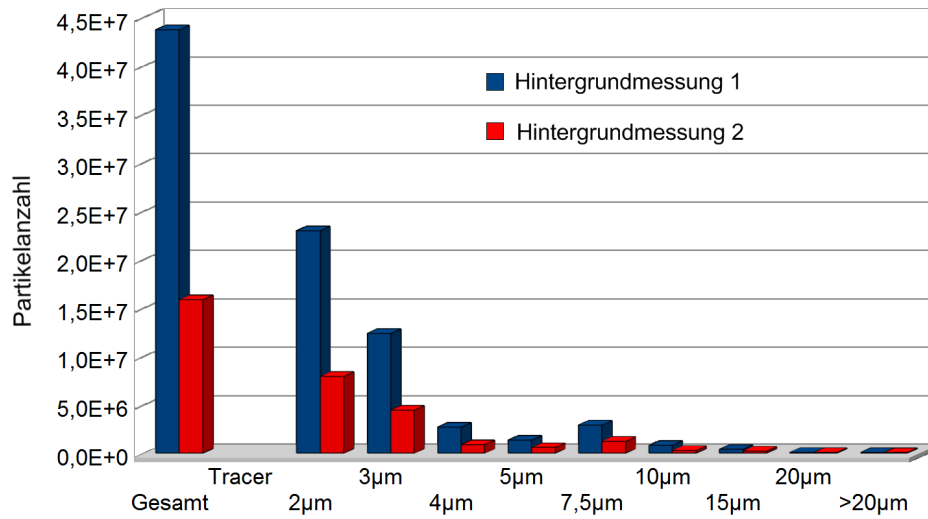


Abbildung 4.16.: Depositionsmessungen zur Bestimmung der Hintergrundkonzentration von fluoreszierenden Partikeln

Anhand der Messungen lassen sich Kreuzempfindlichkeiten zwischen Visolite und anderen Partikeln zwar nicht gänzlich ausschließen, jedoch ist die Wahrscheinlichkeit einer Kreuzempfindlichkeit bei dem Einsatz des Tracers Visolite in Kombination mit dem APMS zur Auswertung der Depositionsproben als sehr gering einzustufen.





# Kapitel 5.

## Freilandmessungen

### 5.1. Validierung von STAR3D

Das Ausbreitungsmodell STAR3D (Simulated Transmission of Aerosols in **3** Dimensions) ist eine Weiterentwicklung des Ausbreitungsmodells für Gerüche NaSt3D<sup>1</sup>, das von der Arbeitsgruppe Energie- und Umweltphysik der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn entwickelt wurde. Da die direkte und zeitlich hoch aufgelöste Messung von Gerüchen in geringen Konzentrationen nicht möglich war, wurde zur Validierung von NaSt3D auf Ersatzmessgrößen zurückgegriffen. Anstelle von Geruchsstoffen wurde  $SF_6$  am Emissionsort freigesetzt und immissionsseitig nachgewiesen. Die in Kapitel 1 gezeigte Abbildung 1.1 vergleicht die Vorhersagen der Geruchsausbreitungssimulation mit den gemessenen SF6 Konzentrationen [14]. Anhand der Korrelation zwischen den Mess- und Simulationsdaten gelang es, das Modell NaSt3D erfolgreich zu validieren.

Im Gegensatz zu NaSt3D, das sich auf die Ausbreitung von Gasen bezieht, ermöglicht STAR3D eine dynamische Betrachtung der Ausbreitung von Aerosolen. Obwohl die Berechnungsgrundlage von NaSt3D bereits auf einem Lagrange-Ansatz<sup>2</sup> beruhte, ermöglicht erst STAR3D die Berücksichtigung massiver Partikel sowie deren Eigenschaften. Folglich ist eine Validierung von STAR3D mit den Methoden, die bei NaSt3D Anwendung gefunden haben, nicht zulässig.

In Abbildung 5.1 werden die wichtigsten Funktionsblöcke der Simulation STAR3D gezeigt. Im ersten Schritt wird auf Basis der am Institut für Angewandte Mathematik der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn entwickelten Software Nast3DGP [32] das Windfeld in einem Testvolumen unter Berücksichtigung von Hindernissen (Gebäude,

---

<sup>1</sup>Namensähnlichkeit mit dem, dem Programm zu Grunde liegende CFD Code, NaSt3DGP genannt. Dieser wurde entwickelt von der Arbeitsgruppe von Prof. M. Griebel des Institut für Angewandte Mathematik der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.

<sup>2</sup>Partikel-Modell, stellvertretend für die Gesamtheit aller Geruchsmoleküle wird die Transmission für eine begrenzte Anzahl an Molekülen berechnet und interpoliert

Bäume oder ähnliches) berechnet. Ebenso ist es möglich, die Einströmungsbedingungen frei zu definieren, so dass das Vermischen des Abluftvolumenstroms einer Emissionsquelle mit der Hauptströmung berücksichtigt werden kann. Der Vorteil einer dynamischen gegenüber einer statischen Berechnung des Windfeldes liegt einerseits in der zeitlichen Berücksichtigung von fluktuierenden meteorologischen Rahmenbedingungen. Andererseits können zeitliche Änderungen der Emissionsquellstärke und daraus resultierende Konzentrationsunterschiede besser berücksichtigt werden.

Das simulierte Windgeschwindigkeitsfeld bildet die Basis für den zweiten Schritt, der Berechnung der Partikelbahnen. Als Lösung der in Kapitel 3.3 vorgestellten Langevin-Gleichung ergibt sich für jeden Rechenschritt eine sich zeitlich verändernde Aerosolkonzentration im Simulationsgebiet. Prallt ein Partikel gegen eine solide Fläche, wird er mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit auf dieser abgelagert. Die Ausbreitungssimulation STAR3D berücksichtigt diesen Deposition genannten Effekt. Entsprechend stellt die Simulation die Anzahl der an den Oberflächen pro Zeitschritt deponierten Partikel als Ergebnis zur Verfügung. Durch die Integration der zeit- und ortsabhängigen Depositionsrate über den gesamten Simulationszeitraum lässt sich die räumliche Verteilung der Gesamtdeposition im Simulationsvolumen berechnen.

Zur Validierung von STAR3D kann sowohl die räumliche Konzentrationsverteilung des Aerosols als auch die Anzahl der deponierten Aerosolpartikel in Abhängigkeit des räumlichen Abstandes von der Quelle herangezogen werden. Um eine statistisch abgesicherte Aussage über die Zuverlässigkeit der Ausbreitungssimulation treffen zu können, sollte die Anzahl der Messstellen im Simulationsgebiet und damit die Anzahl der Vergleichswerte möglichst hoch sein.

Depositionsmessstellen zeichnen sich durch ihren einfachen und kostengünstigen Aufbau aus. Darüber hinaus sind sie autark einsetzbar, so dass die Messung der Partikeldeposition im Gebiet der Immission des Tracers an verschiedenen Positionen schnell und einfach realisiert werden kann.

Ist die Konzentration des Traceraerosols von Interesse, können sogenannte Impaktoren eingesetzt werden. Der Partikelsammler PS 30 der Firma Umweltanalytik Holbach GmbH ist neben den im Kapitel 5.1.3 beschriebenen Depositionssammlern direkt kompatibel zum APMS. Während des Betriebs benötigt der Sammler jedoch einen Unterdruck von zirka 0,5 bar bei einem Volumenstrom von 30 l/min [31], der von einer Vakuumpumpe erzeugt werden muss. Dementsprechend fällt der technische Aufwand bei der Messung der Tracerkonzentration deutlich höher aus. Für jede einzelne Messstelle wird zusätzlich zu dem höheren Materialaufwand ein Stromanschluss benötigt.

Ausbreitungssimulationen benötigen im Allgemeinen Eingabeparameter, deren Messgenauigkeit einen maßgeblichen Einfluss auf das spätere Simulationsergebnis haben. Aus den Eingabeparametern von STAR3D können die Messgrößen abgeleitet werden, die

während einer Validierungsmessung erfasst werden müssen. Dazu zählt die zeitlich aufgelöste Messung der dreidimensionalen Windgeschwindigkeit, der Geschwindigkeit des Abluftstromes sowie der emittierten Konzentration des Traceraerosols. Als Messgröße zur eigentlichen Validierung von STAR3D muss die Anzahl der im Simulationsgebiet deponierten Tracerpartikel ortsabhängig erfasst und mit dem APMS ausgewertet werden. Die Größenverteilung der im Simulationsgebiet deponierten Aerosolpartikel ist im Voraus nicht bekannt. Gemäß der im Kapitel 4.5.1 geführten Diskussion beeinflusst jedoch die Partikelgrößenverteilung den Messfehler des APMS. Aus diesem Grund wird auf eine Aufschlüsselung der Anzahl der pro Messstelle deponierten Partikel nach ihrer Größe verzichtet. Stattdessen wird die für jede Messstelle bestimmte Gesamtdeposition<sup>3</sup> mit den Ergebnissen der Ausbreitungssimulation STRA3D verglichen.

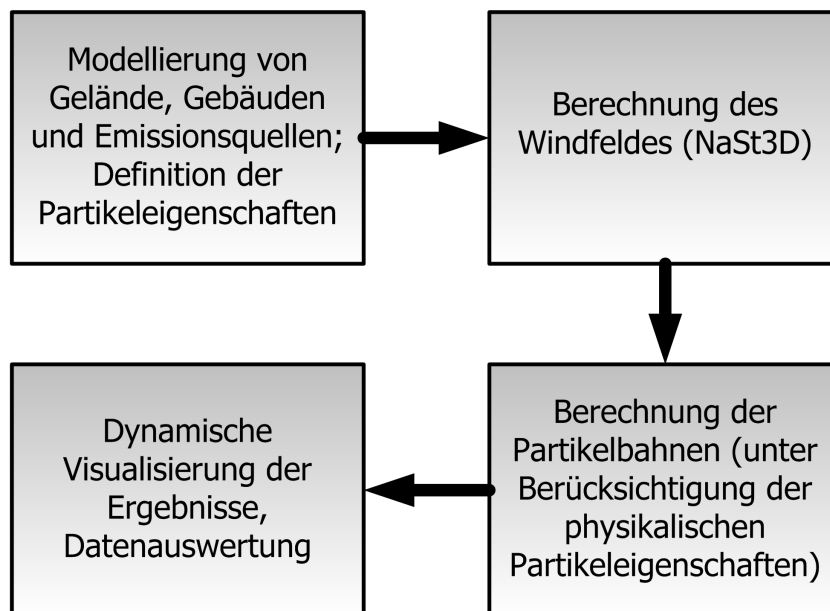


Abbildung 5.1.: Flussdiagramm der Simulation STAR3D

### 5.1.1. Emissionsquelle

Die Emissionsquelle dient zum Freisetzen der Tracerpartikel. Sie ist einer typischen landwirtschaftlichen Quelle nachempfunden, die jedoch im Gegensatz zu einer ortsgebunde-

<sup>3</sup>Anzahl der pro Quadratmeter deponierten (Tracer-)Partikel

nen Quelle<sup>4</sup> frei im Messgelände positioniert werden kann. Dies ermöglicht eine Anpassung des Standortes der Emissionsquelle an die an den Versuchstagen vorherrschende Windrichtung.

Dazu wurde am Institut für Landtechnik der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn ein mobiler 5 m hoher Abluftkamin mit einem Innendurchmesser von 920mm konstruiert. Montiert wurde das Rohrsystem auf einen 1,50 m hohen Anhänger, so dass sich insgesamt eine Austrittshöhe des Traceraerosols von 6,5 m ergab.

Ein Ventilator im Inneren des Abluftschachtes sorgte für einen Luftstrom, in den hinein die Tracerpartikel dosiert wurden. Die erzielten Abluftgeschwindigkeiten schwankten während der ersten Feldmessung um einen Mittelwert von 10 m/s. Dies entspricht einer typischen Sommersituation einer mittelgroßen Stallanlage [62]. Während der zweiten Feldmessung wurde die Abluftgeschwindigkeit der Emissionsquelle auf 6 m/s reduziert. Zur Bestimmung der Konzentration des Traceraerosols wurde dem Abluftschacht einen Meter unterhalb der Austrittsöffnung isokinetisch<sup>5</sup> eine Luftprobe entnommen. Diese wurde mit dem optischen Aerosolspektrometer, Modell 1.108 der Firma Grimm-Aerosoltechnik analysiert. Die Aufzeichnung der Messwerte erfolgte sekundlich, wobei die Partikelgröße in acht Kanälen klassifiziert wurde.

### 5.1.2. Fächermodell

Um die Anzahl der deponierten Tracerpartikel mit den Ergebnissen einer Ausbreitungssimulation vergleichen zu können, ist es erforderlich, mehrere Messstellen räumlich anzuordnen. Hilfreich ist dabei die VDI-Richtlinie 4251 „Erfassung luftgetragener Mikroorganismen und Viren in der Außenluft — Planung von anlagenbezogenen Immissionsmessungen — Fahnenmessung“, die eine fächerförmige Positionierung der Messstellen beschreibt.

Handelt es sich um eine Punktquelle<sup>6</sup>, werden drei, sich am Ort der Emission kreuzende Strahlen festgelegt. Der mittlere Strahl wird „durch die Mitte der Schwankungsbreite der während der Probennahme herrschenden Windrichtung“ [47] definiert. Gemäß der Richtlinie sollten die seitlichen Strahlen einen Öffnungswinkel von 30° zum Mittelstrahl besitzen. Auf diesen drei Strahlen werden dann mindestens sieben Messorte im Lee des Emissionspunktes mit zunehmenden Abständen angeordnet [47].

Während der Feldversuche wurden jeweils ein an das Simulationsgebiet und an die am Versuchstag vorherrschende Meteorologie angepasster Fächer zur Positionierung der

---

<sup>4</sup>Abluftkamin eines Stalles

<sup>5</sup>geschwindigkeitsgleich, zur Verhinderung einer Fraktionierung der im Luftstrom enthaltenden Partikel nach ihrer Größe

<sup>6</sup>Einzelne, lokal begrenzte Emissionsquelle mit einer kleinen Austrittsöffnung

Messstellen verwendet. Im Gegensatz zu der VDI-Richtlinie 4251 wurden die Abstände zwischen den Messstellen äquidistant gewählt. Der Öffnungswinkel der seitlichen Strahlen bezogen auf den Mittelstrahl betrug  $20^\circ$ .

### 5.1.3. Depositionsmessstellen

Partikel können aus einem Aerosol ausgetragen werden, indem sie sich an Grenzflächen ab- beziehungsweise anlagern. Während die Sedimentation ausschließlich das Absinken der Partikel auf Grund des Gravitationsfeldes der Erde beschreibt, umfasst die Deposition alle Effekte, die dafür Sorge tragen, dass Partikel ein Aerosol verlassen. Ein Maß für die Deposition ist die Depositionsgeschwindigkeit  $v_{dep}$ , die wie folgt definiert ist [42]:

$$v_{dep} = \frac{\text{Anzahl der deponierten Partikel} \left(\frac{1}{m^2 \cdot s}\right)}{\text{Partikelanzahl} \left(\frac{1}{m^3}\right)} \quad (5.1)$$

Generell wird zwischen trockener und nasser Deposition unterschieden. Die trockene Deposition umfasst sowohl die strömungsbedingte Ablagerung von Aerosolpartikeln als auch physikalische Prozesse wie die Diffusion, die Sedimentation und die Trägheit der Partikel in der Luftströmung. Im Allgemeinen ist es nicht möglich, die trockene Deposition von Partikeln in der atmosphärischen Grenzschicht zu berechnen [35]. Ebenso wie die Transmission von Aerosolen muss dieser Vorgang unter Berücksichtigung der vorherrschenden meteorologischen Bedingungen und den entsprechenden Partikeleigenschaften simuliert werden<sup>7</sup>.

Die nasse Deposition beruht auf Auswaschungsprozessen entweder innerhalb von Wolken (Rainout) oder unterhalb der Wolkenbasis (Washout). Beide Prozesse tragen gleichzeitig zur Verringerung der Konzentration eines Aerosols bei. Die Effektivität des Auswaschprozesses wird beschrieben durch Koeffizienten, die sowohl von den Eigenschaften des Aerosols als auch von den Niederschlagscharakteristika abhängig sind [15].

Bei der Validierung von STAR3D wird ausschließlich trockene Deposition berücksichtigt. Um nasse Deposition ausschließen zu können, darf es während eines Freilandversuches weder regnen, noch darf die Luftfeuchtigkeit einen Wert von  $90\% rH$  überschreiten, um eine Tropfenbildung ausschließen zu können.

Zur Erfassung der deponierten Tracerpartikel kommen speziell entwickelte Depositionssammler zum Einsatz. Diese bestehen aus einem Halter für zwei Objektträger, auf deren transparenten Flächen sich die Aerosolpartikel ablagern. Die Träger sind mit einem permanenten Haftstoff versehen [3], der ein Ablösen der deponierten Aerosolpartikel

---

<sup>7</sup>Eine Abschätzung der Depositions- und Sedimentationsgeschwindigkeiten für Stäube wird in [80] gegeben.

während der Messung, des Transports und der Auswertung verhindert. Die Sammelfläche eines Objektträgers ist jeweils  $50\text{ mm}$  lang und  $25\text{ mm}$  breit. Ein Depositionssammler kann jeweils mit zwei Polysine<sup>TM</sup> Objektträger bestückt werden. Umgeben sind die Depositionsflächen von einem Windschutz, der die Resuspension der deponierten Partikel verhindert. Ein rundes Metallprofil positioniert den Depositionssammler auf einer Höhe von  $0,5\text{ m}$  über dem Boden.

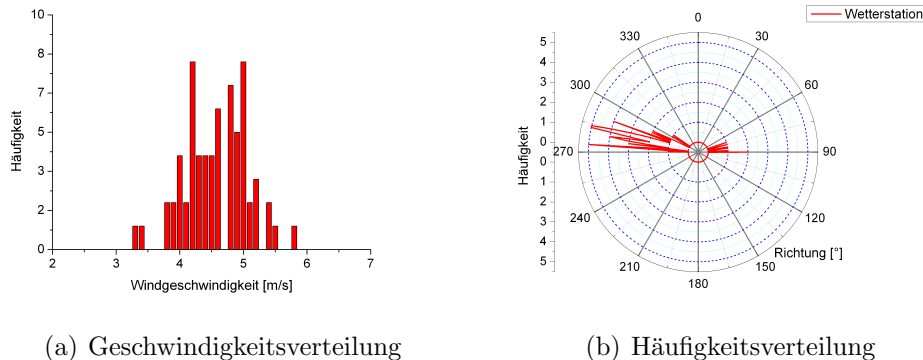
## 5.2. Erste Validierungsmessung

Die ersten Freilandmessungen dienten dazu, neben der Validierung der Ausbreitungssimulation STAR3D Erfahrungen mit dem Aerosol-Tracerverfahren zu sammeln. Vor allem das Zusammenspiel zwischen dem Traceraerosol, der Emissionsquelle, den Depositionsmessstellen und dem APMS stand im Fokus des Interesses. Eine erste Messkampagne wurde am 29. September 2008 auf dem Gelände der Lehr- und Forschungsstation Dikopshof der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn durchgeführt.

Als Eingabeparameter benötigt die Ausbreitungssimulation zum einen meteorologisch und zum anderen partikelspezifische Informationen. Zur Erfassung der Meteorologie stand auf dem Versuchsgut eine Wetterstation zur Verfügung, die im Abstand von einer Minute Messdaten erfasste. Während des Freilandversuchs konnte eine mittlere Temperatur von  $14,4\text{ °C}$  bei einem Luftdruck von  $1028\text{ hPa}$  und einer Luftfeuchte von  $67\text{ \%rH}$  gemessen werden.

Die Messwerte der lokalen Wetterstation werden ergänzt durch Daten eines Radiosondenaufstiegs, der am Standort Essen um  $12\text{ UTC}$  vom DWD durchgeführt wurde. Die in Abbildung D.1 in Anhang D gezeigten Messwerte geben Aufschluss über die Schichtung der unteren Atmosphäre.

Entsprechend der in Abbildung 5.2 gezeigten Windverteilung herrschte am Versuchstag über dem Messgelände eine nordwestliche Luftströmung vor. Die Position der Emissionsquelle wurde dadurch bestimmt, dass von ihr ausgehend im ebenen Gelände in südöstlicher Richtung insgesamt 9 Depositionsmessstellen aufgestellt werden konnten. Die Anordnung der Messstellen erfolgte mit Hilfe des in Kapitel 5.1.2 beschriebenen Fächermodells. Auf dem Hauptstrahl befanden sich drei Depositionssammler mit einem äquidistanten Abstand von  $50\text{ m}$ . Ebenso viele Messstellen wurden auf den beiden Nebenstrahlen positioniert, die jeweils unter einem Winkel von  $17,7\text{ °}$  am Ort der Emissionsquelle auf den Hauptstrahl trafen. Abbildung D.2 in Anhang D zeigt sowohl ein Luftbild der Versuchsfläche als auch die gesamte Anordnung der einzelnen Depositionssammler.



(a) Geschwindigkeitsverteilung

(b) Häufigkeitsverteilung

Abbildung 5.2.: Windgeschwindigkeitsverteilung und Windrichtungsverteilung am Standort Dikopshof, 29.Sep 2008

Neben der Meteorologie muss vor allem der zeitliche Verlauf der emittierten Tracerpartikel bekannt sein. Aus der vom Aerosolspektrometer im Abluftkamin gemessenen Partikelanzahl<sup>8</sup> wurde mit Hilfe der Abluftgeschwindigkeit und dem Innendurchmesser des Kamins die pro Sekunde emittierte Partikelanzahl berechnet. Abbildung 5.3 stellt die gemessenen Werte graphisch dar, die gleichzeitig eine wesentliche Datengrundlage zur Simulation des Ausbreitungsgeschehen mit STAR3D bilden. Die in der Abluft gemessene Partikelanzahl setzt sich maßgeblich aus den freigesetzten Tracerpartikeln und zu einem geringen Anteil Partikel zusammen, die gemeinsam mit der Außenluft vom Kamin angesaugt werden. Um den Anteil der Hintergrundpartikel zu bestimmen, wurde die Partikelkonzentration mit einem weiteren Aerosolspektrometer auf der windabgewandten Seite des Versuchsgeländes gemessen. Die Anzahl der vom Kamin angesaugten Partikel ist um einen Faktor 5000 kleiner als die Anzahl der emittierten Partikel. Dementsprechend kann auf Korrektur der emittierten Tracerpartikelanzahl um die im Hintergrund gemessene Gesamtpartikelanzahl verzichtet werden.

Insgesamt wurden über einen Zeitraum von einer Stunde 3,8 kg Visolite manuell in den Abluftstrom eindosiert. Aus den Messdaten lässt sich deutlich der Wechsel zwischen den Personen ablesen, die für die Eindosierung des Tracers in den Abluftvolumenstrom verantwortlich waren. Durch die unterschiedlich starke Eindosierung des Tracers wurde ein sehr variabler Emissionspartikelstrom erzielt, dessen statistische Auswertung von Tabelle 5.1 wiedergegeben wird.

Tabelle 5.1 führt für jede Größenfraktion, den minimalen und den maximalen Wert der Partikelanzahl sowie dessen Mittelwerte und Standardabweichungen auf. Auffällig ist,

<sup>8</sup>Eine Beschreibung des Messaufbaus kann in Kapitel 5.1.2 gefunden werden

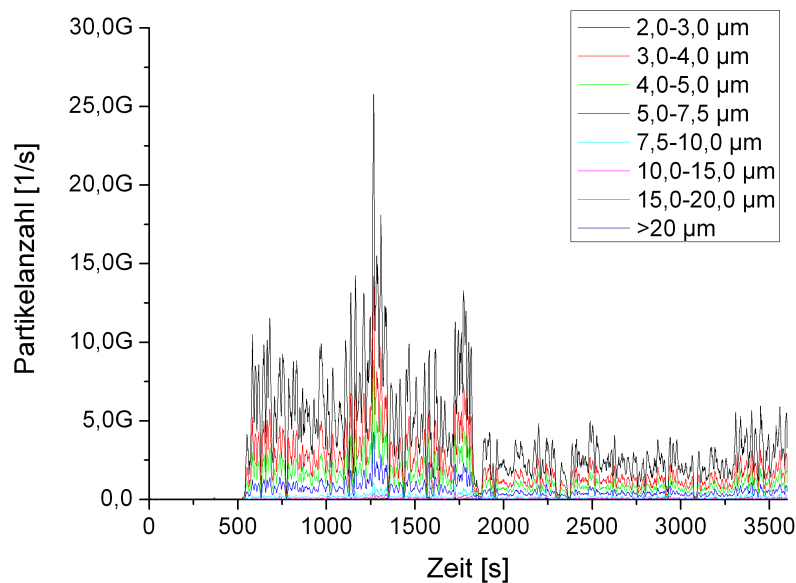


Abbildung 5.3.: Zeitreihe der emittierten Tracerpartikel, aufgeschlüsselt nach der Partikelgröße

dass sich der Wert der Standardabweichungen unabhängig von der Partikelgröße kaum von dem Wert des zugehörigen Mittelwertes unterscheidet. Dies weist auf stark schwankende Messwerte hin, die in der kleinsten Größenfraktion zwischen 25 Mrd. und keinen (0) emittierten Partikeln variieren.

Der Algorithmus zur Berechnung von Partikeltrajektorien der Ausbreitungssimulation STAR3D beruht auf dem Lagrange-Ansatz. Stellvertretend für alle Partikel einer Größenklasse werden die Trajektorien einer geringeren Anzahl von Partikeln berechnet und entsprechend interpoliert. Die maximale Anzahl der Partikel einer Größenklasse wird dementsprechend mit einem zeitlich konstanten Faktor untersetzt. Die jeweiligen Untersetzungsfaktoren fallen dabei um so größer aus, je höher die maximale Anzahl der emittierten Tracerpartikel ist. Es ist jedoch zu beachten, dass große Untersetzungsfaktoren eine statistische Unsicherheit der Simulationsergebnisse verursachen, gerade wenn die gemessene emittierte Partikelanzahl starken zeitlichen Schwankungen unterworfen ist.

Abbildung 5.4 zeigt die von der Software STAR3D simulierten Ergebnisse der ersten Feldmessung. Grundlage der Simulation bildete ein  $170m \times 170m \times 40m$  großes



Tabelle 5.1.: Statistische Auswertung der emittierten Tracerpartikelanzahl in der Abluft der Emissionsquelle

Größe	Min. $\times 10^6$	Max. $\times 10^6$	Mittelw. $\times 10^6$	Stabw. $\times 10^6$
2,0-3,0 $\mu\text{m}$	0	25787	3461	3111
3,0-4,0 $\mu\text{m}$	0	14211	1792	1623
4,0-5,0 $\mu\text{m}$	0	8772	1097	991
5,0-7,5 $\mu\text{m}$	0	5345	525	475
7,5-10,0 $\mu\text{m}$	0	1102	141	136
10,0-15,0 $\mu\text{m}$	0	503	53	60
15,0-20,0 $\mu\text{m}$	0	190	14	18
> 20,0 $\mu\text{m}$	0	106	7	10

Volumen. Die am Versuchstag gemessene zeitlich variable Windverteilung und die Abluftgeschwindigkeit des Kamins bilden die Basis, um das Windfeld auf einer Gitterweite von 1 m innerhalb des Volumens zu simulieren. Nach der Berechnung des Windfeldes erfolgt die Simulation der Partikelbewegung anhand den in Kapitel 3.4 beschriebenen Eigenschaften von Visolite sowie der am Abluftkamin gemessenen zeitlich aufgelösten Anzahl der emittierten Partikel in Abhängigkeit der Partikelgröße.

Nach Abschluss der Freilandmessungen erfolgte die Auswertung der in den Depositionsmessstellen befindlichen Polysine<sup>TM</sup> Objektträger. Dazu wurden die Oberflächen mit Hilfe des APMS vermessen und analysiert. Abbildung 5.2 zeigt den Vergleich zwischen den experimentellen Messergebnissen des APMS und den Ergebnissen der Ausbreitungssimulation STAR3D. Als blaue Balken dargestellt sind jeweils die Messwerte des APMS, während die Ergebnisse von STAR3D rot dargestellt werden. Auffällig ist, dass bei allen Messstellen die von STAR3D prognostizierten Werte deutlich höher ausfallen als die Messwert des APMS. Zur weiteren Analyse wurden der Mittelwert der neun Quotienten aus dem Messergebnis geteilt durch das Ergebnis der Simulation gebildet. Die mit diesem Mittelwert skalierten Ergebnisse sind in Abbildung 5.2 dargestellt. Es handelt sich dabei um eine projizierte dreidimensionale Darstellung. An jedem der neun Standorte der Depositionsmesser gibt eine blaue Säule Auskunft über die Höhe des Messwertes des APMS sowie eine rote Säule über das Ergebnis der Simulation. Die Emissionsquelle wird durch den braunen Abluftkamin im Anhänger des Traktors symbolisiert.

Augenscheinlich ist die gute Übereinstimmung zwischen den modifizierten Mess- und den Simulationsergebnissen, deren Abweichung voneinander lediglich 14% beträgt. Das Vorgehen legt nahe, dass die Abweichung zwischen der Simulation und der Messung durch einen systematischen Fehler verursacht sein könnte. Es gilt nun, sowohl die Ausbreitungs-

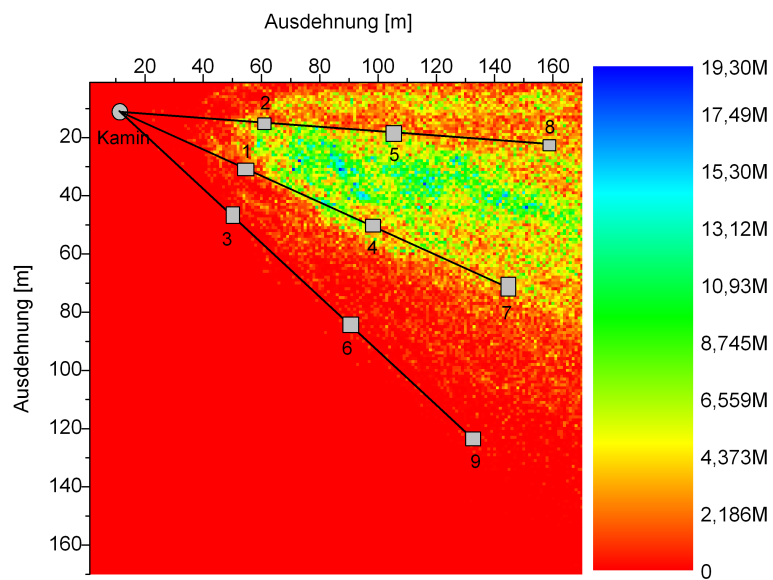


Abbildung 5.4.: Ergebnis der Ausbreitungssimulation der ersten Validierungsmessung

simulation als auch das Validierungsverfahren kritisch auf mögliche Fehler und Schwachstellen zu untersuchen. Sind diese behoben, kann eine zweite Feldmessung klären, ob bei der ersten Feldmessung tatsächlich ein systematischer Fehler vorlag.

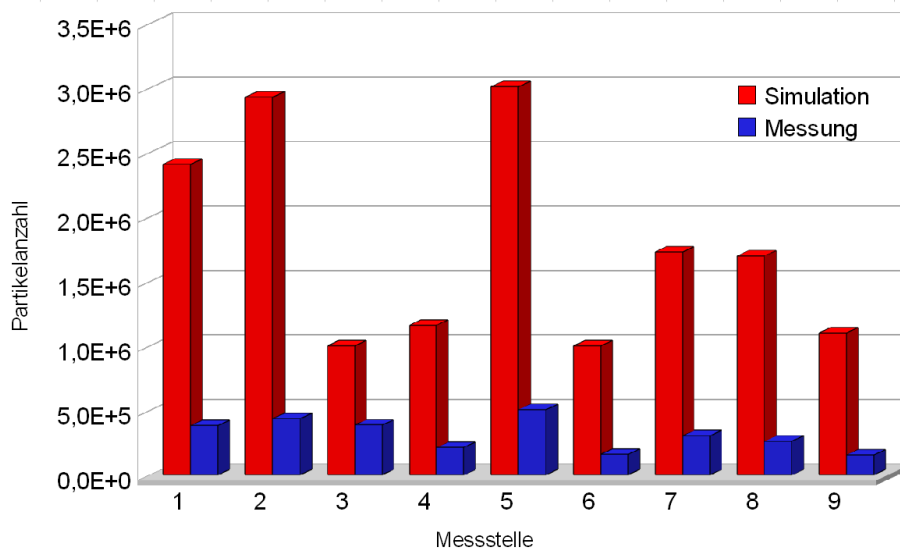


Abbildung 5.5.: Vergleich der Messergebnisse des APMS mit den Ergebnissen der Ausbreitungssimulation STAR3D

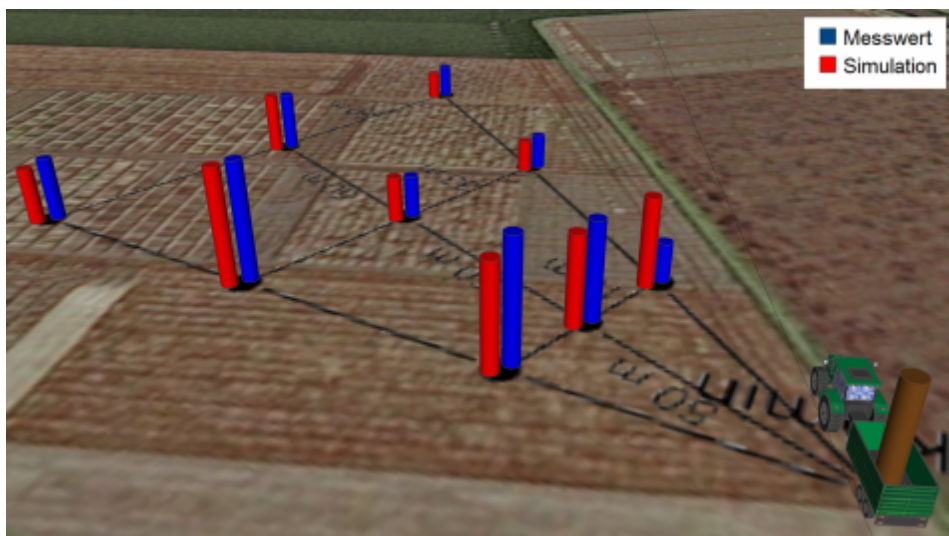


Abbildung 5.6.: Skalierter Vergleich der Messergebnisse des APMS mit den Ergebnissen der Ausbreitungssimulation STAR3D

### 5.3. Optimierung der Messung

Zur Verbesserung des gesamten Validierungsverfahrens wurden insgesamt vier Maßnahmen ergriffen:

- Aus Abbildung 5.2 wird ersichtlich, dass die Messdaten des APMS um einen Faktor 5,8 geringer ausfallen als die Ergebnisse der Simulation. Dies könnte einer geringen Nachweiseffizienz des APMS, bezüglich der Tracerpartikel, geschuldet sein. Aus diesem Grund wurden die in Kapitel 4.2.1 beschriebenen Kontrast-Effizienz-Messungen durchgeführt. Zur Auswertung der Depositionsproben der ersten Feldmessung wurde ein Sperrfilter eingesetzt. Abbildung 4.4 zeigt jedoch, dass sich mit diesem Verfahren zwar ein guter Kontrast erzielen lässt, gleichzeitig verringert sich aber die Sensitivität des Systems. Entsprechend fällt der Quotient  $N(255)/\max(N)$ <sup>9</sup> bei der Verwendung eines Farbfilters um einen Faktor 65 geringer aus, als bei der Verwendung zweier parallel stehender Polarisationsfilter. Das optische System des APMS wurde entsprechend den in Kapitel 4.2.1 erzielten experimentellen Ergebnissen verändert.
- Gemäß Abbildung 5.3 unterlag die Anzahl der emittierten Tracerpartikel bei der ersten Feldmessung einer großen Variabilität. Die Schwankungsbreite und die große Anzahl der maximal emittierten Partikel führten bei der Simulation der Transmission des Traceraerosols zu Schwierigkeiten. Die Untersetzungsfaktoren mußten sehr groß gewählt werden, wodurch die am Immissionsort deponierte Partikelanzahl nur in einem großen Intervall vorhergesagt werden konnte. Vor allem die hohe Standardabweichung der im Mittel emittierten Tracerpartikel wirkt sich zusammen mit der hohen maximal emittierten Partikelanzahl negativ auf die Prognosesicherheit aus. Tabelle 5.2 stellt vergleichend die Untersetzungsfaktoren dar, die zur Simulation der ersten und der zweiten Feldmessung verwendet wurden. Je kleiner die Untersetzungsfaktoren ausfallen, desto mehr emittierte Partikel können bei der Simulation berücksichtigt werden. Entsprechend verringert sich die Unsicherheit im Bezug auf die Anzahl der am Ort der Immission deponierten Partikel. Aus diesem Grund wurde bei der zweiten Feldmessung ein anderes Verfahren eingesetzt, mit dem eine homogene Eindosierung des Tracers in den Abluftstrom erzielt werden konnte. Des Weiteren konnte die Menge des eingesetzten Tracers deutlich reduziert werden. Während bei der ersten Feldmessung noch 3,8 kg Tracerstaub emittiert wurde, waren es bei der zweiten Messung nur noch 50 g.

---

<sup>9</sup>siehe Kapitel 4.2.1

- Die meteorologischen Daten der Wetterstation der Lehr- und Forschungsstation Dikopshof standen bei der ersten Feldmessung in einem zeitlichen Abstand von 60 Sekunden zur Verfügung. Bei einer mittleren Windgeschwindigkeit von 4 m/s können Aerosolpartikel in der Zeitspanne zwischen zwei Messungen bereits eine Wegstrecke von 240 m zurücklegen und hätten damit bereits das Simulationsgebiet verlassen. Des Weiteren liegen keine Informationen über vertikale Luftbewegungen vor. Zur Erfassung der Winddaten kamen deshalb bei der zweiten Feldmessung zwei Ultraschallanemometer zum Einsatz. Als Eingabeparameter für STAR3D standen dementsprechend dreidimensionale Winddaten zur Verfügung, die im Abstand von einer Sekunde gemessen wurden.
- Zusätzlich zu den drei auf jedem Strahl in einem Abstand von 50 m vorhandenen Depositionsmesstellen wurde das Messnetz erweitert. Auf jedem der drei Strahlen wurde in einem Abstand von 200 m von der Emissionsquelle eine zusätzliche Messstelle positioniert. Darüber hinaus kamen zwei Untergrundmesstellen auf der windabgewandten Seite in einem Abstand von 50 m von der Quelle zum Einsatz.

Tabelle 5.2.: Umsetzungs-faktoren der einzelnen Größenklassen bei der ersten und zweiten Feldmessung

Größenklasse	Durchmesser	Unters. 1.Feldm.	Unters. 2.Feldm.
1	2,0-3,0 $\mu\text{m}$	1000000	20000
2	3,0-4,0 $\mu\text{m}$	1000000	10000
3	4,0-5,0 $\mu\text{m}$	100000	10000
4	5,0-7,5 $\mu\text{m}$	100000	10000
5	7,5-10,0 $\mu\text{m}$	100000	1000
6	10,0-15,0 $\mu\text{m}$	10000	500
7	15,0-20,0 $\mu\text{m}$	10000	100
8	> 20,0 $\mu\text{m}$	10000	100

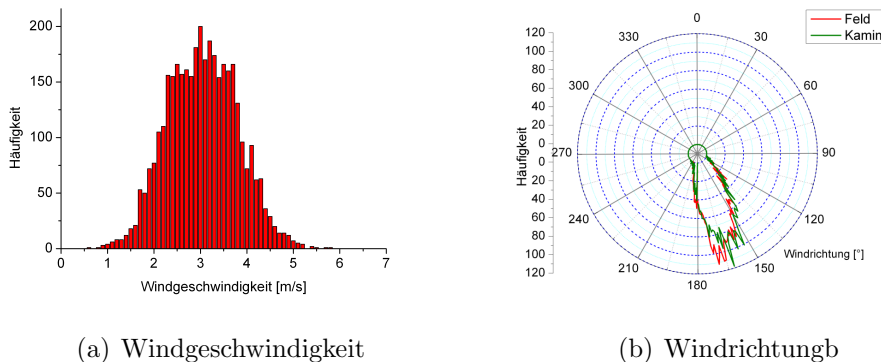
## 5.4. Zweite Validierungsmessung

Die zweite Feldmessung fand am 18. Februar 2009 ebenfalls auf den Feldern der Lehr- und Forschungsstation Dikopshof statt. Von der stationären Wetterstation am Dikopshof wurde während des Messzeitraums eine mittlere Temperatur von  $0,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ , ein Luftdruck von  $1028\text{ hPa}$  und eine mittlere Luftfeuchte von  $48\text{ \%rH}$  gemessen. Ergänzend zeigt Abbildung D.3 im Anhang D die relevanten Messdaten eines Radiosondenaufstieges, der am Versuchstag um 12:00 UTC am Standort Essen durchgeführt wurde. Aus den Wetterdaten kann abgeleitet werden, dass die Ablagerung von Aerosolpartikeln im Versuchszeitraum ausschließlich auf Grund von trockener Deposition erfolgte.

Im Gegensatz zu den ersten Messungen wurden nicht mehr die Winddaten der Wetterstation verwendet. Stattdessen standen zwei Ultraschallanemometern zur dreidimensionalen Erfassung der Luftströmungen im Messgelände zur Verfügung. Abbildung 5.7 gibt sowohl die vorherrschende Windrichtung als auch die Verteilung der Windgeschwindigkeiten wieder. Die Windmessdaten wurden im Abstand von einer Sekunde erfasst, so dass sich die Anzahl der einzelnen Messwerte im Gegensatz zur ersten Feldmessung um einen Faktor 60 erhöht. Zusätzlich wurde neben der horizontalen auch die vertikalen Komponenten des Windfeldes erfasst. Auf diese Weise war es möglich, die für eine verminderte beziehungsweise verstärkte Deposition durch Impaktion verantwortlichen Auf- und Abwinde als Eingabeparameter für die Ausbreitungssimulation STAR3D zu berücksichtigen.

Den am Versuchstag vorherrschenden Windrichtungen gemäß wurde die Emissionsquelle am süd-südwestlichen Rand des Versuchsfeldes errichtet und die Depositionsmessstellen auf einem in nord-nordwestlicher Richtung aufgespanntem Fächer positioniert. Insgesamt wurden auf dem Hauptstrahl und den beiden Nebenstrahlen in einem Abstand von  $50\text{ m}$  jeweils vier Messstellen angeordnet. Das in Abbildung 5.8 gezeigte Luftbild der Versuchsfläche verdeutlicht sowohl die Positionen der einzelnen Messstellen als auch den zu Grunde liegenden Fächer. Zusätzlich wurden in südlicher Richtung in einem Abstand von  $50\text{ m}$  von der Emissionsquelle zwei weitere Depositionsmessstellen errichtet, die nicht in der Abbildung verzeichnet sind.

Die Dosierung des Tracers Visolite erfolgte bei der zweiten Validierungsmessung mit Hilfe einer Rüttelrinne, so dass der Tracer kontinuierlich und mit einem konstanten Massenstrom in die Abluft des Kamins gelangte. Im Kamin wurde eine mittlere Geschwindigkeit des Abluftstroms von  $6\text{ m/s}$  gemessen. Abbildung 5.9 zeigt die Anzahl der emittierten Tracerpartikel während des Versuchszeitraums aufgeschlüsselt in 8 Partikelgrößenklassen. Im Gegensatz zu den ersten Messungen fiel die maximale Anzahl der emittierten Tracerpartikel gemäß Tabelle 5.3 deutlich geringer aus. Die Standardabweichung ist jedoch in Bezug auf die mittlere emittierte Anzahl der Tracerpartikel nur



(a) Windgeschwindigkeit

(b) Windrichtung

Abbildung 5.7.: Windgeschwindigkeitsverteilung und Windrichtungsverteilung am Standort Dikopshop, 18.02.2009

geringfügig kleiner als bei der ersten Messung. Bedingt durch die um einen Faktor 1000 kleinere Spannweite zwischen der minimalen und der maximalen Anzahl an emittierten Partikeln konnten die Untersetzungsfaktoren der Ausbreitungssimulation STAR3D entsprechend kleiner gewählt werden.

Der in Abbildung 5.9 ersichtliche Anstieg der Konzentration während der ersten 2000 s lässt sich durch eine Ablagerung der in der Abluft befindlichen Partikel an den Wänden des Abluftkamins erklären. Nachdem die Wände des Kamins gesättigt waren, blieb die Konzentration der emittierten Tracerpartikel konstant. Dieser Effekt trat bei der ersten Validierungsmessung nicht auf, da zuvor sowohl die Funktion des Kamins als auch das Eindosieren der Tracerpartikel getestet worden war. Die Sättigung des Kamins erfolgte demzufolge bereits vor der eigentlichen Messung.

Obwohl die Anzahl der emittierten Tracerpartikel bei der zweiten Validierungsmessung deutlich kleiner war als bei der ersten Messung, hebt sie sich signifikant von der gemessenen Hintergrundkonzentration ab. Die Fremdpartikel in der Abluft des Kamins besitzen einen Anteil von zirka einem Prozent der gemessenen Gesamtpartikelanzahl. Unter Berücksichtigung des fünf prozentigen Messfehlers des verwendeten OPCs wurde, korrespondierend mit den ersten Versuchen, auf eine Untergrund-Korrektur der emittierten Tracerpartikelanzahl verzichtet.

Dadurch, dass zusätzlich zwei Depositionsmesstellen in einem Abstand von 200 m von der Emissionsquelle positioniert wurden, vergrößert sich das Simulationsvolumen auf  $220m \times 220m \times 40m$ . Die Gitterweite, auf der die Berechnung des Windfeldes erfolgte, betrug weiterhin einen Meter. Anhand der in Abbildung 5.7 gezeigten Windverteilungen und einer mittleren Abluftgeschwindigkeit der Emissionsquelle von 6 m/s erfolgte die



Abbildung 5.8.: Position der Messstellen am 18. Feb 2009

Simulation des Windfeldes. Anschließend wurden die Trajektorien ausgewählter Tracerpartikel basierend auf dem in Abbildung 5.9 gezeigten zeitlichen Verlauf der emittierten Tracerpartikelanzahl simuliert. Aufgrund der im Vergleich zur ersten Validierungsmessung geringeren Anzahl der maximal emittierten Partikel, ließen sich die Untersetzungsfaktoren kleiner wählen. Dementsprechend konnten bei der zweiten Validierung, bezogen auf die Anzahl der emittierten Partikel, mehr Partikel zur Berechnung der Immission berücksichtigt werden. Abbildung 5.10 zeigt das Ergebnis der mit STAR3D simulierten zweiten Feldmessung. Es zeigt sich, dass die Mitte der Abluftfahne mit den auf dem Hauptstrahl positionierten Messstellen zusammenfällt. Dies war bei der ersten Feldmessung nicht gegeben. Hier lag die mittlere Abluftfahne zwischen dem Hauptstrahl und dem — von der Emissionsquelle aus betrachteten — linken Nebenstrahl.



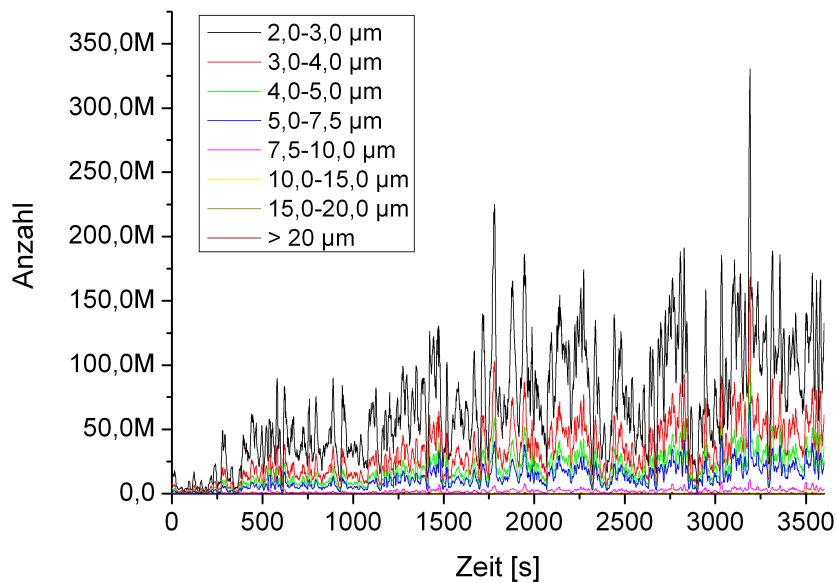


Abbildung 5.9.: Zeitreihe der emittierten Tracerpartikel, aufgeschlüsselt nach der Partikelgröße

Nach abgeschlossener Feldmessung erfolgte die Auswertung der Depositionssammel­flächen mit dem APMS. Zur Steigerung der Effizienz des Messgerätes wurde gemäß den Kapiteln 4.2.1 und 5.3 das optische System des APMS verändert. Bedingt durch diese Maßnahmen mussten auch die in Kapitel 4.4.2 vorgestellten Algorithmen zur automatischen Fokussierung an den veränderten optischen Aufbau angepasst werden.

Abbildung 5.11 zeigt den Vergleich zwischen den blau dargestellten Messwerten des APMS und den rot dargestellten Ergebnissen der Ausbreitungssimulation STAR3D. An den Orten der Messstellen wurde jeweils die gemessene Gesamtanzahl der deponierten Tracerpartikel mit der simulierten Immission verglichen. Im Gegensatz zur ersten Feldmessung liegen die von STAR3D prognostizierten Werte im Bereich der Messwerte des APMS. Eine Skalierung der Messwerte wurde deshalb nicht durchgeführt. Abbildung 5.12 vergleicht die gemessenen und die simulierten Werte direkt miteinander. Aufgetragen ist jeweils das Messergebnis als x-Koordinate eines Punktes und das Ergebnis der Simulation als y-Koordinate. Die Winkelhalbierende markiert den Bereich der Übereinstimmung zwischen der Ausbreitungssimulation und den Messergebnissen. Je weiter sich ein Punkt von dieser Gerade entfernt befindet, desto größer ist die Abwei-

Tabelle 5.3.: Statistische Auswertung der emittierten Tracerpartikelanzahl in der Abluft der Emissionsquelle

Größe	Min. $\times 10^3$	Max. $\times 10^3$	Mittelw. $\times 10^3$	Stabw. $\times 10^3$
2,0-3,0 $\mu\text{m}$	1025	330337	70583	46503
3,0-4,0	670	168573	31737	21961
4,0-5,0	345	100610	18292	12915
5,0-7,5	245	71403	12467	9199
7,5-10,0	10	11180	1984	1609
10,0-15,0	0	3490	397	451
15,0-20,0	0	1435	52	161
> 20,0	0	1150	33	107

chung. Aus dem Diagramm lässt sich eine gute Korrelation zwischen der Simulation und der Messung ablesen. Die mittlere Abweichung zwischen den gemessenen und den simulierten Werte beträgt 24%. Die in Kapitel 5.3 beschriebenen Maßnahmen haben dazu geführt, dass der vorhandene systematische Fehler behoben werden konnte. Dementsprechend ist eine Skalierung der Messwerte nicht mehr erforderlich. Aus diesem Grund sind die in der zweiten Feldmessung erzielten Ergebnisse deutlich aussagekräftiger als die der ersten Messung. Des Weiteren wurde das Messstellennetz um drei weitere Depositionssammler in einem Abstand von 200 m zur Emissionsquelle erweitert. Gerade im Randbereich und bei geringen Tracer-Konzentrationen nimmt der Fehler der Ausbreitungssimulation zu [54]. Dies relativiert die in Abbildung 5.12 gezeigten Abweichungen. Die in den Abbildungen 5.10, 5.11 und 5.12 gezeigten Ergebnisse belegen, dass zwischen den Ergebnissen der Ausbreitungssimulation STAR3D und den experimentellen Ergebnissen der Validierungsmessung eine gute Übereinstimmung erzielt werden konnte. Des Weiteren hat die Qualität und die Aussagekraft der gemessenen sowie der simulierten Werte im Vergleich der beiden Feldmessungen bei der zweiten Messung deutlich zuge-

---

<sup>10</sup>Der Messfehler wurde anhand des in Kapitel 4.5.1 diskutierten Messfehlers, bezogen auf die Bildgebung und Bildanalyse, des APMS abgeschätzt. Dazu wurden die folgenden Annahmen getroffen:

- die Größenverteilung des untersuchten Aerosols lässt sich durch die Gleichung 2.2 beschreiben
- der Parameter  $\sigma$  wurde mit 2  $\mu\text{m}$  abgeschätzt
- das geometrische Mittel der Partikelgröße bezogen auf die Partikeloberfläche von Visolitepartikeln beträgt  $d_g = 3,65 \mu\text{m}$  [33]
- Messbereich des APMS 2,5  $\mu\text{m}$  bis 25  $\mu\text{m}$

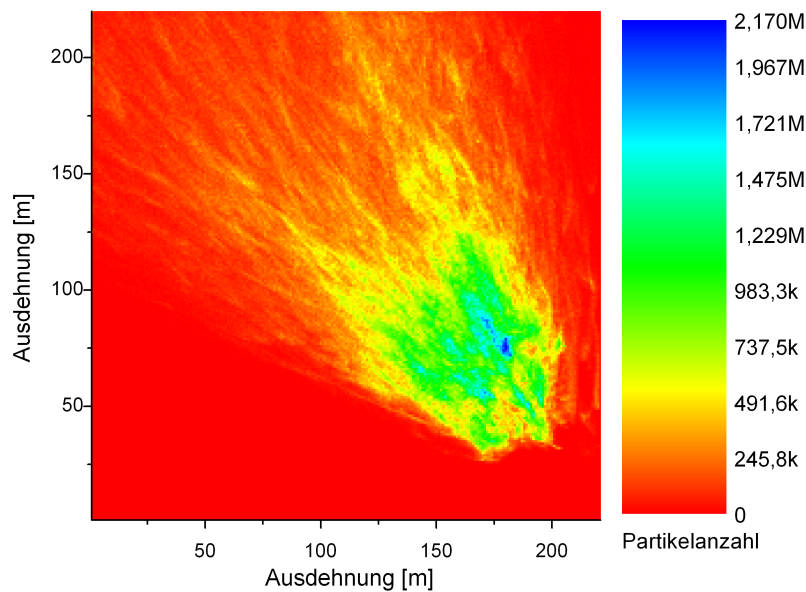


Abbildung 5.10.: Ergebnis der Ausbreitungssimulation zweiten Validierungsmessung

nommen.

#### 5.4.1. Reichweitenbestimmung in Anlehnung an VDI 4251

Die Versuchsanordnung der zweiten Feldmessung entspricht<sup>11</sup> den in der VDI-Richtlinie 4251 formulierten Anforderungen zur Bestimmung der Reichweite eines (natürlichen) Aerosols<sup>12</sup>. Neben der verbesserten Qualität der gemessenen Daten unterscheidet sich die zweite von der ersten Feldmessung dadurch, dass die Abluffahne die auf einem Fächer positionierten Depositionssammler mittig überstreift<sup>13</sup>.

Zur Bestimmung der mittleren Reichweite eines Aerosols wird die gemessene Tracerpartikelanzahl gegen die Entfernung des jeweiligen Depositionssammlers von der Emissionsquelle aufgetragen. Zusätzlich wird dem Datenkollektiv die mittlere Hintergrunddeposition bei einer Entfernung von 1000 *m* hinzugefügt. Abschließend wird eine Expo-

<sup>11</sup>Im Gegensatz zur VDI 4251 betrug der Abstand der Hintergrundmesstellen von der Quelle nicht 250 *m*, sondern lediglich 50 *m*

<sup>12</sup>VDI 4251 bezieht sich auf Mikroorganismen

<sup>13</sup>Vergleiche hierzu Abbildung 5.4 und Abbildung 5.10



Abbildung 5.11.: Vergleich der Messergebnisse mit den Ergebnissen der Ausbreitungssimulation

nentialfunktion gemäß der Gleichung 5.2 an die Datenpunkte angepasst [47], wobei die deponierte Partikelanzahl mit  $C$  und der Abstand von der Quelle mit  $x$  bezeichnet wird.

$$C(x) = a \cdot e^{-\frac{x}{b}} \quad (5.2)$$

Abbildung 5.13 zeigt die an die Messdaten der zweiten Feldmessung mit Hilfe der Konstanten  $a$  und  $b$  angepasste Exponentialfunktion. Gemäß der VDI-Richtlinie wird die Reichweite des Aerosols durch den Schnittpunkt der angepassten Exponentialfunktion mit der konstanten Konzentration  $C(x) = C_H + 2 \cdot \sigma_H$  bestimmt. Hierbei bezeichnet  $C_H$  die mittlere Hintergrund-Deposition und  $\sigma_H$  deren Standardabweichung. Aus den Messwerten der zweiten Feldmessung ergibt sich somit eine mittlere Reichweite von  $(291 \pm 9) \text{ m}$ .

In Kapitel 4.5.3 konnten keine natürlich vorkommenden Partikel gefunden werden, die mit Visolitepartikeln vergleichbare Eigenschaften besitzen. Aus diesem Grund stammen die in einem Abstand von  $50 \text{ m}$  von der Quelle gemessenen „Hintergrundkonzentrationen“ eindeutig aus der Tracer-Emissionsquelle. Aus diesem Grund erscheint es proble-

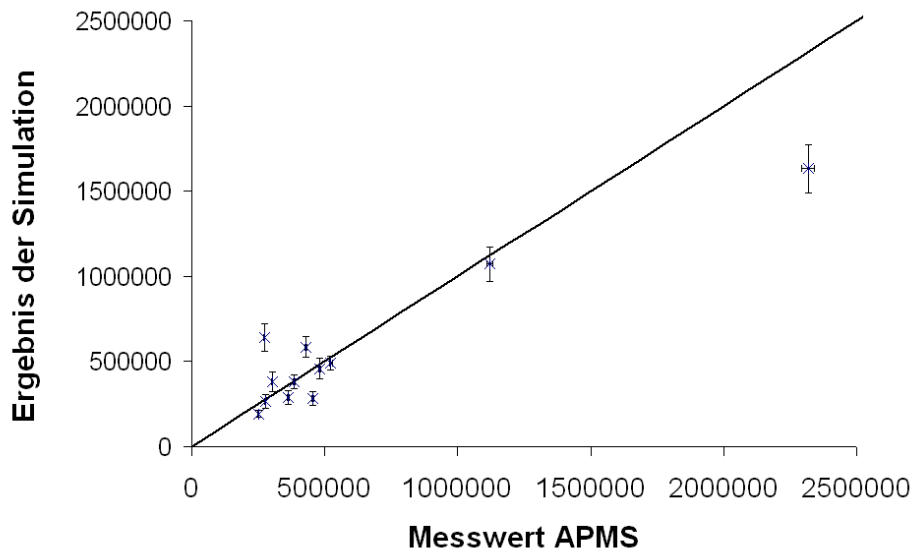


Abbildung 5.12.: Korrelationsplot zwischen den Messergebnissen des APMS und den Ergebnissen der Ausbreitungssimulation <sup>10</sup>

matisch, die Reichweitenbestimmung bei künstlichen Tracern an der Hintergrundkonzentration festzumachen<sup>14</sup>. Sinnvoller erscheint eine Definition der Reichweite, die sich auf den Abfall der Tracerkonzentration auf einen bestimmten Bruchteil, zum Beispiel  $\frac{1}{e}$ , bezieht.

Die gute Korrelation zwischen den Messdaten und der in VDI-4251 beschriebenen Funktion erlaubt jedoch, die Reichweitenbestimmung als Plausibilitätsprüfung der Freilandmessung heranzuziehen. Dementsprechend kann die Reichweitenbestimmung als „proof of principle“ des Tracerverfahrens angesehen werden, das diesen Test erfolgreich bestanden hat. Eine zahlenmäßige Bestimmung der Reichweite des Tracers ist jedoch nicht möglich, da das Verfahren auf einer von Null verschiedenen Untergrundkonzentration beruht.

<sup>14</sup>Die VDI-Richtlinie 4251 bezieht sich auf natürliche Tracer. Im Allgemeinen ist hier die Hintergrundkonzentration nicht Abhängig von der Entfernung zur Quelle

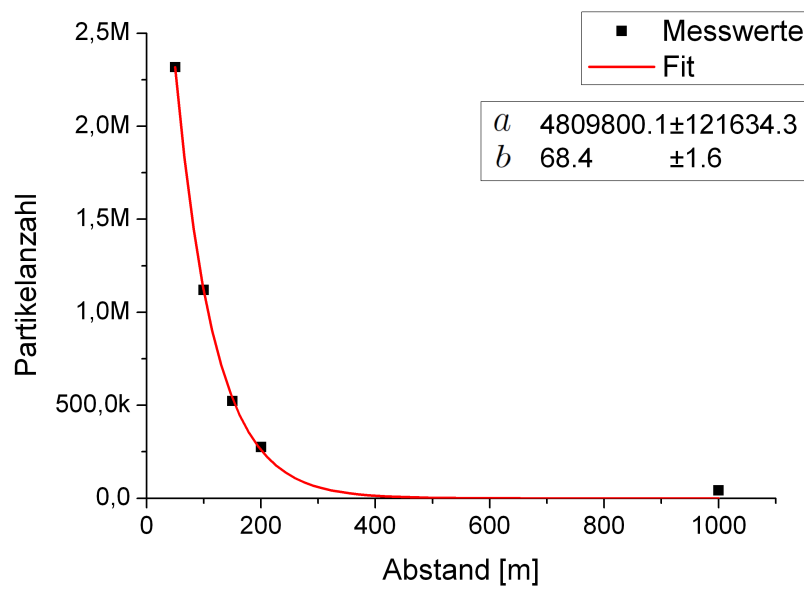


Abbildung 5.13.: Exponentielle Kurvenanpassung an die mit dem APMS ermittelte Tracerpartikelanzahl in Abhängigkeit des Abstands der Messstelle vom Emissionspunkt des Tracers

# Kapitel 6.

## Fazit und Ausblick

### 6.1. Fazit

Parallel zur Ausbreitungssimulation STAR3D wurde ein Tracerverfahren für Aerosole entwickelt, das auf der Freisetzung eines Aerosoltracers am Ort der Emission beruht. Hauptsächlich durch die meteorologischen Rahmenbedingungen, vor allem durch die Bewegung der Luftmassen, werden die Aerosolpartikel von der Quelle fortgetragen. Die Konzentration des Traceraerosols beziehungsweise die Anzahl der deponierten Tracerpartikel in Abhängigkeit zur Position der Messstelle relativ zur Emissionsquelle stellen die experimentelle Messgröße dar, anhand derer sich die Vorhersagen von Ausbreitungssimulationen vergleichen lassen.

Mit Visolite konnte ein Tracer gefunden werden, der mit den zu untersuchenden Tierstäuben vergleichbare Transporteigenschaften aufweist. Sowohl die Partikelgrößenverteilung als auch die mittlere Dichte der Partikel stimmen überein. Während Partikel aus dem landwirtschaftlichen Umfeld in der Regel jedoch eine von der Partikelgröße abhängige Dichte aufweisen [70], ist diese bei Visolitepartikeln konstant und erleichtert so die Simulation des Transportvorgangs des Tracers. Darüber hinaus stellt die Freisetzung von Visolite, in den für Validierungsmessungen benötigten Konzentrationen, kein Gefährdungspotential für Umwelt, Menschen oder Tiere dar. In Vorversuchen konnte gezeigt werden, dass die Wahrscheinlichkeit von Kreuzempfindlichkeiten zwischen fluoreszierenden Visolitepartikeln und in der Umwelt vorkommenden Aerosolpartikeln als sehr gering einzustufen ist. Zu Beginn des Projektes war kein Messsystem zur automatischen Detektion und zur Vermessung von deponierten Visolitepartikeln verfügbar. Aus diesem Grund wurde das APMS entwickelt.

Das **Aerosol Partikle Measurement System** ist ein Messgerät zur Analyse von auf Oberflächen anhaftenden Partikeln. Sowohl die Anzahl der Partikel als auch deren Projektiionsdurchmesser können auf transparenten sowie auf undurchsichtigen Oberflächen bestimmt werden. Besonderheiten des APMS sind der Nachweis und die Vermessung von

fluoreszierenden Tracerpartikeln in einer deponierten Gesamtstaubprobe. Die Messergebnisse des APMS bilden die Grundlage der experimentellen Validierung von Ausbreitungssimulationen. Experimente zur Charakterisierung des Messgerätes haben gezeigt, dass Partikel mit einem Projektionsdurchmesser größer  $2,9 \mu m$  mit einem Messfehler kleiner 10% bestimmt werden können. Generell gilt: Je mehr Pixel einen Partikel abbilden, desto geringer wird der Messfehler. Ein Vergleich der Messergebnisse des APMS mit denen eines optischen Aerosolspektrometers haben gezeigt, dass bei einer ausreichend großen Stichprobe der mit dem APMS gemessene Projektionsdurchmesser und der mit dem OPC gemessene Streulichtdurchmesser in den jeweiligen Fehlergrenzen übereinstimmen. Die Funktionstüchtigkeit des APMS und die Verlässlichkeit der Messergebnisse konnten auf diese Weise nachgewiesen werden.

Insgesamt wurden zwei Feldmessungen durchgeführt. Während die erste Messung hauptsächlich zur Ermittlung von Parametern und zur Optimierung des gesamten Tracerverfahrens diente, konnte in der zweiten Messung die Ausbreitungssimulation STAR3D erfolgreich validiert werden. Anhand der erste Feldmessung wurden wichtige Grundlagen zur Validierung von Ausbreitungssimulationen erarbeitet:

- Die Bewegung von Luftmassen hat einen maßgeblichen Einfluss auf den Transport der Partikel. Andere Effekte wie Sedimentation, Agglomeration oder Diffusion spielen im Nahbereich der Quelle eine untergeordnete Rolle. Aus diesem Grund ist eine zeitaufgelöste Messung der dreidimensionalen Geschwindigkeitsvektoren der Luftströmungen im Ausbreitsgebiet unumgänglich. Das Messintervall sollte nicht größer als eine Sekunde gewählt werden.
- Die Menge des emittierten Tracers ist möglichst gering zu wählen. Auf diese Weise können bei der Simulation der Transmission mehr Tracerpartikel berücksichtigt werden. Die Untersetzungsfaktoren der Ausbreitungssimulation fallen entsprechend kleiner aus.
- Eine geringe Tracermenge bedingt ein sensitives Messgerät sowie einen Tracer, der keine Kreuzempfindlichkeiten mit anderen, natürlich vorkommenden Aerosolen aufweist.
- Um eine statistisch abgesicherte Aussage treffen zu können, empfiehlt sich der Einsatz möglichst vieler Messstellen.

Bei der zweiten Feldmessung wurden insgesamt 12 Messstellen eingesetzt, deren Anordnung sich anhand der VDI-Richtlinie 4251 bewährt hat. Die Messung der Deposition der Tracerpartikel bietet im Gegensatz zur Messung der Tracerkonzentration den Vorteil,



dass die Messstellen autark einsetzbar sind. Sowohl die Kosten als auch der technische Aufwand im Feld sind gering. Der Vergleich der experimentellen Werte mit der Simulation der zweiten Feldmessungen weist eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse auf. Während bei der ersten Feldmessung die mit STAR3D prognostizierten Werte um einen Faktor 5,8 höher waren als die Messwerte, beträgt die Abweichung bei der zweiten Feldmessung lediglich 24%. Besonders die Tatsache, dass bei der zweiten Feldmessung drei weitere Messstellen und damit drei weitere Vergleichswerte zur Verfügung standen, unterstreicht die gute Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen der Simulation und denen der Validierungsmessung. Erreicht wurde die erfolgreiche Validierung der Ausbreitungssimulation STAR3D, indem — im Hinblick auf die erste Messung — neben der Erweiterung des Messnetzes die Empfindlichkeit des APMS gesteigert wurde, während die emittierte Tracermenge von 3,8 kg auf 50 g gesenkt wurde. Darüber hinaus erfolgte die Messwertaufnahme der Eingabeparameter der Ausbreitungssimulation bei der zweiten Feldmessung sekundlich, so dass die Datengrundlage um einen Faktor 60 gesteigert werden konnte.

Das Aerosoltracerverfahren wurde unabhängig von der Aerosolausbreitungssimulation STAR3D entwickelt. Bei den Feldmessungen wurden die Ergebnisse getrennt voneinander ausgewertet und erst dann miteinander verglichen. Dementsprechend erfolgte keine Anpassung von Parametern anhand der jeweiligen anderen Ergebnisse. Gerade unter diesen Gesichtspunkten kann von einer guten Übereinstimmung der Ergebnisse gesprochen werden. Sowohl das APMS als auch die Ausbreitungssimulation STAR3D konnten unter praxisnahen Versuchsbedingungen ihre Leistungsfähigkeit unter Beweis stellen. Das vorgestellte Aerosoltracerverfahren ist praxistauglich und geeignet zur Validierung von Ausbreitungssimulationen.

STAR3D wurde entwickelt, um in komplex bebautem Gelände die Ausbreitung von Aerosolen zu simulieren. Bei den beiden Feldversuchen handelt es sich um einfache Szenarien. Die Emissionsquelle befand sich in einem ebenem Gelände und konnte frei angeströmt werden. Trotzdem sind die Ergebnisse vielversprechend. Das APMS und STAR3D haben das Potential, neue Möglichkeiten der Ausbreitungssimulation von Aerosolen und deren Validierung zu eröffnen.

## 6.2. Weitere Anwendungen des APMS

Das APMS ist ein Messgerät zur Analyse von Partikeln, die an einer Oberfläche anhaften. Über die Auswertung von Depositionsmessstellen hinaus sind viele verschiedene Anwendungen des Messgerätes denkbar. Zwei von ihnen werden im Folgenden kurz vorgestellt.

In vielen Prozessen wirkt sich die Ablagerung von (Staub-)Partikeln auf Oberflächen als störend aus. Aus diesem Grund werden spezielle Beschichtungen oder Reinigungsverfahren für Oberflächen entwickelt, deren Wirksamkeit sich mit dem APMS untersuchen lassen. Exemplarisch wurde eine Keramikoberfläche mit Visolitepartikeln beschichtet, deren Anzahl und Größe mit dem APMS vermessen wurde. Anschließend wurde die Oberfläche mit einem Druckluftstrahl gereinigt und erneut vermessen. Mit Hilfe des Druckluftstrahls konnten insgesamt 94,8 % der Partikel von der Oberfläche entfernt werden. Das Beispiel zeigt, dass das APMS generell zur Untersuchung der Wechselwirkungen zwischen Oberflächen und Aerosolpartikeln herangezogen werden kann.

Tracer werden im Allgemeinen zur Untersuchung von Transportprozessen verwendet. So kann zum Beispiel das Bestäuben von Pflanzen beziehungsweise der Transport von Pollen mit Hilfe von Visolitepartikeln und anschließender Analyse mit dem APMS nachvollzogen werden.

Viele weitere Anwendungen des APMS sind denkbar. Generell kann das Messgerät immer dann angewendet werden, wenn Transportprozesse von Partikeln allgemein oder an Oberflächen anhaftende Partikeln untersucht werden sollten.

### **6.3. Optimierung des APMS**

Der Aufbau des APMS ist in seiner jetzigen Version als Prototyp möglichst flexibel ausgelegt. Wenn möglich wurden Funktionen als Software-Lösung realisiert. Während der Entwicklungsphase bietet diese Vorgehensweise viele Vorteile, verringert jedoch die Leistungsfähigkeit des Serienmodells. Gerade im Bereich der Fokussierung müssen große Datenströme transportiert werden. Durch eine Integration der Algorithmen in eine FPGA<sup>1</sup> Umgebung würde eine deutlich schnellere Auswertung der Messergebnisse ermöglicht. Darüber hinaus gilt es zu prüfen, ob der Funktionsumfang des APMS — je nach Anwendungsgebiet — reduziert werden kann. Hinsichtlich einer Beschleunigung des gesamten Messvorgangs besitzt das APMS noch große Potentiale, die es zu nutzen gilt.

### **6.4. Weiterentwicklung des APMS**

Dynamische Ausbreitungssimulationen wie STAR3D werden mit steigender Rechenleistung immer mehr an Bedeutung gewinnen. Sie sind nicht nur in der Lage, zeitlich aufgelöst das Strömungsfeld zu berechnen, sondern auch die zu erwartende Immission in

---

<sup>1</sup>Field Programmable Gate Array

Abhängigkeit der Zeit zu prognostizieren. Während der Feldmessungen wurde die deponierte Partikelanzahl über den gesamten Messzeitraum erfasst. Eine zeitaufgelöste Validierung von STAR3D ist aus diesem Grund nicht möglich.

Eine Weiterentwicklung des APMS zur zeitaufgelösten Messung (Online-Messung) ist möglich. Anstatt die Optik mit Hilfe der CNC-Maschine über die Oberfläche zu führen, auf der die Partikel deponiert wurden, werden diese auf einen adhäsiv beschichteten Film kontinuierlich abgeschieden. Der Film wird unter dem Objektiv des APMS hindurch geführt, so dass die Partikel fortwährend abgebildet werden. Auf diese Weise entstehen in einem zeitlichen Abstand von  $\frac{1}{10}$  s Bilder von den auf dem Film deponierten Partikeln. Mit der in Kapitel 4.4.4 beschriebenen Bildauswertung ist es möglich, die Anzahl sowie die Größe der deponierten Partikel in Abhängigkeit der Zeit zu bestimmen. Abbildung E.1 in Anhang E zeigt einen ersten Entwurf der Weiterentwicklung des APMS.

Der Nachteil dieses Verfahrens ist jedoch der hohe technische Aufwand, der an jeder Messstelle in Kauf genommen werden muss. Das „klassische“ APMS in Kombination mit den in Kapitel 5.1.3 vorgestellten Depositionssammlern bietet hingegen den Vorteil, dass an vielen Positionen gleichzeitig kostengünstig und mit geringem technischen Aufwand gemessen werden kann.

## 6.5. Weiterentwicklung des Tracerverfahrens

Die Feldmessungen haben gezeigt, dass die zeitaufgelöste Beschreibung der Emission einen nicht unerheblichen Einfluss auf das Ergebnis der Immissionsprognose hat. Aus diesem Grund ist es sinnvoll, die Variabilität, die Quellstärke und den Ursprung der Staubeimission genauer zu untersuchen. Im Fall von Stallanlagen bedeutet dies die Aerosol-Innenraumkonzentrationen, abhängig vom Ort und der Zeit zu betrachten.

Mit Hilfe der Ausbreitungssimulation STAR3D kann nicht nur die Immission im Nahbereich von Quellen prognostiziert werden, sondern auch die Strömungsverhältnisse und der Transport von Aerosolen innerhalb von Gebäuden. Das vorgestellte Tracerverfahren kann ebenfalls in Innenräumen eingesetzt werden, um ortsbezogen die Partikelkonzentration sowie die Deposition von (Tracer-) Partikeln zu messen.

Auf diese Weise ist es möglich, den gesamten Prozess der Transmission von den lokalen Emissionsquellen innerhalb eines Gebäudes bis zum Ort der Immission zu simulieren. Durch die Tatsache, dass einzelne lokale Aerosol-Emittenden Berücksichtigung finden, können mit Hilfe der Ausbreitungssimulation STAR3D und APMS-Messungen direkt Minderungsmaßnahmen erschlossen werden.



# Anhang A.

## Schaltpläne

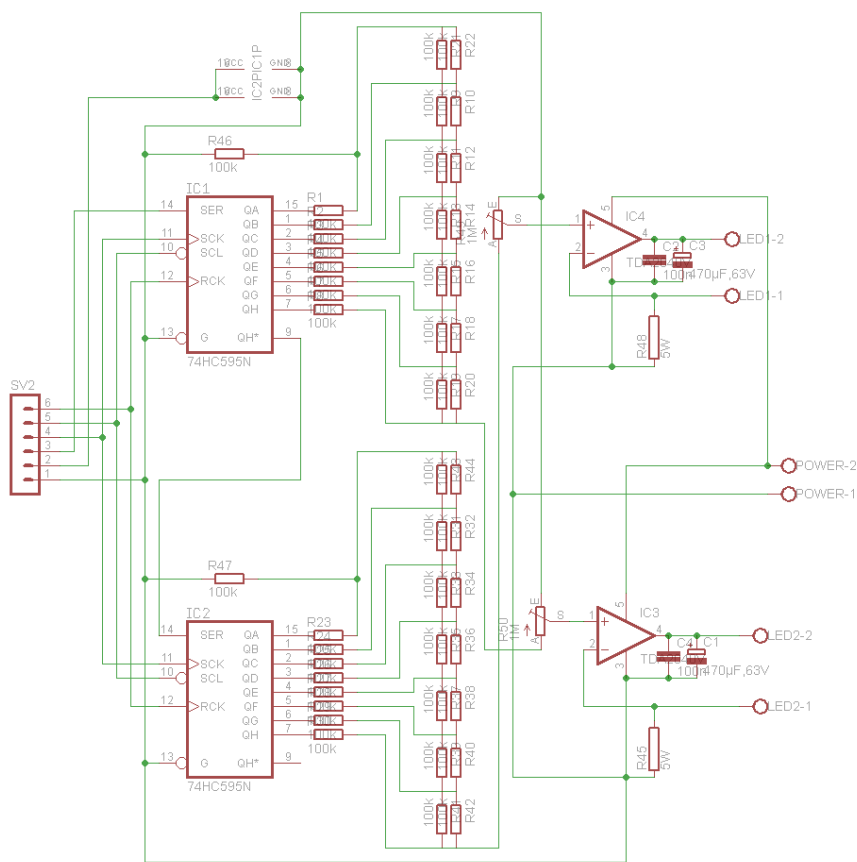


Abbildung A.1.: Schaltplan der digital steuerbaren Konstantstromquelle zur Regulierung der LED-Helligkeit

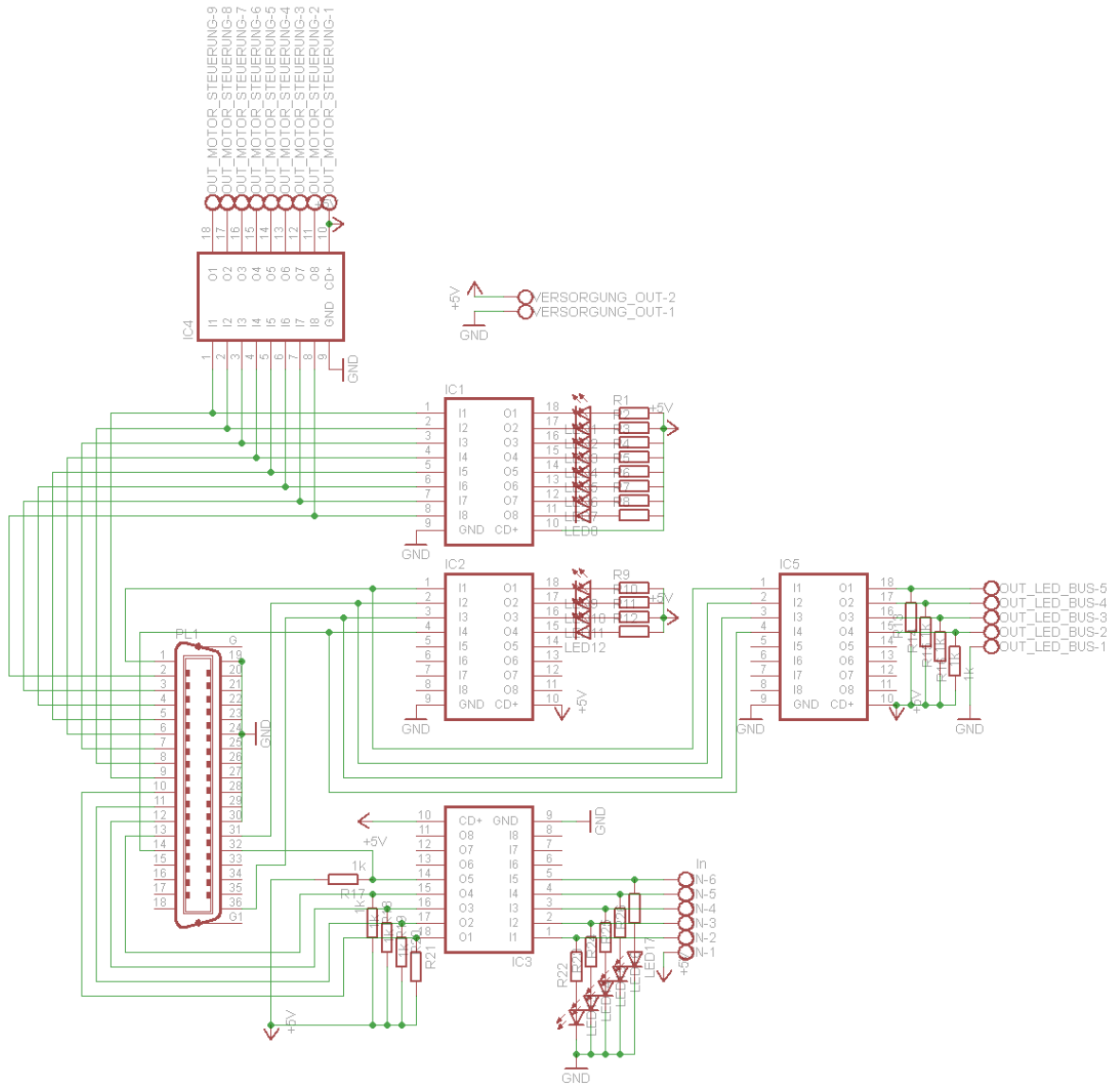


Abbildung A.2.: Schaltplan des Interfaces zwischen einer IEEE1284-kompatiblen PCI-Einsteckkarte und den angeschlossenen Steuereinheiten



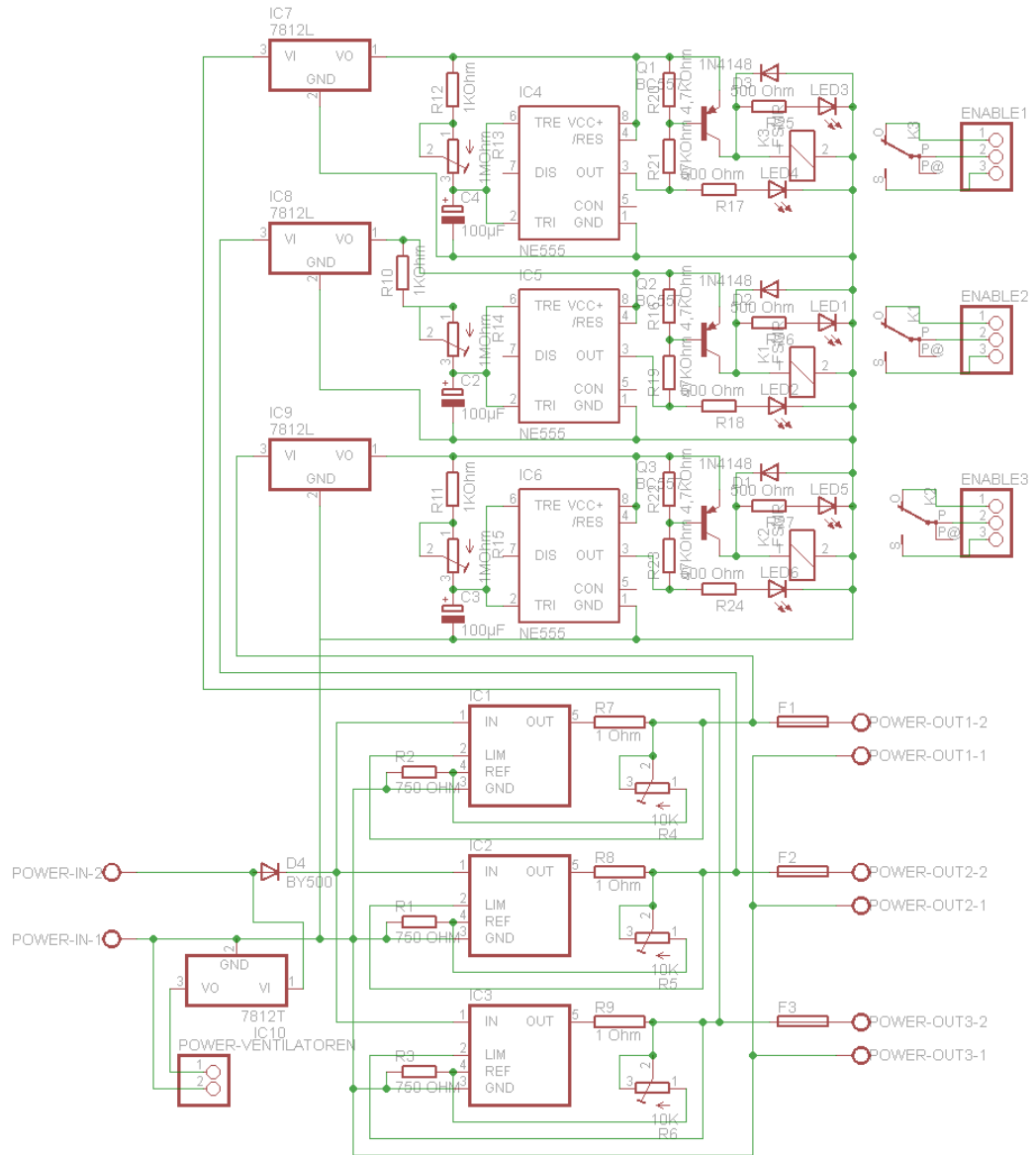


Abbildung A.4.: Schaltplan der Strom- und Spannungsregulierung sowie Einschaltverzögerung der Schrittmotorsteuerung



# Anhang B.

## Software

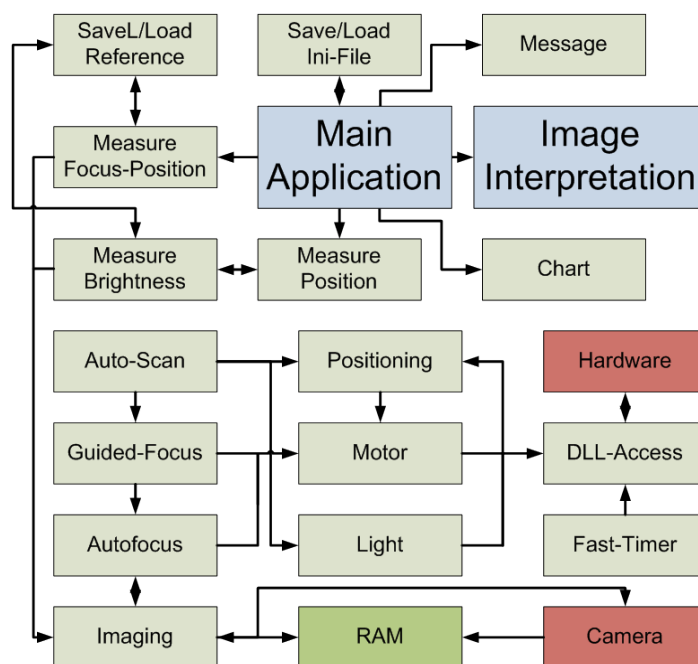


Abbildung B.1.: Funktionsblöcke der Software des APMS

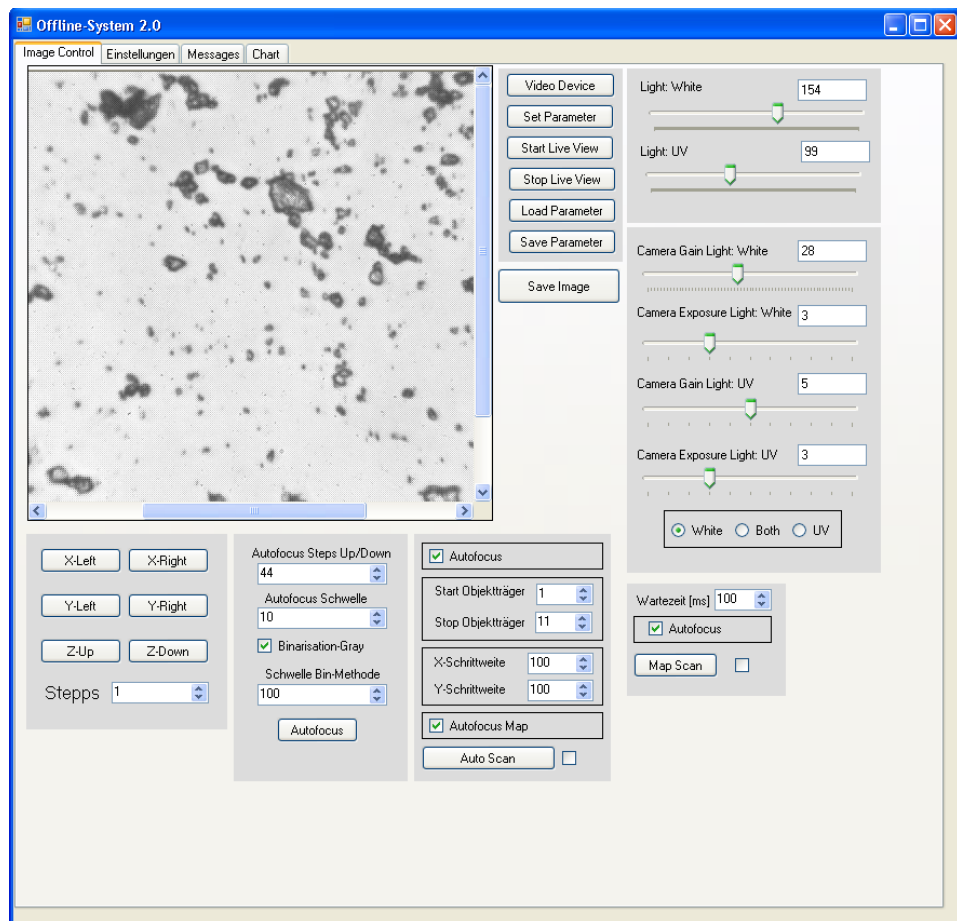


Abbildung B.2.: Screenshot der APMS Software, Tab: Image Control

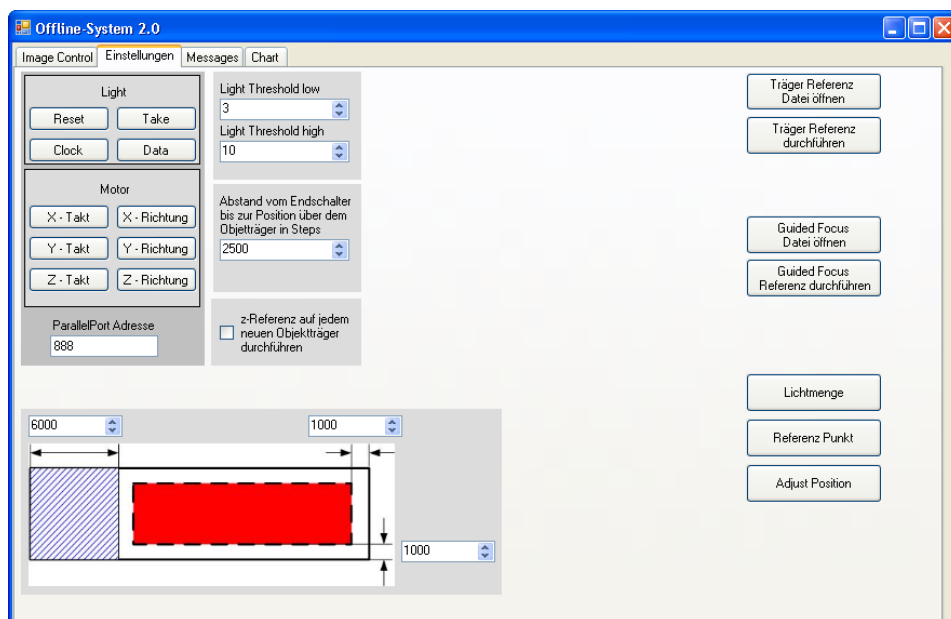


Abbildung B.3.: Screenshot der APMS Software, Tab: System-Einstellungen



# Anhang C.

## APMS

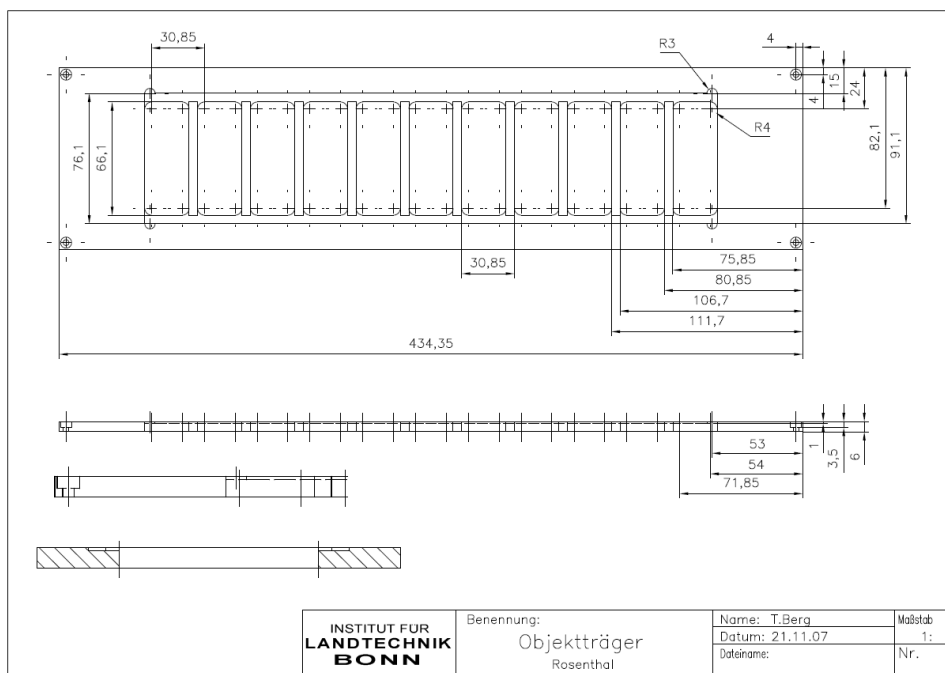


Abbildung C.1.: Halterung zur Analyse von elf Polystyrol beschichtete Oberflächen aus Depositionssammlern

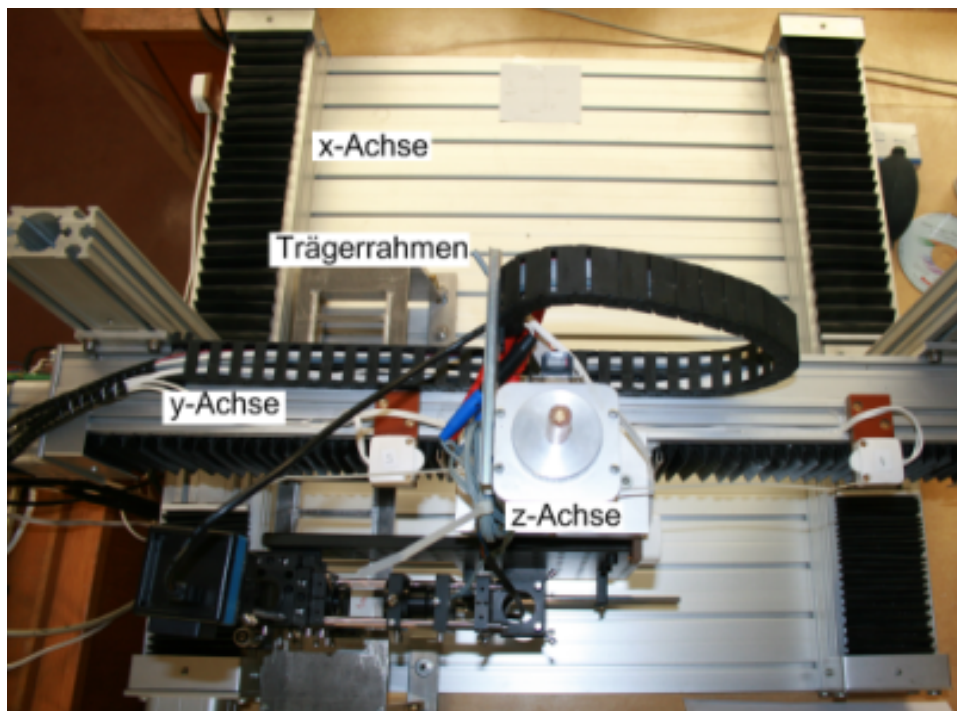


Abbildung C.2.: Bild des mechanischen Aufbaus des APMS

# Anhang D.

## Feldmessung

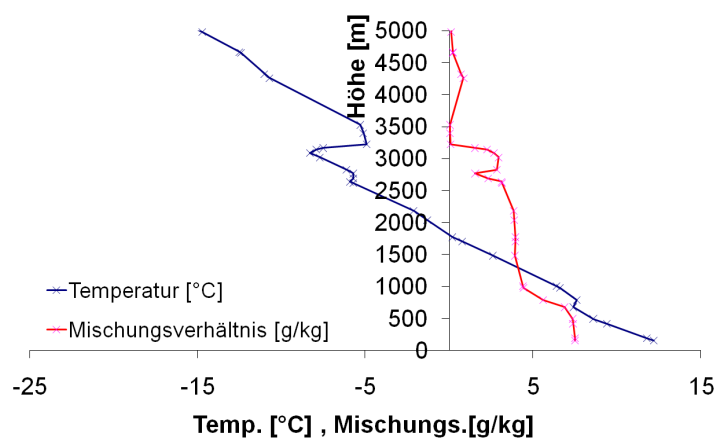


Abbildung D.1.: Temperatur und Feuchtemessdaten eines Radiosondenaufstiegs am 29.09.2008 um 12:00 UTC, Standort Essen (DWD)



Abbildung D.2.: Position der Messstellen am 29.09.2008

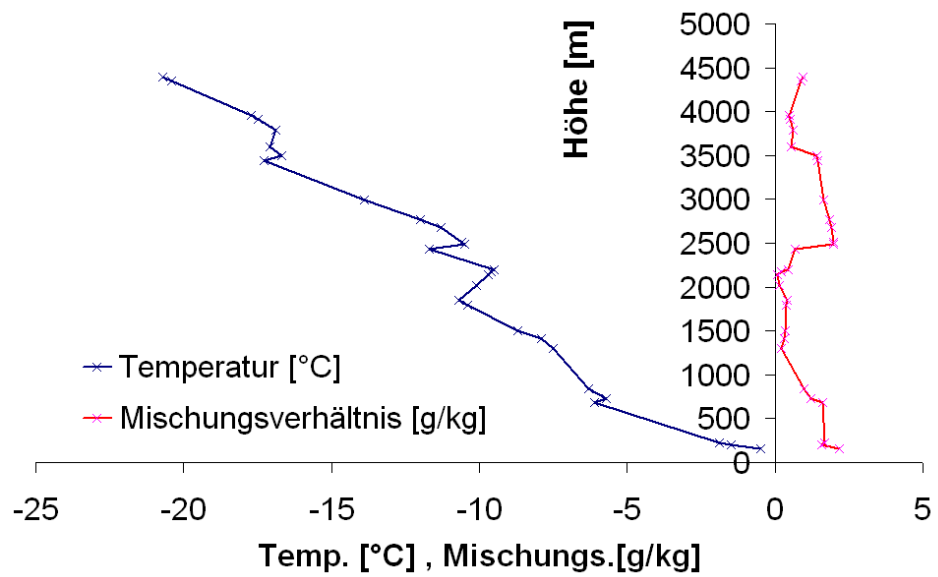


Abbildung D.3.: Temperatur und Feuchtemessdaten eines Radiosondenaufstiegs am 18.02.2009 um 12:00 UTC, Standort Essen (DWD)



**Anhang E.**

**Weiterentwicklungen**

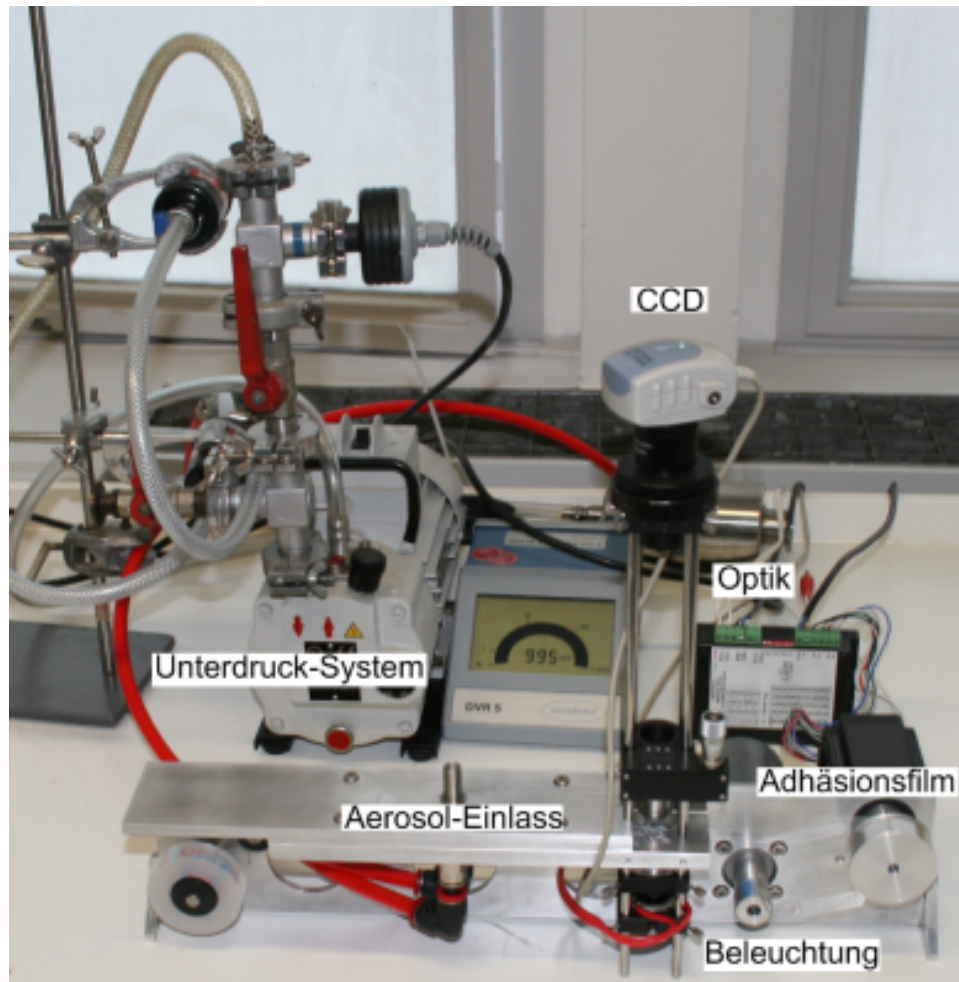


Abbildung E.1.: Weiterentwicklung des APMS zur zeitaufgelösten Erfassung der Tracerkonzentration

# Literaturverzeichnis

- [1] Dynamic Dispersion Modelling of Odours and Aerosols.
- [2] *Method for sodium flame test for air filters*. <http://bleymehl.com>
- [3] *Polysine Objektträger*. <http://www.menzel.de/>
- [4] ACARNLEY, P. P.: *Stepping Motors: A Guide to Theory and Practice*. IET, 2002. – ISBN 9780852960295
- [5] ASCHENBACH, P. ; DZEIA, B. ; THÖNISS, T. ; HENZE, N.: Polarisierte Beleuchtung. In: *Optolines* 21 (2009)
- [6] AUSTERLITZ, H.: *Data acquisition techniques using PCs*. Academic Press, 2003. – ISBN 9780120683772
- [7] BALFANZ, J. ; LOHMEYER, M. ; SEPPELT, R.: Abschlußbericht zur Bestimmung im Umfeld einer Tierhaltungsanlage in NRW. (2005)
- [8] BARON, P. A. ; WILLEKE, K.: *Aerosol Measurement*. Wiley & Sons, 2001
- [9] BEMER, D. ; REGNIER, R. ; CALLE, S.: Separation Eficency of a Wood Dust Collector Using a Fluorescent Aerosol. In: *The Annals of Occupational Hygiene* 44
- [10] BERGMANN, L. ; EICHLER, H.-J. ; NIEDRIG, H. ; SCHAEFER, C.: *Lehrbuch der Experimentalphysik: Wellen- und Teilchenoptik*. Walter de Gruyter, 2004. – ISBN 3110170817
- [11] BERGMANN, L. ; SCHAEFER, C.: *Lehrbuch der Experimentalphysik, Band 3: Optik*. W. de Gruyter, 2004. – ISBN 3-11-017081-7
- [12] BERGMANN, L. ; SCHAEFER, C. ; KASSING, R.: *Lehrbuch der Experimentalphysik, Band 6: Festkörper*. Bd. 2. W. de Gruyter, 2005. – ISBN 9783110174854
- [13] BLACKTIN, S. C.: *Dust*. Chapman & Hall, ltd., 1934

- [14] BOEKER, P. ; WITTKOWSKI, M. ; WALLENFANG, O. ; KOSTER, F. ; GIEBEL, M. ; DIEKMANN, B. ; SCHULZE-LAMMERS, P.: Tracermessungen zur Validierung von Geruchsmodellen. In: *Agrartechnische Forschung* 7
- [15] BRUNE, W. ; IHLE, P.: *Atmosphärische Depositionen in der Bundesrepublik Deutschland*. Vieweg+Teubner Verlag, 2001. – ISBN 9783519003243
- [16] BYRNE, M. A. ; GODDARD, A. J. H. ; LANGE, C. ; REED, J.: STABLE TRACER AEROSOL DEPOSITION MEASUREMENTS IN A TEST CHAMBER. In: *Aerosol Science* 26
- [17] CHALFIE, M. ; KAIN, S.: *Green fluorescent protein: properties, applications, and protocols*. John Wiley and Sons, 2005. ISSN 9780471736820
- [18] CO. KG, Nanotec Electronic G.: *IMT-901 Mikroschritt-Treiber*. <http://de.nanotec.com/>
- [19] CORPORATION, Nichia: *Specifications for Nichia Chip Typ UV LED, Model NCSU034A(T)*. [http://www.nichia.com/specification/led\\_smd/NCSU034AT-E.pdf](http://www.nichia.com/specification/led_smd/NCSU034AT-E.pdf)
- [20] COX, C. S.: *Bioaerosols Handbook*. Crc Pr Inc., 1995
- [21] DEICHSEL, Heike: *Zeitliches Profil von Partikeln verschiedener Größe der Außen- und Innenraumluft genutzter Räume in München und Umgebung*, Ludwig-Maximilians-Universität zu München, Diss., 2007
- [22] DEMTRÖDER, W.: *Elektrizität und Optik*. Springer, 2002. – ISBN 978-3540651963
- [23] FRENIERE, E. ; HASSLER, R. ; SMITH, L. ; HEINZ, E.: Fluoreszenzspektroskopie. In: *Optolines* 14 (2007), S. 12–15
- [24] FÖRSTER, T.: *Fluoreszenz organischer Verbindungen*. Vandenhoeck und Ruprecht, 1982. ISSN 9783525423127
- [25] GAIL, L. ; HORTIG, H.-P.: *Reinraumtechnik*. Springer, 2004. – ISBN 9783540205425
- [26] GARCIA, N.: Mock bio attack drills emergency responders. In: *SANDIA LAB NEWS* (2003), December
- [27] GERMANY AG isel: *Technisches Datenblatt Lineareinheit mit Spindelantrieb*. <http://www.isel-germany.de>

- [28] GERMANY AG isel: *Technisches Datenblatt Schrittmotoren für „isel“-Linearsystem*. <http://www.isel-germany.de>
- [29] GESUNDHEIT, GSF-Forschungszentrum für Umwelt u.: Partikel auf ihrem Weg durch den Körper. In: *AEROSOLFORSCHUNG IN DER GSF*
- [30] GMBH, Carl Zeiss M.: *Particle Analyzer*. [www.zeiss.de/particle](http://www.zeiss.de/particle)
- [31] GMBH, Umweltanalytik H.: *Luftprobenahmesystem, Partikelsammler PS 30*
- [32] GRIEBEL, M. ; DORNSEIFER, T. ; NEUNHOEFFER, T.: *Numerical Simulations in Fluid Dynamics*. SIAM, 1998
- [33] GRIFFITH, R. O. ; RAMSEY, J. L. ; FINLEY, P. D. ; MELTON, B. J. ; BROCKMANN, J. E. ; LUCERO, D. A. ; MCKENNA, S. A. ; PEYTON, C. E. ; KNOWLTON, R. G. ; EINFELD, W. ; HO, P. ; BROWN, G. S. ; ; TUCKER, M. D.: *Joint Sandia/NIOSH Exercise on Aerosol Contamination Using the BROOM Tool*. SANDIA REPORT, SAND2006-3784, 2006
- [34] GROEN, R. C. A. ; YOUNG, I. T. ; LIGTHART, G.: A Comparison of Different Focus Funktion for Use in Autofocus Algorithms. In: *Cytometry* , October
- [35] GUDERIAN, R.: *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie: Band 1B: Atmosphäre: Aerosol/Multiphasenchemie, Ausbreitung und Deposition von Spurenstoffen, Auswirkungen auf Strahlung und Klima*. Springer, 2000. – ISBN 978-3540661856
- [36] GUTSCH, A. ; PRATSINIS, S. E. ; LÖFFLER, F.: Agglomerate structure and growth rate by trajectory calculations of monomer-cluster collisions. In: *Journal of Aerosol Science* 26 (1995), S. 187–199
- [37] HARTUNG, J.: *Gas und Partikelförmige Luftkontaminaten in verschiedenen Legehennenhaltungssystemen*. Ulmer Verlag, 2001
- [38] HAWKINS, B. E. ; D. ; HOFACRE, Kent C.: Theoretical and Experimental Analysis of Important Parameters for Determining the Impact of a Biological Attack on a Building. In: *EPA/600/R-08/052* (2008)
- [39] HEIM, M. ; MULLINS, B. J. ; UMHAUER, H. ; KASPER, G.: Performance evaluation of three optical particle counters with an efficient „multimodal“ calibration method. In: *Aerosol Science* 39 (2008), S. 1019–1031

- [40] HELLER, D.: *Immissionen luftgetragener Mikroorganismen (Bioaerosole) im Umfeld von Kompostierungsanlagen in NRW*. <http://www.lua.nrw.de/gesundheit/>
- [41] HERING, E. ; VOGT, A. ; BRESSLER, K.: *Handbuch der elektrischen Anlagen und Maschinen*. Springer, 1999. – ISBN 9783540651840
- [42] HINDS, W. C.: *Aerosol Technology*. John Wiley and Sons, 1999. ISSN 0–0471–19410–7
- [43] HÖLSCHER, M. ; HARTMANN, U.: Leitfaden zur Erstellung von Immissionsprognosen mit AUSTAL2000 in Genehmigungsverfahren nach TA Luft und der Geruchsimmissions-Richtlinie. In: *Merkblatt Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen* 56 (2006)
- [44] HOFFMANN, J.: *Handbuch der Messtechnik*. Hanser Verlag, 2007. – ISBN 9783446407503
- [45] HOPPE, W. ; BAUER, R. D.: *Biophysik*. Birkhäuser, 1982. ISSN 9780387113357
- [46] INC., BHA G.: *MATERIAL SAFETY DATA SHEETS VISOLITE® TRACER COMPOUND*. [www.bhagroup.com](http://www.bhagroup.com)
- [47] INGENIEURE, Verband der: *VDI4251, Erfassung luftgetragener Mikroorganismen und Viren in der Außenluft; Planung von anlagenbezogenen Immissionsmessungen; Fahnenmessung*
- [48] KRÜCKEBERG, J.: *Hochleistungs-LEDs in der Praxis*. Franzis Verlag, 2007. – ISBN 9783772354984
- [49] KRUG, N.: *Gesundheitsgefahren durch ultrafeine Partikeln*. <http://www.igf-bbg.de/>
- [50] KUHN, E. ; GLÄSER, M.: Radiometrische Messverfahren. In: *Landtechnik* 48
- [51] LAMMEL, G. ; WULFMEYER, V. ; PAL, S. ; VALDEBENITO, A. M. ; BEHRENDT, A. ; MÜLLER, F. ; RADLACH, M.: *Aerosole aus der Nutztierhaltung*. (2007)
- [52] LINES, M. E.: *A number for your thoughts: facts and speculations about numbers from Euclid to the latest computers*. CRC Press, 1986. ISSN 9780852744956
- [53] LODOMEZ, P.: *Private Kommunikation mit P. Lodomez, Author der Bildanalysesoftware*

- [54] LODOMEZ, P.: *Private Kommunikation mit P. Lodomez, Verantwortlich für die Ausbreitungssimulation STAR3D*
- [55] LUMILEDS LIGHTING U.S., LLC: *Technical Datasheet DS23*.  
<http://www.luxeon.com>
- [56] MERKUS, H. G.: *Particle Size Measurements: Fundamentals, Practice, Quality*. Springer, 2008. ISSN 9781402090158
- [57] MICROELECTRONICS, SGS-THOMSON: *Technical Datasheet TDA2040*.  
<http://www.st.com>
- [58] MÜLLER, H.-J. ; GLÄSER, M. ; KUHN, E.: Luftwechselbestimmung mit Tracer-Gasen. In: *Landtechnik* 50
- [59] MÜLLER, H.-J. ; MÖLLER, B.: Weiterentwickelte Luftwechselmesstechnik mit Tracer-Anwendung in Tierhaltungen. In: *Landtechnik* 53
- [60] MOHNEN, V. A.: Die radioaktive Markierung von Aerosolen. In: *Zeitschrift für Physik A Hadrons and Nuclei* 229
- [61] MOTOROLA, Inc: *Technical Datasheet ULN2803, ULN2804*.  
<http://www.freescale.com>
- [62] NORMUNG, Deutsches I.: *DIN 18910-1:2004-11; Wärmeschutz geschlossener Ställe - Wärmedämmung und Lüftung - Teil 1: Planungs- und Berechnungsgrundlagen für geschlossene zwangsbelüftete Ställe*
- [63] PLATE, E.: Variabilität der Zusammensetzung anorganischer Aerosole - insbesondere der reaktiven Stickstoffverbindungen - in küstennahen Gebieten der Nordsee und Ostsee. . – Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades des Fachbereichs Chemie der Universität Hamburg
- [64] PLESSOW, R.: *Entwicklung und Charakterisierung einer Methode zur Untersuchung von Makromolekülen mit Hilfe zeitaufgelöster laserinduzierter Fluoreszenz und Anregungs-Emissionsspektroskopie*. Cuvillier Verlag, 2004, isbn = 9783865370532
- [65] POSSELT, J. R.: Influence of giant sea salt aerosols on global precipitation and aerosol indirect effect. . – Diss., Eidgenössische Technische Hochschule ETH Zürich, Nr. 17467, 2007
- [66] REIST, Parker C.: *Aerosol Science and Technology*. McGraw-Hill, 1992

- [67] ROSENTHAL, E. ; BÜSCHER, W. ; DIEKMANN, B.: Physical aspects of aerosol particle dispersion. In: *FAL Special Issue* 308 (2007)
- [68] SCHEFFLER, K. ; SCHUE, A.: Mikroskopsysteme für automatisierte Partikelmessungen. In: *Labor Praxis* (2008), September
- [69] SCHMID, U. ; SCHUE, A.: Digitale Auflösung - Vorsicht vor der Pixel-Manie. In: *Labor Praxis* (2009), Januar
- [70] SCHMITT-PAUKSZTAT, G.: *Verfahren zur Bestimmung der Sedimentationsgeschwindigkeit von Stäuben und Festlegung partikelspezifischer Parameter für deren Ausbreitungssimulation*. VDI-MEG 440, 2006. ISSN 0931-6264
- [71] SCHNELLE-KREIS, J. ; SKLORZ, M. ; HERRMANN, H. ; ZIMMERMANN, R.: Atmosphärische Aerosole, Quellen, Vorkommen, Zusammensetzung. In: *Chem. Unserer Zeit* 41 (2007), S. 220-230
- [72] SCHWABL, F.: *Statistische Mechanik*. Springer, 2006
- [73] SEROKA, P.: *Fluorit - Daten, Fakten, Weltweite, Vorkomme*. Erweiterte Onlineversion, 2001
- [74] SHUR, M. ; ZUKAUSKAS, A.: *UV solid-state light emitters and detectors*. Springer, 2004
- [75] STIESS, M. ; RIPPERGER, S.: *Mechanische Verfahrenstechnik- Partikeltechnologie 1*. Springer, 2008. – ISBN 9783540325512
- [76] STÖLTING, H.-D. ; KALLENBACH, E. ; AMRHEIN, W.: *Handbuch elektrische Kleinantriebe*. Hanser Verlag, 2006. – ISBN 9783446400191
- [77] TANAKAA, Y. T. ; KUROSAKI, Y. ; AL et: Possible transcontinental dust transport from North Africa and the Middle East to East Asia. In: *Atmospheric Environment* 39
- [78] TEGETHOFF, W. F.: *Calciumcarbonat: Von der Kreidezeit bis ins 21. Jahrhundert*. Birkhäuser, 2000. ISSN 978-3764364243
- [79] TIETZE, U. ; SCHENK, C. ; GAMM, E.: *Halbleiter-Schaltungstechnik*. Springer, 2002. – ISBN 3540428496



- [80] UMWELT, Naturschutz und R. f.: *Internetfassung der Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft*. Carl Heymanns Verlag KG, 2002. – ISBN 9780852960295
- [81] WALLENFANG, O. ; BOEKER, P. ; BÜSCHER, W. ; DIEKMANN, B. ; LAMMERS, P. S.: Ausbreitung von Gerüchen und biogenen Aerosolen. In: *Landtechnik* 57 (2002), S. 276–277
- [82] WEISS, D.: *Fluoreszenzfarbstoffe in der Natur*. <http://www.chemie.uni-jena.de/institute/oc/weiss/naturstoffe.htm>
- [83] WILLIAMS, M. M. R. ; LOYALKA, S. K.: *Aerosol Science: Theory and Practice*. Pergamon Press Inc., 1991
- [84] WILLMS, H.: *Gesellschaftliche Bedeutung der Tierseuchenverbreitung - Eine Ausbreitungsuntersuchung am Beispiel der Maul- und Klauenseuche*. Vandenhoeck und Ruprecht, 2006. – ISBN 3-938026-77-4
- [85] WOLKERSDORFER, C.: *Water Management at Abandoned Flooded Underground Mines: Fundamentals, Tracer Tests, Modelling, Water Treatment*. Springer, 2008. ISSN 9783540773306
- [86] ZENGER, A.: *Atmosphärische Ausbreitungsmodellierung*. Springer, 1998. – ISBN 3-540-64757
- [87] ZHAOA, B. ; YANGB, C. ; YANGA, X. ; LI, S.: Particle dispersion and deposition in ventilated rooms: Testing and evaluation of different Eulerian and Lagrangian models. In: *Building and Environment* 43 (2008)
- [88] ZINTH, W.: *Optik*. Oldenbourg Wissenschaftsverlag, 2005. – ISBN 9783486275803

## Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen Personen bedanken, die mir während meines Studiums und meiner Promotion zur Seite standen.

Besonderer Dank gilt den Mitgliedern der Prüfungskommission. Insbesondere meine Betreuer Herr PD Dr. Bernd Diekmann und Herr Prof. Karl Maier ermöglichten diese fachübergreifende Arbeit. Herrn PD Dr. Bernd Diekmann danke ich für die vielen Diskussionen und Ideen, die in diese Arbeit eingeflossen sind. Ganz herzlich möchte ich mich bei ihm für die enge Zusammenarbeit bedanken, die bereits seit meiner Studienzeit anhält.

Herrn Prof. Wolfgang Büscher danke ich für die freundliche Aufnahme in seine Arbeitsgruppe sowie für die gemeinschaftliche Durchführung des Projektes „Transmission realer Staubpartikel aus Tierställen“.

Den Mitarbeitern der Werkstatt des Instituts für Landtechnik gilt mein besonderer Dank für die hilfreichen Ideen, die vielen kleinen und großen angefertigten Objekte und für ihre tatkräftige Unterstützung während des gesamten Projektes.

Ein herzliches Dankeschön gilt Holger Löttel für die Freundschaft nicht nur während meiner Promotion und die angebrachten Korrekturen.

Des Weiteren bedanke ich mich bei Julia Hartmann, Torsten Haas und den weiteren Mitgliedern der Arbeitsgruppe Energie- und Umweltphysik des Physikalischen Instituts für die kollegiale Zusammenarbeit und die Unterstützung, die ich während meiner Tätigkeit in dieser Arbeitsgruppe erfahren habe.

Für die alltägliche Hilfe und die unzähligen Diskussionen danke ich besonders herzlich Philipp Lodomez. Ohne seine Freundschaft wären viele Fortschritte und Erfolge nicht möglich gewesen.

Meiner Freundin Andrea Dahmen danke ich für den Rückhalt, das Vertrauen und die Unterstützung — besonders für die vielen Stunden, die sie mit der Korrektur meiner Arbeit verbracht hat. Besonderer Dank gilt meinen Eltern und Großeltern für das Vertrauen, den Rückhalt und das Verständnis nicht nur während meines Studiums. Ohne die ausdauernde und großzügige Unterstützung wäre die Umsetzung meiner Promotion kaum möglich gewesen. Aus diesem Grund ist diese Arbeit meiner Familie gewidmet.