

Beitrag zur analytischen und experimentellen Untersuchung des Reifen-Fahrbahnkontaktes in Bezug auf partikelförmige Emissionen

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

Doktoringenieur
(Dr.-Ing.)

vorgelegt der
Fakultät für Maschinenbau der
Technischen Universität Ilmenau

von Herrn

M.Sc. Toni Feißel

geboren am 11.12.1989 in München

1. Gutachter: Univ.-Prof. Dr.-Ing. Klaus Augsburg
2. Gutachter: Univ.-Prof. Dr. rer. nat. habil. Dr. h.c. mult. Prof. h.c. mult. Peter Scharff
3. Gutachter: Prof. Dr.-Ing. Bernd Graf

Tag der Einreichung: 19.08.2022

Tag der wissenschaftlichen Aussprache: 23.03.2023

DOI: 10.22032/dbt.56991

URN: urn:nbn:de:gbv:ilm1-2023000066

I. Kurzfassung

Im Zuge eines ständig wachsenden Umweltbewusstseins werden anthropogene Schadstoffemissionen zunehmend kritisch begutachtet. Dies betrifft insbesondere auch Emissionen, die mit dem Individualverkehr in Verbindung stehen. In der Vergangenheit hat besonders das Schädigungspotential von Abgasemissionen einen hohen Bekanntheitsgrad erlangt. Infolge der gesetzlichen Festlegung von Abgasgrenzwerten und den daraus resultierenden technischen Abhilfemaßnahmen, konnte die Schadstoffbelastung der Außenluft, trotz erheblich gestiegenem Fahrzeugaufkommen, deutlich reduziert werden. Abgasferne Feinstaubemissionen, die durch den Abrieb von Bremsen, Reifen und der Fahrbahn erzeugt werden, unterliegen hingegen keiner Regulierung. Es wird jedoch angenommen, dass diese bereits die größte fahrzeugbezogene Feinstaubquelle darstellen. Hieraus folgen Regulierungsbestrebungen, die in Bezug auf Bremsstaubemissionen bereits ein fortgeschrittenes Stadium erreicht haben. Die Regulierung von Reifenemissionen wird, aufgrund der Vielzahl der Einflussgrößen, gegenwärtig als zu komplex eingestuft. Im Zuge der Elektrifizierung des Antriebstranges ist damit zu rechnen, dass Abgas- und Bremsstaubemissionen an Bedeutung verlieren werden. Folglich könnte der Reifen als letzte fahrzeugbezogene Schadstoffquelle verbleiben. Der Reifenabrieb gilt zudem als insgesamt größte Mikroplastikquelle. Aufgrund dieser Voraussetzungen ist mit einem erheblichen medialen und politischen Druck zu rechnen, der in Richtung einer Regulierung abzielt.

Die vorliegende Arbeit leistet einen Beitrag zur Identifikation und Beschreibung von Einflussgrößen, die mit dem Emissionsprozess von Reifenpartikeln in Verbindung stehen. Dies umfasst die Entstehung und Messung von Reifenemissionen sowie deren Ausbreitung in der Umwelt. Hierfür wurden Methoden erarbeitet, die eine prozessübergreifende Einflussgrößenbewertung ermöglichen. Die Arbeit ist in drei Themenkomplexe untergliedert. Der erste Themenkomplex ist der Analyse der Partikel-Strömungs-Interaktion gewidmet. Das Verständnis des Partikelverhaltens in Abhängigkeit der Partikelgröße und den Strömungseigenschaften ist insbesondere für die Bewertung der Messfähigkeit von Reifenemissionen sowie deren Ausbreitung in der Umwelt von Relevanz. Der zweite Themenkomplex behandelt die Messung von Reifenemissionen im Fahrversuch, wobei der Zusammenhang zwischen dem Fahrzustand und der Partikelentstehung im Vordergrund steht. Abschließend wird eine Simulationsmethode beschrieben, die es erstmalig erlaubt, die Entstehung von Reifenemissionen vorherzusagen und deren Ausbreitung in der Umwelt nachzuvollziehen. Das Ziel der Arbeit bestand darin, die wichtigsten Einflussgrößen, die sowohl die Emission von Reifenpartikeln als auch deren Immissionswirkung betreffen, qualitativ zu beschreiben.

II. Abstract

Due to a permanently growing environmental awareness, anthropogenic emissions are being now a subject to increasing criticism. This is relevant in particular for traffic related emissions. In the past, exhaust emissions have gained a high degree of public attention. As a result of the legal regulation efforts, exhaust after-treatment systems were introduced. Consequently, a significant reduction of ambient air pollution was achieved while traffic volume increased at the same time. In contrast, non-exhaust emissions such as brake, tire and road wear particles are not yet subject to legal regulation. It is assumed that non-exhaust sources already exceed exhaust emissions. Regulatory efforts for brake particle emissions have already reached an advanced stage. Tire and Road Wear Particles (TRWP) have a similar impact. However, eventual regulations on TRWP are currently considered to be too complex due to the high number of influencing variables. In view of the trend towards electric powered vehicles, exhaust and brake emissions may become irrelevant in the future. Tire emission may ultimately occur as the final vehicle related emission source. Taking into account that the tire wear was identified as the biggest source of micro-plastic emissions, serious political pressure will accelerate regulatory efforts in the near future.

This thesis aims to identify and to describe the most important variables influencing the tire emissions. The content includes the particle generation and measurement as well as the dispersion in the environment. The work was subdivided into three main parts. The first part is dedicated to the analysis of the particle-flow interaction. Proper understanding of the particle behavior as a function of particle size and flow properties is especially relevant for the interpretation of tire particle measurements as well as the particle dispersion in the environment. The second part is focused on the tire emission measurements based on driving tests. In particular, the relationship between the parameters of the driving dynamics and the tire emissions was investigated. Within the third part, a novel simulation method for virtual emission prediction and environmental tracking is introduced. The aim was to describe the tire particle formation process as well as the related immission effect in a qualitative manner.

III. Danksagung

Diese Arbeit wurde im Rahmen meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Fachgebiet Fahrzeugtechnik (ehem. Kraftfahrzeugtechnik) der Technischen Universität Ilmenau erstellt. An erster Stelle möchte ich meinem Doktorvater Univ.-Prof. Dr.-Ing. Klaus Augsburg für die beispielhafte Betreuung dieser Arbeit und die uneingeschränkte Unterstützung während der Dauer des Promotionsvorhabens danken. Er stand mir stets als Mentor zur Seite und gab mir die Möglichkeit, mich als Wissenschaftler kontinuierlich weiterzuentwickeln. Ich bedanke mich insbesondere für das Vertrauen, dass in mich gesetzt wurde und die zahllosen Möglichkeiten und Freiheiten, die mir am Fachgebiet eingeräumt wurden. Größter Dank gilt auch den Gutachtern für das Interesse an dieser Arbeit sowie für die Erstellung der Gutachten.

Des Weiteren möchte ich mich bei allen Mitarbeitern des Fachgebietes für die freundschaftlich-kollegiale Arbeitsatmosphäre und die anregende Diskussionskultur bedanken. In diesem Zusammenhang danke ich insbesondere Dr.-Ing. David Hesse, Dr.-Ing. Vincenzo Ricciardi, M.Sc. Christopher Hamatschek, M.Sc. Peter Hauschild, M.Sc. Florian Büchner, M.Sc. Marius Heydrich und M.Sc. Miles Kunze. Besonderer Dank gilt darüber hinaus Herrn Thomas Klein, der den mechanischen Aufbau der unterschiedlichen Versuchsträger, die im Rahmen dieser Arbeit zur Anwendung kamen, übernommen hat.

Dank gilt auch den zahlreichen Studenten, deren Abschlussarbeiten ich im Rahmen meiner Tätigkeit betreuen durfte. Für ihr besonderes Engagement hervorheben möchte ich: M.Sc. Bastian Kranepuhl, M.Sc. Eric Böhme, M.Sc. Richard Müller, M.Sc. Markus Meinhardt, M.Sc. Tianyang Peng, M.Sc. Thomas Gorf, M.Sc. Miles Kunze, M.Sc. Maxim Schinkoff und B.Sc. Jonas Rost.

Nicht zuletzt gilt meinen Eltern Margit und Gerhard Feißel größter Dank für die außerordentliche Unterstützung auf meinem Lebensweg. Sie haben mich während der Zeit meines Studiums und der Promotion immer bestärkt. Ohne sie wäre diese Arbeit niemals möglich gewesen. Besonderer Dank gilt auch meiner Freundin Isabel für Ihre großartige moralische Unterstützung und ihre Geduld. Außerdem möchte ich mich bei meinen Freunden für die interessante und aufregende Zeit in Ilmenau bedanken.

IV. Inhaltsverzeichnis

I. Kurzfassung	II
II. Abstract	III
III. Danksagung	IV
IV. Inhaltsverzeichnis	VI
V. Abkürzungsverzeichnis	VIII
VI. Symbolverzeichnis	X
VII. Abbildungsverzeichnis	XII
VIII. Tabellenverzeichnis	XVIII
1. Motivation	1
1.1. Feinstaub	2
1.2. Mikroplastik	6
1.3. Regulierung von abgasfernen Emissionen	8
1.4. Potentielle Toxizität von Reifenemissionen	10
2. Stand der Forschung und Technik	13
2.1. Partikelentstehung	13
2.1.1. Verschleißmechanismen	15
2.1.2. Physikalische Messprinzipie	21
2.1.3. Messmethoden für Reifenemissionen	24
2.2. Partikeltransportmechanismen	30
2.2.1. Strömungsmechanische Grundlagen	30
2.2.2. Strömungsmodelle	35
2.2.3. Partikelmodelle	38
2.2.4. Partikeldynamik in der Fahrzeugperipherie	43
3. Zielstellung der Arbeit	47
4. Experimentelle Analyse der Partikeldynamik	54
4.1. Entwicklung eines Versuchsträgers (Strömungsprüfstand)	54
4.1.1. Auslegung und Randbedingungen	54
4.1.2. Messtechnische Ausstattung und Methoden	57
4.2. Analyse der Ausbreitungsdynamik	61
4.2.1. Injektionsbedingungen	61
4.2.2. Partikeltransportwege	66
4.2.3. Partikelabscheidung	70

4.2.4.	Vergleich mit dem Fahrversuch	72
4.3.	Zusammenfassung Kapitel 4	77
5.	Modellbasierte Analyse der Partikeldynamik	78
5.1.	Strömungsmodell	79
5.1.1.	Turbulenzmodelleinfluss	79
5.1.2.	Modellierung der Radrotation	86
5.2.	Partikelmodell	89
5.2.1.	Partikelinjektion	89
5.2.2.	Partikelausbreitung	91
5.2.3.	Resuspension und Deposition	96
5.3.	Zusammenfassung Kapitel 5	102
6.	Analyse von Reifenemissionen im Fahrversuch	103
6.1.	Versuchsaufbau	103
6.2.	Analyse der Messfähigkeit	104
6.3.	Messung im öffentlichen Straßenverkehr	107
6.4.	Messung auf einem Testgelände	117
6.5.	Zusammenfassung Kapitel 6	125
7.	Methode zur virtuellen Emissionsnachverfolgung	126
7.1.	Prädiktion von Reifenemissionen	128
7.2.	Modellierung der Ausbreitung in der Umwelt	135
7.3.	Zusammenfassung Kapitel 7	142
8.	Zusammenfassung und Ergebnisbewertung	143
9.	Ausblick	148
IX.	Literaturverzeichnis	XIX
X.	Anlagen	XXV

V. Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
BSL	Baseline
CFD	Computational Fluid Dynamics
CPC	Condensation Particle Counter
CSDP	Kohlenstoff Silica Dual Phase Füllstoff
CVS	Constant Volume Sampling
DNS	Direct Numerical Simulation
DPM	Discrete Phase Model
DRW	Discrete Random Walk
DSN	Driving Severity Number
ETRMA	European Tire and Rubber Manufacturers Association
EU	Europäische Union
GRPE	Working Party on Pollution and Energy
GVD	Größenverteilungsdichte
IMU	Inertial Measurement Unit
LES	Large Eddy Simulation
MP	Mikroplastik
MRF	Multiple Moving Reference Frame
MSRL	Meeresstrategie Rahmenrichtlinie
MW	Moving Wall
NEE	Non Exhaust Emissions
NOAEC	No Observable Adverse Effect Concentration
NoX	Stickstoffoxid
NR	Natural Rubber
OPC	Optical Particle Counter
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
PBR	Polybutadiene Rubber
PIV	Particle Image Velocimetry
PLC	Particle Loss Calculator
PM	Particulate Matter
PMP	Particle Measurement Programme
PN	Particle Number

RANS	Reynolds Averaged Navier Stokes Equation
RDE	Real Driving Emissions
RP	Roadway Particles
RSM	Reynolds Stress Model
RWM	Rough Wall Model
SAE	Society of Automotive Engineers
SBR	Styrolbutadiene Rubber
SDES	Shielded Detached Eddy Simulation
SM	Sliding Mesh
SRS	Scale Resolving Simulation
SST	Shear Stress Transport
TA	Tire Abrasion
TF	Task Force
TRWP	Tire and Road Wear Particles
TSP	Total Suspended Matter
TWP	Tire Wear Particles
UBA	Umweltbundesamt
UDF	User Defined Function
UN/ECE	United Nations Economic Commission for Europe
URMS	Urban Runoff Mortality Syndrome
VIT	Vehicle Induced Turbulence
WHO	World Health Organisation
WLTP	Worldwide harmonized Light vehicles Test Procedure

VI. Symbolverzeichnis

Symbol	Bedeutung	Einheit
y^+	Dimensionsloser Wandabstand	[-]
c_w	Strömungswiderstandsbeiwert	[-]
k_R	Radwiderstandsbeiwert	[-]
k_p	Restitutionskoeffizient	[-]
\dot{w}	Verschleißrate	[kg/s]
μ	Reibungsbeiwert	[-]
g	Erdbeschleunigung	[m/s ²]
A	Fläche	[m ²]
EF	Emissionsfaktor	[kg/s]
PK	Partikelkonzentration	[mg/m ³]
F	Kraft	[N]
K	Kinetische Wirbelenergie	[J]
P	Leistung	[W]
Re	Reynolds-Zahl	[-]
St	Stokes-Zahl	[-]
a	Beschleunigung	[m/s ²]
d	Durchmesser	[m]
l	Länge	[m]
m	Masse	[kg]
p	Druck	[N/m ²]
s	Schlupf	[%]
t	Zeit	[s]
u, v, w	Geschwindigkeit	[m/s]
x, y, z	Koordinatenabstand	[m]
Υ	Massenbelegung	[kg/m ²]
α	Schräglaufwinkel	[°]
ε, ω	Wirbeldissipationsrate	[m ² /s ³]
κ	Schergeschwindigkeit	[1/s]
V	Volumen	[m ³]
ν	Kinematischen Viskosität	[m ² /s]

η	Dynamische Viskosität	[Ns/m ²]
ρ	Dichte	[kg/m ³]
φ	Partikel-Formfaktor	[-]
$\dot{\psi}$	Giergeschwindigkeit	[rad/s]
ϕ	Injektionswinkel	[°]
τ	Schubspannung	[N/m ²]

VII. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: (a) Entwicklungstendenz der Feinstaubbelastung in Deutschland (2000-2020) [18] (b) PM ₁₀ -Emissionsquellen in Deutschland (2020) [19] (c) Entwicklungstendenz der verkehrsbedingten PM ₁₀ -Emissionen [20].....	5
Abbildung 2: (a) Hochrechnung der Mikroplastikemissionen in Deutschland mit Quellenzuordnung [21] (b) Mögliche Transportwege von Mikroplastikemissionen [3].....	7
Abbildung 3: (a) Rasterelektronenmikroskop-Aufnahme eines TRWP-Partikels (b) In das TRWP Partikel eingebettete Asphalt- und Straßenstaubpartikel [27].....	11
Abbildung 4: Abhängigkeit des Kraftschlussbeiwerts (μ) von der Normalkraft (F_N) und der Relativgeschwindigkeit (v_s) – Gegenüberstellung von Gummireibung (gestrichelte Linie) und Festkörperreibung (durchgezogene Linie) [34].....	16
Abbildung 5: Messung von Reifenemissionen auf Basis eines Rollenprüfstandes [48].....	25
Abbildung 6: Messung von Reifenemissionen auf Basis von Messfahrzeugen (a) [51] (b) [53] (c) [54] (d) [55].....	27
Abbildung 7: (a) Umschlag von laminarer zu turbulenter Randschicht am Beispiel einer horizontal angeströmten Platte [59] (b) Randschichtzonen in Abhängigkeit des dimensionslosen Wandabstandes y^+ [58].....	30
Abbildung 8: Strömungsformen in Abhängigkeit der Strömungsgeschwindigkeit bzw. der Reynolds-Zahl am Beispiel einer Kugelumströmung [58].....	32
Abbildung 9: Abhängigkeit des Luftwiderstandsbeiwertes c_w von der Reynolds-Zahl (a) Kugel (b) Fahrzeug (c) Reifen [61].....	33
Abbildung 10: Charakteristische Wirbelstrukturen im Bereich der Nachlaufströmung des Reifens (a) statisches Rad (b) rotierendes Rad [62].....	34
Abbildung 11: Veranschaulichung der Kontinuitätsgleichung auf Basis eines finiten Zellelements [59].....	35
Abbildung 12: Beschreibung des Partikeltransportes von der Injektion bis zur Ablagerung.....	38
Abbildung 13: CFD-Modell (Fahrzeug): (a) Injektionsmodell in Überlagerung mit einer PIV-Messung [74] (b) Wasserfilmmodell - Simulation der Oberflächenbenetzung [73].....	43
Abbildung 14: (a) Dispersion eines Tracer-Gases in der Nachlaufströmung eines Messfahrzeuges [78] (b) Staubformation hinter dem linken Hinterrad eines Messfahrzeuges [51].....	44
Abbildung 15: CFD-Modell (Stadt): Partikelfreisetzung durch ein Fahrzeug innerhalb einer Straßenschlucht [79] Modellierung der Partikelkonzentration innerhalb eines Stadtbereichs [80].....	46
Abbildung 16: Reifenemissionen im Fahrversuch - Schematische Darstellung der Einflussfaktoren...49	49
Abbildung 17: CFD-Modell eines Viertelfahrzeug-Strömungsprüfstandes (a) Ansicht von oben (b) Seitenansicht.....	54
Abbildung 18: Reynoldszahl in Abhängigkeit der Strömungsgeschwindigkeit auf Basis unterschiedlicher charakteristischer Längen.....	55

Abbildung 19: CFD-Fahrzeugmodell: Stromlinien ausgehend vom Reifen-Fahrbahnkontakt für verschiedene Fahrzeuggeschwindigkeiten (a) 10km/h (b) 30km/h (c) 60km/h (d) 90km/h	56
Abbildung 20: Schematische Darstellung des Strömungsprüfstandes mit Viertelfahrzeugaufbau und messtechnischer Ausstattung.....	57
Abbildung 21: Injektionsbedingungen: Prüfstaub ISO 12013-1 coarse - Größenabhängiger Partikelmassen- und Anzahlstrom [82].....	58
Abbildung 22: PIV-Analyse der Radmittelebene (E_{xy_0}) (a) Momentaufnahme der Grauwertverteilung (b) mittlere Partikelgeschwindigkeit (c) mittlere Helligkeit	58
Abbildung 23: (a) Prüfablauf auf Basis einer Messtraverse (b) Zugehörige Konzentrationsverteilung auf unterschiedlichen Messebenen.....	59
Abbildung 24: Prüfstandkoordinatensystem und Messebenen (a) quer und (b) längs zur Hauptströmungsrichtung	60
Abbildung 25: Injektionsbedingungen: (a) x-Geschwindigkeit (b) y-Geschwindigkeit (c) z-Geschwindigkeit (d) Partikelkonzentration (PN) - (3m/s / 9rad/s)	61
Abbildung 26: Injektionsbedingungen: Einfluss von Anströmungs- und Radrotationsgeschwindigkeit auf die Strömungsgeschwindigkeit (oben) und die Partikelkonzentration (unten) - (a) 3m/s / 9rad/s (b) 3m/s / 3rad/s (c) 1m/s / 9rad/s - (E_{xz_0}).....	63
Abbildung 27: Injektionsbedingungen: Einfluss des Reifenprofils (a) Sommerreifen (b) Winterreifen - ($E_{yz_{-380}}$) Ansicht von vorne (3m/s / 9rad/s)	64
Abbildung 28: Partikeltransportwege: Analyse der Strömung (oben) und der Partikelkonzentration (unten) quer zur Hauptströmungsrichtung (a) E_{yz_0} (b) $E_{yz_{-380}}$ (c) $E_{yz_{-620}}$ - Ansicht von vorne (3m/s / 9rad/s).....	66
Abbildung 29: Partikeltransportwege: Analyse der Strömung (oben) und der Partikelkonzentration (unten) längs zur Hauptströmungsrichtung (a) E_{xz_0} (b) $E_{xz_{150}}$ (c) $E_{xz_{250}}$ - Seitenansicht (3m/s / 9rad/s).....	68
Abbildung 30: Partikeltransportwege: Analyse der Partikelkonzentration quer zur Hauptströmungsrichtung (a) Partikelgrößenabhängigkeit ($E_{yz_{-380}}$) (b) Konzentrationsmittelwerte auf Basis der unterschiedlichen Messebenen	69
Abbildung 31: Partikeldeposition: Analyse der Partikelablagerung (a) Positionierung der Probepads (b) flächenbezogene Ablagerung (c) Größenverteilungsdichte der Ablagerung.....	71
Abbildung 32: Fahrversuch: Messraster zur Bestimmung der Partikelverteilung hinter dem rechten Vorderrad auf Basis eines Versuchsfahrzeuges	72
Abbildung 33: Fahrversuch: Analyse der Strömung (oben) und der Partikelkonzentration (unten) quer zur Hauptströmungsrichtung (a) $E_{yz_{-420}}$ (b) $E_{yz_{-680}}$ - Ansicht von hinten (50km/h / <0,1g).....	73
Abbildung 34: Fahrversuch: Analyse der Partikelkonzentration quer zur Hauptströmungsrichtung (a) Partikelgrößenabhängigkeit ($E_{yz_{-420}}$) (b) Konzentrationsmittelwerte für unterschiedliche Messebenen	74
Abbildung 35: Fahrversuch: Analyse der Strömung (oben) und der Partikelkonzentration (unten) quer zur Hauptströmungsrichtung (a) Linkskurve (25km/h / 0,3g) (b) Rechtskurve (25km/h / 0,3g) - Ebene $E_{yz_{-420}}$ Ansicht von hinten.....	75

Abbildung 36: Simulation der Partikelablagerung auf Basis eines Rohrbogens: (a) Partikeltrajektorien (10 μ m) (b) Ablagerung auf der Rohrwand (Mittlere Zellfläche: 7mm ²)	80
Abbildung 37: Rohrbogen: Randschicht- und Turbulenzmodellabhängigkeit der Transporteffizienz (a) $y^+=30$ (b) $y^+=1$	81
Abbildung 38: Modellierung der Radnachlaufströmung auf Basis eines (a) RANS-Modells und eines (b) SRS-Modells (Q-Kriterium = 1000) [84]	82
Abbildung 39: CFD-Viertelfahrzeugmodell: Nachbildung des Plenums des Strömungsprüfstandes....	83
Abbildung 40: CFD-Viertelfahrzeugmodell: Einfluss des Turbulenzmodells auf die Partikelausbreitung quer zur Hauptströmungsrichtung - RANS-Modell (oben) - SRS-Modell (unten) - (a) Eyz ₀ (b) Eyz ₋₃₈₀ (c) Eyz ₋₆₂₀ Ansicht von vorne (3m/s / 9rad/s)	84
Abbildung 41: CFD-Viertelfahrzeugmodell: Zeitlicher Verlauf der PM-Konzentration und der Strömungsgeschwindigkeit auf Basis eines definierten Messpunkts (Mp) hinter dem Reifen	85
Abbildung 42: CFD-Viertelfahrzeugmodell: Modellierung der Radrotation auf Basis eines Sliding-Mesh-Ansatzes (Iso-Oberfläche PM<10 μ m=50mg/m ³) (a) Frontalansicht (b) Seitenansicht (c) Ansicht von oben	87
Abbildung 43: CFD-Viertelfahrzeugmodell: Modellierung der Radrotation auf Basis eines Moving-Wall-Ansatzes + RWM-Modell (Iso-Oberfläche PM<10 μ m=50mg/m ³) (a) Frontalansicht (b) Seitenansicht (c) Ansicht von oben	88
Abbildung 44: Injektionsmethode für Reifenemissionen (a) Seitenansicht (b) Ansicht von unten	89
Abbildung 45: CFD-Viertelfahrzeugmodell: Anwendung der Injektionsmethode (a) Seitenansicht (b) Ansicht von unten	90
Abbildung 46: CFD-Fahrzeugmodell: Messfahrzeug für Reifenemissionen	91
Abbildung 47: CFD-Fahrzeugmodell: Partikelausbreitung von Partikeln (1 μ m) im Fall einer Fahrzeuggeschwindigkeit von 60km/h (a) Seitenansicht (b) Ansicht von oben	92
Abbildung 48: CFD-Fahrzeugmodell: Einfluss der turbulenten Durchmischung in Abhängigkeit der Partikelgröße (v.o.n.u. 1-1000 μ m) - (links) DRW-Modell aktiviert (rechts) DRW-Modell deaktiviert	93
Abbildung 49: CFD-Fahrzeugmodell: Einfluss der Dichte auf die Partikeltrajektorien in Abhängigkeit der Partikelgröße (v.o.n.u. 1-1000 μ m) - (links) $\rho=1$ g/cm ³ (rechts) 3g/cm ³	94
Abbildung 50: CFD-Fahrzeugmodell: Einfluss der Partikelform auf die Partikeltrajektorien in Abhängigkeit der Partikelgröße (v.o.n.u. 1-1000 μ m) - (links) sphärische Partikel $\phi=1$ - (rechts) dendritischer Partikel $\phi=0,3$	95
Abbildung 51: Parametervariation: Kritische Geschwindigkeit in Abhängigkeit des Partikeldurchmessers (a) Deposition (b) Resuspension	97
Abbildung 52: CFD-Fahrzeugmodell: Anwendung eines Depositionsmodells (a) Deposition pro Zelle (mittlere Zellfläche: 44,2mm ²) (b) Abscheidegeschwindigkeit (Fahrzeuggeschwindigkeit:60 km/h)	98
Abbildung 53: CFD-Fahrzeugmodell: Anwendung eines Resuspensionsmodells (a) Schergeschwindigkeit auf der Injektionsebene (b) Trajektorien der aufgewirbelten Partikel (10 μ m) (Fahrzeuggeschwindigkeit 60 km/h)	99

Abbildung 54: CFD-Fahrzeugmodell: Anteil der (a) Partikelablagerung und (b) -Aufwirbelung in Abhängigkeit der Fahrzeuggeschwindigkeit und des Partikeldurchmessers.....	100
Abbildung 55: (a) Schematischer Aufbau des Messfahrzeuges (b) Realer Aufbau: CVS-Probenahmesysteme für Bremsstaub- und Reifenemissionen.....	103
Abbildung 56: CFD-Fahrzeugmodell: Beurteilung der Messfähigkeit eines CVS-Systems für Reifenemissionen (a) Partikelkonzentration (Ebene E_{xz0}) (b) Deposition auf den Innenwänden des CVS-Systems (mittlere Zellfläche $16,34\text{mm}^2$) (Fahrzeuggeschwindigkeit: 60km/h).....	105
Abbildung 57: CFD-Fahrzeugmodell: Beurteilung der Messfähigkeit eines CVS-Systems für Reifenemissionen in Abhängigkeit der Fahrzeuggeschwindigkeit und der Partikelgröße (a) Einlasseffizienz (b) Messeffizienz	105
Abbildung 58: Messung von Reifenemissionen im Fahrversuch - Schematische Darstellung der Ursache-Wirkungsbeziehung	107
Abbildung 59: RDE-Zyklus: (a) Fahrzeuggeschwindigkeit und (b) $\text{PM}<10\mu\text{m}$ -Konzentration in Abhängigkeit der GPS-Position	108
Abbildung 60: RDE-Zyklus: Fahrzustandsparameter in Abhängigkeit der Zyklusdistanz - (blau) Stadtsegment $<60\text{km/h}$ / (grün) Überlandsegment $60-90\text{-km/h}$ / (rot) Autobahnsegment $90-135\text{km/h}$	109
Abbildung 61: RDE-Zyklus: Partikelkonzentrationen in Abhängigkeit der Zyklusdistanz - (blau) Stadtsegment $<60\text{km/h}$ / (grün) Überlandsegment $60-90\text{-km/h}$ / (rot) Autobahnsegment $90-120\text{km/h}$	110
Abbildung 62: RDE-Zyklus: Einfluss durch Fremdemissionen anderer Verkehrsteilnehmer - Vergleich von Messfahrten mit hohem Verkehrsaufkommen am Tag (blau) und geringem Verkehrsaufkommen in der Nacht (schwarz)	111
Abbildung 63: RDE-Zyklus (Nacht): (a) Korrelation von Fahrzustandsgrößen und Partikelkonzentrationen (b) Partikelkonzentrationen in Abhängigkeit von Längs-, Querbeschleunigung und Fahrzeuggeschwindigkeit.....	112
Abbildung 64: RDE-Zyklus (Nacht): Differenzierung von Abriebemissionen und Resuspension - (a) Identifikation von Fahrzustandsänderungen (b) Gegenüberstellung von $\text{PM}<10\mu\text{m}$ -Konzentration und Absolutbeschleunigung	114
Abbildung 65: RDE-Zyklus (Nacht): (a) Mikroskopische Darstellung einer Partikelprobe (b) Zugehörige Analyse (Bildverarbeitungssoftware)	115
Abbildung 66: Störgrößen: Korrelationsanalyse des Zusammenhanges zwischen der Filterbelastung pro Zyklus und verschiedenen Umgebungsparametern	116
Abbildung 67: Testgelände-Zyklus: (a) Fahrzeuggeschwindigkeit und $\text{PM}<10\mu\text{m}$ -Konzentration in Abhängigkeit der GPS-Position (b) Fahrzustandsgrößen - (blau) Stadtsegment $<60\text{km/h}$ / (grün) Überlandsegment $60-90\text{-km/h}$ / (rot) Autobahnsegment.....	117
Abbildung 68: Testgelände-Zyklus: (a) Korrelation von Fahrzustandsgrößen und Partikelkonzentrationen (b) Partikelkonzentrationen in Abhängigkeit von Längs-, Querbeschleunigung und Fahrzeuggeschwindigkeit.....	118
Abbildung 69: Testgelände-Zyklus: Reproduzierbarkeit - (blau) Messtag 1/ (schwarz) Messtag 2....	119

Abbildung 70: Testgelände-Zyklus: Zusammenhang zwischen Längsschlupf (Betrag) Fahrzeuggeschwindigkeit und den Partikelkonzentrationen	120
Abbildung 71: Testgelände-Zyklus: Zusammenhang zwischen Reibleistung, Reifentemperatur und $PM_{<10\mu m}$ -Konzentration (rechtes Vorderrad) in Abhängigkeit von Längs-, Querbeschleunigung und Schlupfgeschwindigkeit (Längsschlupf)	122
Abbildung 72: Testgelände-Zyklus: (a) Zusammenhang von Radlast, Schlupfgeschwindigkeit und Reifentemperatur - (b) Partikelkonzentrationen in Abhängigkeit der Querbeschleunigung	123
Abbildung 73: (a) Jahresverlauf der Luftschadstoffkonzentrationen (2020) (b) Mittelwerte auf Basis unterschiedlicher Messtationen im Großraum Erfurt (c) Korrelationsanalyse: Luftschadstoffbelastung in Abhängigkeit von meteorologischen Einflussgrößen (Basis: Erfurt Bergstraße / Wetterstation Flughafen Erfurt-Weimar).....	126
Abbildung 74: Emissionsprädiktion: (a) Näherungsfunktion zur Beschreibung der Resuspension in Abhängigkeit der Partikelgröße und der Fahrzeuggeschwindigkeit (b) Anwendungsbeispiel: Testgelände-Zyklus	130
Abbildung 75: Emissionsprädiktion: (a) TRWP-Prädiktion (Testgelände-Zyklus) (b) gemessene und (c) modellierte TRWP-Emissionen in Abhängigkeit von Längs- und Querbeschleunigung	132
Abbildung 76: Emissionsprädiktion: (a) Innenstadtmodell im Bereich der Erfurter Bergstraße (IPG-Carmaker) [89] (b) TRWP-Prädiktion auf Basis eines virtuellen Stadtzyklus.....	133
Abbildung 77: Emissionsprädiktion: (a) Prädiktion von TRWP-Emissionsschwerpunkten (b) Simulation der Partikelausbreitung im Modellraum (c) Übertragungsfunktion: Aufteilung in diskrete Teilströme auf Basis einer massebezogenen Größenverteilungsfunktion ($<10\mu m$)	134
Abbildung 78: Partikelausbreitung: Strömungsmodell zur Simulation der Partikelausbreitung innerhalb eines virtuellen Stadtbereichs – (a) Strömungsgeschwindigkeit (b) Partikelkonzentration (Windrichtung: Südwest, globale Windgeschwindigkeit: 10km/h, Höhe über der Fahrbahn: 2m)	136
Abbildung 79: Relative Häufigkeit (a) der Windgeschwindigkeit und (b) der Windrichtung im Jahr 2020 (Basis: Wetterstation Flughafen Erfurt-Weimar)	136
Abbildung 80: Partikelausbreitung: Zusammenhang zwischen globaler und (a) lokaler Windgeschwindigkeit und (b) lokaler $PM_{<10\mu m}$ -Konzentration im Kontrollvolumen (Bergstraße) in Abhängigkeit der Höhe der Messposition (Windrichtung: Südwest).....	137
Abbildung 81: Partikelausbreitung: Zusammenhang zwischen globaler und (a) lokaler Windgeschwindigkeit und (b) lokaler $PM_{<10\mu m}$ -Konzentration im Kontrollvolumen (Bergstraße) in Abhängigkeit von der Windrichtung (Höhe der Messposition: 2m)	138
Abbildung 82: Partikelausbreitung: (a) Partikelablagerung auf Straßen und Häusern in Abhängigkeit der globalen Windrichtung und -Geschwindigkeit (b) Ablagerungsmuster für eine globale Windgeschwindigkeit von 10km/h und Südwestwind (mittlere Zelloberfläche: $1,92m^2$).139	
Abbildung 83: Partikelausbreitung: Gegenüberstellung von PM_{10} -Messwerten (Umweltmesstation Erfurt-Bergstraße 2020) mit dem TRWP-Modell - (a) Abhängigkeit von der globalen Windgeschwindigkeit und (b) der Windrichtung	140
Abbildung 84: Visualisierung der Partikelausbreitung auf Basis eines Nebelgenerators im Fahrversuch (a) Seitenansicht (b) Ansicht von oben	XXVIII

- Abbildung 85: Viertelfahrzeugmodell: Analyse der Partikelablagerung - Prozentuale Ablagerung relativ zur injizierten Partikelmenge in Abhängigkeit der Partikelgröße XXVIII
- Abbildung 86: Fahrversuch: (a) Messraster zur Bestimmung der Partikelverteilung hinter dem rechten Vorderrad (b+c) Testzyklus auf Basis eines TestgeländesXXIX
- Abbildung 87: Viertelfahrzeugmodell: Analyse der Partikelkonzentration quer zur Hauptströmungsrichtung – Vergleich zwischen (a) Experiment und (b) Simulationsmodell (v.l.n.r.) Eyz₀ Eyz₋₃₈₀ Eyz₋₆₂₀ Ansicht von vorne (3m/s / 9rad/s)..... XXX
- Abbildung 88: Emissionsprädiktion: TRWP-Prädiktion auf Basis eines virtuellen Innenstadtzyklus in Abhängigkeit von Längs-, Querschleunigung und Schlupfgeschwindigkeit (IPG-Driver).....XXXI
- Abbildung 89: Vergleich von anzahl- (PN) und massebezogener (PM) Größenverteilung (<10µm) - Vergleich zwischen den Versuchsumgebungen (RDE- / Testgeländezyklus)XXXI
- Abbildung 90: Partikelausbreitung: Einfluss der (a) Windgeschwindigkeit (v.l.n.r. 10km/h, 20km/h, 30km/h) (b) der Messpositionshöhe (v.l.n.r. 1m, 8m, 16m) und (c) der Windrichtung (v.l.n.r. süd, nord-ost, west) auf die Partikelverteilung innerhalb des Stadtmodells XXXII

VIII. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Größenspezifische Einteilung der Partikelfractionen TSP, PM ₁₀ , PM _{2,5} und PM _{0,1} [10] [11].2	
Tabelle 2: Gegenwärtig gültige Abgasgesetzgebung für neuzugelassene KFZ und LKW in der EU - Stand 09.2021 [13] [14]	3
Tabelle 3: Auszug – Anforderungen an die RDE-Messung nach Verordnung (EU) 2018/1832 [15] [16]	4
Tabelle 4: Mikroplastik - Begriffsdefinition [22].....	6
Tabelle 5: Vorbereitende Regulierungsaktivitäten in Bezug auf abgasferne Emissionen (PMP Task Force1-4) [5]	8
Tabelle 6: Eigenschaften von TRWP-Partikeln [4] [31] [8]	13
Tabelle 7: Bestandteile des Reifenlaufstreifens [34] [24]	15
Tabelle 8: Gleitverschleiß - Verschleißmechanismen und zugehörige Partikelformen [38].....	19
Tabelle 9: Eigenschaften der, im Rahmen dieser Arbeit verwendeten, Messsysteme zur zeitaufgelösten Erfassung der Partikelkonzentration [43] [44] [45]	22
Tabelle 10: Abgrenzung der Randschichtzonen in Abhängigkeit des y^+ Wertes [58]	31
Tabelle 11: Klassifizierung von Turbulenzmodellen [63]	36
Tabelle 12: Restitutionskoeffizient - Klasseneinteilung nach Hiller [67] [68]	40
Tabelle 13: Plastischer Fließdruck ausgewählter Materialien [67]	41
Tabelle 14: Literaturwerte für Dichte und Hamaker-Konstanten (Vakuum) mit Bezug zu Reifenemissionen [70] [71] [72]	41
Tabelle 15: Methode zur Beschreibung von Reifenemissionen vom Ort der Entstehung bis zur Ablagerung in der Umwelt.....	50
Tabelle 16: Hypothesen in Bezug auf den Emissionsprozess des Reifen-Fahrbahnkontaktes.....	53
Tabelle 17: Wertebereiche von Partikelparametern mit Bezug zu Reifenemissionen	96
Tabelle 18: Ausblick: Anwendung und Erweiterung von Methoden in Bezug auf die Beschreibung der Partikel-Strömungs-Interaktion.....	148
Tabelle 19: Ausblick: Anwendung und Erweiterung von Methoden in Bezug auf die Beschreibung der Partikelentstehung	149
Tabelle 20: Ausblick: Anwendung und Erweiterung von Methoden in Bezug auf die Beschreibung des Partikelverbleibs.....	150
Tabelle 21: Maßnahmenkatalog zur Reduktion von Reifenemissionen.....	151
Tabelle 22: Skript - Partikelinjektion hinter dem Reifen	XXXIII
Tabelle 23: Skript - UDF Deposition	XXXIV

Tabelle 24: Skript - UDF Resuspension.....	XXXV
Tabelle 25: Skript - Partikelinjektion Stadtmodell.....	XXXVII
Tabelle 26: CVS-System für Reifenemissionen - Probenahmeverlumenströme und -Düsendurchmesser der unterschiedlichen Messgeräte	XXXIX
Tabelle 27: Physikalische Kenngrößen des Versuchsfahrzeuges.....	XXXIX

1. Motivation

Der Reifen stellt das Bindeglied zwischen dem Fahrzeug und der Fahrbahn dar und ist somit für die Kraftübertragung zwischen beiden Reibpartnern verantwortlich. Hieraus erwächst ein Anforderungsprofil, das in erster Linie der Gewährleistung der Fahrsicherheit dient. [1] Im Zuge eines kontinuierlich steigenden Umweltbewusstseins rücken neue Anforderungen, wie das Abrollgeräusch und das Emissionsverhalten in den Vordergrund. [2] Der Reifen stellt die insgesamt größte Quelle von Mikroplastikpartikeln dar. Alleine in Deutschland werden jährlich bis zu 158t Reifenabrieb in die Umwelt emittiert. [3] Der Großteil der Abriebmasse wird zunächst auf der Straße oder in der unmittelbaren Umgebung abgelagert, kann jedoch mit dem Regen in umliegende Gewässer und somit bis ins Meer transportiert werden. [4]

Es wird davon ausgegangen, dass bis zu 10% der Abriebmasse in Form luftgetragener Partikel (PM_{10}) emittiert wird. Feinstaub wird mit der Atmung aufgenommen und kann der menschlichen Gesundheit erwiesenermaßen schaden. In diesem Zusammenhang ist auch die Resuspension von zumeist schwermetallhaltigen Straßenstaub durch den Reifen als kritisch einzustufen. Das Risikopotential und die Toxizität, die aus der chemischen Zusammensetzung von Reifenemissionen resultiert, sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt schwer abschätzbar. In der Vergangenheit waren vorwiegend Abgasemissionen für erhöhte Feinstaubwerte verantwortlich. Mittlerweile ist davon auszugehen, dass Abriebemissionen in Form von Bremsstaub- und Reifenpartikeln in mindestens gleichem Maße zur Luftverschmutzung beitragen. [2]

Der Fokus des Gesetzgebers hat sich daher in den vergangenen Jahren in Richtung abgasferner Partikelemissionen („NEE“ - Non-Exhaust-Emissionen) verschoben. Aus diesem Grund wurden auf europäischer Ebene bereits erste Schritte unternommen, um neuartige Prüfprozeduren zu definieren und entsprechende Zulassungsvorschriften in die Wege zu leiten. Aktivitäten, die den Reifen betreffen, stecken jedoch noch in den Anfängen. Dies ist vor allem der Vielzahl der Einflussfaktoren geschuldet. Der Fokus liegt daher zunächst auf der Entwicklung einer einheitlichen Methode zur Bestimmung der Abrasionsrate. [5] Es ist jedoch davon auszugehen, dass eine Reglementierung luftgetragener Partikel folgen wird. Insbesondere da Bremsstaubemissionen im Zuge der Elektrifizierung des Antriebsstrangs an Bedeutung verlieren könnten. Der Reifen würde folglich als letzte fahrzeugbezogene Schadstoffquelle verbleiben. [6] Darüber hinaus bieten Entwicklungstendenzen, wie das autonome Fahren, neue Möglichkeiten, um die Schadstoffbelastung im urbanen Raum zu reduzieren. [7] Um geeignete Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung entwickeln zu können, ist eine ganzheitliche Betrachtung der Problemstellung unter Berücksichtigung zukünftiger Entwicklungstendenzen notwendig.

1.1. Feinstaub

Reifenpartikel können bis zu 8% der Feinstaubkonzentration (PM_{10}) in der Außenluft ausmachen. [8] Feinstaub wird mit der Atemluft aufgenommen und stellt somit ein Gesundheitsrisiko für den Menschen dar. In der Atmosphäre ist eine große Vielfalt von Partikeln präsent, die entweder natürlichen oder anthropogenen Quellen zugeordnet werden können. Um das Partikelverhalten unabhängig von Morphologie und Dichte vergleichen zu können, wird der aerodynamische Durchmesser verwendet. Dieser entspricht dem Durchmesser eines kugelförmigen Partikels mit einer Dichte von 1g/cm^3 , das die gleiche Sinkgeschwindigkeit in Luft aufweist, wie ein entsprechendes Referenzpartikel. Als Gesamtstaub „TSP“ (Totals Suspended Matter) werden Schwebepartikel bezeichnet, die einen aerodynamischen Durchmesser von weniger als $60\mu\text{m}$ aufweisen. Darunter erfolgt eine Untergliederung von „PM“ (Particulate Matter) in die Größenbereiche PM_{10} ($<10\mu\text{m}$)¹, $PM_{2,5}$ ($<2,5\mu\text{m}$) und $PM_{0,1}$ ($<0,1\mu\text{m}$). [9]

Tabelle 1: Größenspezifische Einteilung der Partikelfraktionen TSP, PM_{10} , $PM_{2,5}$ und $PM_{0,1}$ [10] [11]

Kategorie	Partikelgröße	WHO Empfehlung	Grenzwerte Außenluft EU
TSP	$<60\mu\text{m}$	-	-
PM_{10}	$<10\mu\text{m}$	Jahresdurchschnitt $<20\mu\text{g/m}^3$ $>50\mu\text{g/m}^3$ im Tagesdurchschnitt max. 3/a	Jahresdurchschnitt $<40\mu\text{g/m}^3$ $>50\mu\text{g/m}^3$ im Tagesdurchschnitt max. 35/a
$PM_{2,5}$	$<2,5\mu\text{m}$	Jahresdurchschnitt $<10\mu\text{g/m}^3$ $>25\mu\text{g/m}^3$ im Tagesdurchschnitt max. 35/a	Jahresdurchschnitt $<25\mu\text{g/m}^3$
$PM_{0,1}$	$<0,1\mu\text{m}$	-	-

Die Partikelgröße ist ein ausschlaggebender Faktor zur Beurteilung des Schädigungspotentials. Je kleiner die Partikel sind, desto tiefer können diese in den Organismus eindringen. Gleichzeitig steigt die Verweilzeit im Körper, in der durch mechanische oder chemische Reize entzündliche Prozesse ausgelöst werden können. Partikel im PM_{10} -relevanten Größenbereich ($2,5\mu\text{m}$ - $10\mu\text{m}$) dringen zum Großteil nicht weiter als bis zum Kehlkopf vor.

¹ PM_{10} Definition: „Partikelfraktion, die einen größenselektiven Lufteinlass passiert, der für einen aerodynamischen Durchmesser von $10\mu\text{m}$ eine Abscheidungswirksamkeit von 50% hat“ [9]

Vereinzelt kommt es zu Deposition im Bereich der Bronchen, von wo aus jedoch eine Ausscheidung innerhalb weniger Tage erfolgt. Partikel im Größenbereich zwischen $1\mu\text{m}$ und $2,5\mu\text{m}$ dringen bis in die Region der Bronchien und Bronchiolen vor und verweilen bis zu mehreren Wochen im Körper. Ultrafeine Partikel der Fraktion $\text{PM}_{0,1}$ ($<0,1\mu\text{m}$) gelangen bis zu den Alveolen, wo sich diese langfristig festsetzen und sogar in den Blutkreislauf übergehen können. Neben der Partikelgröße sind vor allem die chemische Zusammensetzung, Partikelmorphologie und Wasserlöslichkeit relevante Faktoren zur Beurteilung der Toxizität. [12]

Der Zusammenhang zwischen der Feinstaubexposition und einer erhöhten Mortalität und Morbidität ist durch epidemiologische Studien belegt. Als besonders relevant gelten eine langfristig erhöhte sowie eine kurzzeitig stark erhöhte Exposition. In kurzzeitig stark exponierten Bevölkerungsgruppen kann eine Zunahme von Atemwegs- und Herz-Kreislaufbeschwerden nachgewiesen werden. Die Folgen einer Langzeitexposition sind unter anderem durch die Zunahme von Lungenkrebs sowie einer allgemein verringerten Lebenserwartung gekennzeichnet. Folglich wurden seitens der Weltgesundheitsorganisation „WHO“ (World Health Organisation) Empfehlungen zum Schutz der Bevölkerung erarbeitet, die europaweit durch die Richtlinie 2008/50/EG umgesetzt wurden. Diese umfasst die Beschränkung der maximal zulässigen Partikelkonzentration in der Außenluft für PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$ im Jahres- und Tagesdurchschnitt. Eine Reglementierung für die ultrafeine Partikelfraktion $\text{PM}_{0,1}$ existiert hingegen bislang nicht. [10]

Insbesondere in urbanen Ballungsräumen kommt es immer wieder zur Grenzwertüberschreitungen. Die Partikelkonzentration setzt sich aus einem regionalen und einem urbanen Anteil zusammen. Darüber hinaus sind erhöhte Konzentrationen in unmittelbarer Nähe zu stark frequentierten Straßen (städtisch verkehrsnah) nachweisbar. Für diese waren in der Vergangenheit vor allem Abgasemissionen verantwortlich. Im Zuge der Einführung der EURO-V-Abgasnorm wurde erstmals eine PM_{10} -Emissionsobergrenze von $5\text{mg}/\text{km}$ definiert, die nur noch mit einem Abgaspartikelfilter eingehalten werden kann. [9]

Tabelle 2: Gegenwärtig gültige Abgasgesetzgebung für neuzugelassene KFZ und LKW in der EU - Stand 09.2021 [13] [14]

Fahrzeugart	Richtlinie und Norm	Partikelmasse (PM)	Partikelanzahl (PN)
PKW und leichte NFZ	EG 715/2007 Euro 6d-Temp	$4,5\text{mg}/\text{km}$	$6 \cdot 10^{11} \#/\text{km}$
LKW und Busse	EG 582/2011 Euro VI	$10\text{mg}/\text{kWh}$	$6 \cdot 10^{11} \#/\text{kWh}$

In Tabelle 2 sind die aktuell gültigen Abgasgrenzwerte für, in der Europäischen Union (EU) erstzugelassene, Kraftfahrzeuge dargestellt. Die Prüfprozedur für PKW und leichte Nutzfahrzeuge erfolgt auf Basis des weltweit harmonisierten Prüfverfahrens „WLTP“ (Worldwide Harmonized Light Vehicles Test Procedure). Mit der Einführung der Emissionsnorm Euro6d-Temp wurde das Verfahren um die Messung der Partikelanzahl „PN“ (Particle Number) im realen Fahrversuch ergänzt. Die Emissionsgrenzwerte für die Realfahrmessungen („RDE“ - Real Driving Emissions) orientieren sich an den Grenzwerten der Euro6-Norm, welche im Rahmen von Übereinstimmungsfaktoren eingehalten werden müssen. In der RDE-Norm sind umfangreiche Anforderungen an die Messmethode, das Fahrprofil und weitere Rahmenbedingungen definiert. [14]

Tabelle 3: Auszug – Anforderungen an die RDE-Messung nach Verordnung (EU) 2018/1832 [15] [16]

Kriterium	Anforderungen
Geschwindigkeit	Stadt: 0-60km/h (Durchschnitt: 15-40km/h mit Standzeit) Land: 60-90km/h Autobahn: 90-145km/h
Zeit	Gesamtdauer: 90-120min Haltezeiten: 10-180s Streckanteildauer: Stadt 34%, Land 33%, Autobahn 33%
Beschleunigung	Anzahl der Datensätze mit $a > 0,1 \text{m/s}^2 \geq 100$

Das Prüfverfahren ist durch eine Aufteilung in Stadt-, Überland- und Autobahnsegmente definiert. Darüber hinaus existieren weitere Anforderungen an das Höhenprofil, die Umgebungsbedingungen und die Messmethode. In der Verordnung wird darauf verwiesen, dass das Fahrzeug nicht absichtlich in extremen Fahrmustern bewegt werden soll. Eine genaue Festlegung der fahrdynamischen Grenzen existiert hingegen nicht. [15] Es muss berücksichtigt werden, dass eine durchschnittliche Fahrweise Beschleunigungswerte von bis zu $3,8 \text{m/s}^2$ beinhaltet (Quer- und Längsbeschleunigung). Die meisten Fahrer erreichen keine Beschleunigungswerte von mehr als $5,3 \text{m/s}^2$ (90% Perzentil). [17] Im Zuge der Einführung verbindlicher Abgasgrenzwerte und der daraus resultierenden Notwendigkeit von Abgasnachbehandlungssystemen, konnte das Konzentrationsniveau im verkehrsnahen Bereich, bei zeitgleich stark gestiegenem Verkehrsaufkommen, um mehr als 40% reduziert werden. Trotzdem überschreitet die Feinstaubkonzentration im verkehrsnahen Bereich die urbane und ländliche Hintergrundkonzentration immer noch. [9]

Ein weiteres Einsparungspotential stellen die abgasfernen Quellen dar, die gegenwärtig keiner Regulierung unterliegen. Im Gegensatz zu Stickstoffoxid-Emissionen, zu denen der Straßenverkehr einen beträchtlichen Beitrag von ca. 40% leistet, ist der Einfluss auf die Feinstaubbelastung vergleichsweise gering ausgeprägt. Für das Jahr 2020 wurde seitens des Umweltbundesamts (UBA) ein Anteil von 13,9%, bezogen auf die anthropogenen Feinstaubquellen, angegeben. Insbesondere im Frühjahr ist die Landwirtschaft für einen hohen Emissionsbeitrag verantwortlich. Bei der Düngung der Felder werden gasförmige Vorläufersubstanzen freigesetzt, die infolge atmosphärischer Prozesse in Feinstaubpartikel umgewandelt werden. Auch Partikel, die durch Bodenerosion, Busch- und Waldbrände in die Atmosphäre eingebracht werden, können über weite Entfernungen transportiert werden und das globale Konzentrationsniveau beeinflussen. [18]

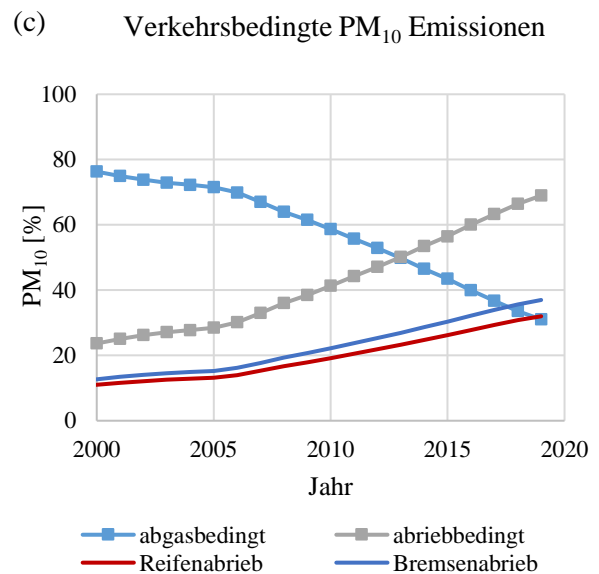
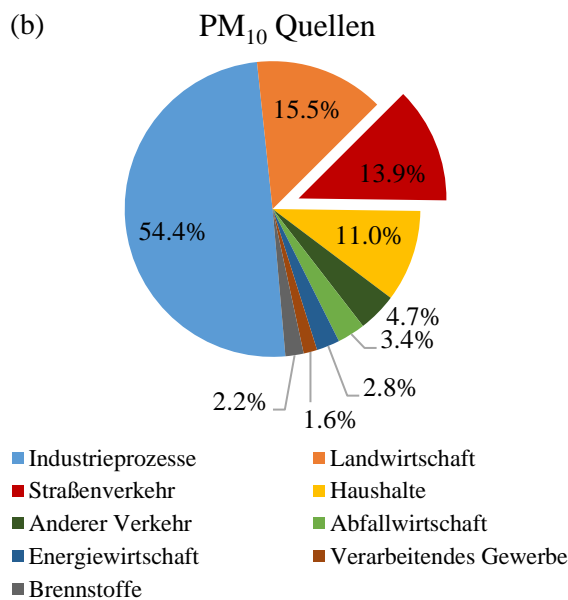
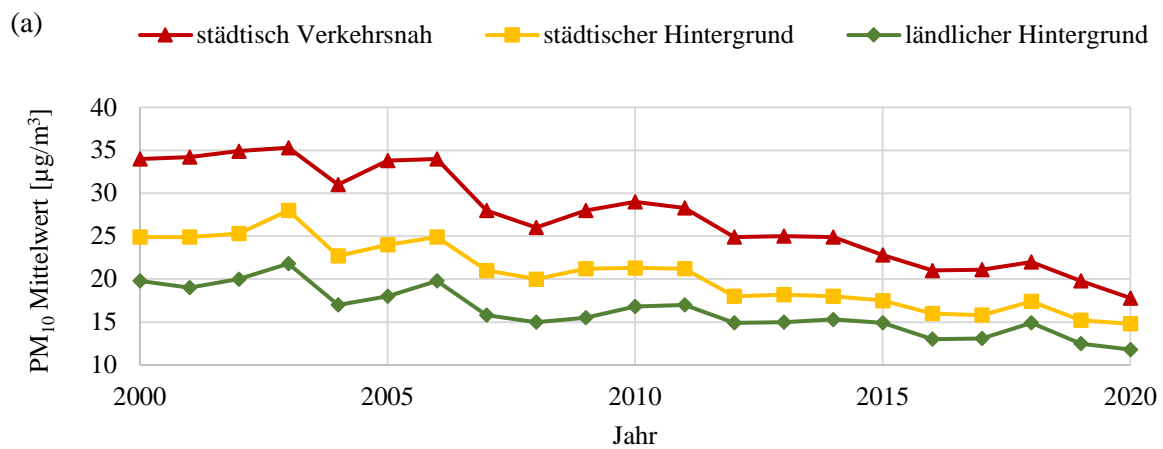


Abbildung 1: (a) Entwicklungstendenz der Feinstaubbelastung in Deutschland (2000-2020) [18] (b) PM₁₀-Emissionsquellen in Deutschland (2020) [19] (c) Entwicklungstendenz der verkehrsbedingten PM₁₀-Emissionen [20]

1.2. Mikroplastik

Reifenabrieb macht bis zu 43% der Mikroplastikemissionen in Deutschland aus. [21] Synthetische Polymerstoffe weisen eine hohe Beständigkeit gegenüber Umwelteinflüssen auf und sind dementsprechend schwer abbaubar. Aufgrund ihrer geringen Größe (<5mm) können sich die Partikel über verschiedene Trophiestufen hinweg anreichern. Gegenwärtig lässt die wissenschaftliche Datenlage keine eindeutige Bewertung des Gefährdungspotenzials zu. Ebenso existiert keine einheitliche Begriffsdefinition. Unter dem Begriff Mikroplastik „MP“ werden synthetische Polymerstoffe subsummiert, die in die Umwelt gelangt sind bzw. das Potential hierfür besitzen. In der Meeresforschung wird Mikroplastik für die Summe aller Kunststoffpartikel mit einem Durchmesser von weniger als 1mm verwendet. Gemäß der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) werden Partikel mit einem Durchmesser von bis zu 5mm eingeschlossen. Zudem existieren Vorschläge seitens der Europäischen Arbeitsgruppe zu marinem Müll (2008 EG) sowie des Umweltbundesamtes. [22]

Tabelle 4: Mikroplastik - Begriffsdefinition [22]

Europäische Arbeitsgruppe mariner Müll (2008 EG)	Umweltbundesamt
>25mm Makroplastik	>5mm Makroplastik
5-25mm Mesoplastik	0,1-5mm Mesoplastik
1-5mm große Mikroplastikpartikel	0,1-100µm Mikroplastik
<1mm kleine Mikroplastikpartikel	

In Bezug auf den Eintrag in die Umwelt wird zwischen primärem und sekundärem Mikroplastik unterschieden. Primäres Mikroplastik wird bereits in der relevanten Größenfraktion produziert und angewendet (z.B. in Kosmetikprodukten). Sekundäres Mikroplastik entsteht hingegen infolge physikalischer, biologischer und chemischer Abbauprozesse aus Makro- oder Mesoplastik. Die Partikel werden entweder direkt in die Atmosphäre emittiert oder in die Böden und die Gewässer eingetragen. Klärwerken wird eine Rückhaltwirkung von 95-99% für Partikel mit einem Durchmesser von mehr als 300µm attestiert. Diesbezüglich ist auch die stoffliche Verwertung von Klärschlamm als Düngemittel kritisch einzustufen. [22]

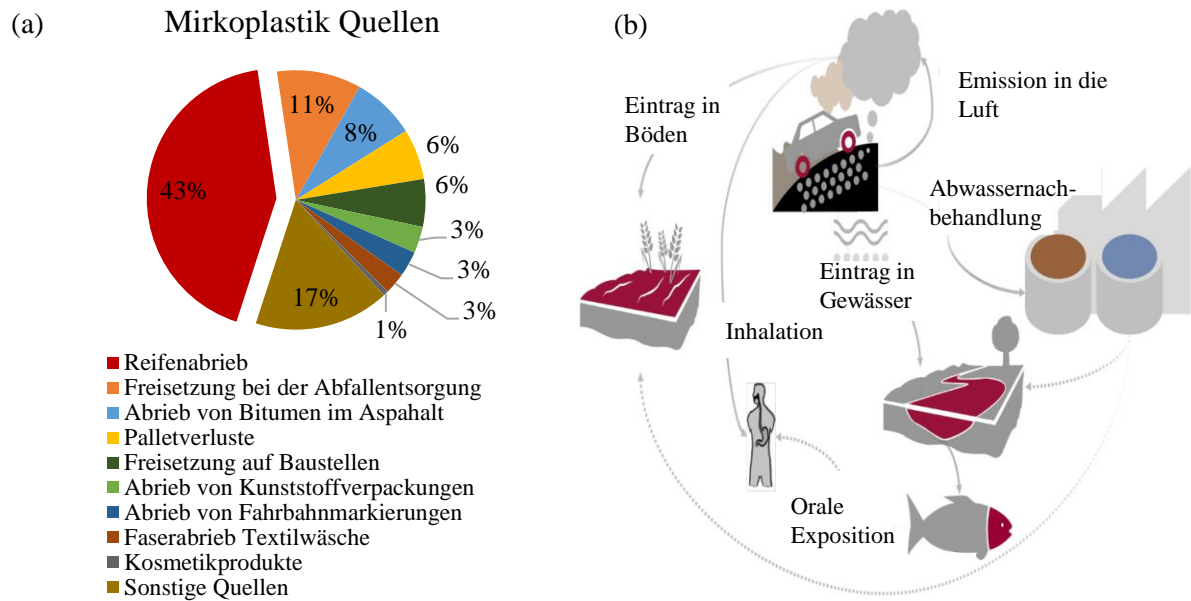


Abbildung 2: (a) Hochrechnung der Mikroplastikemissionen in Deutschland mit Quellenzuordnung [21]
 (b) Mögliche Transportwege von Mikroplastikemissionen [3]

Zahlreiche Studien haben bereits das Vorhandensein von Mikroplastik in limnischen und marinen Gewässern, Sedimenten sowie den darin lebenden Organismen nachgewiesen. Jedoch existiert gegenwärtig keine einheitliche Probenahmemethode. Außerdem besteht eine unzureichende Datenlage in Bezug auf das Aufnahme-, Ausscheide- und Anreicherungspotential. Das Schädigungspotential ist durch Polymeradditive sowie durch absorbierte Chemikalien, Schwermetalle und den Transport von pathogenen Mikroorganismen in den Organismus gegeben. [22] Der Eintrag dauerhaft in der Umwelt verbleibender Kunststoffe wird in Deutschland auf 150-250kt/a geschätzt. Konsens besteht darin, dass der Verkehrssektor mit 130-165kt/a den größten Beitrag leistet. Dieser ist wiederum hauptsächlich auf den Reifenabrieb zurückzuführen (129-158kt/a). Vorschriften zur Begrenzung des Reifenabriebes existieren bislang nicht. Mögliche Maßnahmen zur Reduktion stellen die Verhinderung der Entstehung durch die Beeinflussung der Reifenmischung, der Reduktion des Verkehrsaufkommens und der Begrenzung der zulässigen Maximalgeschwindigkeit dar. Eine weitere Möglichkeit ist durch die Reduktion des Eintrages in die Umwelt gegeben, indem die Emissionen unmittelbar nach der Entstehung durch technische Sekundärmaßnahmen (z.B. Reifenpartikelfilter) zurückgehalten werden. [3]

1.3. Regulierung von abgasfernen Emissionen

Es ist davon auszugehen, dass abgasferne Quellen die Abgasemissionen in Bezug auf Feinstaub bereits quantitativ übertreffen. Der Emissionsbeitrag durch Bremsstaub wird auf 16-55%, der durch Reifenpartikel auf 5-30% geschätzt. Näherungsweise werden 40-50% der Bremsenverschleißmaße im PM_{10} -relevanten Größenbereich emittiert. Für den Reifenverschleiß beläuft sich dieser Anteil auf unter 10%. Der Rest der Verschleißmasse wird entweder auf dem Fahrzeug oder auf der Straße abgelagert. Bremsstaub tritt zumeist mit einer mittleren Partikelgröße von $2\mu m$ - $6\mu m$ auf und ist durch einen hohen Anteil von Schwermetallen (z.B. Fe, Cu, Zn, Sn, Sb) gekennzeichnet. Reifenpartikel weisen etwas größere Durchmesser auf und beinhalten höhere Mengen an Zink und Schwefel. Insgesamt werden Emissionsfaktoren von 2,0-8,8mg/km für Bremsstaub und 3,5-9,0mg/km für Reifenpartikel angegeben, die sehr nahe bzw. sogar oberhalb des geltenden Grenzwertes für Abgasemissionen liegen (Vgl. Tabelle 2). [2]

Aufgrund der zunehmenden Relevanz von außermotorischen Emissionen, wurden in jüngster Vergangenheit erste Anstrengungen in Richtung einer Regulierung von Bremsen- und Reifenemissionen unternommen. Auf europäischer Ebene wurden hierfür informelle Arbeitsgruppen (PMP Taskforce 1-4) ins Leben gerufen, um über die Notwendigkeit und Möglichkeit von Regulierungsverfahren zu beratschlagen. Die „PMP“-Gruppe (Particle Measurement Programme) ist eine Untergruppe der Arbeitsgruppe „GRPE“ (Working Party on Pollution and Energy) der europäischen Wirtschaftskommission (UN/ECE) und ist mit der Entwicklung alternativer Messprozeduren von partikelförmigen Emissionen von leichten und schweren Fahrzeugen beauftragt. [5]

Tabelle 5: Vorbereitende Regulierungsaktivitäten in Bezug auf abgasferne Emissionen (PMP Task Force 1-4) [5]

Bremstaubmessung (PN und PM)
(a) Validierung eines neuentwickelten Prüfzyklus für Bremsstaubemissionen
(b) Definition von Mindestanforderungen der Bremsstaubgenerierung und -Messung
(c) Untersuchung und Auswahl geeigneter Ansätze für die Messung und Charakterisierung
(d) Validierung des vorgeschlagenen Mess- und Charakterisierungsansatzes
(e) Erweiterung der vorgeschlagenen Methode für regeneratives Bremsen und neuartige Technologien
Reifen- und Fahrbahnpartikelmessung (PN und PM)
(f) Monitoring von Projekten und publizierten Daten bezüglich der physikalischen Natur und Größenverteilung von Reifen- und Fahrbahnpartikeln

Seit der Einberufung konnten erhebliche Fortschritte in Bezug auf die Entwicklung eines einheitlichen Messverfahrens für Bremsstaubemissionen erzielt werden (Tabelle 5). Die Messung von Reifen- und Fahrbahnpartikeln wird hingegen gegenwärtig als zu komplex eingestuft. Insbesondere die Trennung zwischen Reifenabrieb, Fahrbahnabrieb und Straßenstaub stellt eine große Herausforderung dar. Die Rolle der PMP Gruppe bleibt daher im Moment auf die Beobachtung der Publikationslage beschränkt. [5]

Auf der Seite des Reifens wird der Fokus zunächst auf die Bestimmung der Verschleißrate gelegt. Seitens der GRPE wurde zu diesem Zweck eine weitere informelle Arbeitsgruppe „TF-TA“ (Task Force on Tyres' Abrasion) ins Leben gerufen. Diese soll eine EU-Regulierung oder einen Zusatz zur EU-Regulierung Nr. 117 für die Reifen-Typengenehmigung in die Wege leiten. Ziel ist die Entwicklung einer Testprozedur zur Bestimmung der Abrasionsrate. Auf dieser Basis soll eine große Bandbreite von auf dem Markt verfügbaren Reifen verglichen und letztendlich ein Grenzwert definiert werden. Eine Erweiterung der Methode um die Messung von Partikelemissionen wird als zu komplex eingestuft. [23]

Mit der europäischen „TRWP“-Plattform (Tire and Road Wear Particles) existiert eine weitere Arbeitsgruppe, die durch die europäische Reifen- und Gummihersteller Vereinigung „ETRMA“ (European Tyre and Rubber Manufacturers Association) ins Leben gerufen wurde. Ziel der Arbeitsgruppe ist es, einen Dialog zwischen Experten und Vertretern unterschiedlicher Interessensgruppen (Industrie, Regierung, Forschung) zu ermöglichen und wissenschaftliche Erkenntnisse auszutauschen. Im Fokus stehen die potentiellen Auswirkungen von Abriebpartikeln, die unter normalen Nutzungsbedingungen entstehen, sowie Möglichkeiten zur Emissionsminderung. [24]

Auch der Wandel des Antriebstrangkonzpts von konventionellen Verbrennungsmotoren in Richtung elektrisch angetriebener Fahrzeuge, hat einen unmittelbaren Einfluss auf die Emissionszusammensetzung. Zum einen entfallen verbrennungsmotorische Emissionen vollständig. Auch Bremsstaubemissionen können durch regeneratives Bremsen auf ein Minimum reduziert werden, indem der Elektromotor im Generatorbetrieb zur Energierückgewinnung genutzt wird. [16] Dies hat zur Folge, dass der Reifen zukünftig als letzte und einzige fahrzeugbezogene Emissionsquelle verbleiben könnte. [6] Gleichzeitig ist infolge erhöhter Fahrzeugmassen der Elektrofahrzeuge sogar mit steigendem Reifenverschleiß und zunehmenden Reifenemissionen zu rechnen. [25]

1.4. Potentielle Toxizität von Reifenemissionen

Die potentielle Toxizität von Reifenemissionen wird vor allem durch die Partikelgröße und die chemische Zusammensetzung bestimmt. Abriebpartikel entstehen infolge der Kraftübertragung zwischen dem Reifen und der Fahrbahn. Der Begriff „TWP“ (Tire Wear Particles) beschreibt Verschleißprodukte, die auf Prüfständen erzeugt werden und dem Reifenmaterial direkt zugeordnet werden können. In der Realität liegt hingegen eine Mischung von Partikeln unterschiedlicher Quellen vor. Der Begriff „TRWP“ (Tire and Road Wear Particles) beschreibt die Gesamtheit der Partikel, die infolge des Reibungsprozesses entstehen. Unter dem Begriff „RP“ (Roadway Particles) werden Partikel zusammengefasst, die bereits auf der Straßenoberfläche präsent sind und durch den Reifen aufgewirbelt werden können. [2] Die verschiedenen Partikelkategorien werden nachfolgend unter dem Begriff „Reifenemissionen“ subsummiert. Eine Unterscheidung erfolgt zwischen den Abriebemissionen (TRWP) und der Resuspension von Straßenstaub.

Die Partikelgröße ist ein entscheidender Faktor in Bezug auf den Partikelverbleib. Größere Abriebprodukte verbleiben zunächst auf der Fahrbahnoberfläche und können durch Regen in die Kanalisation und Binnengewässer eingetragen werden. Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als $10\mu\text{m}$ gelangen in die Luft und können mit der Atmung aufgenommen werden. Es muss folglich zwischen der Wirkungsweise von luftgetragendem Staub und Mikroplastik unterschieden werden. [2] Der Reifenverschleiß geht hauptsächlich auf mechanische Abriebprozesse zurück, die sowohl für die Entstehung der Mikroplastik-, als auch der Feinstaubpartikel verantwortlich sind. Bei Überschreitung einer kritischen Reifentemperaturschwelle (ca. 180°C) werden thermische Auflösungsprozesse von Reifenpolymeren und Verdampfungsprozesse von Weichmachern in Gang gesetzt, die zur Entstehung ultrafeiner Partikel ($<0,1\mu\text{m}$) führen können.

Ein Gefährdungspotential ist durch chemische Zusammensetzung des Laufstreifenmaterials sowie der Anreicherung mit Schwermetallen gegeben. Das Reifenmaterial kann bereits größere Mengen an Zink sowie weitere Schwermetalle (z.B. Mn, Fe, Co, Ni) enthalten. Da schwermetallreicher Straßenstaub während des Abrollvorgangs an das Reifenmaterial gebunden wird, sind TRWP-Partikel deutlich stärker belastet. Insbesondere der Abrieb von Bremsen, Fahrbahnmarkierungen und der Verschleiß von Katalysatoren kann Schwermetalle in hoher Konzentration enthalten. [26]

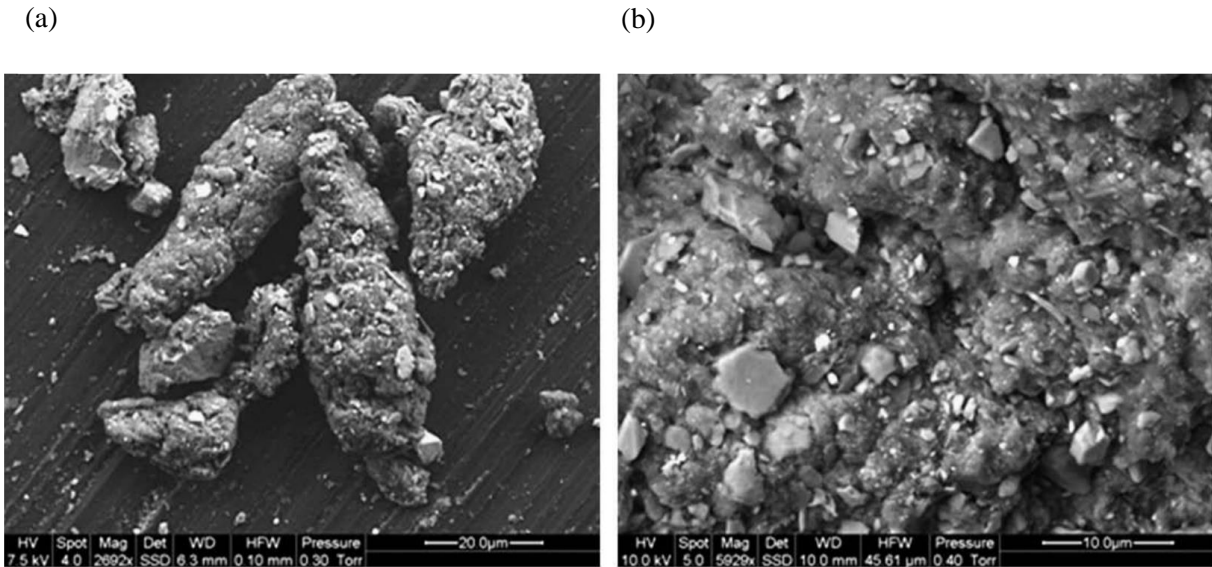


Abbildung 3: (a) Rasterelektronenmikroskop-Aufnahme eines TRWP-Partikels (b) In das TRWP Partikel eingebettete Asphalt- und Straßenstaubpartikel [27]

Straßenstaubproben von urbanen Straßen und Autobahnen zeigen eine signifikante Anreicherung mit unterschiedlichen Schwermetallen (z.B. Ti, Cu, Cr, Ni). Stadtbereiche sind, aufgrund der dort vorherrschenden Verkehrsbedingung, deutlich stärker belastet. Häufige Beschleunigungs- und Bremsmanöver begünstigen die Entstehung von Abriebpartikeln. Gleichzeitig führt die schlechte Luftzirkulation innerhalb der Straßenschluchten zur Anreicherung auf der Fahrbahnoberfläche. [28]

Es existieren bereits zahlreiche In-vitro- und Tierstudien, die sich mit der Toxizität von TRWP-Partikeln befassen. Diese kommen jedoch zum Teil zu widersprüchlichen Einschätzungen. Zudem besteht kein Konsens in Bezug auf die möglichen Wirkmechanismen. In Zellstudien wurden unter anderem entzündliche Prozesse und ein erhöhter Tumor-Nekrose-Faktor- α mit Reifenabrieb in Verbindung gebracht. Andere Studien stufen TRWP-Partikel hingegen als inert ein und konnten keine toxische Wirkung nachweisen. [2]

Im Rahmen einer Risikoanalyse von TRWP-Partikeln im PM_{10} -relevanten Größenbereich wurde festgestellt, dass die Konzentrationsschwelle „NOAEC“ (No Observable Adverse Effect Concentration) unterhalb der keine negativen gesundheitlichen Auswirkungen zu erwarten sind, bei $55\mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt. Der Wert basiert unter anderem auf Tierversuchen, bei denen Versuchstiere über lange Zeiträume hinweg TRWP-Konzentrationen von mehr als $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgesetzt wurden. Die durchschnittliche Expositionskonzentration in der Außenluft wird hingegen auf $0,147\mu\text{g}/\text{m}^3$ geschätzt. Die Basis hierfür liefern Tracer-Element-Studien, die Konzentrationslevel von $0,1-0,24\mu\text{g}/\text{m}^3$ in der Außenluft durch chemische Marker auf Reifenabrieb zurückführen konnten. [29]

Das Gefährdungspotential durch luftgetragene TRWP-Partikel ist nach aktueller Studienlage als gering einzustufen. Es muss jedoch beachtet werden, dass erhebliche Unsicherheiten in Bezug auf die Bewertung des Gefahren- und Expositionspotentials bestehen. [29] Ein weiteres Umweltrisiko ist durch den Eintrag des Reifenabriebes in Gewässer gegeben. In Labortier- und In-vitro-Studien wurde eine toxische Wirkung von, mit TRWP-Partikeln angereichertem, Sickerwasser festgestellt. Proben, die einem Verfahren zur Entfernung von Schwermetallen unterzogen wurden, zeigten jedoch ein deutlich geringeres Schädigungspotential. Folglich ist die toxische Wirkung hauptsächlich auf die Anreicherung mit Schwermetallen zurückzuführen. [2] Darüber hinaus konnte ein Zusammenhang zwischen einem Massensterben von Fischen („URMS“ - Urban Runoff Mortalty Syndrome) und der TRWP-Konzentration im Wasser aufgezeigt werden. Als ursächlich hierfür wurde das Antioxidationsmittel 6DDP ($C_{18}H_{24}N_2$) vermutet. [30]

Die wissenschaftliche Datenlage lässt keine abschließende Bewertung der Toxizität von Reifenemissionen zu. An dieser Stelle sollte eine umfassende Gefährdungseinstufung der chemischen Bausteine, die in typischen Reifemischungen enthalten sind, vorgenommen werden. Insbesondere muss eingeschätzt werden, welche Bereiche des Ökosystems geschädigt werden könnten. Chemische Elemente und Verbindungen mit hohem Schädigungspotential sollten von der Verwendung in der Reifenmischung ausgeschlossen werden. In ähnlicher Weise wurde bereits der Anteil polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) auf europäischer Ebene beschränkt. [2]

2. Stand der Forschung und Technik

2.1. Partikelentstehung

Ein durchschnittlicher PKW Reifen weist eine Laufleistung von 40.000-50.000km auf. Dabei verliert der Reifen zwischen 10-30% der Reifenprofilmasse, welche in Form von Abriebpartikeln in die Umwelt emittiert wird. Der Verschleiß ist von einer Reihe unterschiedlicher Einflussgrößen abhängig. Zu diesen gehören unter anderem die Reifeneigenschaften (Reifenmischung, Abmessungen, Konstruktionsweise, Profiltiefe, Fülldruck) und die Fahrzeugkonfiguration (Fahrzeuggewicht, Gewichtsverteilung, Motorleistung). Auch die Beschaffenheit der Fahrbahn spielt eine entscheidende Rolle. Dies betrifft vor allem die Mikro- und Makrotextur, die Porosität sowie den allgemeinen Zustand. Im Zusammenspiel aller Einflussgrößen ist letztendlich der Fahrzustand entscheidend. Dieser wird durch die Fahrzeuggeschwindigkeit sowie die Häufung und das Ausmaß der Bremsungen, Beschleunigungen und Kurvenfahrten charakterisiert. [2]

Tabelle 6: Eigenschaften von TRWP-Partikeln [4] [31] [8]

Kategorie	Literaturangaben
Verschleißrate	<ul style="list-style-type: none"> – PKW: 50-138mg/km – Leichte NFZ: 102-320mg/km – LKW: 546-1500mg/km
Größenverteilungsdichte	<ul style="list-style-type: none"> – Anzahl: Uni- oder bimodal: 15nm-25µm – Masse: Uni- oder bimodal: 300nm-75µm – 0,1-10% (Masse) im Bereich von PM₁₀
Chemische Zusammensetzung	<ul style="list-style-type: none"> – Gummi: NR, PBR, SBR – Ruß, Zn, S, Si, Mg
Emissionsfaktoren PM ₁₀	<ul style="list-style-type: none"> – 2,5-9mg/km
Beitrag zu luftgetragendem PM ₁₀	<ul style="list-style-type: none"> – Außenluft PM₁₀: 0,095-3.4µg/m³ – Masseanteile an Außenluft PM₁₀: 0,68-8%

In Tabelle 6 ist die aktuelle Studienlage in Bezug auf TRWP-Emissionen zusammengefasst. Es zeigt sich, dass bereits die Verschleißrate um den Faktor 10 variieren kann. [4] Keine Einigkeit besteht bezüglich der anzahl- und massenbezogenen Größenverteilungsdichte. Während in manchen Studien Maxima im Bereich von einigen Nanometern beobachtet wurden, werden diese in den meisten Untersuchungen im Bereich von mehreren Mikrometern verortet. Bezogen auf die Verschleißmasse wird der Anteil der PM₁₀-relevanten Partikel auf unter 10% geschätzt. [8]

Die TRWP-Emissionsfaktoren liegen mit 2,5-9mg/km sehr nahe bzw. oberhalb der geltenden Grenzwerte für Abgasemissionen. [2] Der Beitrag von TRWP-Emissionen zur PM₁₀-Außenluftkonzentration wird auf 0,68-8% geschätzt. Die Unterschiede sind vor allem auf die große Bandbreite von unterschiedlichen Probenahmemethoden zurückzuführen. [8]

Neben der Primäremission von Verschleißpartikeln ist auch die Aufwirbelung von Straßenstaub (Resuspension) von Relevanz. In einigen Studien wird die Resuspension sogar als größte fahrzeugbezogene PM₁₀-Quelle genannt. Gegenwärtig besteht jedoch kein Konsens darüber, ob die Resuspension als Emissionsquelle zu betrachten ist, da es sich um Partikel handelt, die bereits in der Umwelt vorliegen. Zweifelsfrei handelt es sich jedoch um eine Re-Emission, die einen direkten Einfluss auf die Außenluft hat. Als relevante Einflussgrößen müssen der Beladungszustand und die Porosität der Fahrbahn, Witterungsbedingungen, Fahrzeugeigenschaften sowie die Fahrzeuggeschwindigkeit betrachtet werden. [32]

Während sich Partikel mit einem Durchmesser von mehr als 500µm vorwiegend rollend über die Fahrbahnoberfläche bewegen, können kleinere Partikel (<100µm) wieder in die Außenluft eingetragen werden. Voraussetzung für die Aufwirbelung ist, dass die Summe aller Kräfte, die das Partikel an den Untergrund bindet, durch das Einwirken einer Auftriebskraft überschritten wird. Die kritische Geschwindigkeit, ab der es zur Aufwirbelung kommt, ist abhängig von den Eigenschaften der Partikel und des Untergrundes. In Windkanalstudien wurde eine Aufwirbelung von Straßenstaub (PM₁₀) ab einer Windgeschwindigkeit von 9m/s beobachtet. Infolge der Luftverdrängung durch das Fahrzeug werden Turbulenzstrukturen („VIT“ - Vehicle Induced Turbulence) induziert, die zur Aufwirbelung führen können. Auch der Reifen spielt in diesem Zusammenhang eine entscheidende Rolle. Zum einen führt die Radrotation zum Aufstauen der Luft vor dem Reifen und somit zur Ausbildung einer Bugwelle. Zusätzlich werden die Partikel direkt durch das Reifenprofil in die Luft befördert. Auch die Größe und die aerodynamischen Eigenschaften des Fahrzeuges haben einen Einfluss. Es wird angenommen, dass die Aufwirbelung, die durch LKWs induziert wird im Vergleich mit PKWs um den Faktor 8 erhöht ist. Der Zusammenhang zwischen dem Verkehrsaufkommen und der aufgewirbelten Partikelmasse wird als linear angenommen. Sobald der Fahrbahnstaub vollständig in die Luft übergegangen ist, wird jedoch ein Sättigungspunkt erreicht. [33]

2.1.1. Verschleißmechanismen

Die Reifenmischung muss einer Reihe von Anforderungen gerecht werden. Diese betreffen in erster Linie die Fahrsicherheit (Trocken- und Nassreibung), den Rollwiderstand, die Haltbarkeit und die Laufleistung sowie die Geräuschentwicklung. [1] Kautschuke machen den größten Anteil des Laufstreifenmaterials aus. Ein typisches Mischungsverhältnis für PKW-Reifen ist durch 40% Naturkautschuk, 30% Styrol-Butadien-Kautschuk, 20% Butadien-Kautschuk und 10% andere Kautschuke charakterisiert. Zur Verbesserung der Verschleißbeständigkeit werden Füllstoffe zugesetzt. In der Bestrebung den Rollwiderstand und den Naßreibungswert zu optimieren, wird Ruß als Füllstoff zunehmend durch andere Materialien wie Silica, Kohlenstoff-Silica-Dual-Phase-Füllstoff (CSDP) und Nanostruktur-Ruße ersetzt. Weichmacher auf Basis synthetischer Öle und Harze, verleihen dem Reifen Elastizität und Haftungsvermögen. Als Vulkanisationsmittel werden schwefelhaltige Zusätze und Zinkoxide beigefügt. Weitere Inhaltsstoffe umfassen Konservierungs-, Antioxidations- und Ozonschutzmittel. Darüber hinaus kommt eine große Bandbreite an metallischen Zusätzen (z.B. Si, Al, Ca) zur Anwendung. [2]

Tabelle 7: Bestandteile des Reifenlaufstreifens [34] [24]

Bestandteil	Anteil [%]	Inhaltsstoffe
Gummi / Elastomer	40	Poly-Butadiene (BR), Styrene-Butadiene (SBR), Neoprene Isoprene (NR), Polysulphide
Füllstoffe	30	Ruß, Silica, Silane, Kohlenstoff
Festigkeitsträger	15	Stahl, Rayon, Nylon
Weichmacher	6	Mineral Öle, Harze
Vulkanisationsmittel	6	S, ZnO, Se, Te, organische Peroxide
Alterungsschutzmittel	1	Antioxidationsmittel, Ozonschutzmittel

Der im Straßenbau verwendete Asphalt setzt sich allgemein aus einer Gesteinsschüttung mit variierender Korngröße zusammen, die durch Bindemittel (Bitumen) zu einer Matrix gebunden wird. Die Gesteinsschüttung kann aus unterschiedlichen Gesteinsarten bestehen und wird in Abhängigkeit der Korngröße in grobe (>2mm) und feine Schüttungen (60µm-2mm) unterteilt. Partikel mit einer Korngröße von weniger als 60µm werden als Füllstoffe bezeichnet. [35]

In Abhängigkeit der jeweiligen Anforderung kommen unterschiedliche Arten von Asphaltdeckschichten zum Einsatz, die sich in Bezug auf die Herstellungsart, die Zusammensetzung und der Porosität unterscheiden. Gegenwärtig besitzen 90% der Straßen in Europa und Amerika eine Deckschicht aus offenporigem Asphaltbeton mit einer Porosität von 15-25%. Hohlräume können Staubpartikel zurückhalten, sind jedoch gleichzeitig mit erhöhtem Verschleiß verbunden. Auch der Zustand der Deckschicht ist entscheidend. So geht von einer beschädigten Asphaltsschicht ein um den Faktor 10 erhöhtes Emissionspotential aus. Zudem gibt es Hinweise auf ein Emissionsminderungspotential durch die Verwendung alternativer Deckschichten wie gummi-verstecktem Asphalt. [32]

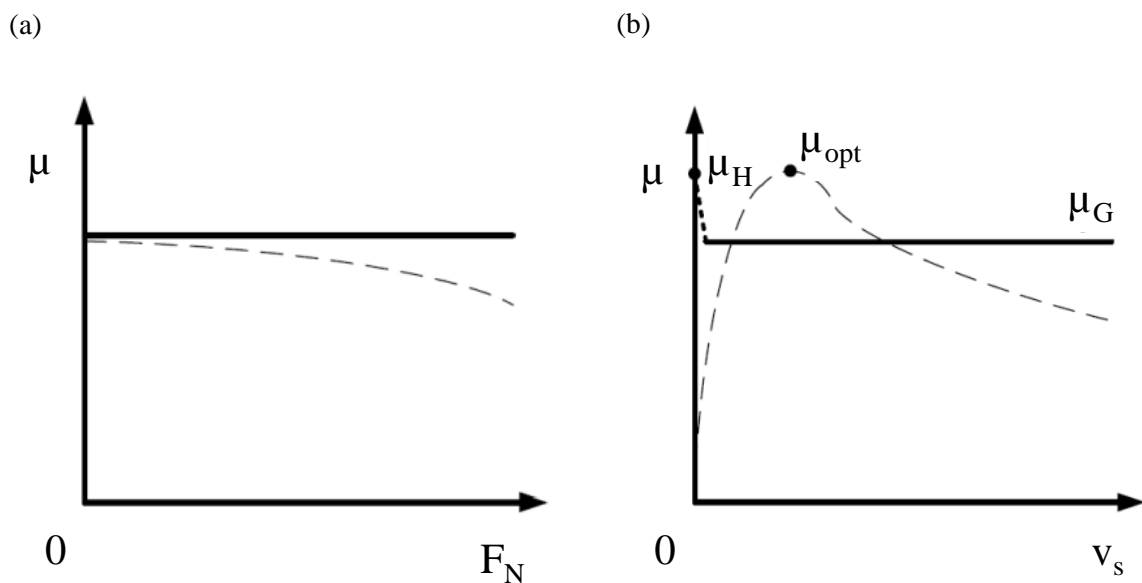


Abbildung 4: Abhängigkeit des Kraftschlussbeiwerts (μ) von der Normalkraft (F_N) und der Relativgeschwindigkeit (v_s) – Gegenüberstellung von Gummireibung (gestrichelte Linie) und Festkörperreibung (durchgezogene Linie) [34]

Die Modelle der klassischen Festkörperreibung (z.B. Coloumb) können aufgrund der viskoelastischen Eigenschaften des Gummis nicht für die Reibpaarung aus Reifen und Asphalt angewendet werden. [36] Stattdessen ist der Reibbeiwert von der Normalkraft, Kontaktfläche, Temperatur und der Relativgeschwindigkeit abhängig. Der Kraftschlussbeiwert nimmt mit zunehmender Normalkraft degressiv ab und steigt mit der Erhöhung der Kontaktfläche an. Die Kraftübertragung erfolgt durch eine Überlagerung von Hysterese- und Adhäsionsanteilen. Der Gummi umfließt die Rauigkeitsspitzen der Fahrbahn, wodurch eine asymmetrische Druckverteilung im Gummi und somit eine horizontale Kraftkomponente hervorgerufen wird. Die Adhäsionskomponente basiert hingegen auf den molekularen Wechselwirkungen zwischen dem Laufstreifen und der Fahrbahnoberfläche. [34]

$$(1) \quad s = \left| \frac{v_u - v_x}{v_u} \right| * 100\%$$

Im Zuge der Kraftübertragung vom Reifen auf die Fahrbahn stellt sich eine Relativgeschwindigkeit ein. Der Längsschlupf s ist als prozentuale Abweichung der Radumfangsgeschwindigkeit v_u gegenüber der Radgeschwindigkeit in Abrollrichtung v_x definiert. Die Adhäsionskomponente trägt vor allem bei niedrigen Gleitgeschwindigkeiten zur Kraftübertragung bei. Der Hystereseanteil dominiert hingegen im Bereich hoher Relativgeschwindigkeiten. Der Schlupf setzt sich dementsprechend aus einem Formänderungsanteil, der aus der plastischen Deformation der Lauffläche und der Profilblöcke resultiert, und einem Gleitanteil zusammen. Im Fall niedriger Relativgeschwindigkeiten dominiert der Formänderungsanteil. Der Gleitanteil nimmt proportional zur Relativgeschwindigkeit zu. Das Maximum des Kraftschlusspotentials liegt typischerweise zwischen Schlupfwerten von 10% und 30%. Auch die Kraftübertragung in Querrichtung erfolgt unter dem Einfluss einer lateralen Schlupfkomponekte. Folglich stellt sich eine Abweichung zwischen der Bewegungsrichtung des Reifens und dessen Mittelebene ein, die als Schräglaufwinkel α bezeichnet wird. [34]

$$(2) \quad F_{Res} = F_N * \mu_H \geq \sqrt{F_x^2 + F_y^2}$$

Das Kraftschlusspotential F_{Res} hängt von der Normalkraft F_N und einer resultierenden Haftreibungszahl μ_H ab. Diese bestimmt wiederum die Kräfte, die in Längsrichtung zum Antreiben und Verzögern sowie in Querrichtung zur Seitenführung, übertragen werden können. Treten Längs- und Querkräfte parallel auf, kann der resultierende Absolutwert die maximal übertragbare Kraft nicht überschreiten (Kamm'scher Kreis). [34]

Die Reifen müssen ein ausreichendes Kraftschlusspotential aufweisen, um die Fahrwiderstände zu überwinden. Zu diesen zählen der Radwiderstand, der Luftwiderstand sowie der Beschleunigungswiderstand. Weiter Fahrwiderstände, wie der Getriebewiderstand und die rotatorische Komponente des Beschleunigungswiderstandes, sind für die Antriebsleistung des Fahrzeuges von Relevanz, spielen jedoch in Bezug auf die Kraftübertragung zwischen dem Reifen und der Fahrbahn keine Rolle. [37]

$$(3) \quad F_R = k_R F_N$$

$$(4) \quad F_A = \frac{1}{2} \rho_A c_w A_v v_v^2$$

$$(5) \quad F_a = m_v a$$

Der Radwiderstand F_R setzt sich hauptsächlich aus dem Rollwiderstand (Walk- und Gleitverluste) und dem Schräglaufwiderstand (Vorspur- und Kurvenverluste) zusammen und hängt von den Reifen- und Fahrbahneigenschaften sowie von der Normalkraft F_N ab. Insbesondere im Fall hoher Geschwindigkeiten spielt der Luftwiderstand F_A eine entscheidende Rolle. Dieser ist vom Widerstandsbeiwert des Fahrzeuges c_w sowie der angeströmten Querschnittsfläche A_v abhängig. Der Beschleunigungswiderstand F_a definiert die Kraft, die notwendig ist, um eine Geschwindigkeitsänderung des Fahrzeuges zu bewirken. Diese ist von der Fahrzeugmasse m_v und der Beschleunigung a abhängig. [37]

Die Kraftübertragung zwischen dem Reifen und der Fahrbahn ist mit dem Verschleiß beider Reibungspartner verbunden. Verschleiß ist als „fortschreitender Materialverlust aus der Oberfläche eines festen Körpers (Grundkörper), hervorgerufen durch tribologische Beanspruchungen“ definiert. In der Kontaktzone treten physikalische und chemische Wechselwirkungen auf, die eine Stoff- und Formänderung der Kontaktpartner bewirken. Diese Verschleißmechanismen können sowohl auf kräftemäßiger, energetischer und chemischer, als auch auf atomarer und molekularer Wechselwirkung basieren. [38]

- **Abrasiver Verschleiß:** Abrasion ist durch das Eindringen des härteren Kontaktpartners in den weicheren Gegenkörper charakterisiert. Infolge der Relativbewegung kommt es zum Materialabtrag durch Mikrospanen, Mikroermüden, Mikropflügen oder Mikrobrechen. Die Oberflächenzerrüttung resultiert aus einer zyklisch mechanischen Beanspruchung. Diese führt zunächst zur Entstehung von Gitterfehlern und Mikrorissen und im weiteren Verlauf zu Rissbildung und zum Materialabtrag. [38]
- **Adhäsiiver Verschleiß:** Adhäsion bewirkt Verschleiß auf molekularer und atomarer Ebene. Aufgrund von stofflichen Wechselwirkungen (z.B. van der Waals Kräfte) und Pressungen an lokalen Rauheitsspitzen kommt es zur Ausbildung von Kaltverfestigungen. Infolge einer Relativbewegung wird das Material aus dem weicheren Kontaktpartner herausgetrennt. [38]
- **Tribochemische Reaktion:** Als tribo-chemische Reaktionen werden chemische Reaktionen der beiden Reibpartner untereinander oder mit einem Zwischenmedium bezeichnet. Der reibungsbedingte Temperatureintrag kann den Reaktionsablauf begünstigen. In der Folge entstehen neue Reaktionsprodukte mit veränderten Festigkeitseigenschaften, die durch die Relativbewegung abgetragen werden. [38]

Tabelle 8: Gleitverschleiß - Verschleißmechanismen und zugehörige Partikelformen [38]

Verschleißmechanismus	Partikelform
Tribo-chemische Reaktionen	Pulverförmig bzw. amorph
Abrasion (Mikrospanen)	Spanförmig
Oberflächenzerrüttung (Delamination)	Schuppen- bzw. lamellenförmig
Oberflächenzerrüttung (Ermüdung)	Splitterförmig
Kontaktdeformation Triboschmelzen	Kugelförmig

Die unterschiedlichen Verschleißmechanismen weisen jeweils charakteristische Abriebformen auf. Pulverförmiger Abrieb ($<1\mu\text{m}$) geht in den meisten Fällen aus tribo-chemischen Reaktionen hervor. Spanförmige Partikel werden hingegen durch abrasiv wirkende Zwischenstoffe gebildet. Lammellen- und splitterförmige Partikelformen sind das Produkt einer zyklischen Beanspruchung. [38]

Neben den Verschleißmechanismen wird auch zwischen unterschiedlichen Verschleißarten unterschieden. Charakteristisch für den Wälzverschleiß ist die Oberflächenzerrüttung infolge der zyklischen Beanspruchung während eines Abrollvorgangs. Adhäsiver Verschleiß entsteht dabei durch den einlaufseitigen Aufbau und das auslaufseitige Aufbrechen lokaler Verbindungen. Gleitverschleiß ist durch das Vorhandensein einer Relativgeschwindigkeit gekennzeichnet. Beim Gleiten des weicheren Kontaktpartners über die Rauheitsspitzen des härteren Kontaktpartners kommt es vorwiegend zu abrasivem Materialabtrag. [38]

Gleit- und Wälzverschleiß stellen die wichtigsten Verschleißarten des Reifens dar, wobei der Großteil der Verschleißmasse auf abrasiven Verschleiß zurückzuführen ist. Auf der Lauffläche kommt es zur Ausbildung eines charakteristischen Verschleißmusters. Die Schallamach-Wellen stellen ein Wellenmuster auf der Lauffläche dar, die orthogonal zur Gleitrichtung des Reifens ausgerichtet sind. Die Form des Wellenmusters hängt von der Gummimischung und den Fahrbahneigenschaften ab. [39]

$$(6) \quad \dot{w} = a * P_f^b$$

Die Verschleißrate \dot{w} des Reifens kann in Abhängigkeit der der Reibleistung P_f abgeschätzt werden. Die Konstanten a und b haben keine physikalische Relevanz, sondern repräsentieren empirische Materialparameter von Reifen und Fahrbahn. Weitere Einflussgrößen stellen die, in der Kontaktzone auftretenden, Druck-, Temperatur- und Gleitbedingungen dar. Darüber hinaus ist die Verschleißrate von der Gleitrichtung abhängig. [38]

Eine Änderung der Gleitrichtung (z.B. bei Kurvenfahrt) ist mit einer Neuausrichtung der Schallamach-Wellen verbunden. In der Folge erhöht sich die Verschleißrate bis das Wellenmuster wieder orthogonal zur Gleitrichtung ausgerichtet ist. [39] Die Reibleistung P_f stellt das Produkt aus der übertragenen Reibkraft F_f und der Relativgeschwindigkeit v_s dar und spiegelt sich in erster Linie in einer Erwärmung der Kontaktzone wieder. Darüber hinaus ist die Reibleistung für die mechanische Verschleißgenerierung verantwortlich. [38]

$$(7) \quad P_f = F_f * v_s$$

In der Praxis wird der Reifenverschleiß durch die fahrdynamische Beanspruchung, meteorologische Faktoren (Temperatur, Feuchtigkeit) und die Textur der Fahrbahn (Mirko- und Makrotextur) bestimmt. Alle drei Parameter müssen unabhängig voneinander bewertet werden. Die „DSN“-Zahl (Driving Severity Nummer) soll die Reifenbeanspruchung normieren, um den Reifenverschleiß unabhängig von Fahrverhalten, Routenführung und Fahrzeuggewicht beschreiben zu können. [40]

$$(8) \quad DSN = \left[\sum (a_y * 100)^2 + 0,2 \sum (a_x * 100)^2 \right] \frac{(F_z / F_{zref})^2}{n}$$

Das Konzept der DSN-Zahl basiert auf der Annahme, dass der Verschleiß mit der Längs- a_x und der Querschleunigung a_y quadratisch ansteigt. Die Beschleunigungswerte sind in der Gleichung als Vielfaches der Erdbeschleunigung ($g=9,81\text{m/s}^2$) anzugeben. Die DSN-Zahl stellt somit die Summe der, über einen Fahrzyklus hinweg gemessenen, Beschleunigungswerte pro Radumdrehungen n dar. Dabei wird angenommen, dass die Längsbeschleunigung gegenüber der Querschleunigung einen vergleichsweise geringen Einfluss hat. Um den Effekt des Fahrzeuggewichts zu berücksichtigen, wird die Radlast des Versuchsfahrzeuges F_z mit einer Referenzradlast F_{zref} in Beziehung gesetzt. Im Fahrversuch konnte gezeigt werden, dass sich die Verschleißrate in vielen Fällen tatsächlich direkt proportional zum DSN-Faktor verhält. Unterschiede sind in erster Linie auf eine abweichende Fahrbahntextur zurückzuführen. [40]

2.1.2. Physikalische Messprinzipie

Zur Messung und Charakterisierung von Partikelemissionen sind unterschiedliche physikalische Messprinzipie bekannt. Im Vordergrund steht die Erfassung der Partikelanzahl (PN) und der Partikelmasse (PM) pro Volumeneinheit sowie die zugehörige Größenverteilungsdichte (GVD). Die messtechnische Bestimmung dieser Kenngrößen liefert die Basis für die Regulierung von Emissionsfaktoren und Außenluftgrenzwerten. Die Auswahl eines geeigneten Messprinzips stellt somit die Grundvoraussetzung für die Repräsentativität und Reproduzierbarkeit eines Messverfahrens dar. [16]

- **Gravimetrische Messung:** Die gravimetrische Messung basiert auf der Beladung eines Filters mit einer Staubprobe. Durch die Bestimmung des Massenzuwachses kann ein massebezogener Emissionsfaktor bestimmt werden. Der Versuchsaufbau besteht aus einem Filterhalter mit vorgeschaltetem Vorabscheider und nachgeschalteter Vakuumpumpe. Das Verfahren kommt beispielsweise zur gesetzeskonformen Bestimmung von Abgasemissionsfaktoren zur Anwendung. [16]
- **Optische Messverfahren:** Optische Partikelzähler („OPC“ - Optical Particle Counter) werden zur zeitaufgelösten Zählung verwendet. Die partikelbeladene Luft wird zunächst durch eine Messkammer geleitet und mit einer intensiven Lichtquelle beleuchtet. Das durch die Partikel gestreute Licht wird von einem Photometer erfasst und in ein proportionales Spannungssignal überführt. Eine Größeninformation kann anhand des Lichtbrechungsdurchmessers abgeleitet werden. Zudem ist die untere Detektionsgrenze auf Partikeldurchmesser von mehr als 50nm beschränkt. Kleinere Partikel können durch Kondensationspartikelzählern („CPC“ - Condensation Particle Counter) optisch detektiert werden, indem diese mit einer Flüssigkeit bedampft und somit vergrößert werden. Die Größeninformation geht dabei jedoch verloren. [41]
- **Elektrische Messverfahren:** Differentielle Mobilitätsanalytoren („DMA“ - Differential Mobility Analyser) basieren auf einer Partikelgrößenklassierung durch ein elektrisches Feld. Anhand der elektrischen Mobilität kann eine Größeninformation abgeleitet und die Partikel gröbenselektiert einer Zählereinheit zugeführt werden. Ein weiteres Messprinzip stellen Faraday-Cup-Filter dar. Die Ladung der, auf einem Filter auftreffenden Partikel, wird durch ein Elektrometer erfasst und in ein proportionales Spannungssignal überführt. [41]
- **Mikroskop-basierte Messverfahren:** Zur Analyse von Partikelproben können auch Mikroskope verwendet werden. Hochleistungsauflichtmikroskope ermöglichen eine ausreichende optische Vergrößerung (>1000x), um auch Partikel im Mikrometerbereich zu detektieren. Auf dieser Basis können Parameter wie die Partikelanzahl, Größe, Morphologie und die Farbe bestimmt werden. [41]

- PIV-Messverfahren:** Bei „PIV“ (Particle Image Velocimetry) handelt es sich um ein nicht-invasives Verfahren zur Bestimmung von Partikelgeschwindigkeiten und -Vektoren. Ein PIV-System besteht aus einem Laser, einer Lichtschnittoptik, einer Synchronisationseinheit und einer Hochgeschwindigkeitskamera. Mithilfe der Lichtschnittoptik wird eine Laserebene aufgespannt. Auf dieser Basis können die im Strömungsfeld befindlichen Partikel visualisiert und mit der Kamera detektiert werden. Die Synchronisation von Laserpulsen und Kamera erlaubt Aufnahmen mit sehr kurzen Zeitabständen ($<200\mu\text{s}$). Durch eine Kreuzkorrelation der Bildpaare können die Geschwindigkeitsvektoren der Partikel ermittelt werden. Der klassische Anwendungsfall des Verfahrens ist die Visualisierung von Strömungsvorgängen. [42]

Tabelle 9: Eigenschaften der, im Rahmen dieser Arbeit verwendeten, Messsysteme zur zeitaufgelösten Erfassung der Partikelkonzentration [43] [44] [45]

Benennung	PM $<10\mu\text{m}$	PM $<3\mu\text{m}$	PN
Messgerät	TSI DustTrak II Aerosolmonitor 8530	Dekati eFilter	TSI Model 3776
Messprinzip	Laserphotometer	Faraday-Cup-Glasfaserfilter	CPC
Größenbereich	100nm-10 μm	5nm-3 μm	2,5nm-3 μm
Ansaugvolumenstrom	3l/min	10-100l/min	1,5l/min
Ausgabewert	[mg/m 3]	[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[#/cm 3]

Zur zeitaufgelösten Messung der Partikelkonzentration werden im Rahmen dieser Arbeit drei Messsysteme mit jeweils unterschiedlichen Messprinzipen und Messbereichen verwendet (Tabelle 9). Die Auswahl der Messsysteme ist an den umweltrelevanten Kenngrößen PM $_{10}$ und PM $_{2,5}$ sowie der, für die Abgasgesetzgebung relevanten, Partikelanzahl- (PN) und Massenkonzentration (PM) orientiert. Für die Messung der Partikelmasse wird ein Laserphotometer vom Typ „TSI DustTrak II Aerosolmonitor 8530“ mit einem $<10\mu\text{m}$ -Vorabscheider verwendet. Der Messbereich des Systems erstreckt sich von 100nm bis zu 10 μm und deckt somit den PM $_{10}$ -relevanten Größenbereich „PM $<10\mu\text{m}$ “ ab. [43] Ein Faraday-Cup-Filter vom Typ „Deki eFilter“ ermöglicht ebenfalls die Messung der Massenkonzentration. Das System besitzt einen oberen Trenndurchmesser von 3 μm und eignet sich somit als Referenz für den PM $_{2,5}$ -relevanten Größenbereich „PM $<3\mu\text{m}$ “. [45] Die Anzahlkonzentration (PN) wird auf Basis eines CPCs vom Typ „TSI Model 377“ erfasst. Das Messsystem weist eine untere Detektionsgrenze von 2,5nm auf und ist somit vor allem für die Messung ultrafeiner Partikel geeignet. [43]

Alle drei Messsysteme können prinzipiell sowohl im Labor, als auch für mobile Anwendungen eingesetzt werden. Somit können unterschiedliche Versuchsumgebungen gegenübergestellt werden. Die Zielstellung, die mit der Auswahl der Messsysteme verfolgt wurde, ist die Charakterisierung des Emissionsverhaltens des Reifens unter Berücksichtigung unterschiedlicher Partikelgrößenbereiche. Eine Analyse von Partikeln mit einem Durchmesser von mehr als $10\mu\text{m}$ ist jedoch nicht möglich. Eine zeitaufgelöste Messung ist erforderlich, um einen Zusammenhang zwischen dem Fahrzustand und den Partikelkonzentrationen ableiten zu können.

Der „Deki eFilter“ ermöglicht zudem eine Sammlung von Partikelproben auf einem Filterpad. Diese können nachträglich mikroskopisch ausgewertet werden. Hierfür wird ein Auflichtmikroskop vom Typ „Keyence VHX-7000“ verwendet. Darüber hinaus wird im Rahmen von Prüfstanduntersuchungen ein PIV-System der Firma „ILA5150“ eingesetzt, um das Partikelverhalten im Bereich des Reifen-Fahrbahnkontaktes zu analysieren

2.1.3. Messmethoden für Reifenemissionen

Die Zielstellung, fahrzeugbezogene Partikelemissionen auf Basis eines einheitlichen Messverfahrens zu erfassen, geht auf die Reglementierung von Abgasemissionen seit den 1980er Jahren zurück. Abgaspartikel entstehen infolge einer unvollständigen Verbrennung des Luft-Kraftstoff-Gemisches und weisen typischerweise Durchmesser von weniger als $0,1\mu\text{m}$ auf. Aufgrund der geringen Partikelgrößen ist dieser Prozess mit einer Modifikation der Partikelanzahl und der Größenverteilungsdichte in der Nachlaufströmung des Fahrzeuges verbunden. Dieses Verhalten wird am Prüfstand durch einen Verdünnungstunnel nachgebildet. Das Prinzip der Konstantvolumen-Probenahme („CVS“ - Constant Volume Sampling) basiert darauf, das Abgas zunächst in einen Verdünnungstunnel einzuleiten. Dort herrschen kontrollierbare Umgebungsbedingungen und ein konstanter Volumenstrom (Verdünnungsrate $<10:1$) vor. Aus dem Verdünnungstunnel wird ein Teilstrom entnommen und den entsprechenden Messsystemen zugeführt. Die Berechnung der Emissionsfaktoren erfolgt schließlich auf Basis von Volumenstromverhältnisfaktoren. [46]

Das Konzept des CVS-Systems wurde auch für die Messung von Bremsenemissionen adaptiert. Als Ergebnis der PM TF-2 wurde ein Arbeitspapier erstellt, das generelle Anforderungen an das Messverfahren und die Probenahme von Bremsstaubpartikeln beinhaltet. Da das Bremssystem ein umweltoffenes System darstellt, muss dieses durch eine Einhausung von der Umgebungsluft getrennt werden, sodass die emittierten Partikel effizient in einen Messtunnel evakuiert werden können. Gleichzeitig muss der Einfluss durch Fremdpartikel vermieden werden, indem ein Einlassfilter vorgeschaltet wird. Weitere Anforderungen betreffen die Geometrie sowie den Volumenstrom innerhalb des Systems. Generell wird eine effiziente Probenahme, eine gleichmäßige Durchmischung des Aerosols und eine geringe Partikelverweilzeit angestrebt. Da Bremsstaubpartikel zu großen Anteilen im Mikrometerbereich vorliegen, können Transportverluste eine erhebliche Auswirkung auf das Messergebnis haben. Diese können auf Basis entsprechender Modelle abgeschätzt werden. [47]

Die Entwicklung eines einheitlichen Messverfahrens für Reifenemissionen wird aktuell auf europäischer Ebene als zu komplex angesehen. [5] Jedoch existieren bereits erste Ansätze zur Messung und Charakterisierung von Reifenemissionen. Tracer-Element-Studien basieren auf der Analyse von Staubproben, die direkt aus der Umwelt entnommen werden. Die Proben werden hierfür beispielsweise in unmittelbarer Nähe zu stark befahrenen Straßen gesammelt und nachträglich einer Elementanalyse unterzogen. Das Auftreten bestimmter Tracer-Elementkombinationen, erlaubt eine Rückführung auf die jeweilige Emissionsquelle. Übliche chemische Tracer für die Identifikation von TRWP-Partikeln sind Zink, Schwefel, und SBR. [2]

Für die Analyse der Ursache-Wirkungsbeziehung zwischen dem Fahrzustand und den Reifenemissionen ist hingegen eine direkte Betrachtung des tribologischen Systems notwendig. Aus der Literatur sind sowohl Testprozeduren auf Basis von Fahrbahn- und Rollenprüfständen, als auch auf Basis von Messfahrzeugen bekannt. Prüfstandtests ermöglichen die Analyse von Einflussgrößen unter Laborbedingungen, stellen jedoch eine Abstraktion von der Realität dar. Realfahrmessungen sind wiederum zahlreichen Störeinflüssen unterworfen. [31] Fahrbahnsimulatoren bestehen aus einem oder mehreren Rädern, die auf einer Kreisbahn mit konstanter Geschwindigkeit abrollen und jeweils über separate Elektromotoren angetrieben werden. Entsprechende Prüfstände können zur Analyse von Reifenemissionen genutzt werden, indem das Konzentrationsniveau (PM_{10} , $PM_{2,5}$) in der Prüfkammer gemessen wird. Die Nachbildung einzelner Fahrmanöver ist mit einem Prüfstand dieser Bauart jedoch nicht möglich. [31]

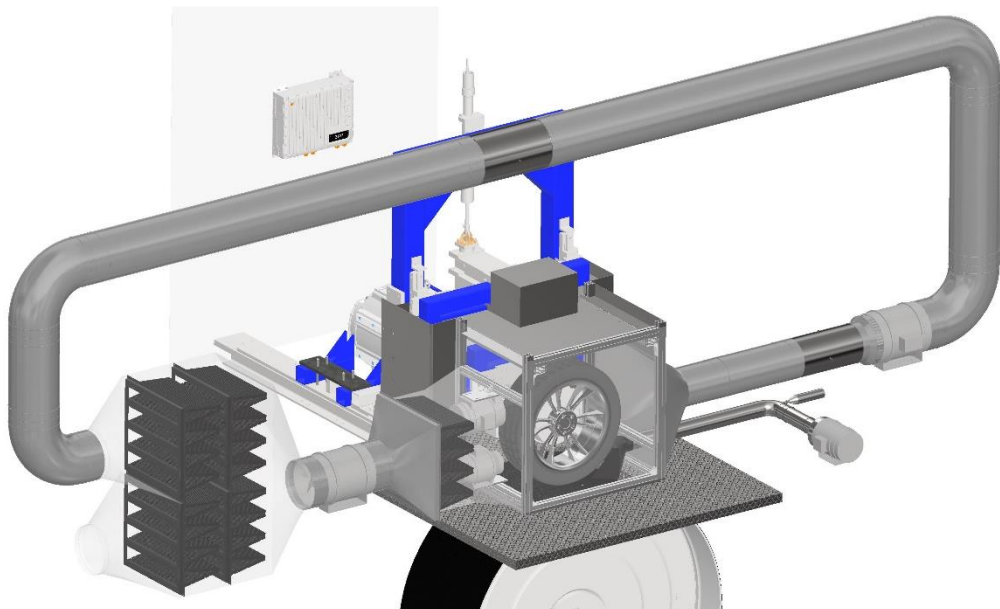


Abbildung 5: Messung von Reifenemissionen auf Basis eines Rollenprüfstandes [48]

Rollenprüfstände eignen sich hingegen für die Analyse des Zusammenhangs zwischen der fahrdynamischen Beanspruchung und der Emissionsentstehung. Ein entsprechender Messaufbau ist in Abbildung 5 dargestellt. Dieser ist an den Anforderungen orientiert, die gemäß PM TF-2 an die Probenahme von Bremsstaubemissionen gestellt werden. Der Prüfstand wird hierzu im Einzelrollenbetrieb betrieben. Das Rad ist durch ein CVS-System von der Umgebungsluft abgegrenzt. Eine Filtereinheit ist zur Realisierung eines möglichst niedrigen Hintergrundniveaus in der Prüfkammer vorgeschaltet. Unmittelbar hinter dem Reifen wird die partikelbeladene Luft abgesaugt und in einen Messtunnel befördert. Der Prüfstand befindet sich innerhalb einer klimatisierten Prüfkammer und ist mit einer dynamischen Radlast- und Schräglaufwinkelverstellung ausgestattet. [49]

Auf dieser Basis konnte gezeigt werden, dass der Reifenfülldruck, die Radlast und die Umgebungstemperatur jeweils einen Einfluss auf die Emissionsentstehung haben. Die höchsten Emissionswerte treten infolge einer Kombination aus einem großen Schräglaufwinkel mit einer hohen Geschwindigkeit auf. Der Größenbereich der Abriebpartikel erstreckt sich dabei von weniger als $1\mu\text{m}$ bis zu 4mm . [49]

Ein reales Emissionsverhalten kann letztendlich nur im Fahrversuch beobachtet werden. Aus der Literatur sind zahlreiche Studien bekannt, die sich mit der Charakterisierung von Reifenemissionen im Fahrversuch beschäftigen (Abbildung 6). Die Messung im Fahrversuch wird dadurch erschwert, dass der Reifen nicht von der Umgebungsluft abgeschirmt werden kann. Folglich unterliegt das Messergebnis einer erheblichen Beeinflussung durch Sammelverluste und den Eintrag von Fremdpartikeln. Zudem stellt die Trennung zwischen den TRWP-Emissionen und der Resuspension von Straßenstaub eine Herausforderung dar:

- Erste Analysen in Bezug auf die Resuspension von Fahrbahnstaub gehen auf das Jahr 2001 zurück und wurden im US-Bundestaat Idaho durchgeführt. Das Messfahrzeug „TRAKER“ wurde mit insgesamt drei Sonden und zugehörigen Messgeräten ausgestattet. Auf Basis der Differenz der Konzentrationswerte vor der Stoßstange und hinter den beiden Vorderrädern wurden PM_{10} -Emissionsfaktoren von $3,6\text{--}8\text{mg}/\text{km}$ ermittelt. Darüber hinaus wurde sowohl ein jahreszeitlicher, als auch räumlicher Einfluss festgestellt. Die Emissionsfaktoren waren im Winter gegenüber dem Sommer erhöht. Straßen im urbanen Raum zeigten einen stärkeren Verschmutzungsgrad als Straßen in ländlichen Bereichen. Generell wiesen Straßen mit höheren zulässigen Geschwindigkeiten eine geringere Staubbelastung auf. [50]
- Ähnliche Versuche wurden in den Jahren 2005 und 2006 in Helsinki auf Basis eines weiteren Messfahrzeuges „SNIFFER“ durchgeführt (Abbildung 6 (a)). Die Probenahme erfolgte dabei auf Basis eines trapezförmigen Einlasstrichters, der hinter dem linken Hinterrad angeordnet wurde. Auf dieser Basis konnten charakteristische Verschmutzungsmuster entlang einer definierten Fahrtstrecke aufgezeigt werden. Darüber hinaus wurde ein deutlicher Rückgang des Emissionsniveaus zwischen April und Juni festgestellt. [51]
- Das Messfahrzeug „EMMA“ wurde analog zu „TRAKER“ mit Probenahmesystemen ausgerüstet. Auf Basis von Fahrversuchen, die nordöstlich von Stockholm durchgeführt wurden, konnte ein Zusammenhang zwischen dem Konzentrationsniveau, der Fahrzeuggeschwindigkeit und dem Reifentyp aufgezeigt werden. Es wurde beschrieben, dass das Konzentrationsniveau auf gleicher Strecke bei einer Steigerung der Geschwindigkeit von $50\text{km}/\text{h}$ auf $80\text{km}/\text{h}$ entsprechend ansteigt. Winterreifen wiesen im Vergleich mit Sommerreifen erhöhte Konzentrationswerte auf. [52]

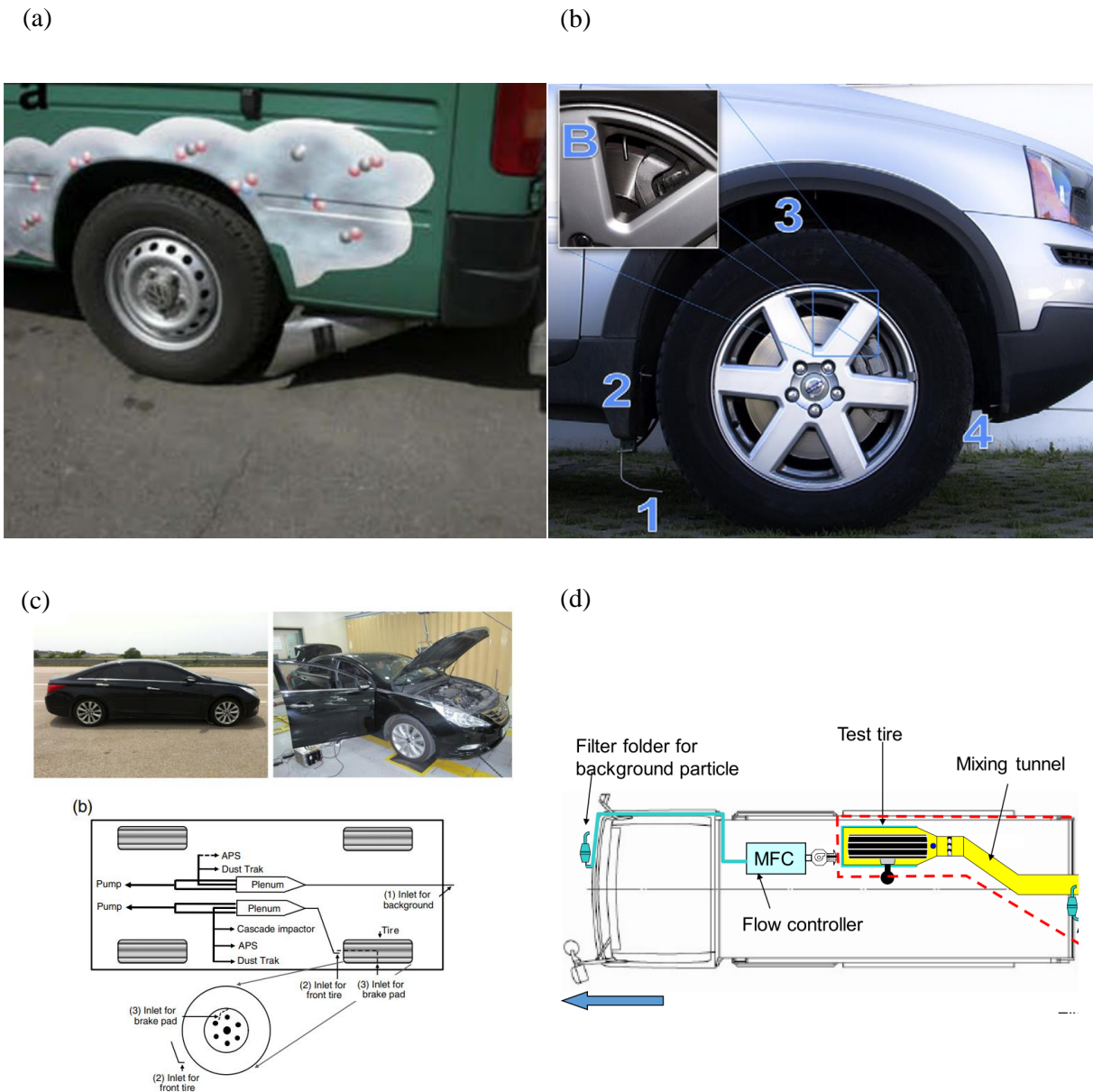


Abbildung 6: Messung von Reifenemissionen auf Basis von Messfahrzeugen (a) [51] (b) [53] (c) [54] (d) [55]

- Darüber hinaus ist eine Studie bekannt, die sich mit der Entstehung ultrafeinerer Partikel beschäftigt. Die Messungen wurden auf einem Testgelände durchgeführt. Das Messfahrzeug wurde hierfür mit mehreren Sonden im Bereich des Radkastens ausgestattet (Abbildung 6 (b)). Für moderate Fahrmanöver mit Längs- und Querschleunigungswerten von bis zu $3,9\text{m/s}^2$ wurde kein signifikanter Anstieg der Partikelanzahlkonzentration verzeichnet. Bei extremen Kurvenfahrten und Vollbremsungen mit Beschleunigungswerten von bis zu 8m/s^2 wurden hingegen Konzentrationswerte von bis zu $1 \cdot 10^7 \text{#/cm}^3$ und damit die obere Detektionsgrenze des verwendeten Partikelgrößenspektrometers erreicht. [53]

- Eine weitere Studie beschäftigt sich ebenfalls mit der Entstehung von TRWP-Partikeln auf einem Testgelände. Der Messaufbau beinhaltet eine Messsonde unterhalb der vorderen Stoßstange und eine weitere Sonde hinter dem rechten Vorderrad (Abbildung 6 (c)). Auf einem Testgelände wurden Fahrversuche mit konstanter Geschwindigkeit zwischen 50km/h und 140km/h durchgeführt. Zusätzlich erfolgte eine Analyse des Emissionsverhaltens auf Basis von stationären Kreisfahrten mit einer Querbeschleunigung von $3,1\text{m/s}^2$ und $5,1\text{m/s}^2$. Dabei zeigte sich ein leichter Anstieg des Emissionsniveaus (PM_{10} - und $\text{PM}_{2,5}$) infolge einer Erhöhung der Geschwindigkeit. Deutlich höhere Emissionswerte wurden jedoch im Fall der Kreisfahrten erreicht. Insbesondere bei einer dynamischen Kreisfahrt ($5,1\text{m/s}^2$) wurden Konzentrationswerte gemessen, die um den Faktor 23 gegenüber einer konstanten Geradeausfahrt mit 110km/h erhöht waren. [54]
- Darüber hinaus ist ein Versuchsaufbau auf Basis eines LKWs bekannt. Ein zusätzlicher Versuchsreifen wurde mittig unterhalb des Versuchsfahrzeuges angeordnet und teilweise von der Umgebungsluft abgeschirmt (Abbildung 6 (d)). Die partikelbeladene Luft wird durch einen Volumenstromgenerator in einen Messtunnel befördert. Dort erfolgt eine Teilstromentnahme und Zuführung zu einem Kaskadenfilter. Der Aufbau erlaubt die Untersuchung der Längsbeschleunigung, der Radlast und des Schräglaufwinkels bis zu einer Fahrzeuggeschwindigkeit von 50km/h. Eine Erhöhung der Längsbeschleunigung von 0,1g auf 0,4g resultierte in einem quadratischen Anstieg des Emissionsfaktors. Anhand der Gegenüberstellung von Reifenverschleiß und Filtermassenzuwachs wurden 3,7% der Verschleißmasse als PM_{10} -relevant eingestuft. [55]

Aus der Literatur sind zahlreiche Ansätze zur Bestimmung von luftgetragenen Reifenemissionen bekannt. Es ist davon auszugehen, dass ein potentielles Regulierungsverfahren, analog zur Regulierungsvorschrift im Bereich der Abgasemissionen, sowohl Prüfstandtests als auch Messungen im Fahrversuch enthalten wird. Prüfstandtests ermöglichen den Vergleich unterschiedlicher Reifentypen unter kontrollierbaren Randbedingungen. Der Einfluss der Fahrbahn wird jedoch ebenso wie die Resuspensionswirkung des Reifens vernachlässigt.

Aktuell sollte der Fokus daher auf die Erforschung der Reifenemissionen im Fahrversuch gelegt werden. Wie zuvor gezeigt, sind entsprechende Studien bereits aus der Literatur bekannt. Diese unterscheiden sich jedoch sowohl in Bezug auf die Probenahmestrategie als auch das generelle Untersuchungsziel. Die Studien lassen sich generell in solche, die sich mit der Resuspension von Straßenstaub im öffentlichen Straßenverkehr befassen und solche, die Abriebemissionen in Abhängigkeit des Fahrzustandes auf einem Testgelände untersuchen, untergliedern. Ein Querbezug fehlt jedoch bislang. Auch der Zusammenhang mit weiteren emissionsrelevanten Einflussgrößen (z.B. Radlast und Reifentemperatur) wurde bislang nicht berücksichtigt.

Zum Großteil erfolgte die Probenahme an der Vorderachse, seltener an der Hinterachse. Die Vorderachse ist aufgrund der Gewichtsverteilung und der Eigenschaft, dass diese die gelenkte und in den meisten Fällen auch die angetriebene Achse darstellt, am emissionsrelevantesten einzustufen. Die Einlassöffnung wurde bislang immer starr am Unterboden befestigt. Somit ist insbesondere im Fall größerer Lenkwinkel mit erhebliche Messverlusten zu rechnen. Die Einlassöffnung sollte insbesondere deswegen der Lenkbewegung folgen können, da die höchsten Emissionswerte im Fall von Kurvenfahrten zu erwarten sind. Es ist zudem davon auszugehen, dass die Messung auch durch Bremsstaubemissionen beeinflusst wird. Diese können nach der Freisetzung in die Nachlaufströmung des Reifens eingetragen werden. Aus der Literatur ist bereits ein CVS-System bekannt, mit dem die Bremsanlage vollständig von der Umgebungsluft abgetrennt werden kann. [56]

Zudem ist davon auszugehen, dass der Anteil der Partikel, die messtechnisch erfasst werden können, von der Fahrzeuggeschwindigkeit und der Partikelgröße abhängig ist. Zwar wurden bereits Einschätzungen in Bezug auf die Verdünnung eines Tracer-Gases in der Nachlaufströmung des Reifens getroffen. [17] Dieses Verhalten ist jedoch nicht auf Partikel übertragbar, die Trägheitseinflüssen unterliegen können. Eine Überführung der Messkonzentrationen in Emissionsfaktoren erscheint vor diesem Hintergrund als riskant. Die Einschätzung der Messeffizienz ist auf Basis von Fahrversuchen nicht möglich, da die ursprüngliche Injektionsmenge stets unbekannt ist. Eine entsprechende Korrelation zwischen injizierter und gemessener Partikelmenge kann auf Basis eines Strömungsmodells erfolgen. Die numerische Strömungssimulation („CFD“ - Computational Fluid Dynamics) ermöglicht es, Partikeltrajektorien virtuell nachzuverfolgen. [57]

2.2. Partikeltransportmechanismen

2.2.1. Strömungsmechanische Grundlagen

Die Messung von Reifenemissionen setzt folglich ein Verständnis der Partikel-Strömungs-Interaktion in der Nachlaufströmung des Reifens voraus. Hierfür sind wiederum entsprechende strömungsmechanische Kenntnisse erforderlich. In der Strömungsmechanik werden laminare und turbulente Strömungen unterschieden. Im Fall einer laminaren Strömung folgen die Fluidmoleküle stationären Stromlinien. Wird die Strömungsgeschwindigkeit erhöht, gerät die Strömung zunächst in einen Übergangszustand, in dem sich turbulente Strukturen ausbilden. Eine voll-turbulente Strömung ist instationär und weist dreidimensional fluktuierende Wirbelstrukturen auf. Für die Einordnung und Charakterisierung von Strömungsphänomenen werden Ähnlichkeitszahlen verwendet. Die dimensionslose Reynolds-Zahl Re beschreibt das Verhältnis aus stabilisierenden Reibungs- und destabilisierenden Trägheitskräften im Fluid und ermöglicht somit eine Abschätzung des Strömungszustandes. [58]

$$(9) \quad Re_l = \frac{u_\infty * l}{\nu} \quad Re_d = \frac{u_\infty * d}{\nu}$$

Die Reynolds-Zahl wird anhand der Strömungsgeschwindigkeit u_∞ , der kinematischen Viskosität ν und einem charakteristischen Längenmaß berechnet. Je nach Art des Strömungsproblems kann hierfür eine charakteristische Länge l oder ein charakteristischer Durchmesser d herangezogen werden. [59]

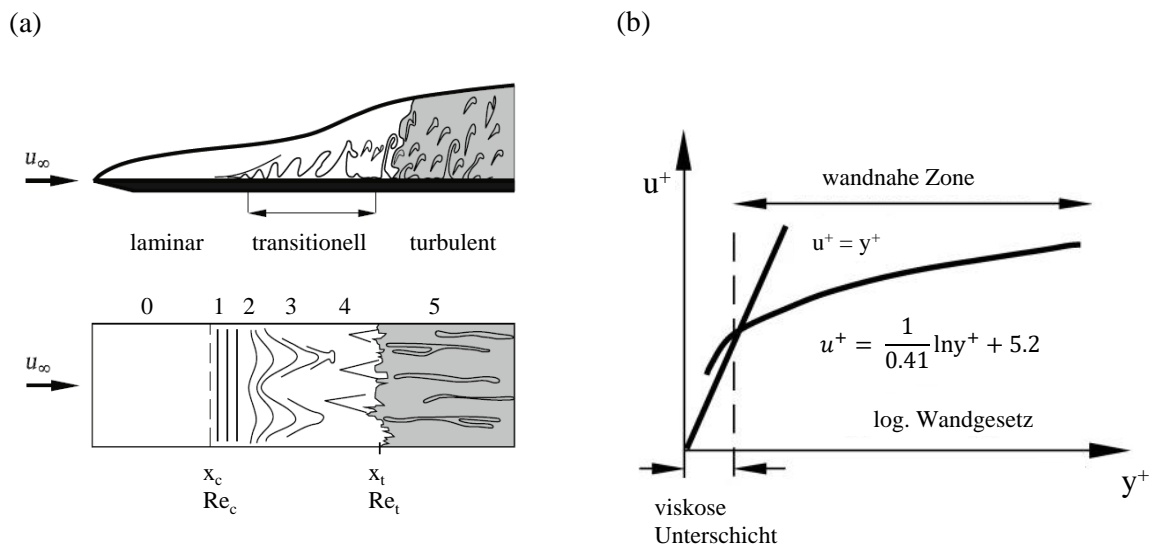


Abbildung 7: (a) Umschlag von laminarer zu turbulenter Randschicht am Beispiel einer horizontal angeströmten Platte [59] (b) Randschichtzonen in Abhängigkeit des dimensionslosen Wandabstandes y^+ [58]

Darüber hinaus hat der Randbereich der Strömung einen wesentlichen Einfluss auf die Ausbildung der Turbulenzstrukturen. Da die molekularen Wechselwirkungen zwischen den Fluidmolekülen und dem Kristallgitter der Wand größer sind als zwischen den Fluidmolekülen, kommt es zum Anhaften an der Wand und folglich zu Ausbildung einer Randschicht. [58]

In Abbildung 7 (a) ist der Übergang von einer laminaren zu einer turbulenten Randschicht am Beispiel einer horizontal angeströmten Platte veranschaulicht. Die Randschicht ist zunächst laminar und wächst in vertikaler Richtung mit zunehmendem Abstand zur Vorderkante an. Ab einer kritischen Reynolds-Zahl Re_c wird die Randschicht von Störwellen überlagert, die den transitionellen Übergangsbereich einleiten. Ab der Reynolds-Zahl Re_t wird von einer vollständig turbulenten Randschicht gesprochen. [60] Die drei Randschichtzonen (laminar, transitionell und turbulent), sind jeweils durch charakteristische Geschwindigkeitsprofile gekennzeichnet. Um Strömungsphänomene skalenunabhängig vergleichen zu können, werden dimensionslose Kenngrößen verwendet, die in Relation zur Wandschubspannung τ_w stehen. Auf Basis des dimensionslosen Wandabstandes y^+ und der dimensionslosen Randschichtgeschwindigkeit u^+ können die Zonen voneinander abgegrenzt werden. [58]

$$(10) \quad u^+ = \frac{u}{u_\tau} \quad y^+ = \frac{y * u_\tau}{\nu} \quad \text{mit} \quad u_\tau = \sqrt{\frac{\tau_w}{\rho}}$$

Die viskose Randschicht ist durch einen linearen Zusammenhang zwischen y^+ und u^+ gekennzeichnet. Daran schließt sich eine transitionelle Pufferschicht an, in der keine eindeutige Bestimmung von u^+ möglich ist. Die vollständig turbulente Randschicht wird durch den Impulstransport dominiert und kann durch das logarithmische Wandgesetz beschrieben werden. [58]

Tabelle 10: Abgrenzung der Randschichtzonen in Abhängigkeit des y^+ Wertes [58]

Randschichtzone	Formelzusammenhang
Viskose Unterschicht	$u^+ = y^+$
transitionelle Pufferschicht	-
vollständig turbulente Schicht	$u^+ = \frac{1}{\kappa} * \ln y^+ + C$

Die Bernoulli-Gleichung beschreibt den Zusammenhang zwischen dem Druck p und der Geschwindigkeit v . Hierfür wird die Energiebilanz der Fluidmoleküle entlang einer Stromlinie x betrachtet. Die Gesamtenergie setzt sich aus einem potentiellen Druckanteil und einem kinetischen Geschwindigkeitsanteil zusammen. Unter Vernachlässigung der Reibung kann die Gesamtenergie als konstant angenommen werden. [58]

$$(11) \quad \int_{x_1}^{x_2} \frac{du}{dt} dx + \frac{p}{\rho} + \frac{v^2}{2} + g * z = \text{konstant}$$

Folglich bewirkt die Beschleunigung einen Druckabfall und die Abbremsung einen Druckanstieg im Fluid. Eine Strömungsablösung tritt auf, wenn die Fluidmoleküle, die durch die Haftbedingung an der Wand verzögert werden, durch den Druckanstieg abgelöst und in das Innere des Strömungsfeldes transportiert werden. Wird eine umströmte Kugel betrachtet, so sinkt der Druck stromabwärts des Staupunktes zunächst ab und steigt jenseits des Scheitelpunktes wieder an. In der Folge kommt es zur Strömungsablösung und zur Ausbildung eines Rückströmungsgebietes. Der Einfluss der Reynold-Zahl auf die Strömungsablösung und die Struktur der Nachlaufströmung kann ebenfalls am Beispiel der Kugelumströmung veranschaulicht werden. [58]

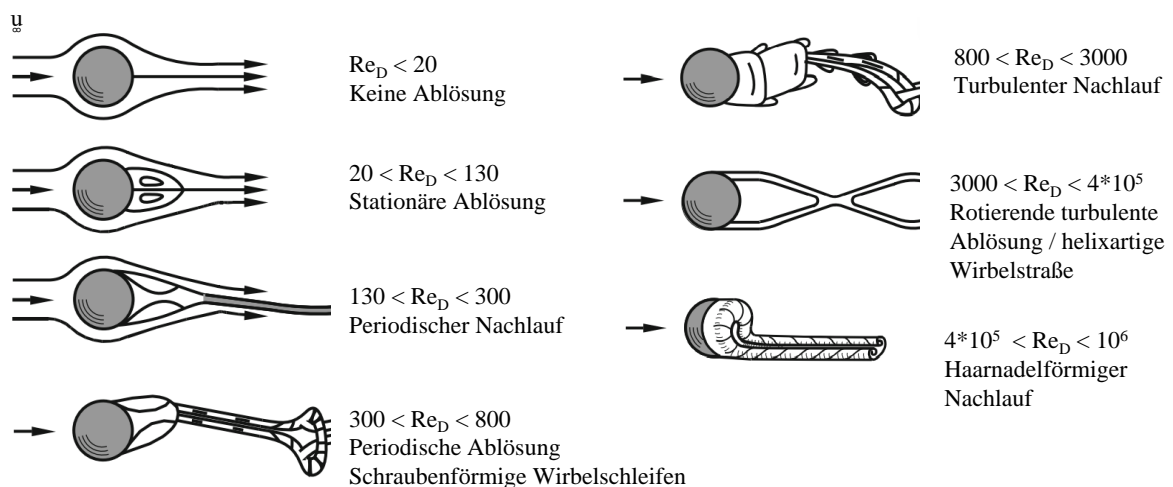


Abbildung 8: Strömungsformen in Abhängigkeit der Strömungsgeschwindigkeit bzw. der Reynolds-Zahl am Beispiel einer Kugelumströmung [58]

Im Fall kleiner Reynolds-Zahlen überwiegen die Reibungskräfte im Fluid. Erst ab $Re_D=300$ bildet sich ein periodischer Nachlauf aus. Die Randschicht und die Nachlaufströmung sind dabei laminar. Im transitionellen Bereich ($3000 < Re_D < 4*10^5$) erfolgt der Umschlag von einer laminaren zu einer turbulenten Randschicht und der Nachlaufbereich verjüngt sich. [58]

Ab einer kritischen Reynolds-Zahl von $Re_D > 4 \cdot 10^5$ verschiebt sich der laminar-turbulente Übergangsbereich weiter stromaufwärts und es bildet sich eine haarnadelförmige Nachlaufströmung mit einem periodisch oszillierenden und rotierenden Wirbelpaar aus. Eine weitere Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit bewirkt ab einer subkritischen Reynolds-Zahl von $Re_D > 10^6$ keine weitere Veränderung der Strömungsform, da die Randsicht vollständig turbulent ist und der Ablösepunkt festliegt. [58]

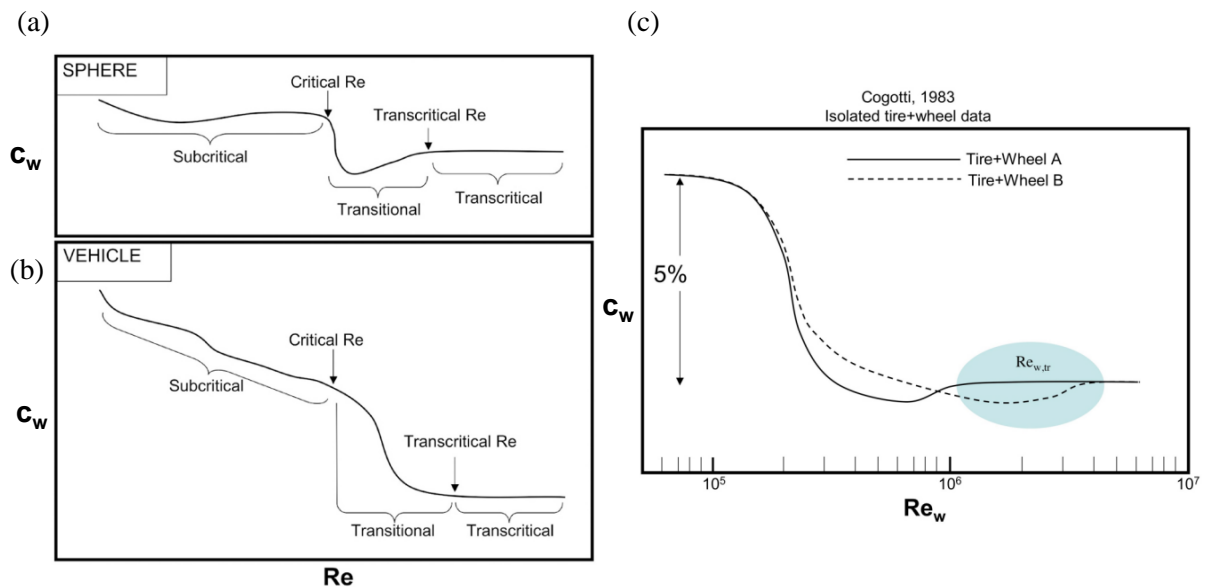


Abbildung 9: Abhängigkeit des Luftwiderstandsbeiwertes c_w von der Reynolds-Zahl (a) Kugel (b) Fahrzeug (c) Reifen [61]

Die Reynolds-Zahl stellt eine wichtige Bezugsgröße für aerodynamische Untersuchungen dar und wird für die Charakterisierung von Strömungszuständen verwendet. In Abbildung 9 (a) ist die Abhängigkeit des Luftwiderstandsbeiwertes c_w von der Reynolds-Zahl Re am Beispiel der Kugelumströmung dargestellt. Die höchsten Werte treten im subkritischen Bereich auf, in dem die Randschicht und die Strömungsablösung laminar sind. Der transitionelle Übergang von laminarer zur turbulenter Randschicht ist mit einem abrupten Abfall des c_w -Wertes verbunden. Im transkritischen Bereich wird der Luftwiderstandsbeiwert unabhängig von einer weiteren Erhöhung des Re -Wertes. [61]

Für Analysen im Bereich der Fahrzeugaerodynamik werden häufig Miniaturmodelle verwendet. Dementsprechend muss sichergestellt werden, dass der Re -Wert mit den Strömungsbedingungen des Realfahrzeuges übereinstimmt. Je nach Untersuchung kann hierfür ein Re -Wert erforderlich sein, der unter- oder überhalb des transkritischen Bereichs liegt. Gemäß der Richtlinie SAE J1252 ist der transkritische Bereich auf $Re > 7 \cdot 10^5$ festgelegt. Es gibt jedoch Hinweise darauf, dass dieser Wert zu niedrig angesetzt ist und tatsächlich im Bereich von $Re > 1-3 \cdot 10^6$ liegt. [61]

Für Untersuchungen im transitionellen Bereich sollten hingegen maßstabsgetreue Modelle verwendet werden. Neben Studien am Gesamtfahrzeug existieren auch Untersuchungen an frei angeströmten Rädern (Abbildung 9 (c)). Es wurde kein relevanter Unterschied zwischen statischen und rotierenden Rädern in Bezug auf den Re -Wert festgestellt. Der transkritische Bereich für Räder wird mit $Re_w > 2 \cdot 10^6$ angegeben. [61]

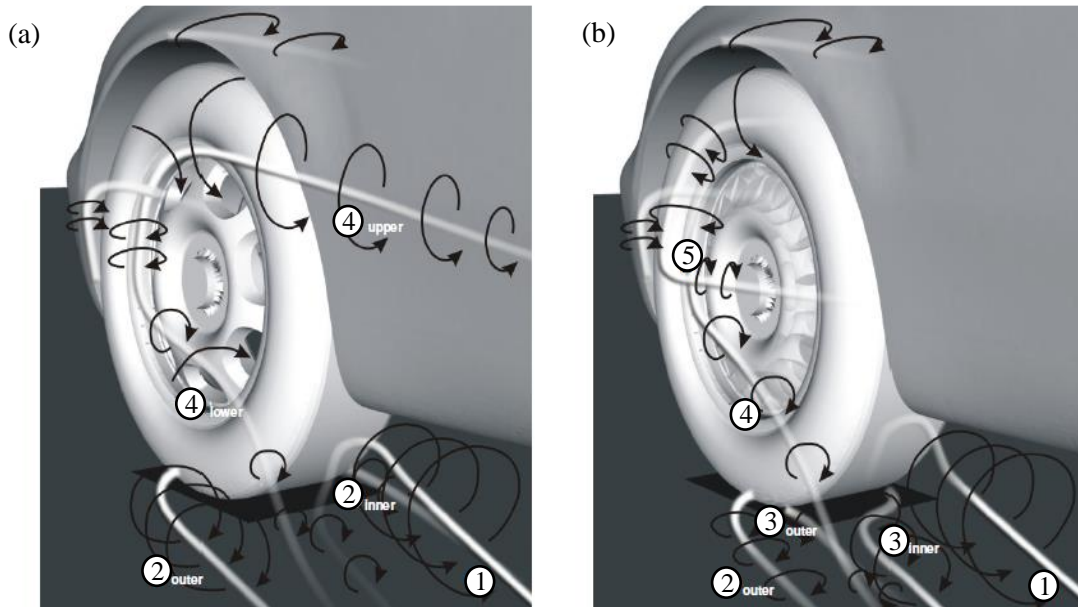


Abbildung 10: Charakteristische Wirbelstrukturen im Bereich der Nachlaufströmung des Reifens (a) statisches Rad (b) rotierendes Rad [62]

Es ist davon auszugehen, dass der Transport der Reifenemissionen maßgeblich durch die Wirbelstrukturen im Bereich der Nachlaufströmung des Rades beeinflusst wird. Die Strömung im Bereich des Vorderrades ist durch insgesamt fünf charakterliche Wirbelstrukturen geprägt. Der Radnachlauf-Hufeisenwirbel (1) dominiert die Nachlaufströmung und ist für den Luftwiderstand der Räder maßgeblich verantwortlich. Im Fall eines statischen Rades das frontal angeströmt wird, bildet sich ein Radlatsch-Wirbelpaar (2) ausgehend von den Reifenflanken aus (Abbildung 10 (a)). Der innere Radlatsch-Wirbel weist eine geringere Energie auf, da die Strömung auf der Innenseite durch die Fahrzeugkarosserie geschwächt wird. In der Folge ist die Strömung asymmetrisch in Richtung der Fahrzeugaußenseite verschoben. [62]

Wird das Rad in Rotation versetzt, erhöht sich die kinetische Energie in der Nachlaufströmung (Abbildung 10 (b)). Folglich verschiebt sich die Ablösestelle des Radlatsch-Wirbelpaars weiter stromabwärts. Aufgrund der geringen Wirbelenergie auf der Innenseite verschiebt sich die Ablösestelle bis zur Hinterkante des Reifen-Fahrbahnkontaktes. Dies führt zur Ausbildung des P-Schulterwirbels (3), der eine weitere Verschiebung der Nachlaufströmung in fahrzeugäußerer Richtung bewirkt. Felgen- (4) und Rad-Flankenwirbel (5) bilden weitere charakteristische Wirbelstrukturen auf Höhe der Radmitte. [62]

2.2.2. Strömungsmodelle

Auf Basis der numerischen Strömungssimulation können komplexe Strömungsprobleme analysiert werden. In Kombination mit entsprechenden Partikelmodellen, ist es somit möglich, Partikeltrajektorien nachzuvollziehen. Die Kalkulation des Strömungsfeldes beruht auf den Grundgleichungen für Masse- und Impulserhaltung, die auf ein infinitesimal kleines Kontrollvolumen angewendet werden. [58]

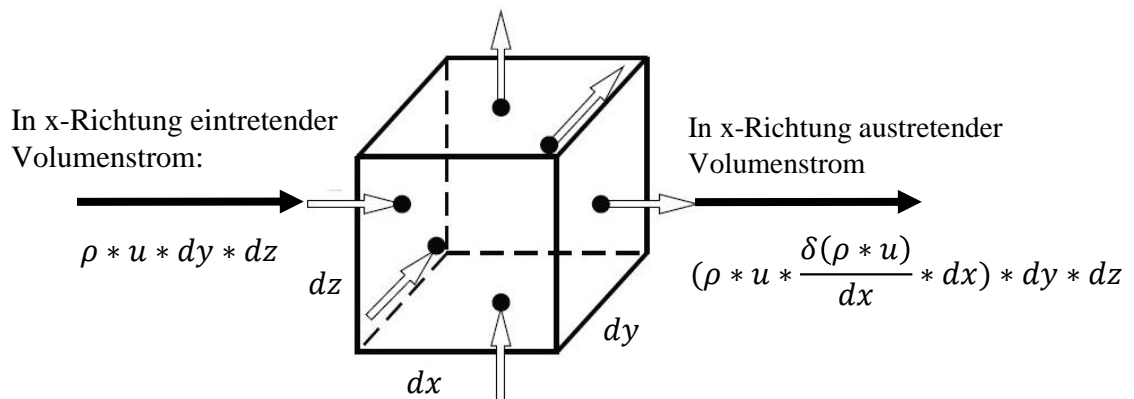


Abbildung 11: Veranschaulichung der Kontinuitätsgleichung auf Basis eines finiten Zellelements [59]

Die Kontinuitätsgleichung beschreibt die Masseerhaltung innerhalb des Kontrollvolumens (Abbildung 11). Die Summe aller Masseströme, die an den Außenflächen des Kontrollvolumens ein- bzw. austreten, definiert die Änderung der Fluidmasse im Kontrollelement. Unter Berücksichtigung aller sechs Außenflächen und der Annahme einer inkompressiblen Strömung ergibt sich der folgende Zusammenhang: [59]

$$(12) \quad \frac{du}{dx} + \frac{dv}{dy} + \frac{dw}{dz} = \nabla * (\rho * \vec{v}) = 0$$

Die Navier-Stokes Gleichung beschreibt die Impulsänderung im Volumenelement. Hierfür müssen alle Impulsströme, Scherkräfte, Normalspannungen und Massekräfte berücksichtigt werden. Die Normalspannungen werden in einen Druck- und einen Geschwindigkeitsanteil aufgeteilt. Da der Geschwindigkeitsanteil reibungsbehaftet ist, wird der Stokes'sche Reibungsansatz auf diesen angewendet. Somit ergibt sich unter der Annahme eines Newton'schen Fluides und einer inkompressiblen Strömung der folgende Zusammenhang: [59]

$$(13) \quad \rho * \left(\frac{d\vec{v}}{dt} + (\vec{v} * \nabla)\vec{v} \right) = \vec{k} - \nabla p + \mu * \Delta \vec{v}$$

Die Navier-Stokes Gleichung (13) bildet zusammen mit der Kontinuitätsgleichung (12) ein Gleichungssystem aus vier Differentialgleichungen mit insgesamt vier Unbekannten (u, v, w, p). Das Gleichungssystem kann nur für bestimmte Vereinfachungen analytisch gelöst werden. Im Allgemeinen ist jedoch die Anwendung eines numerischen Näherungsverfahrens erforderlich. [59] Die Navier-Stokes Gleichung beinhaltet grundsätzlich die Beschreibung der Turbulenz. Hierfür wird jedoch eine sehr detaillierte räumliche und zeitliche Auflösung des Strömungsproblems vorausgesetzt. Eine direktnumerische Simulation („DNS“ - Direct Numerical Simulation) ist aufgrund der hohen Rechneranforderungen für technische Strömungen in der Regel nicht anwendbar. Stattdessen kommen unterschiedliche Turbulenzmodelle zum Einsatz (Vgl. Abbildung 11). [58]

Tabelle 11: Klassifizierung von Turbulenzmodellen [63]

Reynolds-Spannungsmodelle (RANS)		Grobstruktursimulation (SRS)
Wirbelviskosität (isotrop)	RSM (anisotrop)	
<ul style="list-style-type: none"> - K-ε standard - K-ω standard - K-ω-SST-Modell 	<ul style="list-style-type: none"> - Linear-Pressure-Strain - Stress-ω 	<ul style="list-style-type: none"> - K-ω-SST-SDES - Stress-ω-RSM-SAS

„RANS“-Turbulenzmodelle (Reynolds Averaged Navier Stokes Equation) basieren auf einer zeitlichen Mittelung der Navier-Stokes Gleichungen. Durch die Mittelung entstehen zusätzliche Terme, die als Reynolds-Spannungen bezeichnet werden und die Eigenschaft der Turbulenz beschreiben. Die Modellierung der Reynolds-Spannungen muss jeweils anwendungsbezogen erfolgen. Hierfür wird angenommen, dass die Turbulenz an einer bestimmten Stelle im Strömungsfeld entsteht, sich mit der Strömung mitbewegt und schließlich durch die Reibung aufgezehrt wird. Die Modellierung der Wirbelviskosität erfolgt dabei auf Basis einer ursächlichen kinetischen Wirbelenergie K und einer empirischen Wirbeldissipationsrate (ε / ω). Darüber hinaus bietet die Grobstruktursimulation („SRS“ - Scale Resolving Simulation) die Möglichkeit, bestimmte Bereiche des Strömungsfeldes direktnumerisch zu lösen. [58]

Das $K-\varepsilon$ -Modell zählt zu den Wirbelviskositätsmodellen und zeichnet sich durch seine Robustheit aus. Es bietet insbesondere im freien Strömungsbereich gute Ergebnisse, unterschätzt jedoch die Strömungsablösung bei ansteigenden Druckgradienten. Die Stärke des $K-\omega$ -Modells liegt in der Auflösung von vollturbulenten Scherströmungen im wandnahen Bereich und der Modellierung der Strömungsablösung. Nachteilig ist hingegen die Empfindlichkeit gegenüber Schergradienten im freien Strömungsfeld. Das $K-\omega$ -SST-Modell ermöglicht es, die Vorteile beider Modelle zu kombinieren, indem eine Überblendungsfunktion verwendet wird, um $K-\varepsilon$ - und $K-\omega$ -Modell jeweils lokal begrenzt anzuwenden. Für Anwendungsfälle, bei denen anisotropen Eigenschaften der Turbulenz eine Rolle spielen, ist die Verwendung eines „RSM“-Modells (Reynolds Stress Model) empfehlenswert. Im Unterschied zu den Wirbelviskositätsmodellen werden die Reynolds-Spannungen richtungsbezogen modelliert. Die Grobstruktursimulation basiert auf einer Unterscheidung zwischen großen energiereichen und kleinen dissipativen Wirbelstrukturen. Große energietragende und langwellige Wirbel zerfallen zu kleineren Strukturen, die wiederum deutlich höhere Frequenzen aufweisen. Eine Filterfunktion ermöglicht es große Wirbel zu identifizieren und direkt numerisch aufzulösen, während kleinere Strukturen auf Basis eines Modells gelöst werden. [63]

2.2.3. Partikelmodelle

Die CFD-Simulation kann zum Verständnis der Partikeltransportwege beitragen. Ziel ist es, den Transport von der Stelle der Generierung bis zur Ablagerung beschreiben zu können. Für Strömungsphänomene mit geringen Partikelvolumenanteil (<10%) eignet sich das Diskrete Phasen Modell („DPM“ - Discrete Phase Model). Jedes Modellpartikel steht dabei stellvertretend für eine bestimmte Partikelfracht mit den entsprechenden aerodynamischen Eigenschaften. [58]

Injektion

- Anfangsimpuls
- Richtungsvektor

$$\vec{x}_{p0}(t = 0) = \vec{x}_{p0}$$

$$\vec{v}_{p0}(t = 0) = \vec{v}_{p0}$$

Transport

- Strömungseigenschaften
- Partikeleigenschaften

$$\vec{x}_p(t) = \begin{bmatrix} x_p(t) \\ y_p(t) \\ z_p(t) \end{bmatrix}$$

Verbleib

- Deposition
- Resuspension

$$E_{pkin} < E_{pdef} + E_{pad}$$

$$F_s > F_{pad} + F_{pg}$$

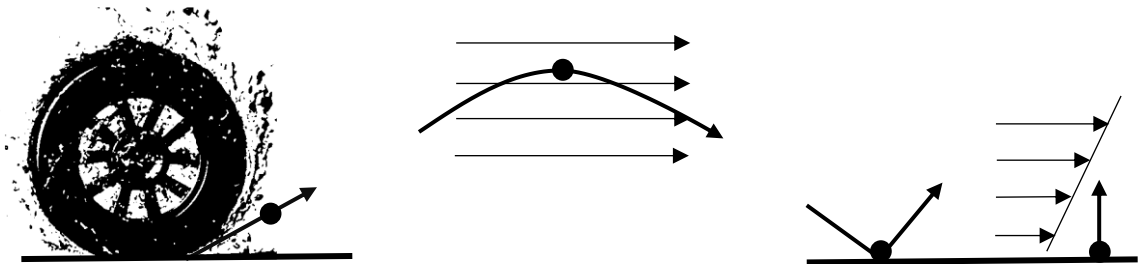


Abbildung 12: Beschreibung des Partikeltransportes von der Injektion bis zur Ablagerung

Im Unterschied zum Strömungsfeld erfolgt die Berechnung der Partikeltrajektorien auf Basis eines ortsveränderlichen Bezugssystems (Euler-Lagrange-Methode). Jedes Modellpartikel wird als Punktmasse betrachtet und durch einen Orts- und einen Geschwindigkeitsvektor charakterisiert. Die Trajektorie wird ausgehend von der Anfangsposition \vec{x}_{p0} berechnet, indem die Partikelgeschwindigkeit über ein diskretes Zeitintervall dt integriert wird. [58]

$$(14) \quad \vec{x}_p = \vec{x}_{p0} + \int_0^t \vec{v}_p(\vec{x}_{p0}) dt$$

Die Änderung der Partikelgeschwindigkeit resultiert aus der Interaktion mit der Strömung. Im Fall geringer Partikelmassen, wird das Verhalten maßgeblich durch die Strömung bestimmt. Das Folgeverhalten kann durch die dimensionslose Stokes-Zahl St charakterisiert werden. Im Fall niedriger Stokes-Zahlen ($St \ll 1$) sind Partikeltrajektorien und Stromlinien annähernd deckungsgleich. [58]

$$(15) \quad m_p \frac{d\vec{v}_p}{dt} = \sum_i \vec{F}_{ip} = F_w + F_s + F_G + F_M + F_{VM}$$

Allgemein kann die Partikeltrajektorie auf Basis des Impulserhaltungssatzes für Partikel (15) bestimmt werden, indem die Summe aller angreifenden Kräfte berücksichtigt wird. Insbesondere die Partikelgröße ist dabei ein entscheidender Faktor, da der Partikeldurchmesser mit der dritten Potenz in die Berechnung der Masse m_p einfließt. Die Widerstandskraft F_w ist die Ursache dafür, dass ein Partikel mit der Strömung mitbewegt wird. Diese hängt von der Fluidichte ρ , der Strömungsgeschwindigkeit v , der angeströmten Partikelfläche A_p sowie dem Widerstandsbeiwert c_w ab. Der Widerstandsbeiwert ist wiederum von der Partikelform und der Oberflächenbeschaffenheit abhängig. [58]

$$(16) \quad F_w = \frac{1}{2} \rho c_w A_p v^2$$

In Scherströmungen resultiert aus der ungleichmäßigen Anströmung eine Druckdifferenz, die dazu führt, dass Partikel in Richtung der höheren Strömungsgeschwindigkeit abgelenkt werden. [58] Die Saffman-Kraft F_s ist von der Strömungsgeschwindigkeit v , dem Partikeldurchmesser d_p , der Schergeschwindigkeit κ sowie der kinematischen ν und dynamischen η Viskosität des Fluides abhängig. [64]

$$(17) \quad F_s = \frac{81,2 \nu d_p^2 \kappa^{0,5} \eta}{4 \nu^{0,5}}$$

Die Widerstandskraft und die Saffman-Kraft stellen die relevantesten Kräfte für luftgetragene Partikel ($<10\mu\text{m}$) dar. Mit ansteigendem Durchmesser gewinnen weitere Kräfte an Einfluss. [64] Die Gravitationskraft F_G bewirkt die Sedimentation massereicher Partikel. Die Magnuskraft F_M stellt eine Auftriebskraft dar, die infolge der Rotation eines Partikels entsteht. Die virtuelle Massenkraft F_{VM} wirkt wie eine zusätzliche Trägheitskraft, die infolge der Verdrängung des Fluides hervorgerufen wird. [58]

Das Abscheideverhalten der Partikel spielt unter anderem eine Rolle, wenn es darum geht, die Transporteffizienz eines Probenahmesystems zu beurteilen. Generell sind unterschiedliche Abscheidemechanismen bekannt, deren Einfluss von der Partikelgröße abhängig ist. Ultrafeine Partikel ($<0,1\mu\text{m}$) unterliegen einer ausgeprägten Brown'schen Bewegung. Da die Randschicht der Strömung eine Konzentrationssenke darstellt, kommt es in diesem Größenbereich vorrangig zu diffusionsbedingter Abscheidung. [65]

Mit ansteigender Partikelgröße gewinnt die Trägheit an Bedeutung. In der Folge können Partikel zunehmend von den Stromlinien abweichen und auf die Wandbereiche auftreffen. Mit zunehmender Partikelgröße und -Verweilzeit spielt auch die Sedimentation eine Rolle. [65] Kommt es zum Aufprall, müssen weitere Parameter betrachtet werden, um eine Aussage über die Abscheidewahrscheinlichkeit treffen zu können. Während des Aufpralls geht ein Teil der kinetischen Energie durch die Deformation des Partikels verloren. Gleichzeitig bildet sich eine Abplattung an der Kontaktstelle aus, an der Adhäsionskräfte wirksam werden. [66]

$$(18) \quad E_{pkin} < E_{pdef} + E_{pad}$$

Ein entsprechendes Ablagerungsmodell wurde durch Hiller und Löffler beschrieben. Das Modell basiert auf der Hypothese, dass es zur Ablagerung kommt, wenn die kinetische Energie vor dem Aufprall E_{pkin} zu niedrig ist, um die Energieverluste beim Aufprall zu überwinden. Die Energieverluste gehen auf die Deformation des Partikels E_{pdef} sowie Adhäsionskräfte E_{pad} zurück. Auf Basis der Energiebilanz kann eine kritische Aufprallgeschwindigkeit v_{cD} bestimmt werden, bei deren Unterschreitung ein Partikel abgeschieden wird. [66]

$$(19) \quad v_{cD} < \frac{\sqrt{1 - k_p^2}}{k_p^2} * \frac{1}{d_p} * \frac{A}{\pi z_D^2 \sqrt{6\rho_p \rho_{pl}}}$$

Der Partikeldurchmesser d_p und die Dichte ρ_p bestimmen die kinetische Energie des Partikels. Der Restitutionskoeffizient k_p definiert den Energieverlust infolge der Deformation. [66] Dieser kann für eine bestimmte Materialpaarung auf Basis von Prallversuchen experimentell ermittelt werden. Eine grobe Abschätzung ermöglicht die Klasseneinteilung nach Hiller, die ebenfalls auf Prallversuchen mit unterschiedlichen Partikelmaterialien basiert. [67]

Tabelle 12: Restitutionskoeffizient - Klasseneinteilung nach Hiller [67] [68]

k_p	Deformationsverhalten	Partikeloberfläche	Beispiele
<0,4	sehr leicht plastisch deformierbar, Agglomerate mit Primärpartikelgrößen <<1µm	viskoplastisch, ausgeprägte Feinstruktur	Rußflocken
0,4-0,6	leicht plastisch deformierbar	hohe Rauigkeitshäufigkeit	Kalksteinpulver, Quarz
0,6-0,8	elastisches Verhalten	einige Rauigkeiten	Glaskugeln
>0,9	hochelastische Partikel	-	Latex-Partikel

Der plastische Fließdruck p_{pl} bestimmt den Widerstand gegenüber der Abplattung am Auftreffpunkt und ist neben den Materialeigenschaften auch von der Rauheit der Partikeloberfläche abhängig. Aus der Literatur sind Referenzwerte für Stahl, Glas- und Kunststoffpartikel bekannt. [67] Zur Abschätzung kann außerdem der dreifache Wert der Fließgrenze bei Zugbeanspruchung angenommen werden. [68]

Tabelle 13: Plastischer Fließdruck ausgewählter Materialien [67]

Fließdruck p_{pl} [Pa]	Partikelmaterial
$5 \cdot 10^9$	Glas
$5 \cdot 10^8$	Stahl
$1 \cdot 10^7 - 10^8$	Kunststoff

Die Adhäsionskraft ist abhängig von der Hamaker-Konstante A und dem minimalen Kontaktabstand z_D . Die Hamaker-Konstante ist ein Maß für die Kräfte, die zwischen zwei Stoffen auf atomarer bzw. molekularer Ebene wirken. Eine Berechnung für eine bestimmte Stoffpaarung ist möglich. Hierfür wird jedoch die Kenntnis zahlreicher weiterer Parameter (z.B. Dielektrizitätskonstante, Brechungsindex, Frequenz des Absorptionsmaximums) vorausgesetzt. Die Hamaker-Konstante liegt für die meisten Feststoffpaarungen in Luft oder im Vakuum im Bereich von $4 - 40 \cdot 10^{-20} \text{J}$. [69] Der minimale Kontaktabstand zwischen den Kontaktpartnern z_D definiert den Abstand des molekularen Kräftegleichgewichts von Anziehung und Abstoßung und wird in der Literatur mit $3 - 4 \cdot 10^{-10} \text{m}$ angegeben. [67]

Tabelle 14: Literaturwerte für Dichte und Hamaker-Konstanten (Vakuum) mit Bezug zu Reifenemissionen [70] [71] [72]

Material	Dichte ρ_p [g/cm ³]	Hamaker-Konstante $A \cdot 10^{-20}$ [J]
Kautschuk	1	6
Quarz (SiO ₂)	2,65	8,8
Silika (SiO ₂)	2,5	6,5
Zink (Zn)	8,3	21,8
Zinkoxid (ZnO)	5,6	9,2

In Tabelle 14 sind Werte für die Dichten ρ_p und Hamaker-Konstanten A unterschiedlicher Stoffe, die anteilig in TRWP-Partikeln vorkommen können, exemplarisch dargestellt. Der Dichtebereich erstreckt sich von 1g/cm^3 (Kautschuk) bis zu $8,3\text{g/cm}^3$ (Zink). Metalle und Oxide weisen im Vergleich mit Kunststoffen allgemein eine höhere Hamaker-Konstante auf und zeigen in der Folge ein geringeres Potential zu Anhaftung. [72] Reifenemissionen stellen ein komplexes Gemisch aus Bestandteilen der Reifenlauffläche in Verbindung mit mineralischen Partikeln der Fahrbahnoberfläche dar. In der Literatur wird eine mittlere Dichte von $1,8\text{g/cm}^3$ angenommen. [4]

$$(20) \quad F_s > F_{pad} + F_{pg}$$

Neben der Primäremission von Abriebpartikeln ist auch der Wiedereintrag von bereits auf der Fahrbahn abgelagertem Straßenstaub von Relevanz. In der Nachlaufströmung des Fahrzeuges wird eine Schergeschwindigkeit induziert, die zur Resuspension führen kann. [64] Ein entsprechendes Modell geht auf Hayden et al. zurück. Das Modell basiert auf der Annahme, dass es zur Aufwirbelung kommt, sobald die Auftriebskraft F_s ausreicht, um die Kräfte zu überwinden, die das Partikel an den Untergrund binden. Zu diesen zählen die Adhäsionskraft F_{pad} und die Gravitationskraft F_{pg} . Anhand des Kräftegleichgewichts, kann die kritische Geschwindigkeit v_{cR} bestimmt werden. [64]

$$(21) \quad v_{cR} > \left(\frac{Ad_p}{12z_R^2} + \frac{1}{6}\pi d_p^3 \rho_p g \right) * \frac{4\nu^{0,5}}{81,2 d_p^2 \kappa^{0,5} \eta}$$

Analog zum Depositionsmodell wird die Adhäsionskraft durch die Hamaker-Konstante A und den Wandabstand z_R bestimmt. Hayden geht von einem Wandabstand von $z_R=80\text{nm}$ aus. Die Auftriebskraft hängt von der Schergeschwindigkeit κ sowie der kinematischen ν und der dynamischen η Viskosität des Fluides ab. [64]

Die beiden Modelle entstammen den Fachbereichen der Filtrationskinetik (Hiller und Löffler) bzw. der Pharmazietechnik (Hayden et al.). Aufgrund der allgemeingültigen Formulierung in Form von Erhaltungsgleichungen, sind diese jedoch universell anwendbar und somit gut geeignet, um die Partikelablagerung und -Aufwirbelung in der Fahrzeugperipherie qualitativ zu bewerten. Hierfür sollen die Modelle in ein CFD-Modell implementiert werden. Ein entsprechender Ansatz ist aus der Literatur bislang nicht bekannt.

2.2.4. Partikeldynamik in der Fahrzeugperipherie

Aerodynamikuntersuchungen von Kraftfahrzeugen beschränken sich längst nicht mehr nur auf die Untersuchung von Kräften und Momenten. Auch die Analyse von luftgetragenen Partikeln (Regentropfen, Staub) steht zunehmend im Vordergrund. Neben der optischen Beeinträchtigung, stellt insbesondere die Sichteinschränkung von Kameras ein Hauptmotiv dar. Ursächlich für die Verschmutzung ist vor allem die Aufwirbelung von Regenwasser durch die Reifen. In diesem Zusammenhang sind unterschiedliche Wirkmechanismen bekannt. An der Vorderkante des Reifens kommt es zur strömungsinduzierten Verdrängung des Wassers. Darüber hinaus haftet ein Wasserfilm an der Lauffläche und wird entlang der Rotationsrichtung nach oben befördert. Durch die Kapillarkwirkung entsteht ein feiner Sprühfilm, der für die Karosserieverschmutzung verantwortlich ist. Die Seitenbereiche der Karosserie und die Fahrzeugrückseite sind aufgrund der Nachlaufwirbel der Reifen am stärksten betroffen. [73]

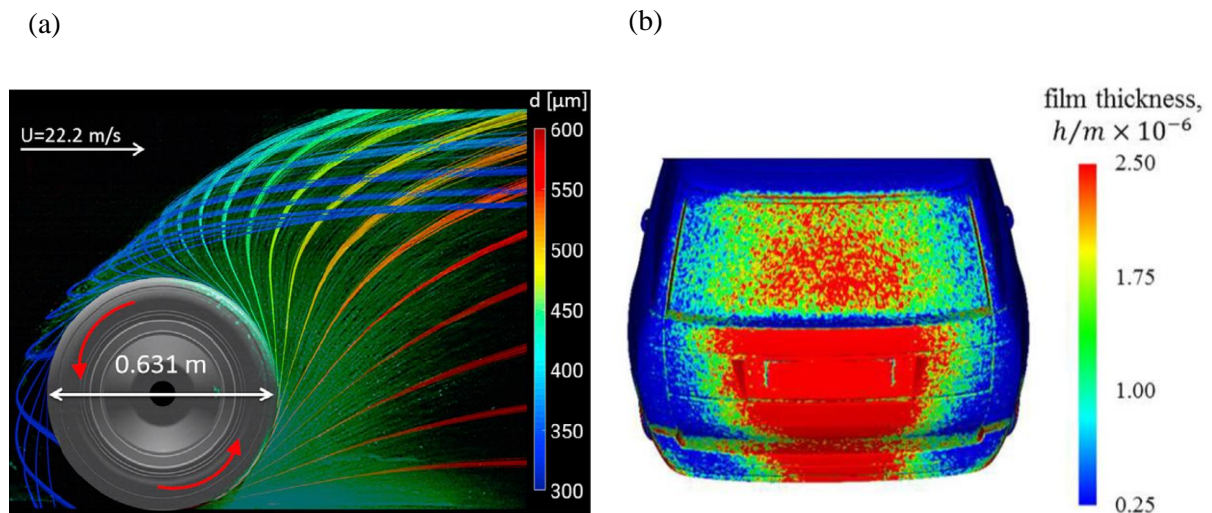


Abbildung 13: CFD-Modell (Fahrzeug): (a) Injektionsmodell in Überlagerung mit einer PIV-Messung [74] (b) Wasserfilmmodell - Simulation der Oberflächenbenetzung [73]

Zur Analyse werden unterschiedliche modellbasierte und experimentelle Ansätze angewendet. Hierzu zählen beispielsweise Fahrversuche, die auf feuchtem Untergrund durchgeführt werden. Darüber hinaus können Untersuchungen auf Basis von entsprechend ausgelegten Strömungskanälen vorgenommen werden. Der Vorteil von Prüfstandversuchen besteht darin, dass die Randbedingungen besser kontrolliert werden können. Eine häufige angewendete Methode basiert auf der Einleitung einer fluoreszierenden Flüssigkeit vor den Reifen, um eine qualitative Beurteilung des Benetzungsmusters zu ermöglichen. [73]

Zudem kommen CFD-Modelle zur Anwendung, die auf der Euler-Lagrange Methode basieren. Die Partikel werden dazu beispielsweise auf mehreren, äquidistant über den Reifenumfang verteilten, Injektionslinien injiziert und eine Initialgeschwindigkeit zugewiesen. Dabei wird von Partikel- bzw. Tropfendurchmessern im Größenbereich von $20\mu\text{m}$ bis $300\mu\text{m}$ ausgegangen. Bei derartigen Untersuchungen steht in der Regel die Ausbildung eines Wasserfilms auf der Karosserie im Fokus. Hierfür werden entsprechende „EWM“-Modelle (Eulerian Wall Film Modell) angewendet, um zu beschreiben, ob es zum Anhaften, Abprallen oder Aufbrechen der Tropfen an der Karosserie kommt. [75] Im Gegensatz zur Simulation von Spritzwasser, sind aus der Literatur kaum Modelle bekannt, die das Verhalten von Feststoffpartikeln in der Fahrzeugperipherie beschreiben. Entsprechende Modelle zur Simulation der Dispersion und Ablagerung von Bremsstaub, wurden durch den Autor dieser Arbeit erarbeitet. [76] [77] [56]

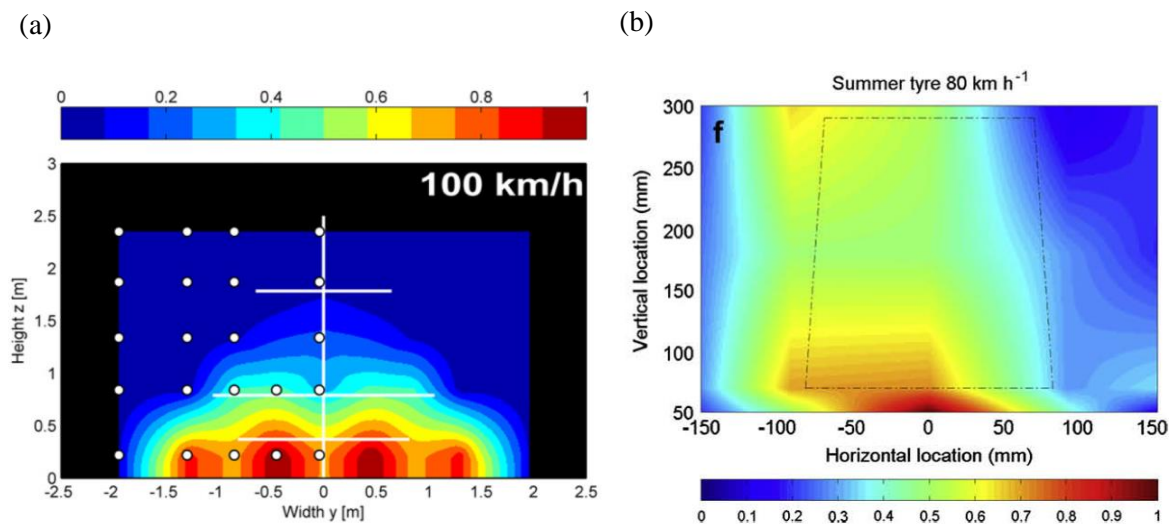


Abbildung 14: (a) Dispersion eines Tracer-Gases in der Nachlaufströmung eines Messfahrzeuges [78] (b) Staubformation hinter dem linken Hinterrad eines Messfahrzeuges [51]

Ebenso sind aus der Literatur nur wenige experimentelle Studien bekannt, die sich mit dem Ausbreitungsverhalten von Feststoffpartikeln in der Fahrzeugperipherie befassen. Eine Methode basiert auf der Freisetzung eines Tracer-Gases (10% NO in N). Um Reifenemissionen nachzubilden, wurde das Gas jeweils vor den Reifen eines Versuchsfahrzeuges injiziert. Auf dieser Basis wurden Fahrversuche auf einem Testgelände durchgeführt und die Gaskonzentration in der Nachlaufströmung gemessen. Dabei erfolgte eine Variation der Messposition und der Fahrzeuggeschwindigkeit. Es wurden konstante Fahrzeuggeschwindigkeiten von jeweils 30km/h und 120km/h untersucht und das Konzentrationsprofil zwischen beiden Geschwindigkeitsstufen interpoliert. [78]

Die Messung erfolgte auf Basis von Chemilumineszenz-Detektoren, die auf einem Anhänger im Abstand von 1,8m hinter dem Versuchsfahrzeug positioniert wurden. Die Fahrversuche wurden für insgesamt 22 Messpositionen wiederholt, um einen definierten Messbereich (2,35x1,95m) hinter dem Fahrzeug abzudecken. Anhand der Interpolation zwischen den Messpunkten und der Spiegelung an der Fahrzeuglängsebene, konnte somit das Ausbreitungsprofil abgeschätzt werden (Abbildung 14 (a)). [78]

Ein weiterer Ansatz basiert ebenfalls auf der Anwendung eines Messrasters. Dieses wurde hinter dem linken Hinterrad des Messfahrzeuges „SNIFFER“ angeordnet. Dabei wurde ein Messbereich von 305x240mm durch insgesamt 20 Messpunkte abgedeckt. Die Messung erfolgte im öffentlichen Straßenverkehr und wurde für unterschiedliche Geschwindigkeiten (40km/h und 80km/h) und Reifentypen wiederholt. Durch die Interpolation zwischen den Messpunkten konnte die Staubverteilung hinter dem Reifen ermittelt werden. In Abbildung 14 (b) ist diese für Partikel mit einem Durchmesser von weniger als 10 μ m und einer Fahrzeuggeschwindigkeit von 80km/h exemplarisch dargestellt. Eine erhöhte Konzentration liegt im Bereich der Radlängsachse vor. Diese erreicht nahe der Fahrbahnoberfläche ein Maximum. Darüber hinaus wurde festgestellt, dass die Partikel bei höheren Fahrzeuggeschwindigkeiten weiter entlang der Radrotation nach oben transportiert werden. Außerdem wurde eine Verschiebung des Partikelprofils in fahrzeugäußerer Richtung festgestellt, die auf den Einfluss von Turbulenzstrukturen unterhalb des Fahrzeuges zurückgeführt wurde. [51]

Bisherige Untersuchungen befassen sich vor allem mit der Ausbreitungsdynamik von Spritzwasser im Fahrzeugumfeld. Diese sind jedoch, aufgrund abweichender Partikelgrößen und Wirkmechanismen, nicht auf Feststoffpartikel übertragbar. Es existiert bislang kein Modell zur Beschreibung von Reifenemissionen in der Nachlaufströmung des Reifens. Auch auf experimenteller Ebene sind nur wenige Analyseansätze bekannt. Diese basieren entweder auf der Injektion eines Tracer-Gases oder decken nur einen kleinen Messbereich ab. Das Ausbreitungsverhalten eines Tracer-Gases ist jedoch nur bedingt auf Feststoffpartikel übertragbar. Bei Messungen im Fahrversuch ist die tatsächliche Staubinjektion (Anzahl, Masse, Größenverteilungsdichte) zudem stets unbekannt. Für eine Modellvalidierung ist hingegen eine genaue Kenntnis aller Randbedingungen erforderlich. Ein Prüfstand zur Analyse der Partikeldynamik in der Fahrzeugperipherie existiert ebenfalls bislang nicht.

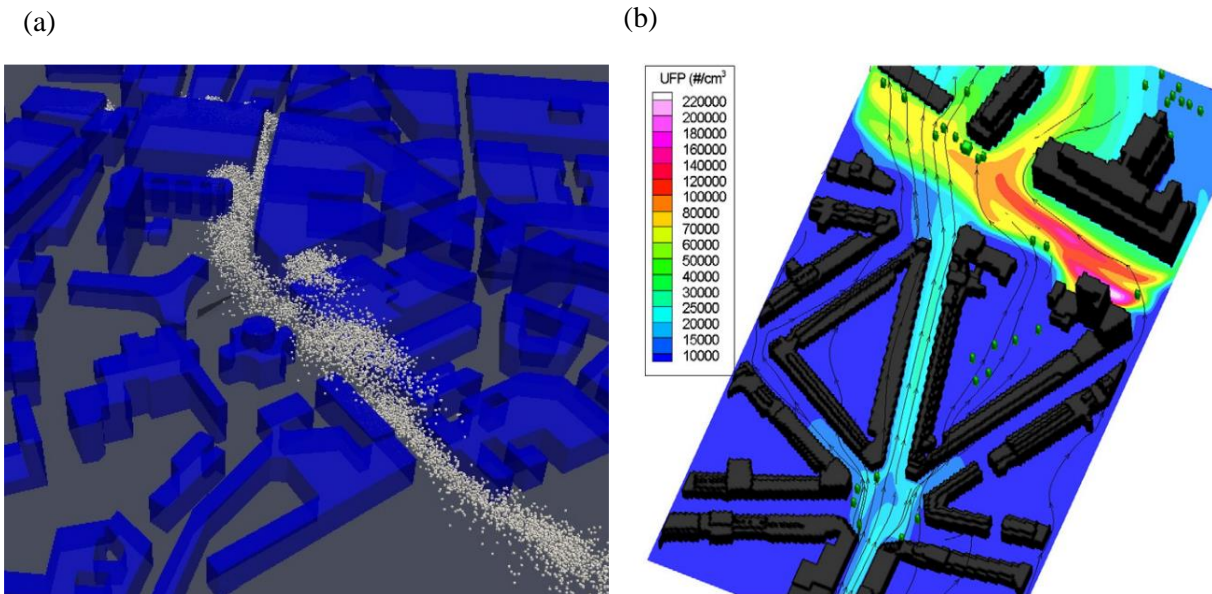


Abbildung 15: CFD-Modell (Stadt): Partikelfreisetzung durch ein Fahrzeug innerhalb einer Straßenschlucht [79] Modellierung der Partikelkonzentration innerhalb eines Stadtbereichs [80]

Neben der Modellierung der Partikeldynamik in der Fahrzeugperipherie, ist auch die Ausbreitung in der Umwelt von Relevanz. Aus der Literatur sind entsprechende Ansätze zur Simulation der Partikel-Strömungs-Interaktion auf makroskopischer Ebene bekannt. Auf dieser Basis kann die zeitliche und räumliche Ausbreitung der Partikel innerhalb eines Stadtgebiets nachvollzogen werden. Entscheidend für den Partikelverbleib ist vor allem der Ort der Freisetzung sowie die Windgeschwindigkeit und die Windrichtung. [79] Darüber hinaus existieren Ansätze, um auch den Emissionseintrag durch Fahrzeuge zu berücksichtigen. Beispielsweise können Abgasemissionen in Abhängigkeit der Verkehrsbelastung und der Flottenzusammensetzung modelliert und als Injektionsbedingung vorgegeben werden. Die Injektion erfolgt dabei entlang der Fahrbahn gleichverteilten Injektionspunkten. Auf dieser Basis ist es möglich, das Konzentrationsniveau in Abhängigkeit der Windgeschwindigkeit und der Windrichtung zu modellieren. [80]. In Bezug auf den Einfluss von abgasfernen Emissionen, die insgesamt deutlich größere Partikeldurchmesser aufweisen, sind hingegen bislang keine vergleichbaren Studien bekannt. Zudem wird der Einfluss fahrdynamischer Aspekte auf die räumliche und zeitliche Emissionsentstehung nicht berücksichtigt. Erste Ansätze existieren bereits für die Prädiktion von Bremsstaubpartikeln, nicht jedoch für Reifenemissionen. [81]

3. Zielstellung der Arbeit

Die Automobilindustrie befindet sich im Wandel. Zu den größten Transformationen zählen der Trend in Richtung der Elektrifizierung des Antriebstranges und des autonomen Fahrens. Beide Entwicklungen bieten zugleich das Potential, fahrzeuginduzierte Emissionen auf ein Minimum zu reduzieren und somit einem wachsenden Umweltbewusstsein gerecht zu werden. Im Zuge der Elektrifizierung des Antriebstranges ist davon auszugehen, dass Schadstoffemissionen in Form von Abgas- und Bremsstaubpartikeln an Bedeutung verlieren werden. Reifenemissionen werden voraussichtlich als letzte und einzige fahrzeugbezogene Schadstoffquelle verbleiben. Infolge steigender Fahrzeugmassen ist sogar mit einem weiteren Anstieg des Emissionsbeitrages zu rechnen.

Alleine in Deutschland fallen jährlich bis zu 158kt Reifenabrieb an. Die Verschleißmasse wird in Form von Mikroplastik (<5mm) und luftgetragenen Partikeln (<10µm) in die Umwelt emittiert. Hieraus resultiert eine potentielle Gefährdung für das Ökosystem und die menschliche Gesundheit. Studien, die sich mit dem Schädigungspotential von Reifenemissionen befassen, kommen jedoch zu unterschiedlichen Einschätzungen. Dies betrifft sowohl die Beurteilung der Expositionskonzentration, als auch der Toxizität der chemischen Zusammensetzung. In diesem Zusammenhang ist auch die Resuspension von Straßenstaub als kritisch einzustufen, da dieser in der Regel stark mit Schwermetallen belastet ist.

Der Verbleib der Partikel ist von deren Größe abhängig. Während sich Mikroplastikpartikel zunächst auf der Fahrbahn ablagern, gelangen Feinstaubpartikel in die Außenluft und können mit der Atmung aufgenommen werden. Unstrittig ist, dass der Reifen die größte Mikroplastikquelle darstellt. Werden hingegen luftgetragene Partikelemissionen betrachtet, ist der Zusammenhang mit der Außenluftkonzentration (PM₁₀, PM_{2,5}) weniger eindeutig. Die Generierung des Abriebes folgt aus der Kraftübertragung zwischen dem Reifen und der Fahrbahn. Dabei spielt neben den Reifen und dem Fahrzustand insbesondere auch die Beschaffenheit der Fahrbahn eine Rolle. Die Kraftübertragung erfolgt unter dem Vorhandensein einer Relativgeschwindigkeit (Schlupf). Der Bildungsprozess von Reifenemissionen sowie die daran beteiligten Verschleißmechanismen sind jedoch bislang weitgehend unbekannt.

Wegen des potentiellen Schädigungspotentials von Reifenemissionen gibt es erste Bestrebungen, die auf eine Regulierung im Rahmen der Typengenehmigung abzielen. Zunächst steht eine Limitierung der Abrasionsrate im Vordergrund. Es ist jedoch davon auszugehen, dass in einem nächsten Schritt auch luftgetragene Emissionen in den Fokus geraten werden. Die Reglementierung von luftgetragenen Reifenemissionen wird im Moment, aufgrund der Vielzahl der Einflussgrößen, als zu komplex eingestuft. Aus der Literatur sind zahlreiche Studien bekannt, die sich mit der Abschätzung von entsprechenden Emissionsfaktoren befassen. Hierzu zählen zum einen Tracer-Element Studien, die Reifenpartikel in der Außenluft über chemische Marker zuordnen.

Darüber hinaus existieren sowohl Messverfahren auf Basis von Fahrversuchen, als auch auf Prüfstandbasis. Während Prüfstandtests kontrollierbare Umgebungsbedingungen gewährleisten, kann letztendlich nur im Fahrversuch ein reales Systemverhalten beobachtet werden. Aus der Literatur sind unterschiedliche Messverfahren auf Basis von Messfahrzeugen bekannt. Die Messungen unterliegen generell hohen Unsicherheiten, da der Reifen nicht vollständig von der Umgebungsluft entkoppelt werden kann. Somit ist zum einen mit Messverlusten und zum anderen mit dem Eintrag von Fremdpartikeln zu rechnen. Beide Faktoren wurden bisher nicht bzw. unzureichend berücksichtigt. Somit können die Messwerte nicht zielführend in Emissionsfaktoren überführt werden. Zudem wurde der Zusammenhang zwischen der fahrdynamischen Beanspruchung des Reifens und des physikalischen bzw. chemischen Partikelbildungsprozesses nicht gesamtheitlich betrachtet.

Auf experimenteller Basis ist eine Abschätzung der Messverluste im Fahrversuch nicht möglich, da der Partikeleintrag stets unbekannt ist. Auf Basis von Strömungsmodellen (CFD) können hingegen Partikeltrajektorien innerhalb eines Strömungsfeldes virtuell zurückverfolgt werden. Es ist davon auszugehen, dass die Partikeldynamik maßgeblich durch die Wirbelstrukturen in der Nachlaufströmung des Reifens beeinflusst wird. Aus dem Bereich der Spritzwassersimulation sind ähnliche Modellansätze bekannt. Das Verhalten von Wassertropfen kann jedoch nicht mit Feinstaub gleichgesetzt werden. Reifenemissionen können in einer Größenordnung unter $0,1\mu\text{m}$ und über 1mm auftreten und folglich völlig unterschiedliche aerodynamische Eigenschaften aufweisen.

In Abbildung 16 sind unterschiedliche Faktoren veranschaulicht, die den Emissionsprozess des Reifens beeinflussen. Die Partikelentstehung erfolgt in Abhängigkeit des Fahrzustandes, der Fahrbahntextur und den Umgebungsbedingungen. Gleichzeitig kann es zur Aufwirbelung von Straßenstaub kommen, der bereits auf der Fahrbahnoberfläche vorhanden ist. Das Partikelgemisch wird daraufhin in die Nachlaufströmung des Reifens eingebracht und breitet sich in der Fahrzeugperipherie aus. Für die Messung im Fahrversuch ist es daher notwendig, Partikelverluste in Abhängigkeit der Fahrzeuggeschwindigkeit und der Partikelgröße berücksichtigen zu können. Der Partikelverbleib in der Umwelt ist ebenfalls von der Partikelgröße und den Umgebungsbedingungen abhängig. Die Literaturrecherche verdeutlicht die Vielschichtigkeit des Themenkomplexes. Zwar existieren auf unterschiedlichen Ebenen bereits Beiträge, die eine erste Charakterisierung der Entstehung und Umweltrelevanz von Reifenemissionen ermöglichen. Die Schnittstellen sind jedoch weitestgehend unbekannt.

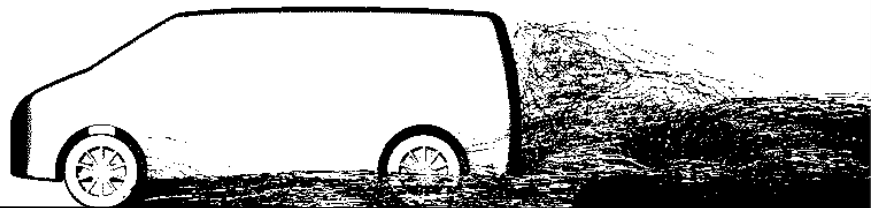
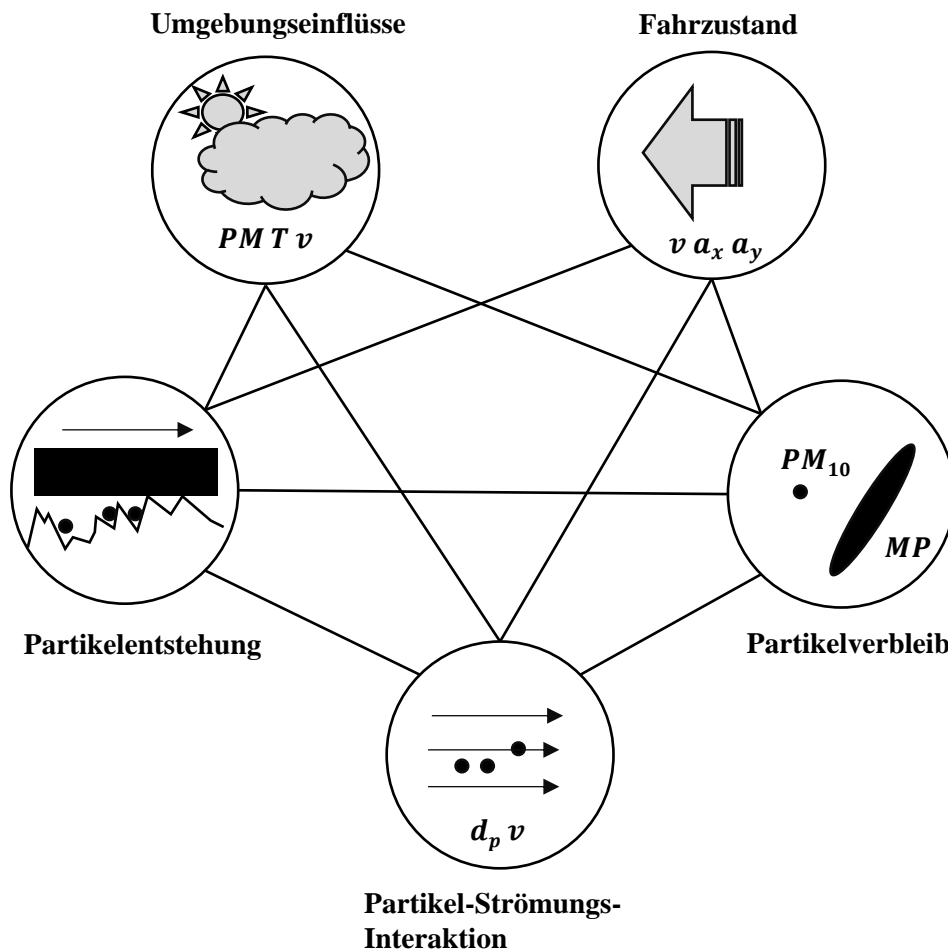


Abbildung 16: Reifenemissionen im Fahrversuch - Schematische Darstellung der Einflussfaktoren

Der Autor dieser Arbeit hat es sich zum Ziel gesetzt, eine prozessübergreifende Einflussgrößenanalyse vorzunehmen. Es wird angestrebt, die wichtigsten Einflussgrößen zu identifizieren und qualitativ zu beschreiben. Von einer zu starken Vertiefung einzelner Teilaspekte wird abgesehen. Stattdessen wird zunächst eine qualitative Beschreibung auf Basis von grundlegenden Zusammenhängen als zielführend erachtet. Somit soll eine Basis für eine zukünftige Vertiefung geschaffen werden. Die Zielstellung der vorliegenden Arbeit ist es, den Emissionsprozess von der Partikelentstehung bis zur Ablagerung in der Umwelt zu beschreiben und dabei alle relevanten Einflussparameter zu berücksichtigen. Dieser Anspruch kann nur durch eine Verknüpfung von experimentellen und analytischen Methoden realisiert werden.

Tabelle 15: Methode zur Beschreibung von Reifenemissionen vom Ort der Entstehung bis zur Ablagerung in der Umwelt

	Experimentalebene	Modellebene
(I.) Partikel-Strömungs-Interaktion	1. Experimentelle Analyse der Partikeldynamik <ul style="list-style-type: none"> – Entwicklung und Auslegung eines Versuchsträgers (Strömungsprüfstand) – Analyse der Partikeltransportwege von der Injektion bis zur Ablagerung – Vergleich mit dem Fahrversuch 	2. Modellbasierte Analyse der Partikeldynamik <ul style="list-style-type: none"> – Turbulenzmodelleinfluss – Modellierung des Reifen-Fahrbahnkontaktes – Partikelinjektion und Partikeleigenschaften – Partikeldeposition und -Resuspension
	(II.) Partikelentstehung	3. Analyse von Reifenemissionen im Fahrversuch <ul style="list-style-type: none"> – Abschätzung von Messverlusten – Analyse von Einfluss- und Störgrößen – Differenzierung von Abriebemissionen (TRWP) und Resuspension
}		
(III.) Verbleib in der Umwelt	5. Methode zur virtuellen Emissionsnachverfolgung	
	<ul style="list-style-type: none"> – Skalierung und Übertragung der Modelle auf die makroskopische Ebene – Verknüpfung eines Emissionsprädiktions- mit einem Strömungsmodell – Emissionsnachverfolgung von der Stelle der Generierung bis zur Ablagerung in der Umwelt – Vergleich mit der Umweltmesstechnik 	

In Tabelle 15 sind die einzelnen Themenschwerpunkte dargestellt. Diese sind horizontal in eine Experimental- und eine Modellebene untergliedert. In der vertikalen Ebene erfolgt eine Untergliederung in drei Themenschwerpunkte: (I.) Partikel-Strömungs-Interaktion, (II.) Partikelentstehung und (III.) Verbleib in der Umwelt. Es ergeben sich somit fünf Themenschwerpunkte, die entsprechend der notwendigen Bearbeitungsreihenfolge nummeriert sind. Bevor mit der experimentellen Analyse der Partikelentstehung im Fahrversuch begonnen werden kann, muss die Partikel-Strömungs-Interaktion in der Nachlaufströmung des Reifens bekannt sein. Auf dieser Basis kann eine geeignete Probenahmemethode definiert werden, um den Zusammenhang zwischen dem Fahrzustand und der Partikelentstehung analysieren zu können. In einem abschließenden Abschnitt ist die Zusammenführung der Modelle und deren Anwendung auf eine makroskopische Ebene (Innenstadtmodell) vorgesehen, um den Partikelverbleib in der Umwelt zu beschreiben.

- **1. Experimentelle Analyse der Partikeldynamik:** Um kontrollierbare Randbedingungen zu gewährleisten, ist zunächst die Entwicklung eines Versuchsträgers (Strömungsprüfstand) erforderlich. Auf dieser Basis kann die Partikeldynamik ausgehend vom Reifen-Fahrbahnkontakt experimentell analysiert werden. Eine besondere Herausforderung stellt die Entwicklung und Umsetzung des Prüfstandes sowie dessen messtechnische Ausstattung dar.
- **2. Modellbasierte Analyse der Partikeldynamik:** Parallel zu den experimentellen Untersuchungen wird ein Strömungsmodell entwickelt. Die Einbindung von entsprechenden Partikelmodellen soll die Beschreibung der Partikelaufrichtung und -Ablagerung in der Fahrzeugperipherie ermöglichen. Dies umfasst somit auch die Abschätzung der Messeffizienz eines Probenahmesystems für Reifenemissionen. Eine Herausforderung stellt die Implementierung der physikalischen Modelle in den CFD-Algorithmus dar.
- **3. Analyse von Reifenemissionen im Fahrversuch:** Die Vorbetrachtungen liefern die Grundlage für die Definition einer Probenahmestrategie im Fahrversuch. Ein Messfahrzeug muss hierfür so instrumentiert werden, dass eine Korrelation zwischen dem Fahrzustand und den Reifenemissionen ermöglicht wird. Von Relevanz sind Emissionswerte, die im Zusammenhang mit der Außenluftkonzentration ($PM_{2,5}$, PM_{10}) und der Abgasgesetzgebung (PM, PN) stehen. Ähnliche Ansätze sind bereits aus der Literatur bekannt. Jedoch wurde der Einfluss des Fahrzustandes und der Messeffizienz bislang nicht methodisch berücksichtigt. Die Interpretation der Messergebnisse stellt, aufgrund der Überlagerung der Einfluss- und Störgrößen, eine weitere Herausforderung dar.

- **4. Prädiktion von Reifenemissionen:** In einem weiteren Schritt sollen einfache Formelzusammenhänge zwischen dem Fahrzustand und der Emissionsentstehung hergeleitet werden. Dies betrifft die Generierung von Abriebemissionen ebenso wie die Resuspension von Fahrbahnstaub. Vergleichbare Ansätze existierten bereits aus dem Bereich der Abgas- und Bremsstaubemissionen. Ein Prädiktionsmodell für Reifenemissionen ist hingegen nicht bekannt. Eine Herausforderung stellt die Trennung zwischen den Abriebemissionen und der Resuspension dar.
- **5. Methode zur virtuellen Emissionsnachverfolgung:** Abschließend erfolgt eine Skalierung und Zusammenführung der Modelle. Die Anwendung des Prädiktionsmodells soll eine Vorhersage von Emissionsschwerpunkten innerhalb eines virtuellen Szenarios ermöglichen. Um die Ausbreitung der Partikel in der Umwelt zu beschreiben, soll eine Kopplung mit einem Strömungsmodell erfolgen. Zwar existieren bereits Strömungsmodelle, die eine Beschreibung der Luftzirkulation und der Partikeldynamik auf makroskopischer Ebene ermöglichen. Die Verknüpfung mit einem Emissionsprädiktionsmodell stellt hingegen eine neuartige Methode dar. Als komplex ist insbesondere die Wertübergabe zwischen den unterschiedlichen Simulationsumgebungen einzustufen.

Die Erkenntnisse und Methoden, die aus dieser Arbeit hervorgehen, sollen eine Grundlage für zukünftige wissenschaftliche Aktivitäten, gesetzgeberische Maßnahmen sowie ingenieurtechnische Minderungsmaßnahmen darstellen. Beispielsweise kann die Modellierung der Expositionskonzentration zu einer besseren Abschätzung der Toxizität beitragen. Zudem soll ein Beitrag zur Entwicklung eines möglichen Regulierungsverfahrens für Reifenemissionen geleistet werden. Nicht zuletzt soll ein Werkzeug geschaffen werden, das eine bessere Beurteilung der Wirksamkeit von politischen Maßnahmen in Bezug auf den Immissionsschutz der Bevölkerung ermöglicht. Die Erkenntnisse können darüber hinaus in den technischen Entwicklungsprozess einfließen und der Entwicklung von emissionsreduzierten Reifenmischungen und Fahrbahnbelägen sowie emissionsmindernden Sekundärmaßnahmen dienen.

Neben der Beschreibung des Forschungsbedarfs und der Vorgehensweise werden nachfolgend Hypothesen (Tabelle 16) aufgestellt, die am Ende der Arbeit bewertet werden sollen.

Tabelle 16: Hypothesen in Bezug auf den Emissionsprozess des Reifen-Fahrbahnkontaktes

- Hypothese 1** *Der Partikeleintrag erfolgt durch die Luftverdrängung vor dem Reifen (Resuspension) sowie durch den Laufstreifen (TRWP, Resuspension).*
- Hypothese 2** *Die Partikelausbreitung wird maßgeblich durch die Wirbelstrukturen im Bereich der Nachlaufströmung des Reifens bestimmt.*
- Hypothese 3** *Der Ausbreitungsprozess von Reifenemissionen kann auf Basis eines Strömungsmodells in qualitativer Übereinstimmung mit dem Experiment beschrieben werden.*
- Hypothese 4** *Die Implementierung von Modellen zur physikalischen Beschreibung der Partikelablagerung und -Aufwirbelung erlaubt eine qualitative Aussage in Bezug auf den Partikelverbleib.*
- Hypothese 5** *Bei der Messung von Reifenemissionen im Fahrversuch ist in Abhängigkeit der Fahrzeuggeschwindigkeit und der Partikelgröße mit erheblichen Messverlusten zu rechnen.*
- Hypothese 6** *Reifenemissionen werden im öffentlichen Straßenverkehr durch eine Vielzahl von Störeinflüssen überlagert. Hierzu zählt insbesondere der Eintrag von Fremdemissionen anderer Fahrzeuge.*
- Hypothese 7** *Eine eindeutige Unterscheidung zwischen der Resuspension von Fahrbahnstaub und Abriebemissionen (TRWP) ist im Fahrversuch nicht möglich.*
- Hypothese 8** *Der Zusammenhang zwischen dem Fahrzustand, der Entstehung von Abriebemissionen und den zugrundeliegenden Verschleißmechanismen ist nachweisbar.*
- Hypothese 9** *Reifenemissionen können in Abhängigkeit des Fahrzustandes durch Näherungsformeln beschrieben werden.*
- Hypothese 10** *Auf Basis eines makroskopischen Gesamtmodells können Emissionsschwerpunkte vorhergesagt und deren Verlagerung im Simulationsraum virtuell beschrieben werden.*

4. Experimentelle Analyse der Partikeldynamik

4.1. Entwicklung eines Versuchsträgers (Strömungsprüfstand)

4.1.1. Auslegung und Randbedingungen

Für die Analyse der Transportwege von Reifenemissionen ist es erforderlich konstante Randbedingungen zu gewährleisten. Im Fahrversuch ist dies aufgrund der Vielzahl von Einflussgrößen und der limitierten Analysemöglichkeiten nur in begrenztem Umfang möglich. Um Untersuchungen unter Laborbedingungen zu ermöglichen, wurde ein Viertelfahrzeug-Strömungskanal entwickelt. Die Strömungsbedingungen wurden zunächst auf Basis einer CFD-Simulation ausgelegt (Abbildung 17). Ziel war es, im Vergleich mit einem Gesamtfahrzeugmodell (Vgl. Abbildung 19), eine möglichst realitätsnahe An- und Umströmung des Reifens zu gewährleisten.

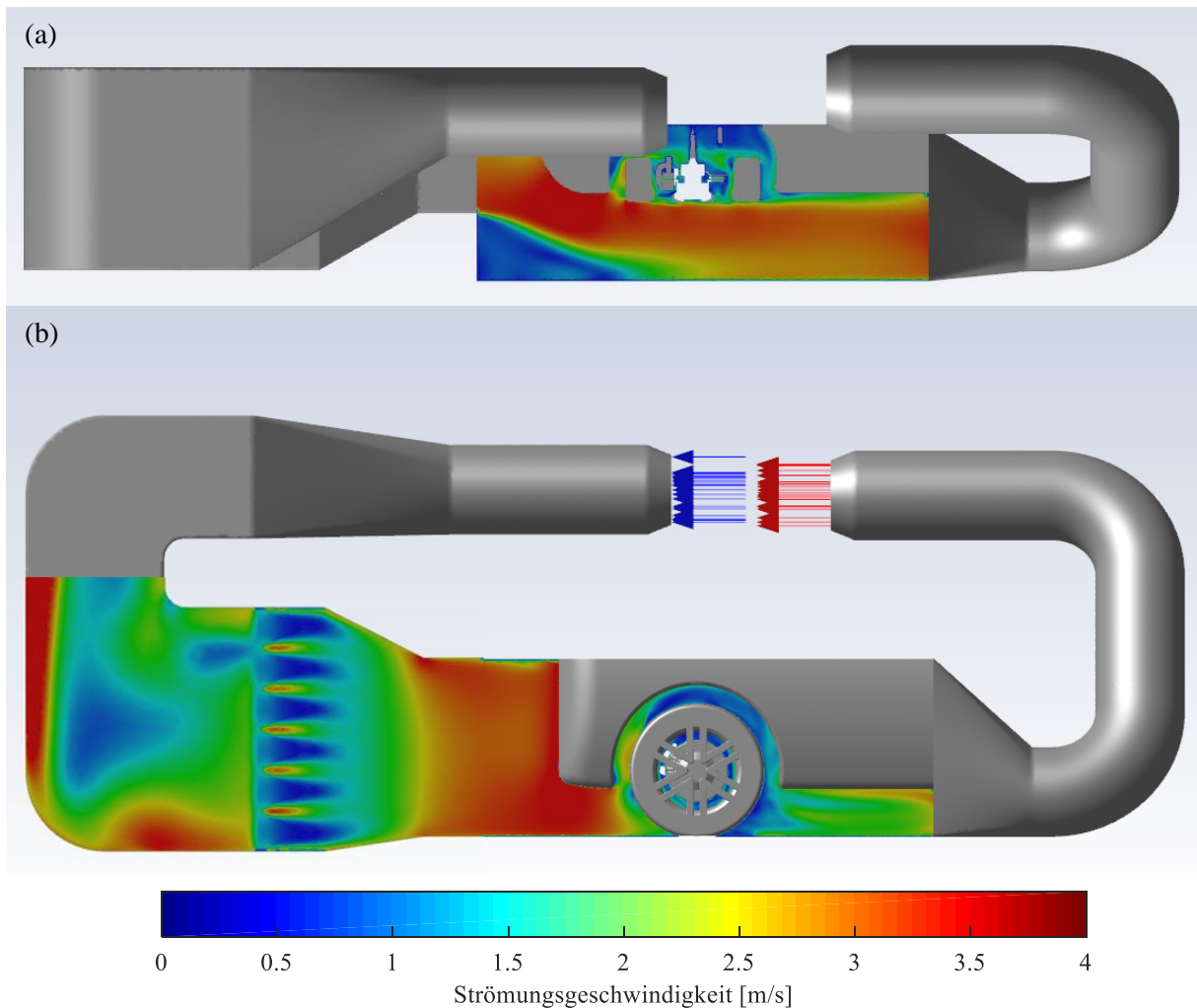


Abbildung 17: CFD-Modell eines Viertelfahrzeug-Strömungsprüfstandes (a) Ansicht von oben (b) Seitenansicht

Die Volumenstromerzeugung wird durch einen Axialventilator realisiert, der einen Volumenstrom von maximal $4000\text{m}^3/\text{h}$ innerhalb des Kanals erzeugt. Dies entspricht einer maximalen Anströmungsgeschwindigkeit von bis zu 3m/s und somit einer Fahrzeuggeschwindigkeit von ca. 10km/h . Die Göttinger Bauart bietet den Vorteil, dass Partikel, die in die Strömung eingebracht werden, innerhalb des Kreislaufes herausgefiltert werden können. Parallelgeschaltete Filter der Klasse F9 erfüllen gleichzeitig die Funktion eines Strömungsgleichrichters.

Im Plenum des Kanals befindet sich das Viertelfahrzeugmodell eines PKWs im Originalmaßstab (1:1). Die Strömungsführung ist so gestaltet, dass charakteristische Wirbelstrukturen im Nachlaufbereich des Reifens (Vgl. Abbildung 10) nachgebildet werden können. Neben der Strömung spielt auch der Abrollvorgang des Reifens eine entscheidende Rolle. Folglich wurde der Boden des Plenums mit einem Flachband ausgestattet auf dem das Rad abrollt. Der Radantrieb erfolgt durch einen Elektromotor. Der Prüfstand dient in erster Linie als Werkzeug für die Entwicklung und die Validierung eines Strömungsmodells. Hierfür wird davon ausgegangen, dass die Messergebnisse auch auf höhere Fahrzeuggeschwindigkeiten übertragbar sind. Im Optimalfall sollten entsprechende Untersuchungen daher im transkritischen ($Re > 7 \cdot 10^5$) Bereich erfolgen.

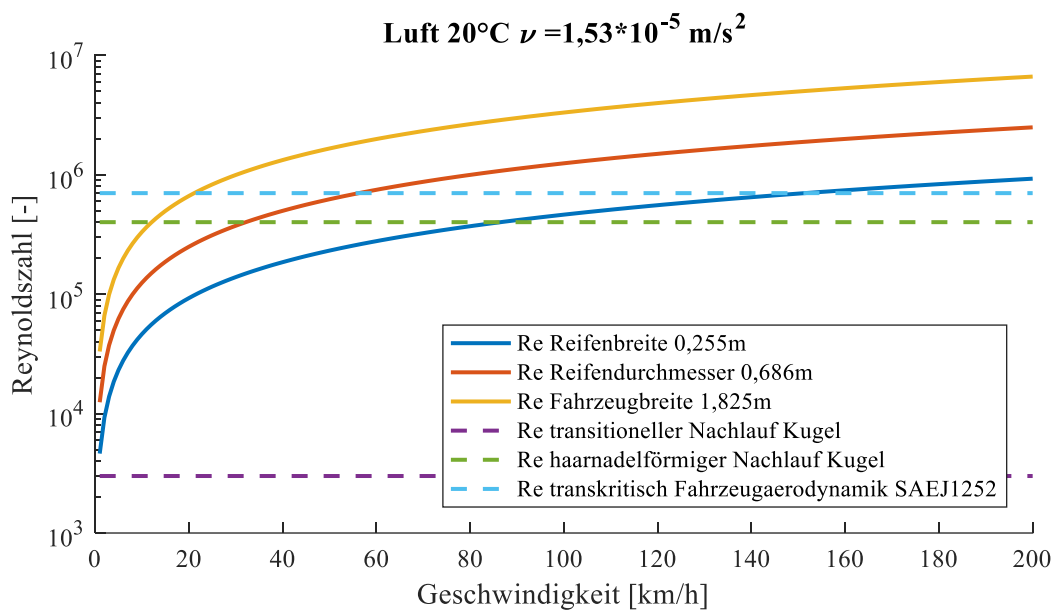


Abbildung 18: Reynoldszahl in Abhängigkeit der Strömungsgeschwindigkeit auf Basis unterschiedlicher charakteristischer Längen

Wie in Abbildung 18 dargestellt, ist die Reynolds-Zahl Re von der Bezugsgröße abhängig. Wenn die Reifenbreite als charakteristische Länge angenommen wird, wird der transkritische Bereich erst ab einer Fahrzeuggeschwindigkeit von 140km/h erreicht. Wird hingegen die Fahrzeugbreite verwendet, ist dies bereits ab einer Geschwindigkeit von 20km/h der Fall. Eine abschließende Bewertung der Skalierbarkeit ist auf Basis der Reynolds-Zahl daher nicht möglich.

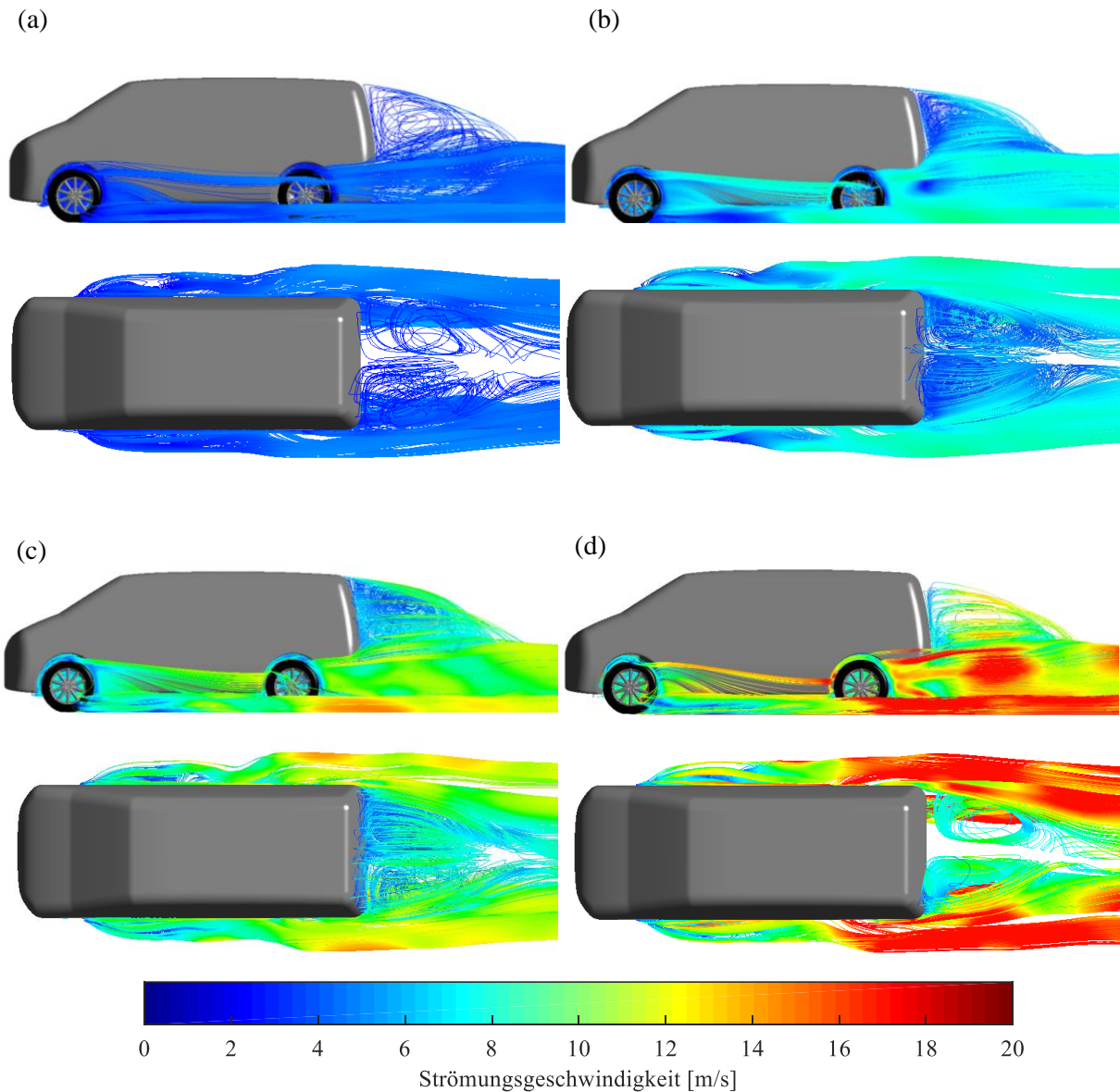


Abbildung 19: CFD-Fahrzeugmodell: Stromlinien ausgehend vom Reifen-Fahrbahnkontakt für verschiedene Fahrzeuggeschwindigkeiten (a) 10km/h (b) 30km/h (c) 60km/h (d) 90km/h

Relevant ist vor allem das Vorhandensein der charakterisierten Wirbelstrukturen. Um dies zu untersuchen, wurden entsprechende Strömungssimulationen auf Basis eines Fahrzeugmodells für unterschiedliche Geschwindigkeitsstufen durchgeführt. Stromlinien, die ausgehend vom Reifen-Fahrbahnkontakt gestartet werden, weisen unabhängig von der Fahrzeuggeschwindigkeit eine qualitativ ähnliche Struktur auf und unterscheiden sich hauptsächlich quantitativ (Abbildung 19). Es kann somit davon ausgegangen werden, dass die Prüfstandergebnisse auf höhere Fahrzeuggeschwindigkeiten im Fahrversuch übertragbar sind.

4.1.2. Messtechnische Ausstattung und Methoden

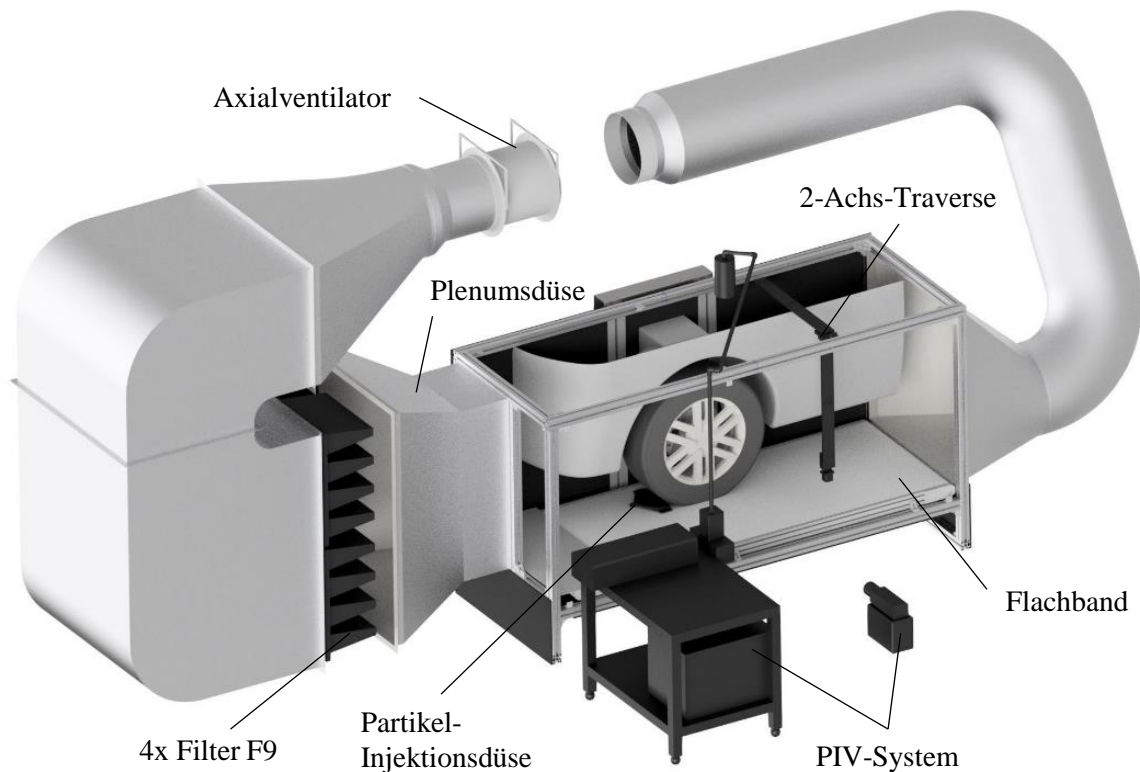


Abbildung 20: Schematische Darstellung des Strömungsprüfstandes mit Viertelfahrzeugaufbau und messtechnischer Ausstattung

In Abbildung 20 ist der Strömungskanal und die zugehörige Messtechnik schematisch dargestellt. Eine tribologische Erzeugung von Partikeln ist nicht vorgesehen. Die Analyse der Ausbreitungsdynamik basiert stattdessen auf Modellpartikeln, die künstlich in die Strömung eingebracht werden. Hierfür wird ein Prüfstaub (ISO 12013-1) durch einen Aerosolgenerator vom Typ „Palas RBG 1000“ dispergiert und über eine Injektionsdüse auf dem Flachband aufgetragen. Der Prüfstaub beinhaltet ein breites Spektrum an Partikelgrößen und besteht vorwiegend aus Quarz (SiO_2). Sowohl die Größenverteilungsdichte, als auch die Materialdichte ($2,65\text{g/cm}^3$) sind bekannt. An der Dispergiereinheit wird ein Gesamtmassenstrom von 10mg/s eingestellt. Auf Basis dieser Randbedingungen kann jeweils ein größenabhängiger Partikelmassen- und Anzahlstrom bestimmt werden (Abbildung 21). [82]

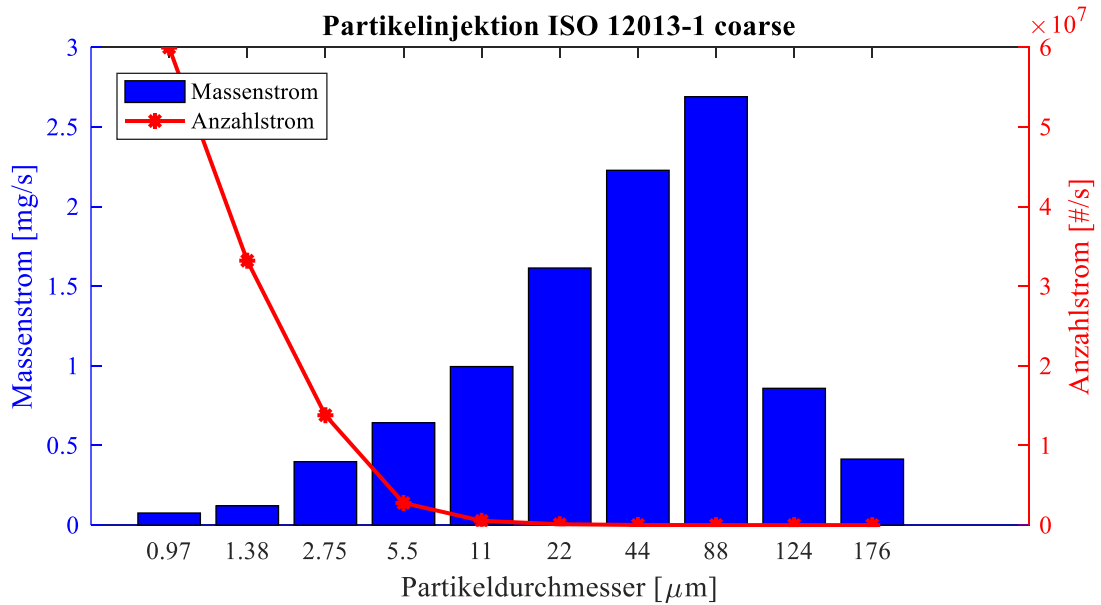


Abbildung 21: Injektionsbedingungen: Prüfstaub ISO 12013-1 coarse - Größenabhängiger Partikelmassen- und Anzahlstrom [82]

Zur Visualisierung der Partikeltransportwege wird ein PIV-System der Firma „ILA 5150“ verwendet. Dieses besteht aus einem Laser, einer Lichtschnittoptik, einer Kamera und einer Synchronisationseinheit. Der Laser (Nd:YAG) erzeugt Doppelpulse (532nm, 200mJ/Puls) mit einem Bildpaarabstand von 200 μs und einer Frequenz von 4Hz. Diese werden über einen Lichtarm in eine Lichtschnittoptik eingeleitet, um eine Laserebene aufzuspannen. Synchron zu den beiden Laserpulsen erfolgt die Aufnahme mit einer Hochgeschwindigkeitskamera (2048x2048 Pixel, 14 bit-Graustufen), die orthogonal zur Laserebene ausgerichtet ist.

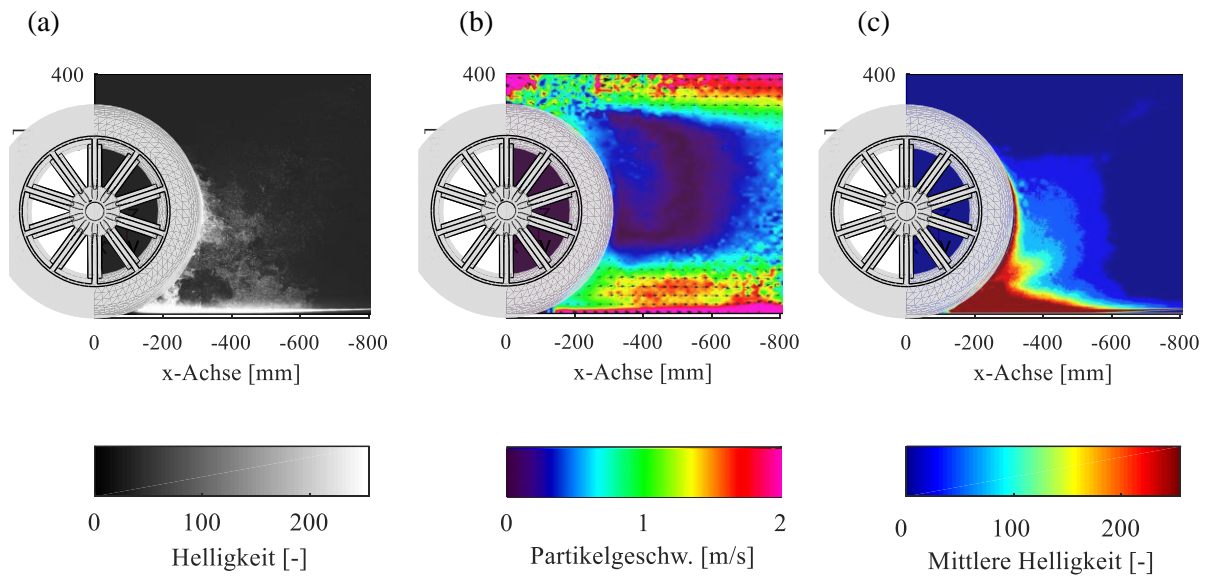


Abbildung 22: PIV-Analyse der Radmittelebene (Exy_0) (a) Momentaufnahme der Grauwertverteilung (b) mittlere Partikelgeschwindigkeit (c) mittlere Helligkeit

In Abbildung 22 ist die PIV-Analyse am Beispiel einer Laserebene dargestellt, die entlang der Radmittelebene aufgespannt wurde. Partikel, die in das Plenum injiziert und durch den Reifen aufgewirbelt werden, können somit durch den Laser visualisiert werden. Abbildung 22 (a) zeigt eine Momentaufnahme der Partikelverteilung hinter dem Reifen. Aufgrund der geringen Zeitabstände zwischen den Bildpaaren ist es möglich die Partikelbewegung zu rekonstruieren, indem eine Kreuzkorrelation von diskreten Bildbereichen durchgeführt wird. Durch eine anschließende Mittelung ($n=100$) kann eine mittlere Geschwindigkeitsverteilung auf der Messebene bestimmt werden (Abbildung 22 (b)). Analog dazu kann auch die Grauwertverteilung mehrerer Einzelbilder gemittelt werden. Dies erlaubt qualitative Rückschlüsse in Bezug auf Konzentrationsschwerpunkte hinter dem Reifen (Abbildung 22 (c)). Um ein quantitativ belastbares Ergebnis zu erhalten, ist hingegen der Einsatz von entsprechender Partikelmessstechnik erforderlich.

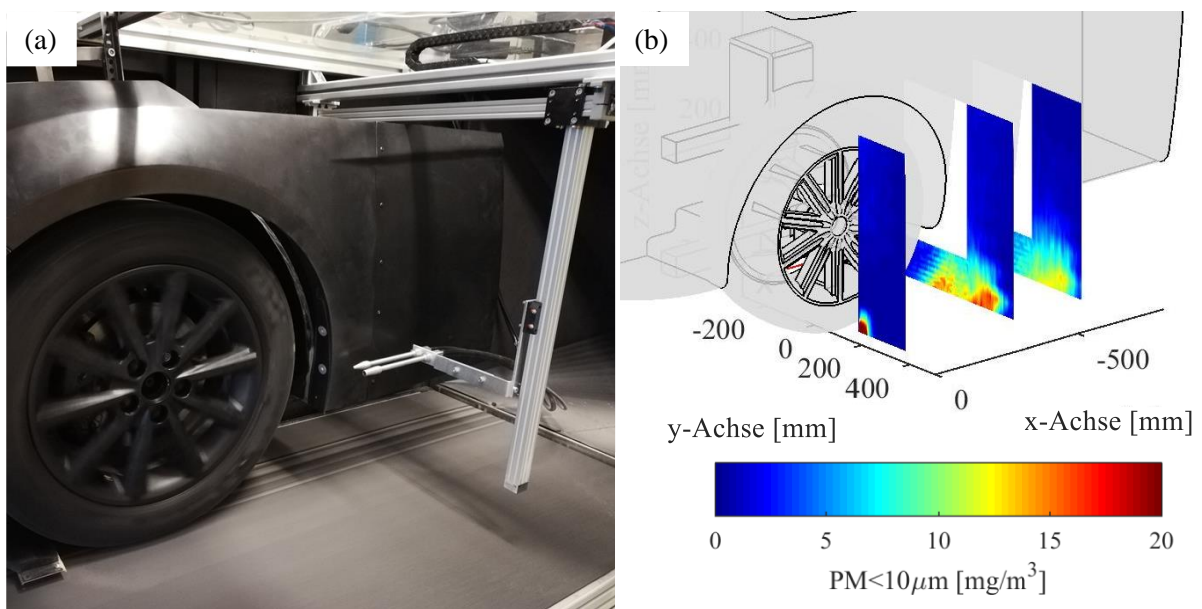


Abbildung 23: (a) Prüfablauf auf Basis einer Messtraverse (b) Zugehörige Konzentrationsverteilung auf unterschiedlichen Messebenen

Um eine flächige Vermessung von Konzentrationsprofilen zu ermöglichen, wurde eine Messtraverse entwickelt und in das Prüfstandplenum integriert. Es wurde ein Prüfablauf implementiert, der es erlaubt, Flächenbereiche quer zur Hauptströmungsrichtung auf mäanderförmigen Bahnen abzufahren und Messwerte parallel zur aktuellen Sondenposition aufzuzeichnen. Auf dieser Basis kann die Konzentrationsverteilung bestimmt werden, indem eine Interpolation zwischen den einzelnen Messpunkten vorgenommen wird. Zur Aufzeichnung der Partikelkonzentrationen kommen die in Kapitel 2.1.2 beschriebenen Partikelmesssysteme zur Anwendung, die eine quantitative Aussage in Bezug auf die PM₁₀-, PM₃- und PN-Konzentration ermöglichen. Diese Vorgehensweise ermöglicht eine Korrelation zwischen dem injizierten Partikelmassstrom (10mg/s) und der gemessenen Partikelkonzentration.

Abbildung 23 (a) zeigt die Traverse exemplarisch während eines Prüflaufs. In Abbildung 23 (b) ist die Konzentrationsverteilung ($PM_{<10\mu m}$) für drei unterschiedliche Messebenen dargestellt. Zusätzlich wird eine omnidirektionale Strömungssonde vom Typ „Vectroflow Omniprobe“ verwendet, die eine richtungsabhängige Vermessung der Strömungsgeschwindigkeit ermöglicht.

Zielstellung des Prüfstandes ist es, die Partikeltransportwege von der Injektion bis zur Ablagerung zurückverfolgen zu können. Zur Analyse der Ablagerung können Probepads an beliebigen Stellen auf dem Fahrzeugmodell adaptiert und über ein definiertes Zeitintervall mit Partikeln beladen werden. Eine anschließende Analyse auf Basis eines optischen Auflichtmikroskops vom Typ „Keyence VHX 7000“ erlaubt somit Rückschlüsse auf das Ablagerungsverhalten.

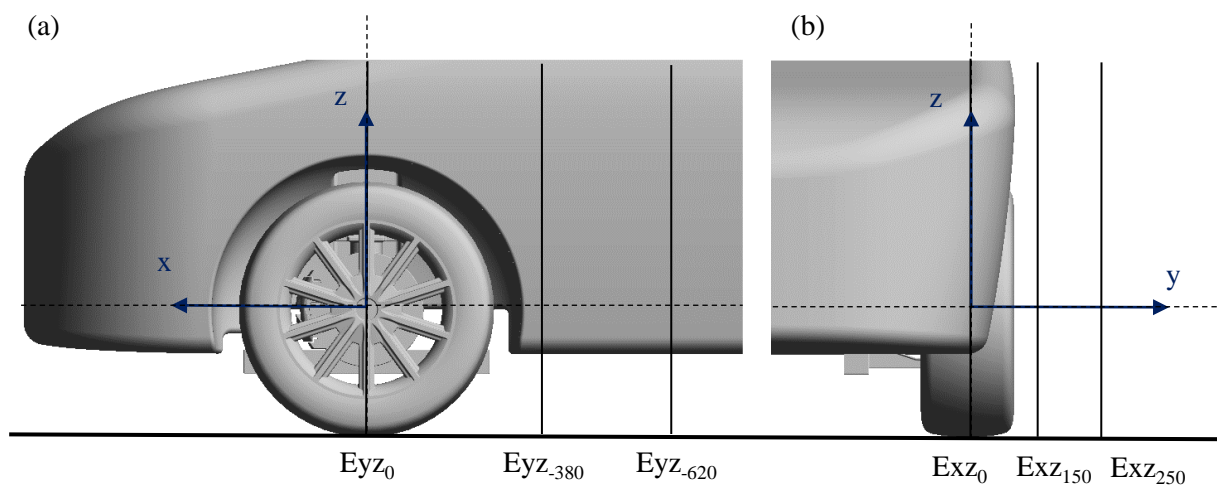


Abbildung 24: Prüfstandkoordinatensystem und Messebenen (a) quer und (b) längs zur Hauptströmungsrichtung

Als Basis für die Analyse der Ausbreitungsdynamik dienen insgesamt 6 Messebenen, die jeweils längs und quer zur Hauptströmungsrichtung angeordnet sind (Abbildung 24). Das Messraster wurde dabei so gewählt, dass ein möglichst vollständiges Abbild der Partikeltransportwege ermittelt werden kann. Der Zahlenwert der Ebenenbezeichnung beschreibt den Abstand zum Radmittelpunkt in Millimetern. Die Untersuchung der Ebenen parallel zur Hauptströmungsrichtung (Exz_0 , Exz_{150} , Exz_{250}) erfolgt auf Basis des PIV-Systems, die der Ebenen quer zur Hauptströmungsrichtung (Eyz_0 , Eyz_{-380} , Eyz_{-620}) auf Basis der Messtraverse.

4.2. Analyse der Ausbreitungsdynamik

4.2.1. Injektionsbedingungen

Um die Partikelaufrichtung durch das Reifenprofil zu analysieren, wurde zunächst ein freistehendes Rad betrachtet. Dies bietet den Vorteil einer einfacheren Zugänglichkeit für die Messungen. Zudem kann die Komplexität des Gesamtsystems reduziert werden, indem die Strömungsbeeinflussung durch den Radkasten vernachlässigt wird.

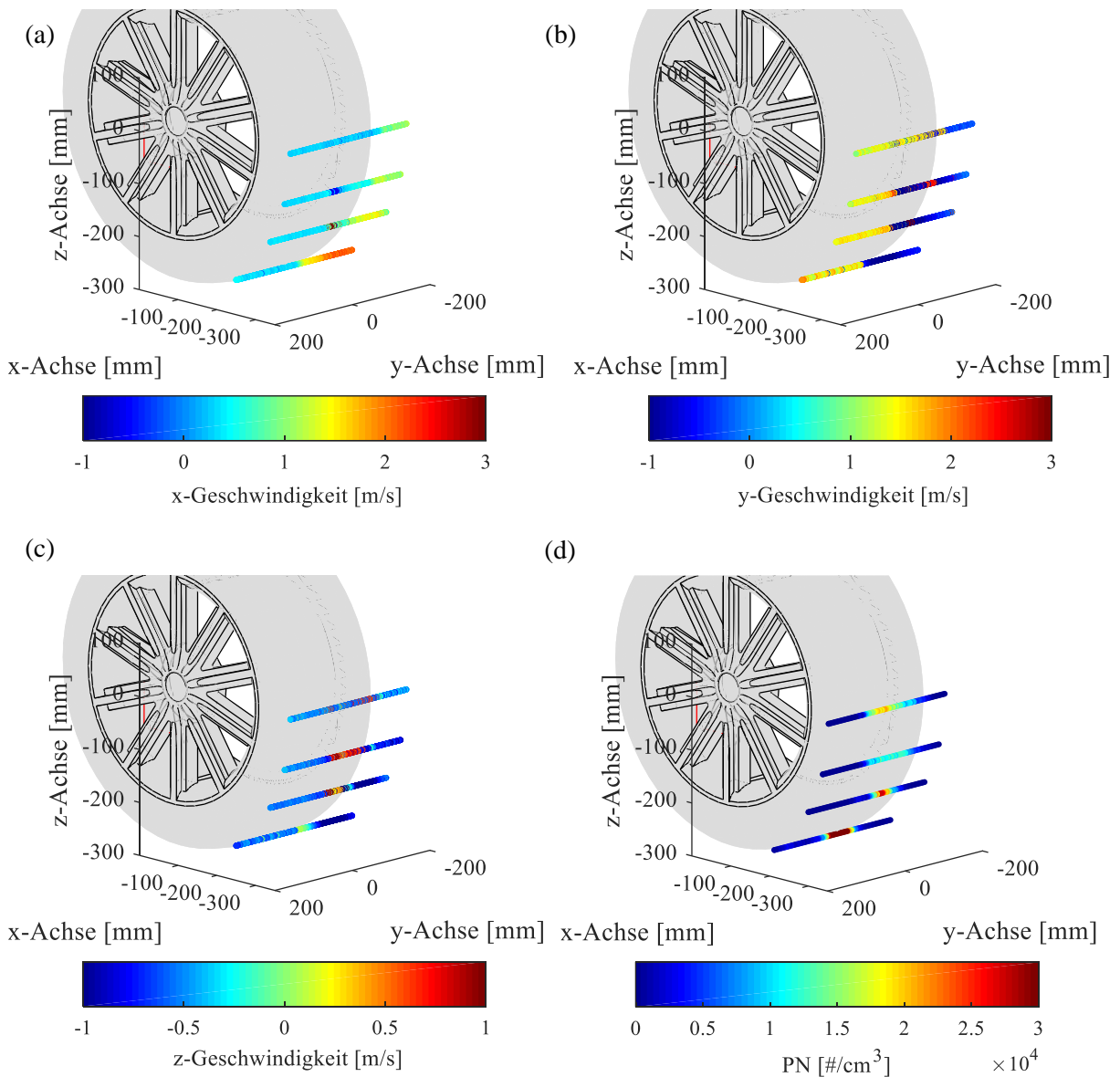


Abbildung 25: Injektionsbedingungen: (a) x-Geschwindigkeit (b) y-Geschwindigkeit (c) z-Geschwindigkeit (d) Partikelkonzentration (PN) - (3m/s / 9rad/s)

Die Art und Weise, wie die Partikel in die Strömung eingebracht werden, hat einen entscheidenden Einfluss auf das Ausbreitungsverhalten. Zunächst wurden daher die Injektionsbedingungen hinter dem Reifen untersucht. Die Strömungsgeschwindigkeit wurde hierfür, entsprechend einer Fahrzeuggeschwindigkeit von ca. 10km/h, auf 3m/s und die Radrotationsgeschwindigkeit auf 9rad/s eingestellt. Das untersuchte Reifenprofil entspricht einem Sommerreifen. Auf dieser Basis wurden jeweils Linienprofile im Abstand von 20mm hinter der Lauffläche aufgezeichnet.

Wird die Strömungsgeschwindigkeit in Längsrichtung betrachtet, fällt ein Maximum auf der Innenseite des Reifens auf, das durch den Einfluss des P-Schulterwirbels erklärt werden kann (Abbildung 25 (a)). Das Nachlaufgebiet hinter dem Reifen ist dementsprechend asymmetrisch nach außen verschoben. Folglich ist der Bereich außerhalb der Reifenmitte durch eine Querströmung in fahrzeugäußerer Richtung geprägt (Abbildung 25 (b)). Wird die Strömungsgeschwindigkeit in z-Richtung betrachtet, zeigt sich, dass die Strömung bereits 20mm hinter der Lauffläche nicht mehr durch eine Auftriebswirkung durch das Reifenprofil, sondern durch eine nach unten gerichtete Strömung infolge der Überströmung des Reifens gekennzeichnet ist (Abbildung 25 (c)). Nur in der Mitte der Lauffläche bildet sich ein schmales nach oben gerichtetes Strömungsband aus. Die Vorbetrachtung der Strömungsverhältnisse erklärt die Partikelkonzentrationsverteilung hinter dem Reifen (Abbildung 25 (d)). Ein Maximum ist knapp oberhalb der Fahrbahnebene zu erkennen. Der Partikelstrom folgt dem schmalen Auftriebsband in der Reifenmitte nach oben.

In Abbildung 26 ist der Einfluss der Radrotations- und der Anströmungsgeschwindigkeit dargestellt. Die Radrotation bestimmt den Transport der Partikel aus der Fahrbahnebene nach oben, während die Umströmung des Reifens die Partikel am weiteren Aufsteigen hindert. Um die beiden Einflüsse getrennt zu betrachten, wurde eine Parametervariation durchgeführt. Ausgehend von einem Gleichgewichtszustand (3m/s und 9rad/s) wurde jeweils ein Parameter auf 1m/s bzw. 3rad/s reduziert.

Im Fall des Gleichgewichtszustandes ist ein Strömungsabriss tangential zur oberen Reifenkante erkennbar (Abbildung 26 (a)). Hinter dem Reifen bildet sich ein ausgedehntes Nachlaufgebiet aus. Dieses wird knapp oberhalb der Fahrbahnoberfläche durch den P-Schulterwirbel unterbrochen, der von der Radinnenseite nach außen strömt und dabei eine zusätzliche Geschwindigkeitskomponente in x-Richtung aufweist. In Bezug auf die Partikelverteilung zeigt sich, dass kaum Partikel über mehr als 90° entlang der Radrotationsrichtung nach oben transportiert werden. Das Konzentrationsmaximum liegt im Bereich der unteren Reifenhälfte.

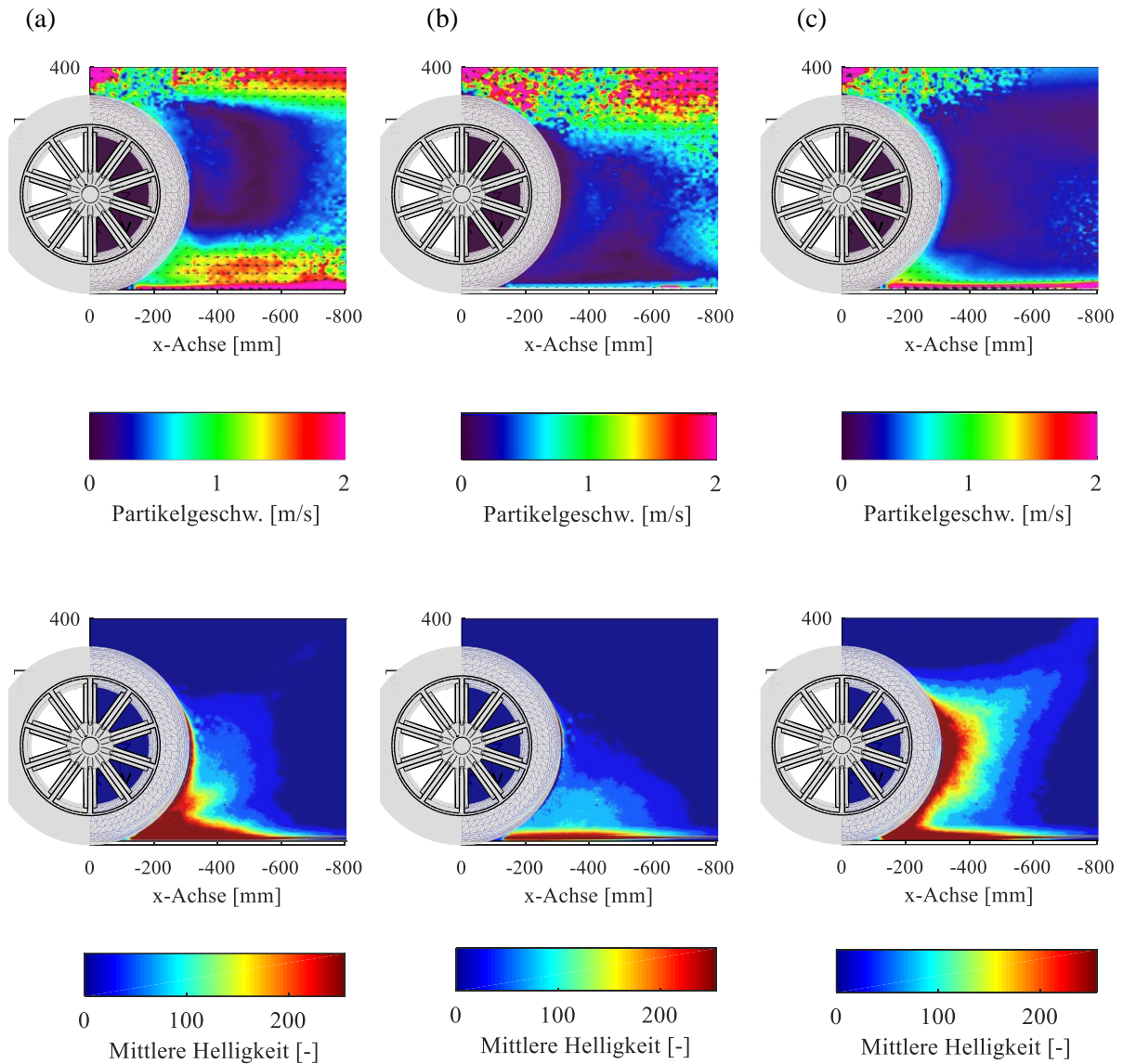


Abbildung 26: Injektionsbedingungen: Einfluss von Anströmungs- und Radrotationsgeschwindigkeit auf die Strömungsgeschwindigkeit (oben) und die Partikelkonzentration (unten) - (a) 3m/s / 9rad/s (b) 3m/s / 3rad/s (c) 1m/s / 9rad/s - (Exz₀)

Wird die Radrotationsgeschwindigkeit relativ zur Anströmung gedrosselt, verjüngt sich das Nachlaufgebiet hinter dem Reifen und der Luftstrom, der den Reifen überströmt, verläuft in einem steileren Winkel nach unten (Abbildung 26 (b)). Gleichzeitig ist kein Einfluss durch den P-Schulter-Wirbel mehr erkennbar. Dies ist durch den geringeren Energieeintrag infolge der reduzierten Rotationsgeschwindigkeit zu begründen, wodurch sich die Ablösungsstelle auf der Innenseite nach vorne verschiebt. Gleichzeitig werden deutlich weniger Partikel aus der Fahrbahnebene nach oben befördert.

Die Drosselung der Strömungsgeschwindigkeit bewirkt hingegen eine Ausdehnung des Nachlaufgebietes hinter dem Reifen (Abbildung 26 (c)). Unmittelbar hinter dem Reifen-Fahrbahnkontakt ist nun wieder ein Einfluss durch den P-Schulterwirbel feststellbar, der jedoch vergleichsweise schwach ausgeprägt ist. Des Weiteren ist die Ventilationswirkung des Reifenprofils in Form einer erhöhten Strömungsgeschwindigkeit in unmittelbarer Nähe zur Lauffläche erkennbar. Aufgrund der geringen Gegenströmung, wird ein entsprechend hoher Anteil der Partikel entlang des Reifenprofils nach oben transportiert und kann sich großflächig innerhalb des Nachlaufgebietes hinter dem Reifen ausbreiten.

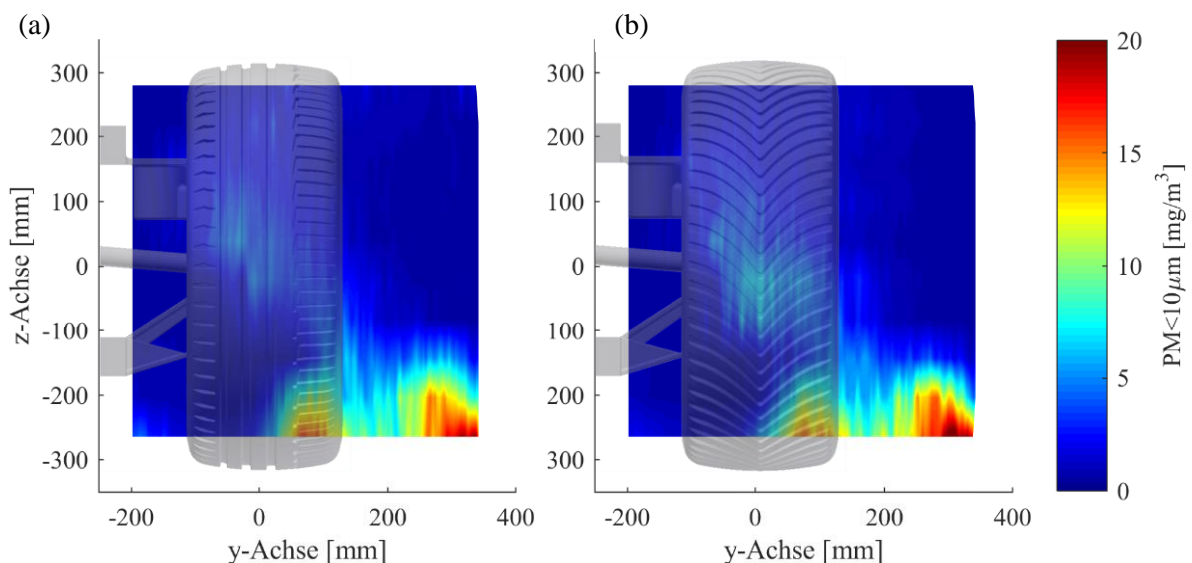


Abbildung 27: Injektionsbedingungen: Einfluss des Reifenprofils (a) Sommerreifen (b) Winterreifen - (Eyz-380) Ansicht von vorne (3m/s / 9rad/s)

Eine weitere Einflussgröße stellt die Profilierung des Reifens dar. Die Profilform bestimmt die Ventilationswirkung des Reifens und damit die Auftriebswirkung. Außerdem können sich in den Lamellen und Profilstrukturen Partikel anlagern. Diese werden beim Abrollen des Reifens von der Fahrbahnoberfläche aufgenommen, nach oben transportiert, durch die Gegenströmung vom Profilelement gelöst und an die Strömung abgegeben. Um den Einfluss des Reifenprofils zu untersuchen, wurde das Konzentrationsprofil auf der Ebene Eyz-380 jeweils auf Basis eines Sommer- und eines Winterreifens gegenübergestellt (Abbildung 27).

Grundsätzlich ist das Verhalten beider Reifentypen vergleichbar und wird durch drei charakteristische Konzentrationsschwerpunkte bestimmt. Die beiden Maxima knapp oberhalb der Fahrbahnoberfläche sind auf Partikel, die an den Staupunkten vor dem Reifen aufgewirbelt werden und den Reifen seitlich umfließen, zurückzuführen. Die Partikel werden durch den P-Schulterwirbel auf der Radinnenseite und den äußeren Radlatsch-Wirbel auf der Radaußenseite gebunden, woraus eine Verschiebung des Konzentrationsprofils in fahrzeugäußerer Richtung resultiert.

Ein drittes Konzentrationsmaximum, das sich mittig hinter dem Reifen befindet, kann direkt auf die Aufwirbelung durch die Lauffläche zurückgeführt werden. Verglichen mit dem Sommerreifen weist der Winterreifen ein deutlich breiteres Maximum auf. Im Fall des Sommerreifens erfolgt der Partikeltransport vor allem entlang der Längsrillen. Der Winterreifen weist hingegen einen deutlich größeren Anteil an Profilvertiefungen und feinen Lamellenstrukturen auf. In der Folge kann ein größerer Partikelanteil von der Fahrbahn aufgenommen und nach oben transportiert werden.

4.2.2. Partikeltransportwege

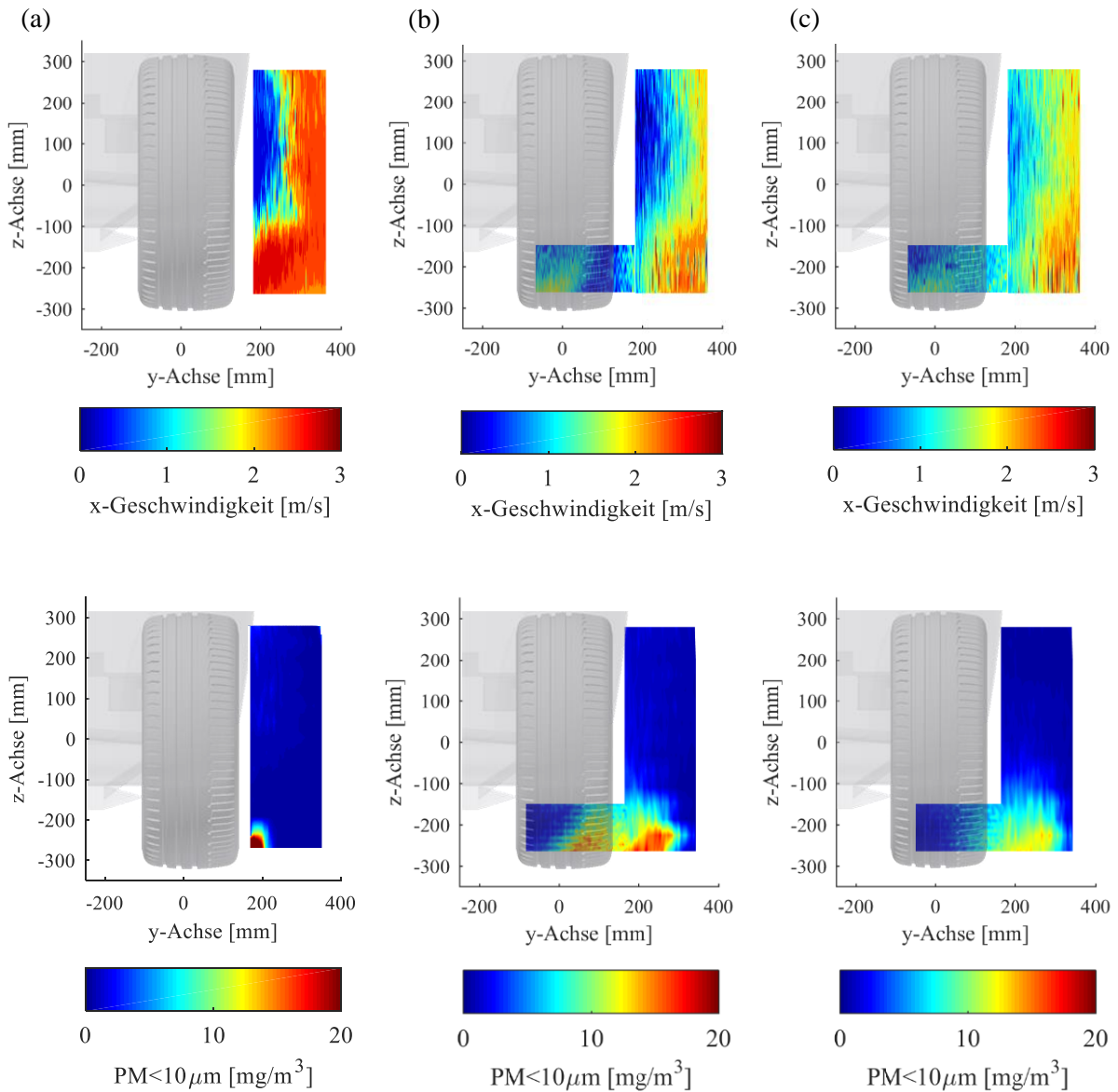


Abbildung 28: Partikeltransportwege: Analyse der Strömung (oben) und der Partikelkonzentration (unten) quer zur Hauptströmungsrichtung (a) E_{yz_0} (b) $E_{yz_{-380}}$ (c) $E_{yz_{-620}}$ - Ansicht von vorne (3m/s / 9rad/s)

Untersuchungen an einem frei angeströmten Rad sind mit der Realität nur bedingt vergleichbar, da die Strömung durch die Karosserie beeinflusst wird. Folglich wurde das Modell in einem nächsten Schritt um einen Viertelfahrzeugaufbau (Stoßstange, Kotflügel, Radkasten) erweitert, um die Anströmung des Reifens realitätsnah nachzubilden. Für die folgenden Untersuchungen wurde jeweils der Gleichgewichtszustand von Anströmungs- und Radrotationsgeschwindigkeit untersucht (3m/s und 9rad/s).

In Abbildung 28 sind die, auf Basis des Viertelfahrzeugmodells ermittelten Strömungsgeschwindigkeiten und Konzentrationsverteilungen auf jeweils drei Messebenen quer zur Fahrzeuglängsachse dargestellt. Wird die Strömungsgeschwindigkeit seitlich des Rades betrachtet, ist ein Nachlaufbereich oberhalb der Radmitte erkennbar, der aus der Luftverdrängung durch die Fahrzeugfront resultiert (Abbildung 28 (a)). Unterhalb der Radmitte entspricht die Strömungsgeschwindigkeit hingegen der Anströmungsgeschwindigkeit. Die Partikelkonzentration weist knapp oberhalb der Fahrbahnebene ein signifikantes Maximum auf. Dieses ist auf Partikel zurückzuführen, die am Staupunkt vor der äußeren Reifenflanke aufgewirbelt werden und das Rad seitlich umfließen.

Unmittelbar hinter dem Rad ist der Einfluss des P-Schulter- und des äußeren Radlatschwirbels ersichtlich (Abbildung 28 (b)). Das Wirbelpaar begrenzt den Nachlaufbereich des Reifens. Drei charakteristische Partikelmaxima resultieren, analog zum frei angeströmten Rad, aus der Aufwirbelung an den vorderen Reifenflanken sowie durch den Laufstreifen. Ebenso ist eine Verschiebung des Konzentrationsprofils in fahrzeugäußerer Richtung zu beobachten.

Weiter stromabwärts homogenisiert sich das Strömungsprofil zunehmend (Abbildung 28 (c)). Der Partikelstrom hat sich an dieser Stelle bereits vollständig neben die Karosserie verlagert und homogenisiert. Die drei charakteristischen Konzentrationsmaxima, die zuvor noch deutlich erkennbar waren, sind an dieser Stelle nicht mehr differenzierbar. Zudem wird der Partikelstrom infolge der höheren Strömungsgeschwindigkeit neben der Karosserie stärker verdünnt, wodurch die Konzentration absinkt.

Analog wurde die Partikel-Strömungs-Interaktion längs zur Hauptströmungsrichtung auf Basis des PIV-Systems analysiert (Abbildung 29). Ebene Exz_0 ist deckungsgleich mit der Radmittelebene und musste für die optische Messung mit dem Laser zugänglich gemacht werden.

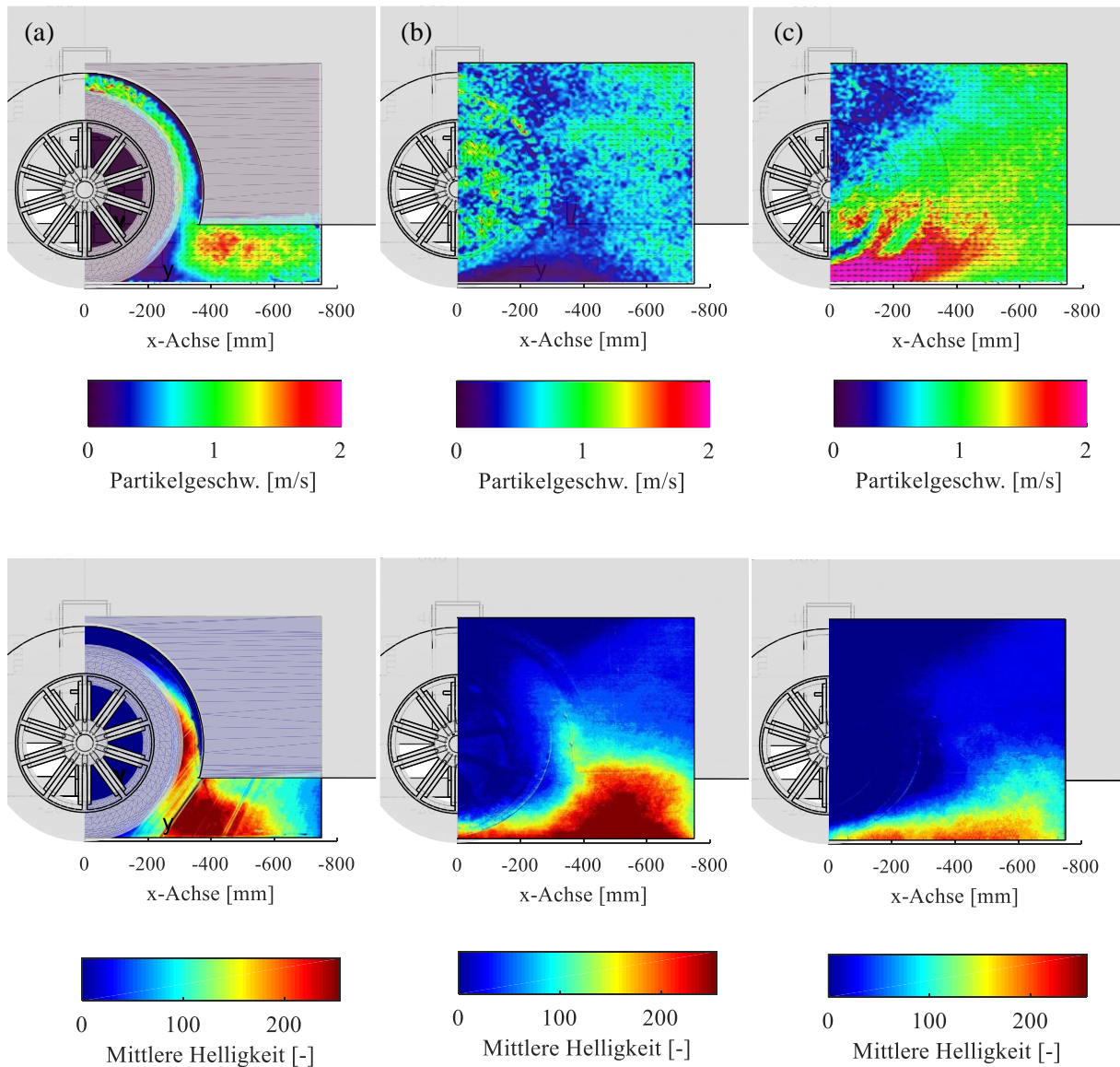


Abbildung 29: Partikeltransportwege: Analyse der Strömung (oben) und der Partikelkonzentration (unten) längs zur Hauptströmungsrichtung (a) Exz_0 (b) Exz_{150} (c) Exz_{250} - Seitenansicht (3m/s / 9rad/s)

Unmittelbar hinter dem Reifen-Fahrbahnkontakt ist ein Rückströmungsgebiet erkennbar (Abbildung 29 (a)). Zudem kann eine Strömung durch den Radkasten ausgemacht werden, die den Reifen entgegen der Rotationsrichtung umfließt. Die Partikelkonzentration weist im Nachlaufbereich des Reifens ein entsprechendes Maximum auf. Dieses wird in vertikaler Richtung durch die Gegenströmung und stromabwärts durch den P-Schulterwirbel begrenzt. Die Partikel werden entlang der Radrotation bis knapp oberhalb der Reifenmitte in den Radkasten transportiert. Dort werden diese vom Laufstreifen abgelöst und seitlich aus dem Radkasten ausgeblasen.

Wenige Millimeter seitlich der Karosserie ist ein Rückströmungsgebiet erkennbar, das sich zwischen der Reifenflanke und dem äußeren Radlatsch-Wirbel befindet (Abbildung 29 (b)). Innerhalb dieses Bereichs können Partikel, die hinter dem Reifen aufgewirbelt werden, seitlich neben das Rad zurückströmen. Der Hauptstrom tritt knapp hinter dem Radkasten zwischen der Fahrbahn und dem Unterboden aus. Dort vereinigen sich die Partikelströme, die den Reifen seitlich umströmen, mit dem Partikelstrom, der durch den Laufstreifen aufgewirbelt wird. Weiter oben ist zu beobachten, dass Partikel seitlich aus dem Radkasten austreten und entlang des Kotflügels abströmen.

Weiter außen ist die Strömung durch den Einfluss des äußeren Radlatschwirbels gekennzeichnet (Abbildung 29 (c)). Dieser entsteht an der äußeren Radflanke und weist eine aufsteigende Tendenz auf. Partikel, die durch den Staupunkt vor der äußeren Radflanke aufgewirbelt werden, folgen der Strömung nach oben. Auch auf dieser Ebene ist der Partikelstrom, der seitlich aus dem Radkasten austritt, noch erkennbar. Dieser ist jedoch aufgrund des größeren Abstandes zum Radkasten schwächer ausgeprägt und wird aufgrund der höheren Strömungsgeschwindigkeit stärker verdünnt.

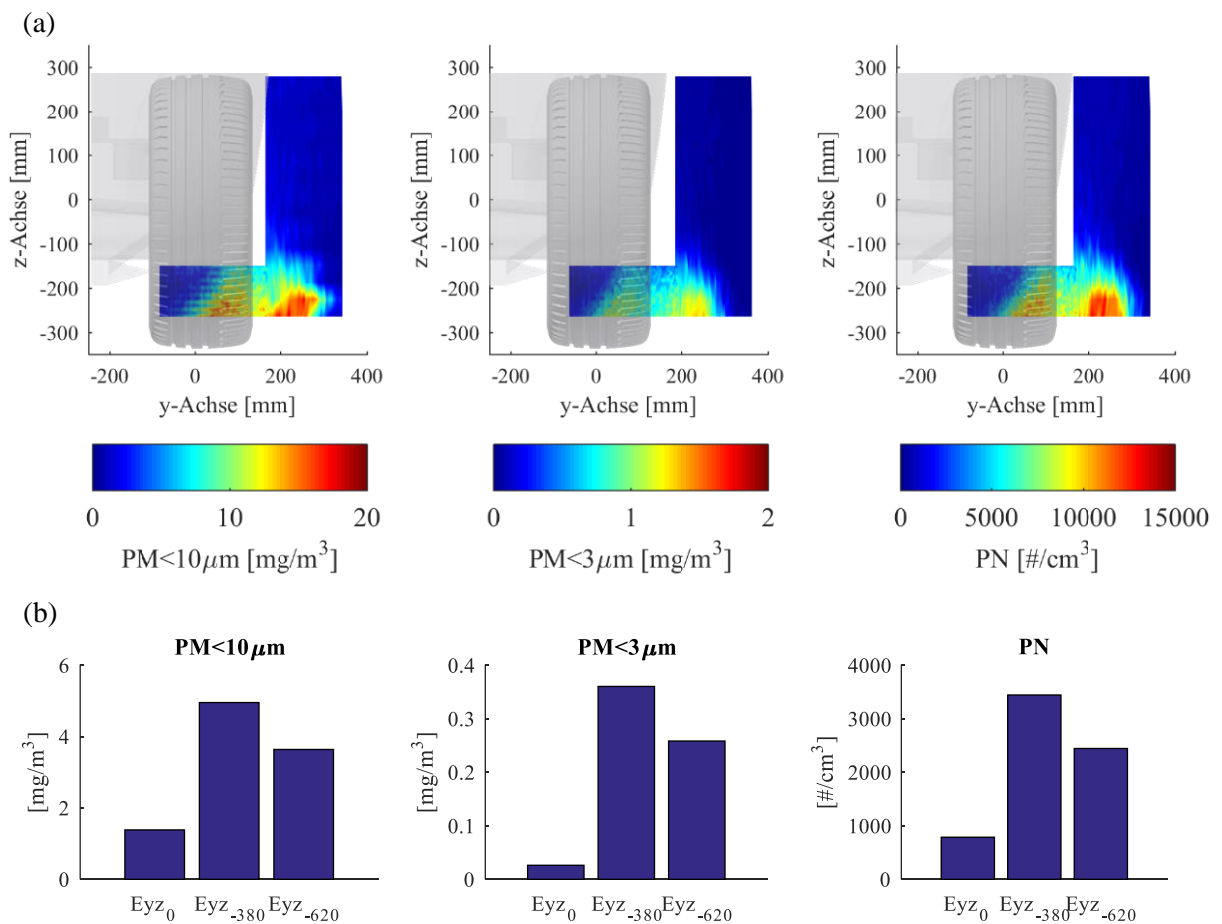


Abbildung 30: Partikeltransportwege: Analyse der Partikelkonzentration quer zur Hauptströmungsrichtung (a) Partikelgrößenabhängigkeit (Eyz₋₃₈₀) (b) Konzentrationsmittelwerte auf Basis der unterschiedlichen Messebenen

Die Messung quer zur Hauptströmungsrichtung erfolgte auf Basis von Messsystemen, die sich in Bezug auf den messbaren Partikelgrößenbereich ($PM < 10\mu m$, $PM < 3\mu m$, PN) unterscheiden. Dies ermöglicht eine Einschätzung des Partikelverhaltens in Abhängigkeit der Partikelgröße. In Abbildung 30 (a) sind die jeweiligen Konzentrationsprofile beispielhaft für eine Ebene (E_{yz-380}) dargestellt. Es zeigt sich, dass das Ausbreitungsverhalten grundsätzlich vergleichbar ist.

In Abbildung 30 (b) sind die zugehörigen Konzentrationsmittelwerte für jede Messebene und jedes Messsystem separat aufgeführt. Auf der Ebene E_{yz_0} werden vor allem Partikel erfasst, die vor dem Reifen aufgewirbelt werden und diesen seitlich umströmen. Die höchsten Konzentrationswerte werden unmittelbar hinter dem Reifen (Ebene E_{xz-380}) gemessen, wo sich die Partikelströme vereinigen. Weiter stromabwärts (Ebene E_{xz-620}) verlagert sich der Partikelstrom nach außen und wird stärker verdünnt. Auffällig ist, dass der Partikelstrom, der das Rad seitlich umströmt, einen verhältnismäßig niedrigen $PM < 3\mu m$ -Anteil aufweist. Auch das $PM < 3\mu m$ -Konturdiagramm erscheint vergleichsweise homogen. Eine mögliche Erklärung ist, dass größere Partikel ($> 3\mu m$) bereits vermehrt an den Staupunkten vor dem Reifen aufgewirbelt werden.

4.2.3. Partikelabscheidung

Der Prüfstand bietet darüber hinaus die Möglichkeit, das Ablagerungsverhalten unter reproduzierbaren Bedingungen zu analysieren. Hierfür wurden Probepads an insgesamt 12 Positionen auf dem Viertelfahrzeugmodell adaptiert und für ein definiertes Zeitintervall (10 Minuten) mit Partikeln beladen (Injektionsstrom: 10mg/s). Die Anordnung der Pads ist in Abbildung 31 (a) dargestellt. Die Pads wurden hierfür auf der Felge (1-3), im Radkasten (4-6), auf dem Kotflügel (7-10) und auf dem Unterboden (11-12) angebracht.

Nach der Beladung mit dem Teststaub, wurden die Pads demontiert und einer mikroskopischen Analyse unterzogen. Dabei wurde jeweils ein definierter Bereich ($2,5\text{mm}^2$) analysiert (Vergrößerung: $400\times$) und eine flächenbezogene Beladung bestimmt (Abbildung 31 (b)). Die höchste Partikelbeladung ist im unteren Teil des Radkastens (Pad 4) zu verzeichnen. Eine erhöhte Abscheidung ist darüber hinaus auch auf dem Kotflügel (Pad 7-9) zu beobachten. Dieses Ablagerungsbild zeigt eine plausible Übereinstimmung mit den zuvor beschriebenen Partikeltransportwegen. Die Partikel werden entlang der Radrotation in den Radkasten transportiert, von der entgegenkommenden Strömung seitlich ausgeblasen und strömen schließlich entlang des Kotflügels nach hinten.

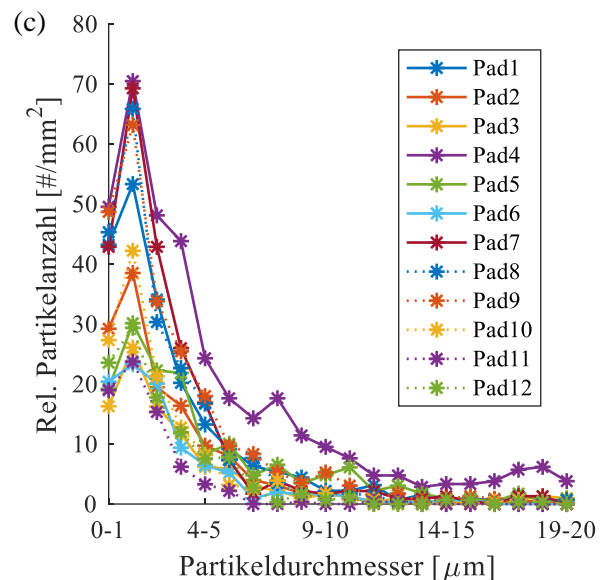
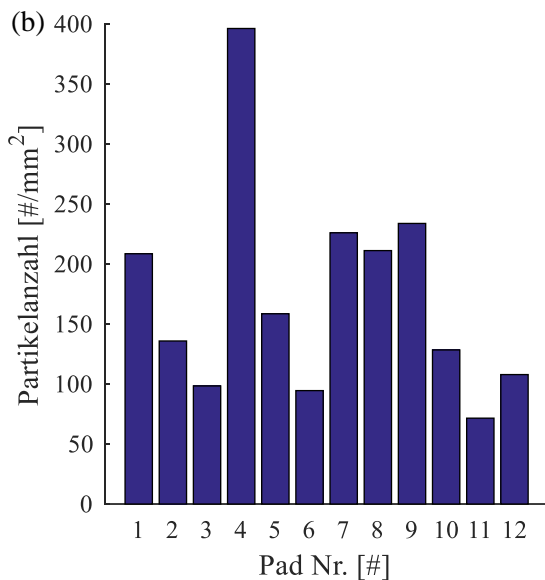
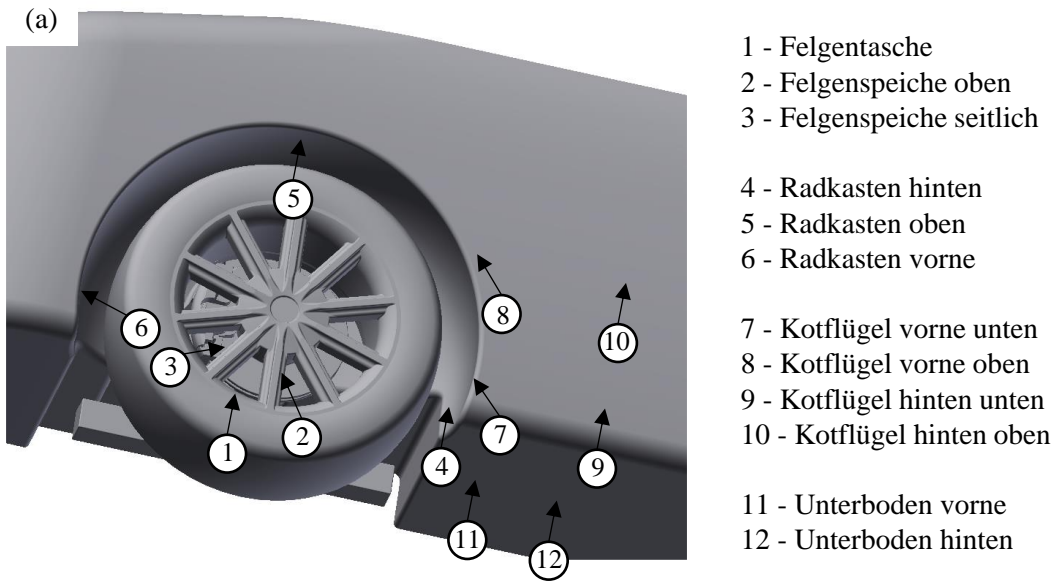


Abbildung 31: Partikeldeposition: Analyse der Partikelablagerung (a) Positionierung der Probepads (b) flächenbezogene Ablagerung (c) Größenverteilungsdichte der Ablagerung

Zusätzlich konnte eine Größeninformation abgeleitet werden, indem die Partikelanzahl pro 1µm-Intervall bestimmt wurde. Dabei zeigte sich, dass das Maximum der Größenverteilung in einem Größenbereich von 1-2µm vorliegt. Alle Pads weisen eine grundsätzlich vergleichbare Größenverteilung auf. Nur im Fall von Pad-4, das im unteren Bereich des Radkastens angeordnet wurde, ist ein auffallend hoher Anteil an vergleichsweise großen Partikeln zu beobachten. Obwohl der Teststaub auch Partikel mit deutlich größeren Durchmessern enthält (Vgl. Abbildung 21), spielen diese in Bezug auf die Ablagerung keine Rolle. Auf den meisten Pads sind fast keine Partikel mit einem Durchmesser von mehr als 15µm nachweisbar. Dementsprechend werden größere Partikel entweder gar nicht bis zur potentiellen Ablagerungsstelle transportiert oder besitzen ausreichend kinetische Energie, um von der Auftreffstelle wieder abzuprallen.

4.2.4. Vergleich mit dem Fahrversuch

Zur Überprüfung der Übertragbarkeit der Prüfstandergebnisse wurden Fahrversuche auf einem Testgelände durchgeführt und das Konzentrationsprofil hinter dem rechten Vorderrad analysiert. Der Messaufbau beinhaltet eine Haltevorrichtung für Partikel- und Strömungsmesssonden, die eine Variation der Messposition ermöglicht. Zudem wurde ein Fahrzyklus festgelegt, der eine definierte Anzahl identischer Fahrmanöver beinhaltet. Gegenstand der Untersuchung sind Kurvenfahrten (Links- und Rechtskurven) mit einer Geschwindigkeit von 25km/h und einer Querbeschleunigung von bis zu 0,3g sowie Konstantfahrten mit einer Geschwindigkeit von 50km/h. Die fahrdynamischen Parameter wurden hierfür zeitsynchron zu den Partikelmessdaten aufgezeichnet (X Anlagen: Abbildung 86).

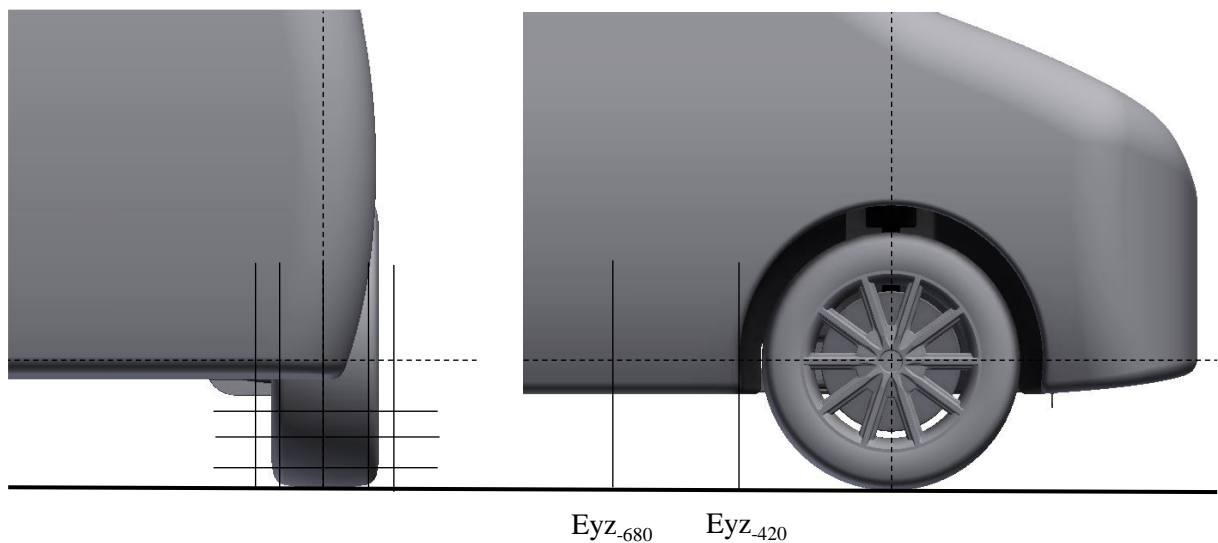


Abbildung 32: Fahrversuch: Messraster zur Bestimmung der Partikelverteilung hinter dem rechten Vorderrad auf Basis eines Versuchsfahrzeuges

Als Versuchsfahrzeug wurde ein leichtes Nutzfahrzeug verwendet, das in Kapitel 6 zur Analyse der Partikelentstehungsmechanismen zur Anwendung kommt und in diesem Zusammenhang ausführlicher beschrieben wird. Das untersuchte Reifenprofil entspricht dem des Sommerreifens, der auch im Rahmen der Prüfstandversuche analysiert wurde (Vgl. Abbildung 27). Analog zum Prüfstand wurden zwei Ebenen quer zur Hauptströmungsrichtung analysiert. Da das Versuchsfahrzeug einen, um den Faktor 1,1 größeren Reifendurchmesser aufweist, wurde der Abstand der Ebenen zum Radmittelpunkt entsprechend skaliert. Die Prüfstandebenen Eyz-380 und Eyz-620 entsprechen somit den Ebenen Eyz-420 und Eyz-680 im Fahrversuch. Auf diesen Ebenen wurde die Sonden-Position variiert. Dies betrifft insgesamt 15 Messpunkte auf der Ebene Eyz-420 und 9 Messpunkte auf der Ebene Eyz-680. Für Jede Messposition wurde der Fahrzyklus wiederholt. Die Messebenen und das zugehörige Messraster sind in Abbildung 32 veranschaulicht.

Die Messung erfolgte jeweils in der Radmitte und hinter den beiden Radflanken auf drei verschiedenen Höhen. Im Fall von Ebene E_{yz-420} wurden zusätzlich auch die Bereiche auf der Innen- und Außenseite des Reifens untersucht. Für die Partikelmessung wurde dieselbe Messtechnik ($PM_{<10\mu m}$, $PM_{<3\mu m}$, PN) verwendet, die zuvor auch für die Prüfstandversuche zur Anwendung gekommen war. In Abbildung 33 ist das Strömungs- und Partikelprofil für eine stationäre Geradeausfahrt mit 50km/h dargestellt. Hierfür wurden die Messdaten zunächst entsprechend gefiltert ($50\pm 1\text{km/h}$ / $<0,1\text{g}$) und eine Interpolation der Messwerte durchgeführt.

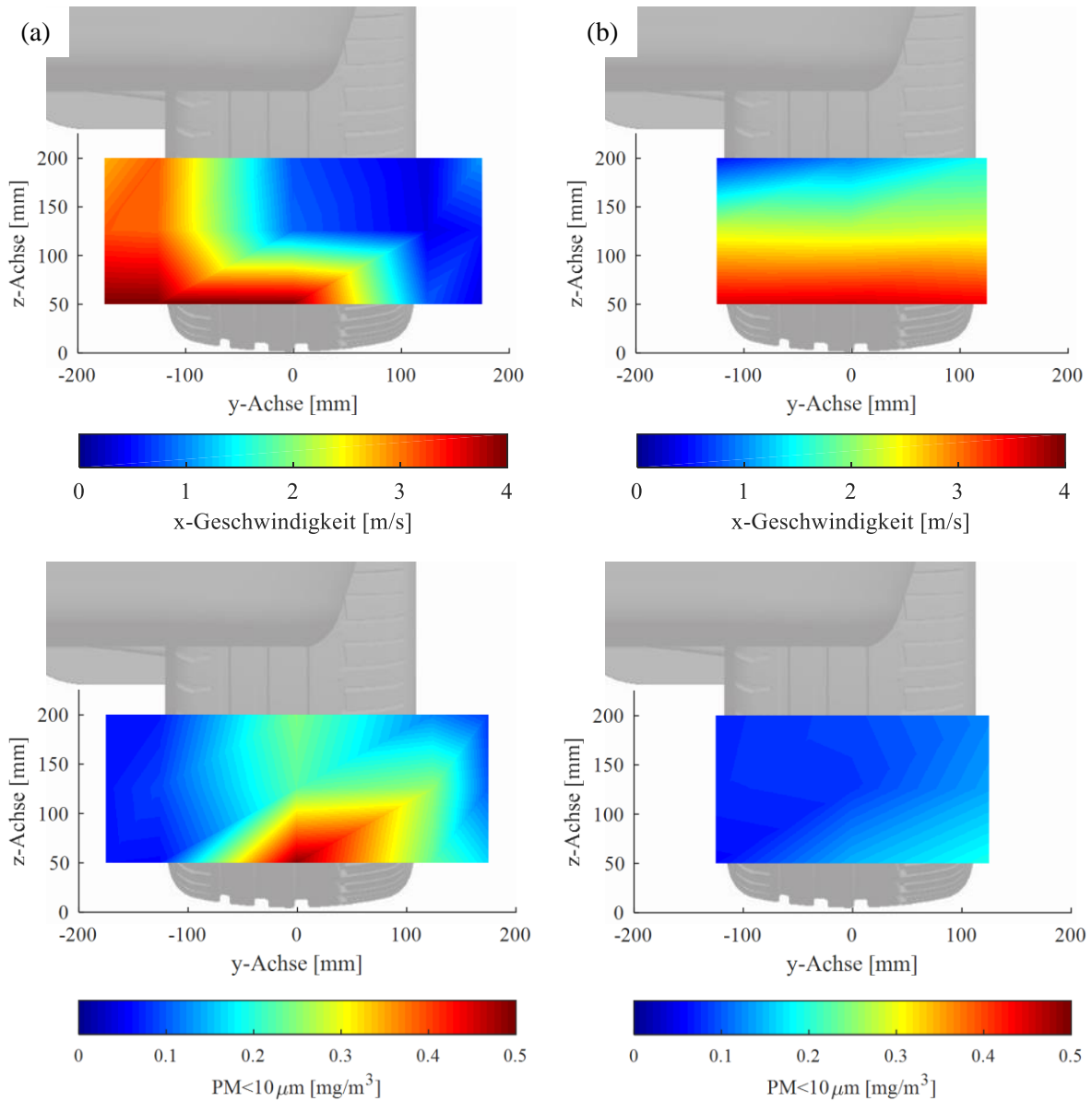


Abbildung 33: Fahrversuch: Analyse der Strömung (oben) und der Partikelkonzentration (unten) quer zur Hauptströmungsrichtung (a) E_{yz-420} (b) E_{yz-680} - Ansicht von hinten (50km/h / $<0,1\text{g}$)

Auch im Fahrversuch ist der Einfluss des P-Schulterwirbels, der von der Innenseite des Reifens in Richtung Reifenmitte einströmt, erkennbar (Abbildung 33 (a)). Die Partikelkonzentration weist ein Maximum knapp oberhalb der Fahrbahnoberfläche auf und ist in fahrzeugäußerer Richtung verschoben. Darüber hinaus fällt ein weiterer Partikelstrom auf, der entlang der Reifenmitte nach oben transportiert wird. Weiter stromabwärts verringert sich der Einfluss der Nachlaufströmung und die Strömungsgeschwindigkeit nimmt insbesondere in Bodennähe zu (Abbildung 33 (b)). Die Partikel werden folglich stärker verdünnt und das Konzentrationsniveau sinkt. An dieser Stelle hat sich der Partikelstrom bereits nahezu vollständig nach außen neben den Reifen verlagert.

Grundsätzlich können Effekte, die zuvor auf Basis des Prüfstandes beschrieben wurden, auch im Fahrversuch beobachtet werden. Hierzu zählt die Existenz eines dominanten Partikelstroms in Fahrbahnnähe, der durch den P-Schulterwirbel nach außen verfrachtet wird. Die Verschiebung ist jedoch vergleichsweise schwach ausgeprägt. Auch ein Partikelstrom, der entlang der Radrotationsrichtung in Richtung Radkasten transportiert wird, konnte nachgewiesen werden. Es ist jedoch kein Einfluss durch Partikel auszumachen, die bereits vor dem Reifen aufgewirbelt werden und diesen seitlich umströmen. Es ist stattdessen davon auszugehen, dass die Injektion nahezu ausschließlich durch die Lauffläche erfolgt und vorrangig Abriebpartikel (TRWP) enthält.

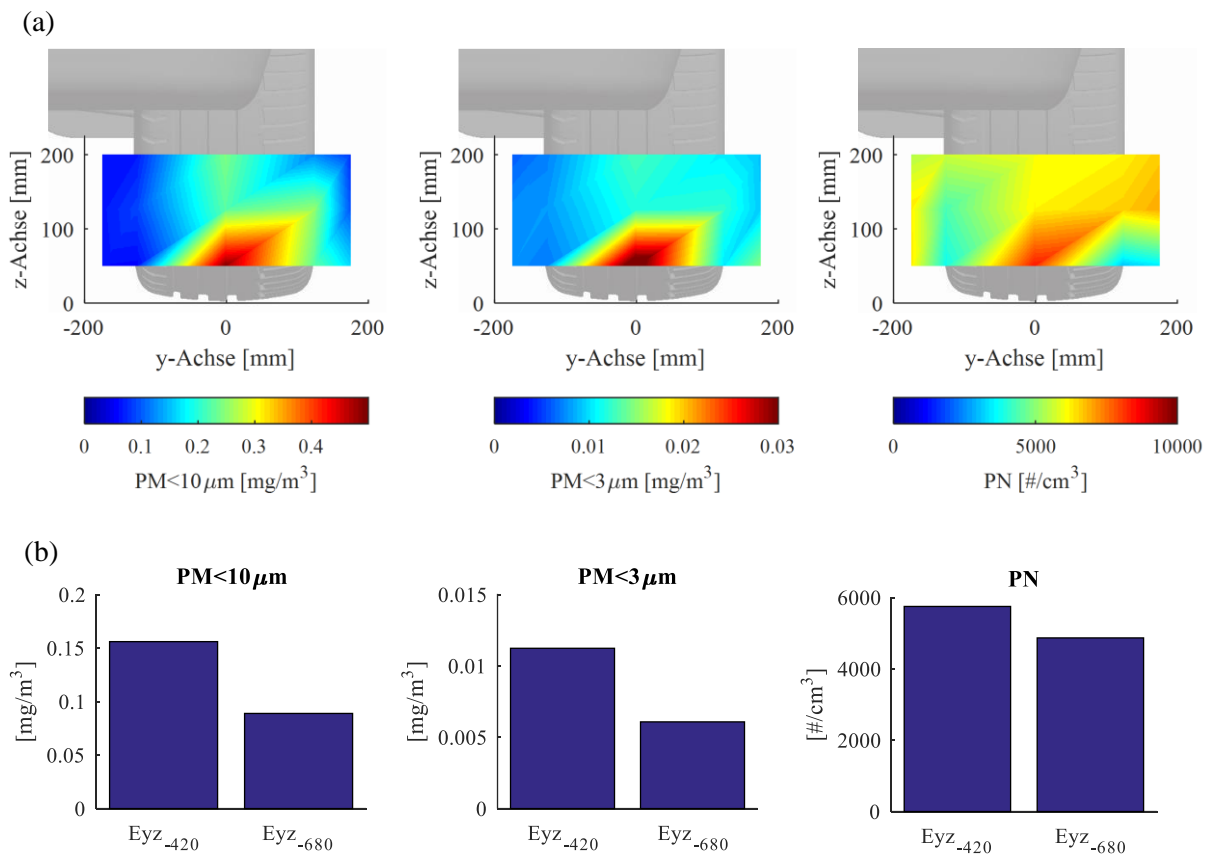


Abbildung 34: Fahrversuch: Analyse der Partikelkonzentration quer zur Hauptströmungsrichtung (a) Partikelgrößenabhängigkeit (Eyz₋₄₂₀) (b) Konzentrationsmittelwerte für unterschiedliche Messebenen

Analog zum Prüfstand wurde das Ausbreitungsverhalten in Abhängigkeit der Partikelgröße analysiert (Abbildung 34). Alle Messsysteme detektieren ein Konzentrationsmaximum in Fahrbahnnahe. Unterschiede sind jedoch in Bezug auf die Durchmischung ersichtlich. Die $PM_{<10\mu m}$ -Konzentration weist scharf abgegrenzte Maxima auf, wohingegen die $PM_{<3\mu m}$ - und die PN-Konzentration gleichmäßiger über den Strömungsquerschnitt verteilt sind und somit einer stärkeren Durchmischung unterliegen. Analog zum Prüfstand ist ein Rückgang der mittleren Konzentrationen von Ebene E_{yZ-420} zu Ebene E_{yZ-620} feststellbar, der auf die Verlagerung und die Verdünnung des Partikelstroms zurückzuführen ist. Für beide Versuchsumgebungen wurde ein vergleichbares $PM_{<10\mu m}$ zu $PM_{<3\mu m}$ -Verhältniss von ca. 1:12 festgestellt. Eine Abweichung zeigt sich hingegen in Bezug auf das $PM_{<10\mu m}$ zu PN-Verhältnis. Dieses ist gegenüber der Prüfstandmessung viel geringer und impliziert somit einen deutlich höheren Anteil von feinen bzw. ultrafeinen Partikeln im Fahrversuch.

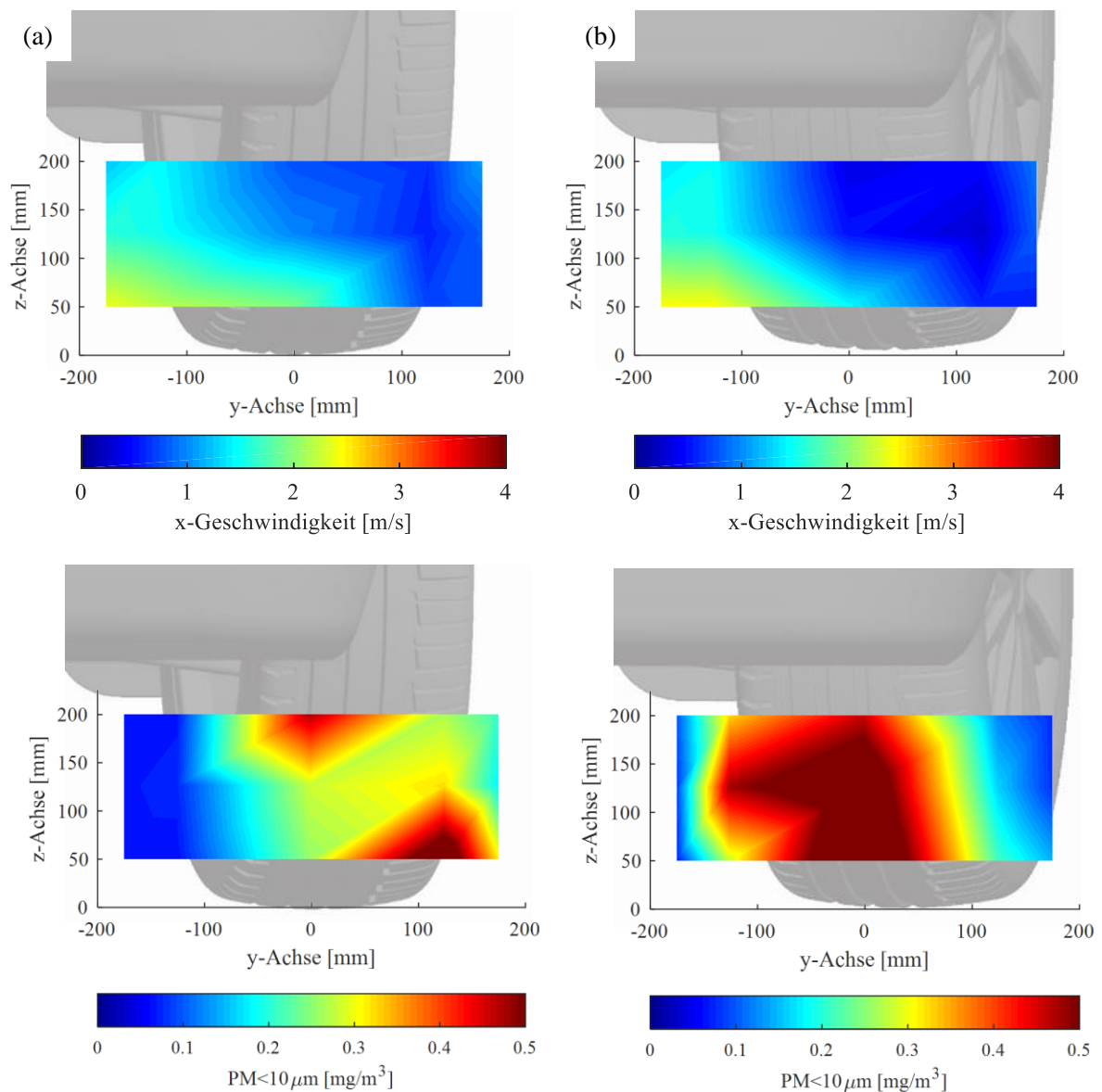


Abbildung 35: Fahrversuch: Analyse der Strömung (oben) und der Partikelkonzentration (unten) quer zur Hauptströmungsrichtung (a) Linkskurve (25km/h / 0,3g) (b) Rechtskurve (25km/h / 0,3g) - Ebene E_{yZ-420} Ansicht von hinten

Neben der konstanten Geradeausfahrt wurde auch das Ausbreitungsverhalten im Fall von Kurvenfahrten untersucht. Die Kurvenfahrten stellen jeweils 90°-Abbiegevorgänge dar, wie diese typischerweise an Kreuzungen im Stadtbereich vorkommen. Dabei wurde ein Radeinschlagwinkel von bis zu 10° erreicht (X Anlagen: Abbildung 86). Die Messdaten wurden zunächst nach der Fahrzeuggeschwindigkeit (25km/h±10%) und der Querb beschleunigung (0,3g±10%) gefiltert und die Messpunkte entsprechend interpoliert.

Infolge des Radeinschlagwinkels verändern sich sowohl die Injektions- als auch die Strömungsbedingungen im Bereich des Reifen-Fahrbahnkontaktes. Mit der Kurvenfahrt ist folglich eine Verschiebung des Konzentrationsprofils in lateraler Richtung verbunden. Der Abstrahlwinkel der Partikel wird dabei vor allem durch den Anfangsimpuls beeinflusst, der diesen durch den Reifen aufgeprägt wird. Im Fall einer Linkskurvenfahrt wandert der Einflussbereich des P-Schulterwirbels weiter in Richtung Fahrzeugaußenseite (Abbildung 35 (a)). In der Folge wird der Partikelstrom noch weiter nach außen transportiert. Ein Konzentrationsmaximum, das knapp oberhalb der Fahrbahnoberfläche zu beobachten ist, ist proportional zum Radeinschlagwinkel nach außen verschoben. Ein weiteres Maximum unterhalb des Radkastens ist auf den Partikelstrom zurückzuführen, der durch den Reifen in den Radkasten transportiert und schließlich durch die entgegenkommende Strömung nach unten gedrückt wird. Im Fall der Rechtskurvenfahrt, wird der Reifen quer zur Anströmungsrichtung eingelenkt (Abbildung 35 (b)). In der Folge ist das Strömungsfeld nach innen verschoben und gleichzeitig energiereicher. Der Partikelstrom verschiebt sich wiederum ebenfalls proportional zum Radeinschlagwinkel und wird nach innen durch das Strömungsmaximum unterhalb des Unterbodens begrenzt.

4.3. Zusammenfassung Kapitel 4

- Zur Analyse der Partikel-Strömungs-Interaktion wurde ein Strömungskanal entwickelt, der eine Nachbildung der Strömungsbedingung im Bereich des Reifen-Fahrbahnkontaktes ermöglicht. Auf Basis des Prüfstandes kann der Transportweg eines Prüfstaubes (ISO 12013-1 coarse) von der Injektion durch den Reifen, über die Strömung bis zur Ablagerung auf der Karosserie nachverfolgt werden. Hierfür wurde das Strömungs- und Konzentrationsprofil auf unterschiedlichen Messebenen längs und quer zur Hauptströmungsrichtung analysiert. Zusätzlich wurden Probepads auf dem Modell angebracht, mit Partikeln beladen und anschließend mikroskopisch ausgewertet.
- Die Partikelinjektion ist durch drei charakteristische Partikelströme gekennzeichnet. Zum einen erfolgt eine Aufwirbelung an den Staupunkten vor dem Reifen. Die entsprechenden Partikelströme umströmen den Reifen seitlich und bilden zwei Maxima in Fahrbahnnähe. Ein dritter Partikelstrom folgt der Radrotation nach oben, wird schließlich durch die entgegenkommende Strömung vom Laufstreifen abgelöst und seitlich aus dem Radkasten ausgeblasen. Die drei Partikelströme vereinigen sich stromabwärts des Reifens. Das Konzentrationsprofil ist aufgrund des Einflusses des P-Schülerwirbels in fahrzeugäußerer Richtung verschoben. In Übereinstimmung mit den Partikeltransportwegen lagern sich Partikel insbesondere im unteren Bereich des Radkastens und auf dem Kotflügel ab. Die Größenverteilungsdichte der Ablagerung weist ein Maximum zwischen $1\mu\text{m}$ und $2\mu\text{m}$ auf. Partikelgrößen von mehr als $15\mu\text{m}$ sind auf den Probepads kaum nachweisbar.
- Als Referenz zu den Prüfstandversuchen wurden Messungen auf Basis eines Versuchsfahrzeuges im Fahrversuch durchgeführt. Dabei konnten Übereinstimmungen in Bezug auf die Existenz eines Konzentrationsmaximums in Fahrbahnnähe sowie dessen strömungsbedingten Verlagerung in fahrzeugäußerer Richtung festgestellt werden. Im Unterschied zum Prüfstand erfolgt die Partikelinjektion hauptsächlich durch die Reifenlauffläche. Der Partikelstrom verschiebt sich bei Kurvenfahrt proportional zum Radeinschlagwinkel. Ein Einfluss durch Partikel, die bereits an den Staupunkten vor dem Reifen aufgewirbelt werden, ist hingegen nicht feststellbar. Der Strömungsprüfstand basiert auf der Analyse eines, lose auf der Fahrbahn aufgetragenen, Prüfstaubes. Im Fahrversuch ist hingegen davon auszugehen, es sich bei der Messung größtenteils um Abriebpartikel (TRWP) handelt, die direkt durch den Laufstreifen in die Strömung injiziert werden.

5. Modellbasierte Analyse der Partikeldynamik

Neben der experimentellen Beobachtung sollen die zugrundeliegenden Vorgänge auch analytisch beschrieben werden. Hierfür wird ein Strömungsmodell entwickelt, um den Partikeltransport von der Stelle der Injektion bis zur Stelle der Ablagerung beschreiben zu können. Dies ermöglicht Einblicke in das Partikelverhalten, die experimentell kaum nachvollzogen werden können. Beispielsweise kann das Partikelverhalten in Abhängigkeit der Fahrzeuggeschwindigkeit und der Partikelgröße analysiert werden. Als Referenz für die Modellentwicklung dienen die experimentellen Ergebnisse auf Basis des Strömungsprüfstandes. Als Entwicklungsumgebung wird die kommerzielle CFD-Software „ANSYS Fluent“ verwendet. [83] Die im Rahmen dieser Arbeit angewendeten Modelle, sind aus der zugehörigen Modellbibliothek entnommen. Darüber hinaus wurden eigene Modelle zur Beschreibung von Resuspensions- und Ablagerungsvorgängen (Vgl. Kapitel 2.2.3) über eine Nutzerstelle in den CFD-Algorithmus eingebunden. Für die analytische Beschreibung des Partikeltransports sind drei Zustände relevant:

- **Partikelinjektion:** Die Partikelinjektion definiert den Anfangsimpuls und den Richtungsvektor, der den Partikeln durch die Radrotation oder die Saffman-Kraft (Resuspension) initial aufgeprägt wird. Die Partikel werden nachfolgend durch die Strömung erfasst und mit dieser mitbewegt.
- **Partikeltransport:** Im Bereich niedriger Stokes-Zahlen ($St \ll 1$) hat die Strömung einen dominanten Einfluss auf die Partikeltrajektorie. Der Modellierung der Strömungsstrukturen im Bereich des Reifen-Fahrbahnkontaktes kommt somit eine besondere Relevanz zu. Entscheidend sind vor allem die Qualität der Diskretisierung, die Wahl des Turbulenzmodells und die Modellierung der Radrotation.
- **Partikelverbleib:** Weichen die Trajektorien signifikant von den Stromlinien ab, führt dies zum Auftreffen der Partikel auf den Wandbereichen der Strömung. In Abhängigkeit der Partikeleigenschaften kann es zum Anhaften oder Abprallen kommen. Ebenso können Partikel durch strömungsinduzierte Kräfte wieder aufgewirbelt und in das Strömungsfeld eingebracht werden.

5.1. Strömungsmodell

5.1.1. Turbulenzmodelleinfluss

Technische Strömungen können in der Regel nicht direkt numerisch berechnet werden und erfordern den Einsatz von Turbulenzmodellen. Es existiert kein Turbulenzmodell, das universell überlegene Eigenschaften aufweist. Die Wahl des Turbulenzmodells erfolgt hingegen in Abhängigkeit der Art des Strömungsproblems, der erforderlichen Modellgüte und den zur Verfügung stehenden Rechnerressourcen. [83]

- **Turbulenzmodell:** Für die meisten ingenieurtechnischen Anwendungen werden Zweigleichungsmodelle verwendet. Das von Launder und Spalding eingeführte K- ϵ -Modell ist vielseitig anwendbar und zeichnet sich durch seine Robustheit im Bereich vollständig turbulenter Strömungen aus. Für aerodynamisch geprägte Strömungen, bei denen die Strömungsablösung im Randschichtbereich von Relevanz ist, sind K- ω -Turbulenzmodelle in der Regel besser geeignet. Die Vorteile beider Modelle können durch entsprechende Überblendungsfunktionen „SST“ (Shear Stress Transport) oder „BSL“ (Baseline) kombiniert werden. [83]
- **Randschichtvernetzung:** Für Modelle, die eine hohe Modellgüte im Bereich der Randschicht erfordern, ist eine entsprechend detaillierte Auflösung der Randschichtvernetzung erforderlich. K- ω -Modelle profitieren von einer hohen Randschichtqualität ($y^+ = 1$). K- ϵ -Modelle, die eine zusätzliche Wandfunktion zur Beschreibung der wandnahen Zone beinhalten, erfordern hingegen einen höheren Wert ($y^+ = 30$). Durch eine Modellerweiterung EWT (Enhanced Wall Treatment) können auch Modelle mit K- ϵ -Formulierung in Kombination mit einer feinen Randschichtvernetzung angewendet werden. [83] Die Beschreibung der Impaktion von Partikeln ist darüber hinaus mit weiteren Anforderungen an die Zellgröße ($< 4\text{mm}$) und die Zellwachstumsrate ($< 1,3$) verbunden. [16]

In einem ersten Schritt wurde der Einfluss des Turbulenzmodells und der Randschichtvernetzung in Bezug auf die Partikelablagerung untersucht. Um die Anzahl möglicher Einflussfaktoren zu reduzieren, wurde zunächst eine einfache Rohrgeometrie betrachtet. Dies ermöglicht zudem einen Ergebnisvergleich mit einem empirischen Modell („PLC“ - Particle Loss Calculator). [65] Zudem können die Ergebnisse mit Validierungsuntersuchungen verglichen werden, die durch Hesse durchgeführt wurden. [16]

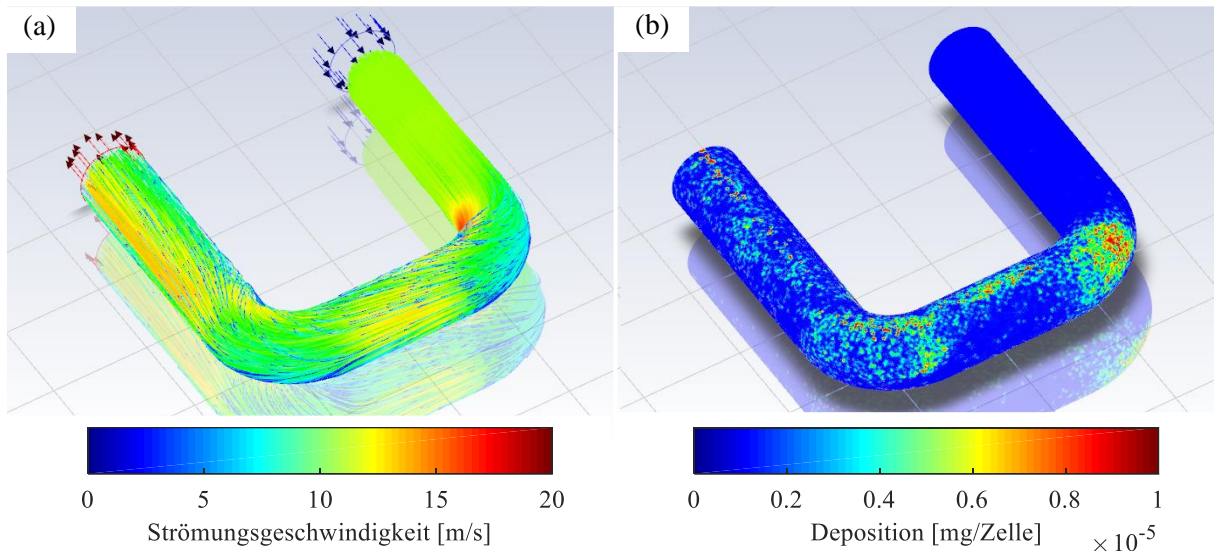


Abbildung 36: Simulation der Partikelablagerung auf Basis eines Rohrbogens: (a) Partikeltrajektorien ($10\mu\text{m}$) (b) Ablagerung auf der Rohrwand (Mittlere Zellfläche: 7mm^2)

In Abbildung 36 (a) sind die Trajektorien von Modellpartikeln mit einem Durchmesser von $10\mu\text{m}$ dargestellt, die durch den Rohrbogen strömen. Abbildung 36 (b) zeigt das zugehörige Ablagerungsbild auf den Rohrwänden. Es ist erkennbar, dass Partikel, die den Stromlinien nicht folgen können, vorrangig im Bereich der Krümmungen auf der Rohrwand auftreffen und abgeschieden werden. Vereinfachend wurde zunächst von einer sofortigen Ablagerung bei Wandkontakt ausgegangen.

Der Rohrbogen hat einen Durchmesser von 160mm und eine Gesamtlänge von $1,5\text{m}$. Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit im Rohr beträgt 12m/s . Die Partikelinjektion erfolgt auf dem Einlassquerschnitt des Rohres. Auf dieser Basis kann die Transporteffizienz als Funktion der Partikelgröße bestimmt werden. Als Transporteffizienz ist der Anteil der Partikel definiert, die das Rohr auf der Auslassseite wieder verlassen. Die Betrachtung bezieht sich auf den aerodynamischen Durchmesser und somit auf sphärische Partikel mit einer Dichte von 1g/cm^3 . Der Vergleich mit dem empirischen Ablagerungsmodell erlaubt somit eine erste Abschätzung der Modellgüte.

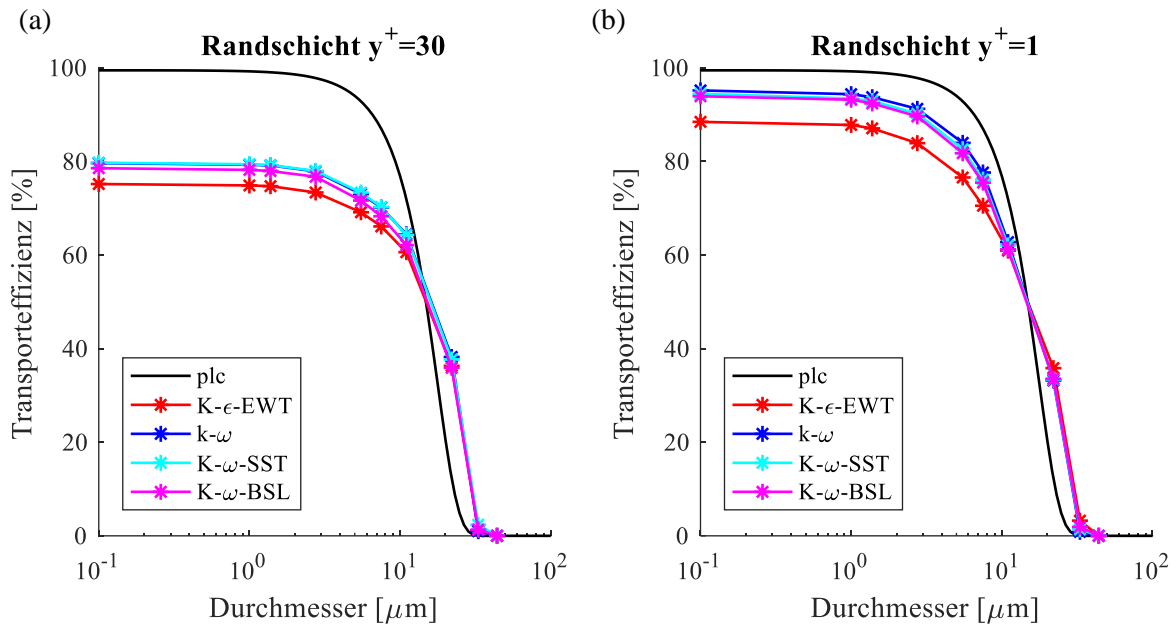


Abbildung 37: Rohrbogen: Randschicht- und Turbulenzmodellabhängigkeit der Transporteffizienz (a) $y^+=30$ (b) $y^+=1$

In Abbildung 37 ist die Anhängigkeit der berechneten Transporteffizienz von der Randschichtvernetzung und dem verwendeten Turbulenzmodell dargestellt. Die Vernetzungseinstellungen wurden so parametrisiert, dass jeweils ein y^+ -Wert von 1^2 bzw. 30^3 eingestellt werden konnte. Das Strömungsfeld wurde zunächst auf Basis der unterschiedlichen Turbulenzmodelle stationär berechnet und die Partikel anschließend injiziert.

Grundsätzlich sind alle Modelle in der Lage, den Abfall der Transporteffizienz mit zunehmender Partikelgröße vorherzusagen. Unterschiede offenbaren sich hingegen in der Ergebnisqualität. Wie anhand des empirischen Modells (PLC) abgeleitet werden kann, ist im Größenbereich zwischen $0,1\mu\text{m}$ und $1\mu\text{m}$ kaum mit Ablagerungen zu rechnen, da die entsprechenden Partikel der Strömung sehr exakt folgen. Bei Verwendung einer Randschichtvernetzung mit einem y^+ -Wert von 30 wird die Ablagerung durch alle Turbulenzmodelle deutlich überschätzt. Ein niedriger Wert ($y^+=1$) stellt somit eine Grundvoraussetzung für die Simulation von Depositionsvorgängen dar. Die Randschichtparametrierung² wurde folglich als Standard für alle weiteren Modelle vorgesehen. Insbesondere die wand sensitiven K- ω -Modelle zeigen eine geringe Abweichung gegenüber dem empirischen Modell. Dennoch wird die Ablagerung im Bereich $<10\mu\text{m}$ tendenziell überschätzt.

² $y^+=1$ – Unterste Zellschicht: $4 \cdot 10^{-5}\text{m}$ / Zellanzahl: 25 / Wachstumsrate: 1,2

³ $y^+=30$ – Unterste Zellschicht: $1,2 \cdot 10^{-3}\text{m}$ / Zellanzahl: 10 / Wachstumsrate: 1,2

Die Wahl des Turbulenzmodells hat darüber hinaus einen Einfluss auf die Modellierung der Wirbelstrukturen. Diese beeinflussen wiederum die Transportwege und die Durchmischung der Partikel. Das $K-\omega$ -SST-Modell ist für die Simulation von Ablösungsvorgängen an glatten Oberflächen kalibriert. [83] Aufgrund der Eignung zur Simulation von Ablagerungsvorgängen wird es als Basis für die weiterführenden Untersuchungen verwendet.

Neben dem $K-\omega$ -SST-Modell wird dessen Erweiterung in Form eines SRS-Modells ($K-\omega$ -SST-SDES) untersucht. Das SRS-Verfahren basiert auf der Überblendung eines RANS-Modells in Randschichtnähe mit einem „LES“-Ansatz (Large Eddy Simulation) im Fernfeld. Somit können Wirbelstrukturen, die sich in der Nachlaufströmung eines stumpfen Körpers ausbilden, beliebig fein aufgelöst werden. Im Gegensatz zur RANS-Simulation kann somit der Zerfall der Hauptwirbel in kleinere Wirbelstrukturen modelliert und somit turbulente Mischungsprozesse besser abgebildet werden. Hierfür wird jedoch eine hohe räumliche und zeitliche Diskretisierung vorausgesetzt, die wiederum eine entsprechend hohe Rechenleistung erfordert. [83]

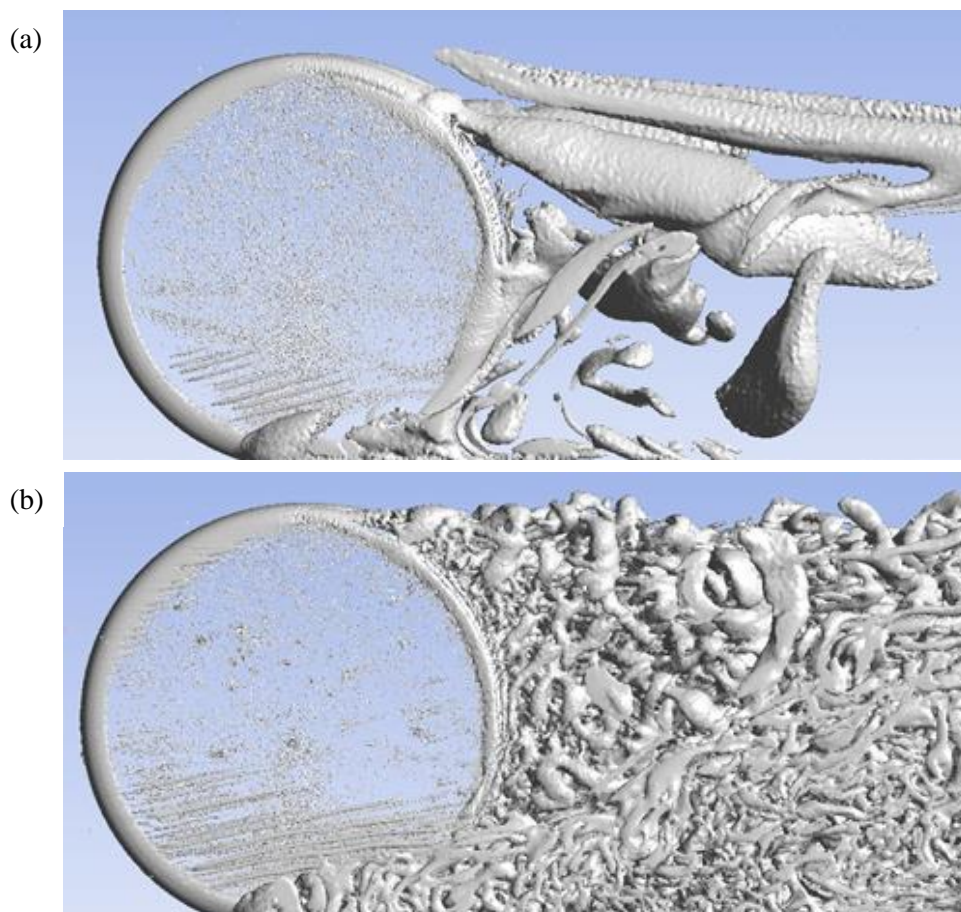


Abbildung 38: Modellierung der Radnachlaufströmung auf Basis eines (a) RANS-Modells und eines (b) SRS-Modells (Q -Kriterium = 1000) [84]

Für den Vergleich von RANS- und SRS-Modell wurde zunächst ein stark vereinfachtes Modell eines frei-angeströmten Rades erstellt. Die Erstellung erfolgte im Rahmen einer, vom Autor dieser Arbeit betreuten, Masterarbeit. [84] Die geometrischen Abmessungen (Reifenbreite: 0,255m und Durchmesser: 0,612m) sowie Anströmungs- und Rotationsgeschwindigkeit (3m/s, 9rad/s) wurden analog zum Strömungsprüfstand gewählt (Vgl. Kapitel 4.1). Um die Simulation im LES-Modus zu ermöglichen, wurde die Vernetzung im Nachlaufbereich des Reifens entsprechend fein aufgelöst (Maximale Zellgröße: 5mm). Diese Einstellungen resultierten in einer entsprechend hohen Zellanzahl von $6,5 \cdot 10^7$ Zellen bei einem Modellvolumen von $0,6 \text{m}^3$. Das RANS-Modell wurde stationär berechnet. Das SRS-Modell wurde mit einer Zeitschrittweite von $1 \cdot 10^{-3} \text{s}$ für eine Simulationsdauer von $t=2 \text{s}$ gelöst.

In Abbildung 38 ist der Einfluss des Turbulenzmodells auf den Detailgrad der Wirbelstrukturen dargestellt. Beide Modelle sind in der Lage, die Hauptwirbel, die sich in Fahrbahnnähe (Radlatsch-Wirbel) sowie an der Oberkante des Reifens (Radnachlaufwirbel) ausbilden, darzustellen. Bedingt durch die zeitliche und räumliche Mittelung der Spannungsterme, bleibt das RANS-Modell jedoch auf die Hauptwirbel beschränkt. Im Fall der SRS-Simulation ist hingegen der Zerfall in kleinere Subwirbel erkennbar.

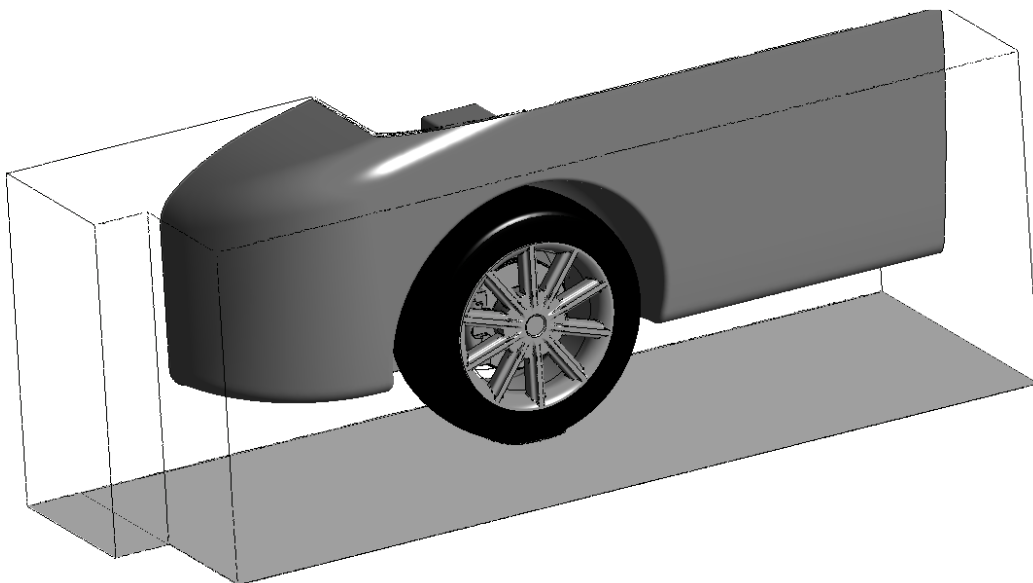


Abbildung 39: CFD-Viertelfahrzeugmodell: Nachbildung des Plenums des Strömungsprüfstandes

Um einen direkten Vergleich mit den experimentellen Messungen auf Basis des Strömungsprüfstandes zu ermöglichen, wurde ein entsprechend detailliertes CFD-Modell erstellt (Abbildung 39). Die Abmessungen sowie die Strömungs- und Rotationsgeschwindigkeit wurden entsprechend dem Strömungsprüfstand gewählt.

Die Partikelinjektion erfolgt unmittelbar auslaufseitig des Reifen-Fahrbahnkontakts auf Basis der in Kapitel 5.2.1 beschriebenen Injektionsmethode. Die Partikeleigenschaften, die Größenverteilungsdichte und der Massenstrom wurden analog zu den am Strömungsprüfstand eingestellten Injektionsbedingungen gewählt (Vgl. Abbildung 21). Aufgrund des hohen Bedarfs an Rechenressourcen, war eine derartig hohe räumliche und zeitliche Auflösung, wie in Abbildung 38 dargestellt, nicht realisierbar. Dennoch sollten mögliche Vorteile des SRS-Modells gegenüber einer RANS-Simulation untersucht werden. Für die Vernetzung des Reifennachlaufs wurde eine maximale Zellgröße von 1,5cm gewählt. Daraus resultiert eine Zellanzahl von $1,5 \cdot 10^7$ Zellen bei einem Modellvolumen von $1,2\text{m}^3$.

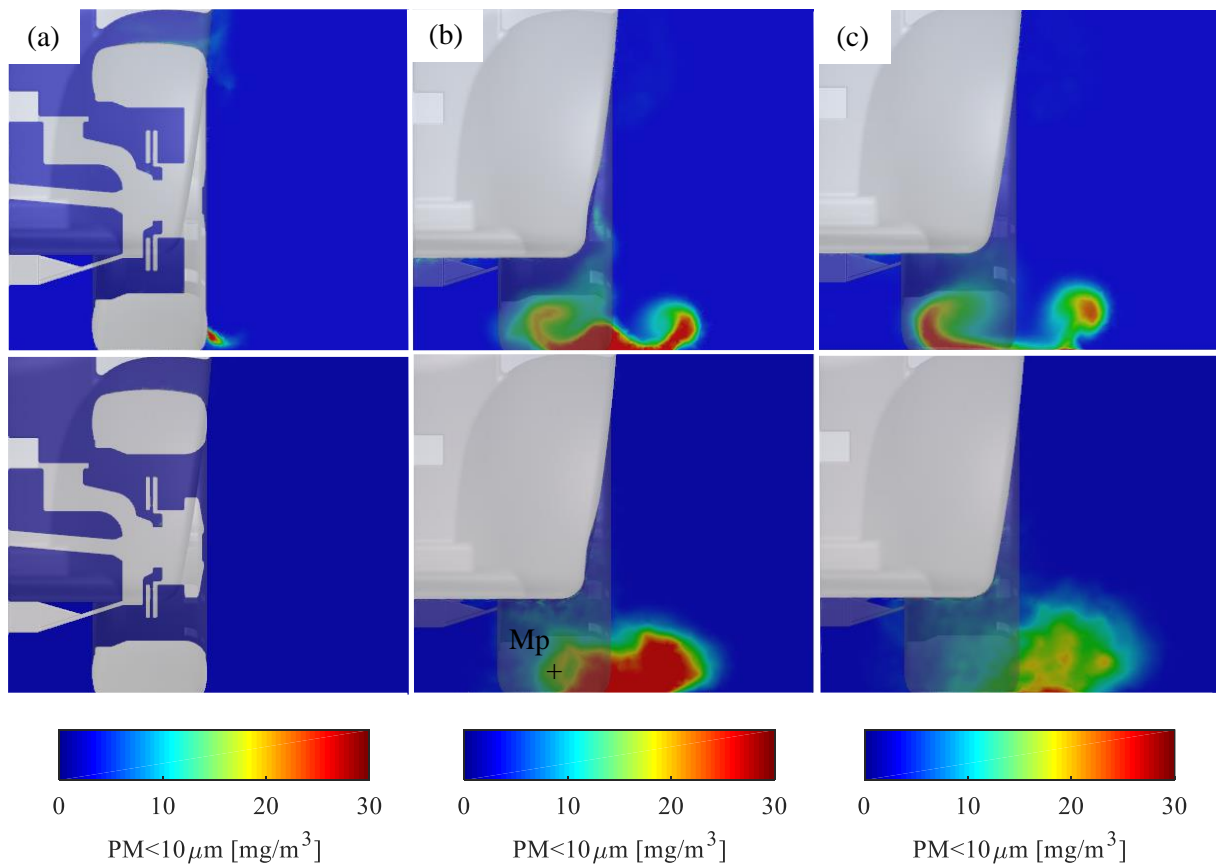


Abbildung 40: CFD-Viertelfahrzeugmodell: Einfluss des Turbulenzmodells auf die Partikelausbreitung quer zur Hauptströmungsrichtung - RANS-Modell (oben) - SRS-Modell (unten) - (a) Eyz₀ (b) Eyz₃₈₀ (c) Eyz₆₂₀ Ansicht von vorne (3m/s / 9rad/s)

In Abbildung 40 ist der Einfluss des Turbulenzmodells auf die Partikelausbreitung quer zur Hauptströmungsrichtung dargestellt. Die Auswertungsebenen wurden analog zum Strömungsprüfstand gewählt. Die Eigenschaft des RANS-Modells, nur die Hauptwirbelstrukturen modellieren zu können, spiegelt sich in ausgeprägten Konzentrationsmaxima wider (Abbildung 40 oben). Diese sind auch weiter stromabwärts (Ebene Eyz₆₂₀) noch deutlich erkennbar. Da das Modell nicht in der Lage ist, die Richtungsabhängigkeit (Anisotropie) der Turbulenz zu berücksichtigen, wird zudem die Verschiebung in fahrzeugäußerer Richtung unterschätzt.

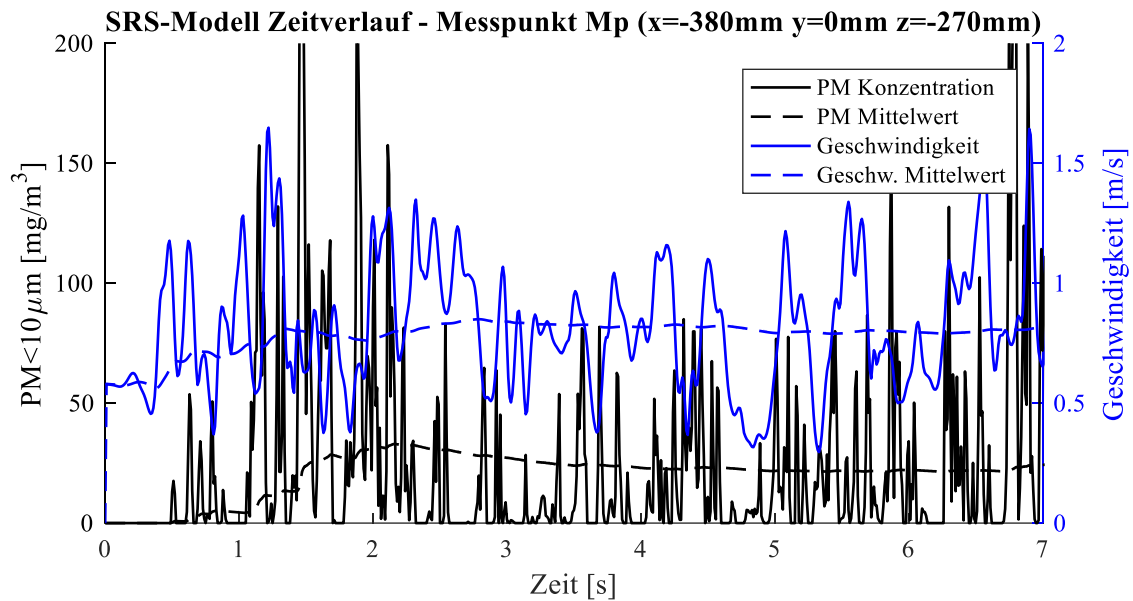


Abbildung 41: CFD-Viertelfahrzeugmodell: Zeitlicher Verlauf der PM-Konzentration und der Strömungsgeschwindigkeit auf Basis eines definierten Messpunkts (Mp) hinter dem Reifen

Die Lösung des SRS-Modells erfolgte auf Basis einer Zeitschrittweite von 0,01s für ein Zeitintervall von 7s, wobei die Modellpartikel kontinuierlich in das Strömungsfeld injiziert wurden. In Abbildung 41 ist der Zeitverlauf der Partikelkonzentration und der Strömungsgeschwindigkeit an einem Messpunkt dargestellt, der mittig hinter dem Reifen auf der Ebene $E_{y,z-380}$ positioniert wurde. Es zeigt sich, dass beide Parameter erheblichen Schwankungen unterliegen und sich gegenseitig beeinflussen. Mit der Strömungsgeschwindigkeit steigt die Verdünnung, wodurch die Partikelkonzentration entsprechend absinkt. Bereits 3 Sekunden nach dem Start der transienten Simulation und der Partikelinjektion stellt sich jedoch ein konstanter Mittelwert ein.

Die in Abbildung 40 (unten) dargestellten Kontourdiagramme stellen jeweils eine zeitliche Mittelung über alle Zeitschritte dar. Durch die verbesserte Modellierung der turbulenten Mischungsvorgänge, sind die Partikel im Vergleich mit dem RANS-Modell deutlich homogener über den Strömungsquerschnitt verteilt. Auch die asymmetrische Verschiebung des Konzentrationsprofils kann aufgrund der anisotropen Modelleigenschaften in plausibler Übereinstimmung mit dem Experiment nachgebildet werden (Vgl. Abbildung 28). Dies betrifft insbesondere auch das $PM < 10 \mu m$ -Konzentrationsniveau. In diesem Zusammenhang kann auch die Funktionalität der Injektionsmethode und die Modellierung des Prüfstaubes bestätigt werden.

Die höhere Modellgüte des SRS-Modells muss jedoch mit einem hohen Berechnungsaufwand erkauft werden. Die Simulationsdauer des RANS-Modells auf einem Rechencluster mit 48CPUs beträgt ca. 25h, die des SRS-Modells hingegen ca. 175h.

5.1.2. Modellierung der Radrotation

Durch die Radrotation werden zusätzliche Luftbewegungen induziert, die das Transportverhalten der Partikel beeinflussen. Dies betrifft insbesondere die Rotation des Laufstreifens, die dazu führt, dass Partikel ausgehend von der Fahrbahnebene nach oben befördert werden. Aus der Literatur sind unterschiedliche Methoden bekannt, um Rotationsvorgänge in der CFD-Simulation zu berücksichtigen:

- **Moving Wall:** Mit einem „Moving-Wall“-Ansatz (MW) können Bewegungsvorgänge berücksichtigt werden, indem Wandbereichen eine Rotationsgeschwindigkeit zugewiesen wird. Dabei wird von einer schlupffreien Bewegung ausgegangen, bei der das Fluid an der Wand anhaftet. Dieser Ansatz eignet sich insbesondere für glatte Wände, bei denen wandnormale Strömungskomponenten, die durch die Rotation hervorgerufen werden, vernachlässigt werden können. [83]
- **MRF und Sliding Mesh:** Der „MRF“-Ansatz (Multiple Moving Reference Frame) ermöglicht es, wandnormale Strömungsanteile zu berücksichtigen. Hierfür muss der Modellraum zunächst in eine statische und eine dynamische Zone geteilt werden. Der rotierenden Zone wird eine Rotationsgeschwindigkeit zugewiesen. Auf dieser Basis können Ausgleichsflüsse im Kontaktbereich beider Zonen berechnet werden. Das Netz bleibt jedoch in seiner Lage fixiert. Um transiente Effekte berücksichtigen zu können, kann das Model zu einem „Sliding-Mesh“-Ansatz (SM) erweitert werden. Der rotierende Netzbereich wird relativ zum statischen Netzbereich verschoben und somit eine tatsächliche Rotationsbewegung abgebildet. [83]

Um die Eignungen der Modelle zu beurteilen, wurden diese jeweils auf das Viertelfahrzeugmodell angewendet. Strömungs- und Rotationsgeschwindigkeit wurden entsprechend des Experiments gewählt. Die Berechnung des Strömungsfeldes und die Injektion der Modellpartikel erfolgte analog zu Abbildung 40 (unten) auf Basis des SRS-Modells.

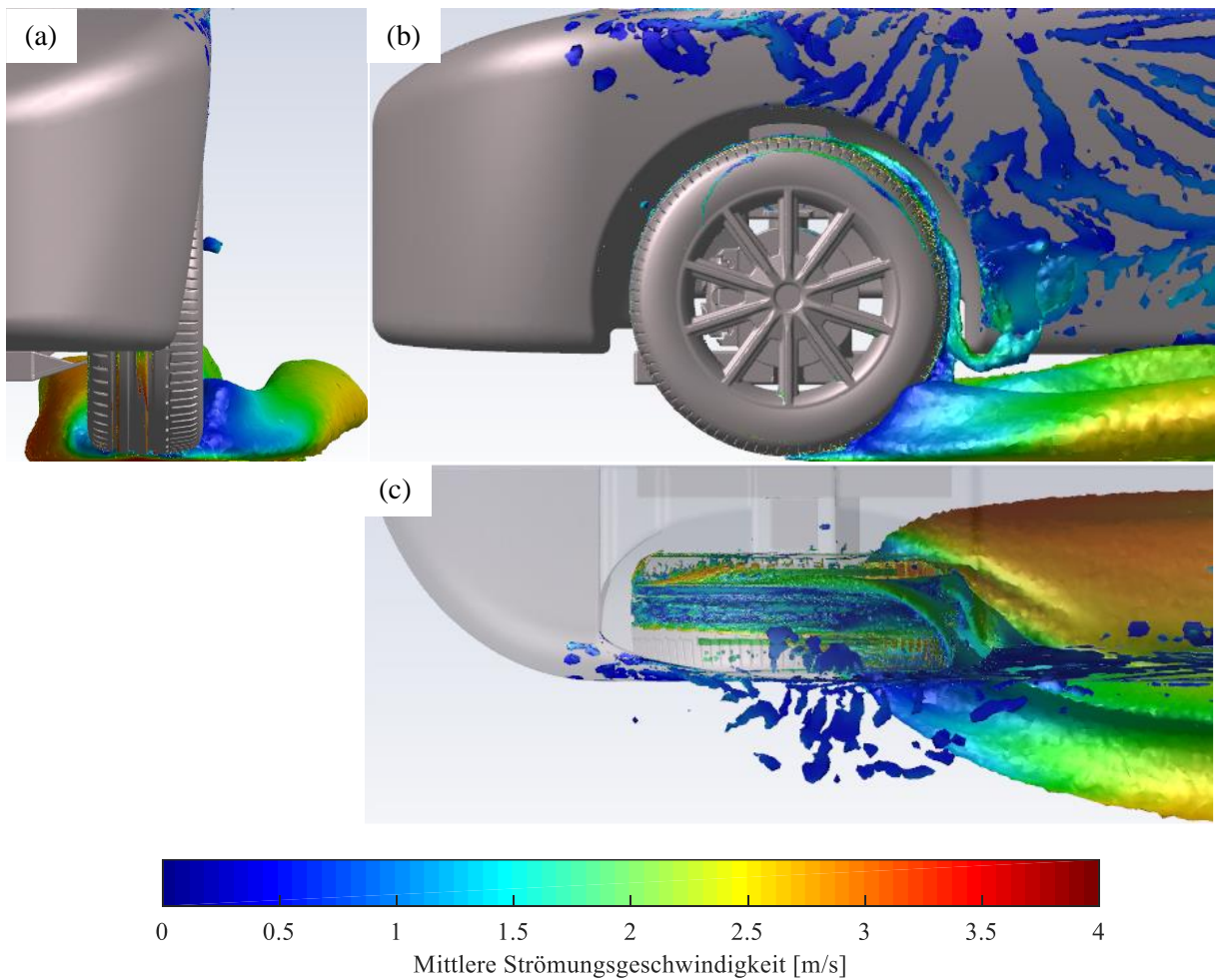


Abbildung 42: CFD-Viertelfahrzeugmodell: Modellierung der Radrotation auf Basis eines Sliding-Mesh-Ansatzes (Iso-Oberfläche $PM < 10\mu m = 50mg/m^3$) (a) Frontalansicht (b) Seitenansicht (c) Ansicht von oben

In Abbildung 42 ist der Partikeltransport durch den Reifen auf Basis eines Sliding-Mesh-Ansatzes dargestellt. Dieser ermöglicht es, das Reifenprofil in der Form eines Geometriemodells zu berücksichtigen. Das Profilmuster entspricht dem des Sommerreifens, der für die Prüfstandversuche verwendet wurde. Der Fluidraum wurde um den Laufstreifen herum getrennt und eine Rotationsgeschwindigkeit zugewiesen. Dieser Ansatz setzt eine Rotationssymmetrie des Reifens voraus, die aufgrund des Reifen-Fahrbahnkontakts nicht gegeben ist. Im Modell wird diese Einschränkung dadurch umgangen, dass der Reifen keine Berührungsstelle mit der Fahrbahnoberfläche aufweist und über der Fahrbahn schwebt. Der Einfluss des Reifen-Fahrbahnkontakts selbst kann somit nicht berücksichtigt werden.

Wie bereits experimentell beobachtet, erfolgt der Partikeltransport hauptsächlich entlang der Längsrillen des Reifenprofils (vgl. Abbildung 27). Die Partikel werden durch die Kavitäten aufgenommen und in Richtung des Radkastens transportiert. Durch die Makrorauheit des Reifenprofils, wird die Randschichtausbildung auf dem Laufstreifen gestört. Dies begünstigt die Ablösung der Strömung und somit der Partikel. Durch die fehlende physikalische Verbindung zwischen dem Reifen und der Fahrbahn kann jedoch die Wirbelausbildung nicht korrekt abgebildet werden. Stattdessen kommt es zur Ausbildung eines dominanten inneren Radlatschwirbels, der den Partikelstrom in Richtung Unterboden befördert.

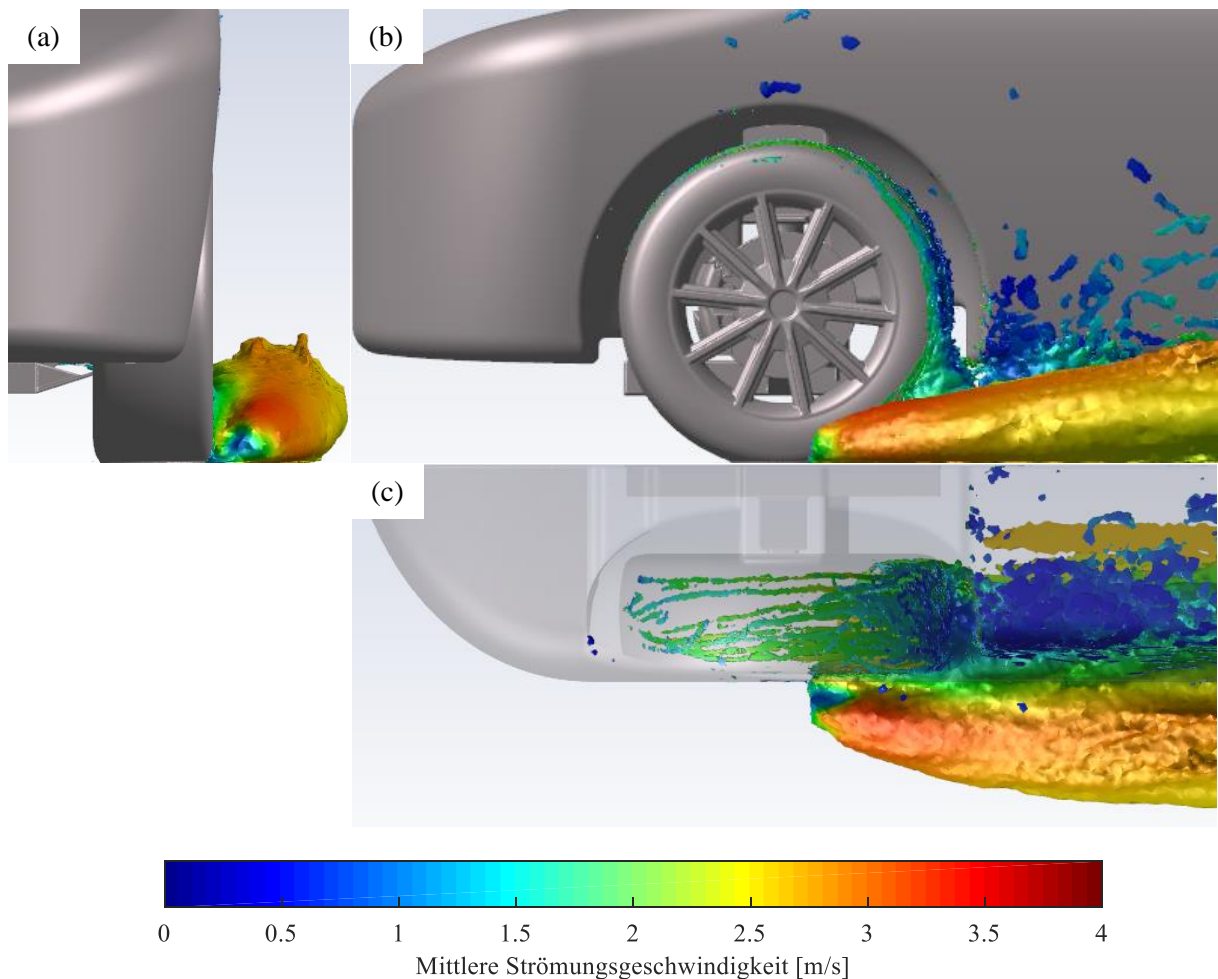


Abbildung 43: CFD-Viertelfahrzeugmodell: Modellierung der Radrotation auf Basis eines Moving-Wall-Ansatzes + RWM-Modell (Iso-Oberfläche $PM < 10\mu m = 50 mg/m^3$) (a) Frontalansicht (b) Seitenansicht (c) Ansicht von oben

Wird hingegen ein Moving-Wall-Ansatz angewendet, ist es möglich, den Reifen-Fahrbahnkontakt geometrisch in der Simulation zu berücksichtigen (Abbildung 43). Dem Laufstreifen kann somit, trotz nicht-gegebener Rotationssymmetrie, eine Rotationsgeschwindigkeit zugewiesen werden. Jedoch muss auf eine geometrische Modellierung des Reifenprofils verzichtet werden.

Die Ventilationswirkung und die Grenzschichtstörung, die durch die Profilelemente hervorgerufen wird, kann somit nicht unmittelbar berücksichtigt werden. Stattdessen wurde ein Wandrauheitsmodell („RWM“ - Rough Wall Model) auf den Laufstreifen angewendet und von einer mittleren Rauheitshöhe von 7mm ausgegangen, die der Profiltiefe des Versuchstreifens entspricht. Das RWM-Modell bewirkt einen erhöhten Impulsaustausch zwischen dem Laufstreifen und der umgebenden Strömung. Da die Randschicht auf dem Laufstreifen gestört ist, können die Partikel durch die entgegenkommende Strömung vom Reifenprofil abgelöst werden.

Es besteht folglich ein Zielkonflikt darin, sowohl den Reifen-Fahrbahnkontakt, als auch das Reifenprofil im Modell berücksichtigen zu wollen. Die experimentelle Analyse hat gezeigt (Vgl. Kapitel 4.2), dass der Partikeltransport vor allem durch die Wirbelstrukturen bestimmt wird, die sich im Bereich des Reifen-Fahrbahnkontakts ausbilden. Der Moving-Wall-Ansatz vermag dieses Verhalten besser zu beschreiben und wurde folglich als Simulationsstandart definiert.

5.2. Partikelmodell

5.2.1. Partikelinjektion

Analog zum Strömungsmodell müssen weitere Anforderungen an die Partikelmodellierung definiert werden. Dies betrifft die Partikeleigenschaften und die Injektionsbedingungen. Zunächst müssen Injektionsort und Anfangsimpuls festgelegt werden. Die Partikel werden unabhängig davon, ob es sich um Abriebpartikel (TRWP) oder um die Resuspension durch den Laufstreifen handelt, auslaufseitig des Reifen-Fahrbahnkontakts in die Strömung eingebracht.

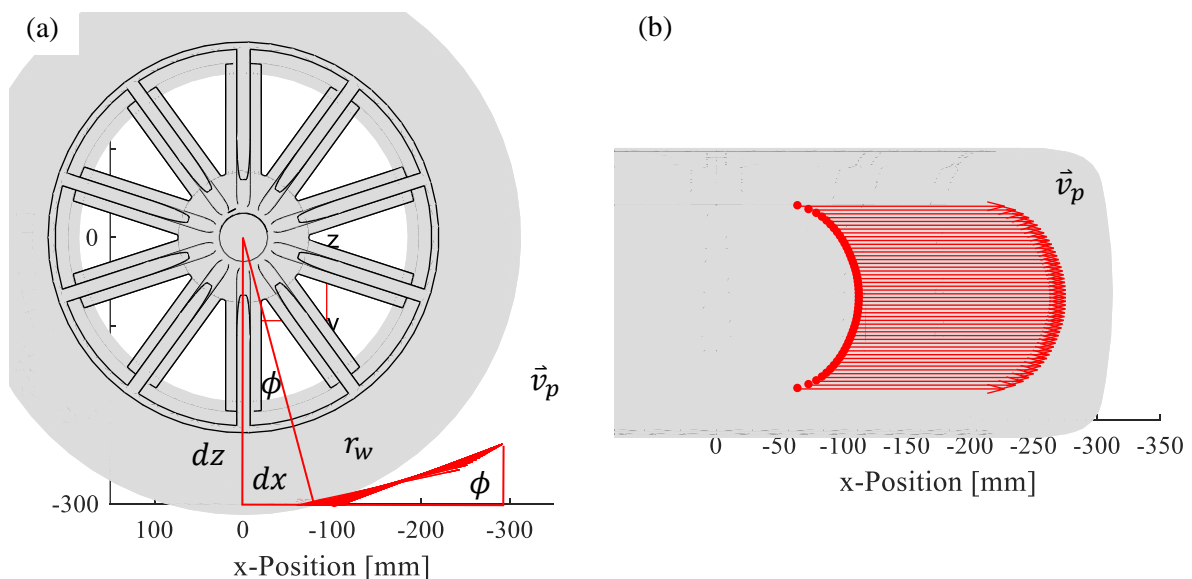


Abbildung 44: Injektionsmethode für Reifenemissionen (a) Seitenansicht (b) Ansicht von unten

Die Aufwirbelung im Bereich der Radflanken, wie diese auf Basis der Prüfstandversuche zu beobachten ist, stellt einen Sonderfall dar, der in Kapitel 5.2.3 beschrieben wird. In Abbildung 44 ist die Injektionsmethode dargestellt. Die Modellpartikel werden ausgehend von einem Kurvenzug injiziert, der im Abstand von 1mm um den Reifen-Fahrbahnkontakt herum angeordnet ist. Auf diesem sind insgesamt 100 Injektionspunkte definiert. Der Anfangsimpuls wird durch die Partikelmasse und die Initialgeschwindigkeit bestimmt. Die Partikelmasse ist abhängig vom Partikeldurchmesser und der Materialdichte, die Initialgeschwindigkeit von der Rotationsgeschwindigkeit des Reifens.

Um einen direkten Vergleich mit dem Strömungsprüfstand zu ermöglichen, wurden die Injektionsbedingungen nachgebildet (Vgl. Abbildung 21). Es wurde eine Methode entwickelt, die es erlaubt, die Eigenschaften des Prüfstaubes in eine Injektionsdatei zu überführen. An allen Injektionspunkten werden folglich 10 diskrete Partikelströme entsprechend der Größenverteilung und der Dichte ($2,65\text{g/cm}^3$) des Prüfstaubes injiziert.

$$(22) \quad \vec{v}_p = v_v * \begin{pmatrix} -\cos(\phi) \\ 0 \\ \sin(\phi) \end{pmatrix}$$

Zudem wird den Modellpartikeln ein initialer Geschwindigkeitsvektor \vec{v}_p zugewiesen. Die Berechnung erfolgt in Abhängigkeit der Fahrzeuggeschwindigkeit v_v und dem Abstrahlwinkel ϕ . Diese Methode ermöglicht es, einen Staub mit bekannten Eigenschaften (Größenverteilung, Dichte, Massenstrom) in eine Injektionsdatei zu überführen und einen Anfangsimpuls zuzuweisen (X Anlagen: Tabelle 22). In Abbildung 45 ist die Anwendung der Injektionsmethode auf das Viertelfahrzeugmodell dargestellt.

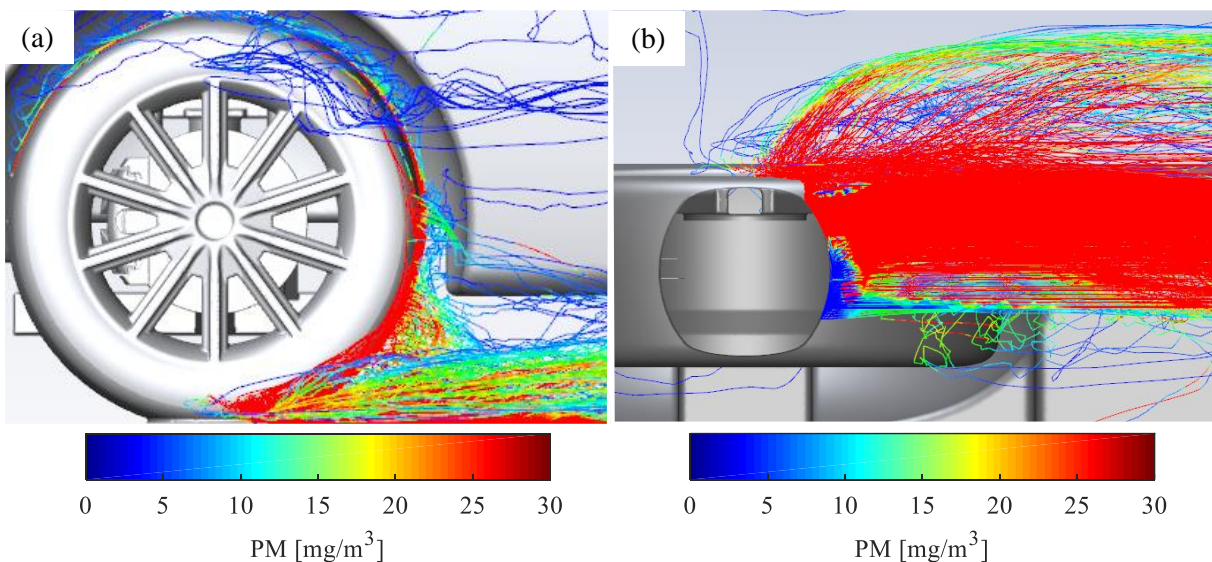


Abbildung 45: CFD-Viertelfahrzeugmodell: Anwendung der Injektionsmethode (a) Seitenansicht (b) Ansicht von unten

5.2.2. Partikelausbreitung

Sobald die Partikel in die Luft gelangt sind, werden diese mit der Strömung mitbewegt. Das Transportverhalten ist neben der Strömung auch von den Partikeleigenschaften abhängig. Für den Prüfstaub sind diese näherungsweise bekannt. Reifenemissionen können hingegen in Bezug auf die Größe, chemischen Zusammensetzung, Dichte und die Morphologie stark variieren. Der Anteil des Reifenabriebes, der nicht dem luftgetragenen Spektrum (PM₁₀) zuzurechnen ist, beträgt mehr als 90%. [8] Folglich umfasst das relevante Partikelgrößenspektrum neben Feinstaub (<10µm) insbesondere auch Mikroplastikpartikel. Die unterschiedlichen Eigenschaften von Reifenemissionen wurden im Stand der Technik dieser Arbeit beschrieben (Vgl. Kapitel 2.1). Diese können über Modelle und Kennwerte in der Strömungssimulation berücksichtigt werden.

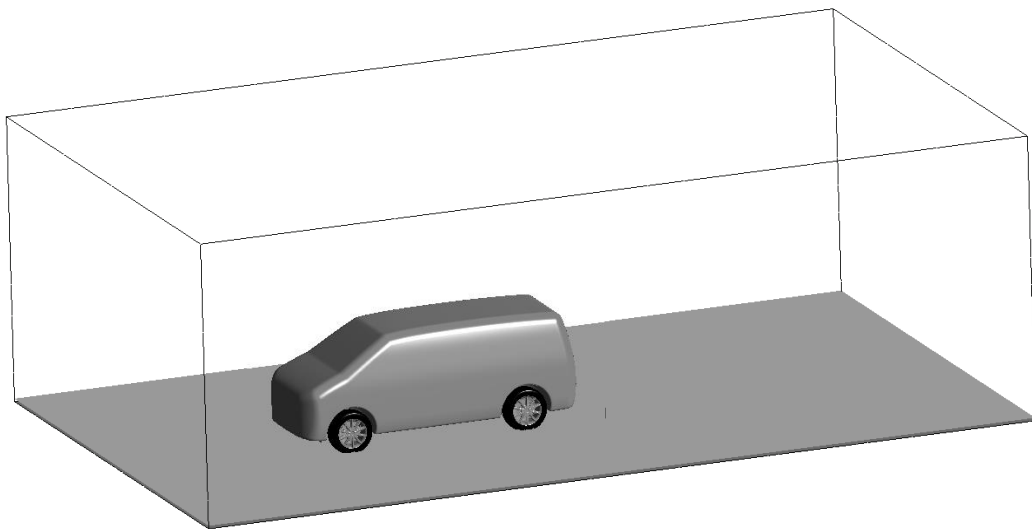


Abbildung 46: CFD-Fahrzeugmodell: Messfahrzeug für Reifenemissionen

Die Partikelmodelle werden in einem nächsten Schritt auf ein Gesamtfahrzeugmodell angewendet (Abbildung 46). Dabei handelt es sich um ein Modell des Versuchsfahrzeuges, das in Kapitel 6 zur Analyse der Reifenemissionen im Fahrversuch verwendet wird. Das Modell umfasst eine Zellanzahl von $5,71 \cdot 10^7$ bei einem Modellvolumen von 662 m^3 . Die zuvor auf Basis des Strömungsprüfstandes definierten Anforderungen an die Randschichtvernetzung, die Modellierung der Radrotation und die Partikelinjektion wurden auf das Gesamtfahrzeugmodell übertragen. Die Anströmungs- und die Radrotationsgeschwindigkeit wurde zunächst entsprechend einer Fahrzeuggeschwindigkeit von 60 km/h gewählt. Die Berechnung des Strömungsfeldes erfolgte, aufgrund des hohen Berechnungsaufwandes, stationär auf Basis des K- ω -SST-Modells.

Um den relevanten Partikelgrößenbereich abzudecken, werden jeweils vier unterschiedliche Partikelgrößen ($1\mu\text{m}$, $10\mu\text{m}$, $100\mu\text{m}$ und 1mm) betrachtet. Es wurde zunächst entsprechend dem aerodynamischen Durchmesser von sphärischen Partikeln mit einer Dichte von $1\text{g}/\text{cm}^3$ ausgegangen. Die Injektion erfolgte an allen vier Reifen. Für alle Simulationen wurde der Einfluss der Erdbeschleunigung ($g=9,81\text{m}/\text{s}^2$) und der Saffman-Kraft berücksichtigt.

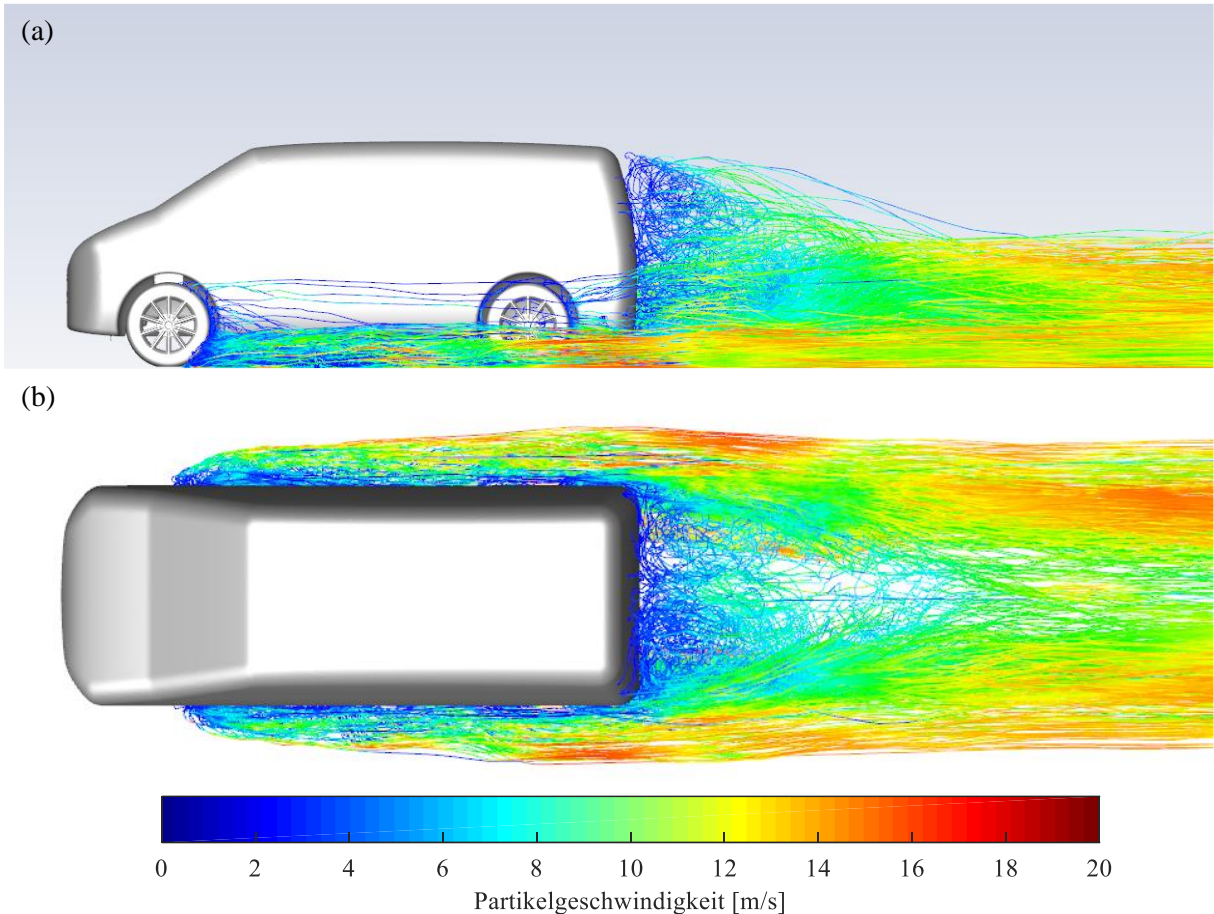


Abbildung 47: CFD-Fahrzeugmodell: Partikelausbreitung von Partikeln ($1\mu\text{m}$) im Fall einer Fahrzeuggeschwindigkeit von $60\text{km}/\text{h}$ (a) Seitenansicht (b) Ansicht von oben

In Abbildung 47 ist das Ausbreitungsverhalten von Reifenemissionen in der Fahrzeugperipherie dargestellt. Die, auf der jeweiligen Fahrzeugseite durch die Vorder- und Hinterreifen in die Strömung eingebrachten, Partikel vereinigen sich neben dem Fahrzeug und werden durch die seitlichen Wirbelschleppen gebunden. Hinter dem Fahrzeug wird ein Teil der Partikel in den Fahrzeugnachlauf eingetragen.

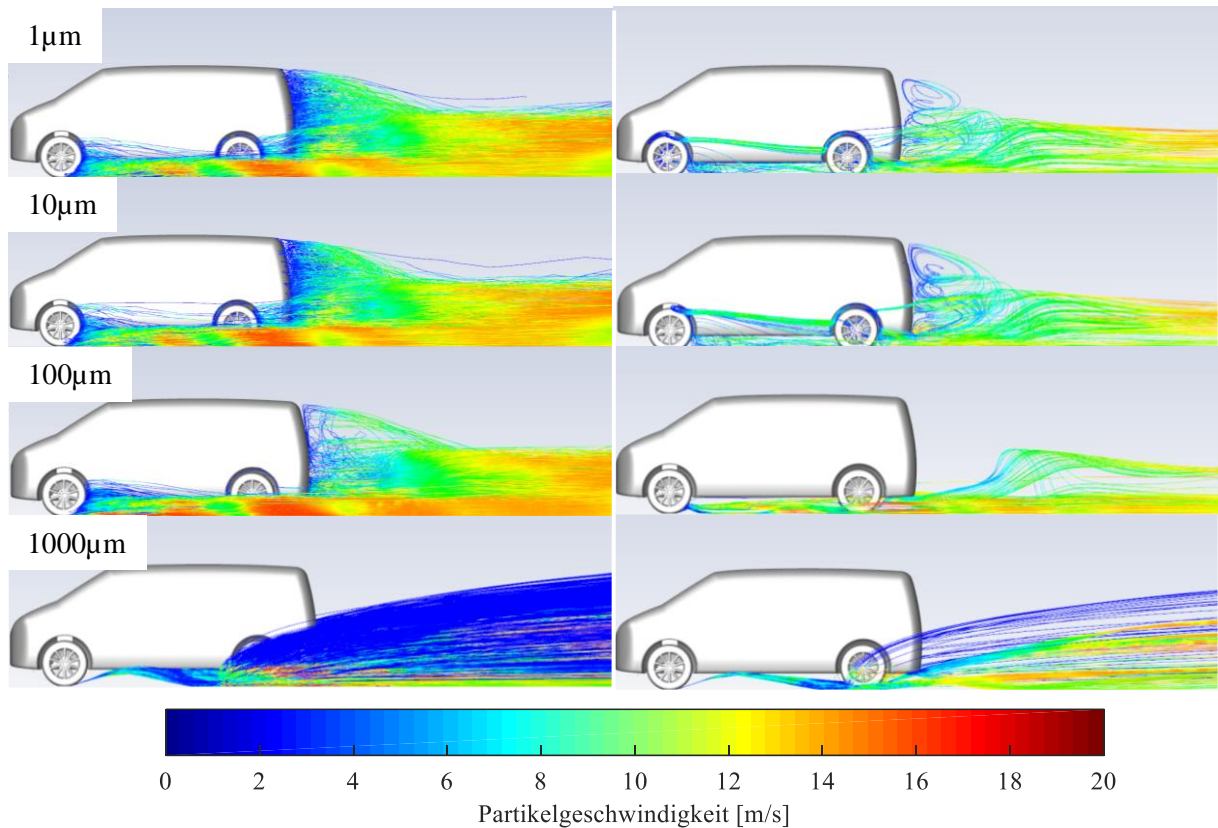


Abbildung 48: CFD-Fahrzeugmodell: Einfluss der turbulenten Durchmischung in Abhängigkeit der Partikelgröße (v.o.n.u. $1\text{-}1000\mu\text{m}$) - (links) DRW-Modell aktiviert (rechts) DRW-Modell deaktiviert

Die Geschwindigkeitsschwankungen, die in turbulenten Strömungen auftreten, begünstigen die Durchmischung der Partikel. Um diese zu berücksichtigen, kann ein stochastisches Modell angewendet werden, das neben der mittleren Geschwindigkeit \bar{u} eine zusätzliche Fluktuationskomponente $u'(t)$ beinhaltet. Das „DRW“-Modell (Discrete Random Walk) beschreibt die Wechselwirkung der Partikel mit einer Abfolge von diskreten Wirbelstrukturen entlang der Trajektorie. Eine statistische Absicherung der Partikelbahnen erfolgt, indem mehrere Modellpartikel ausgehend vom gleichen Injektionspunkt gestartet und mit den jeweils randomisierten Fluktuationsgeschwindigkeiten beaufschlagt werden. [85]

In Abbildung 48 ist der Einfluss der turbulenten Durchmischung auf die Partikeltrajektorien dargestellt. Die Fluktuationskomponente sorgt dafür, dass die Partikel großflächiger über den Strömungsquerschnitt verteilt werden. Die Flugbahnen sind dabei durch häufige Richtungsänderungen gekennzeichnet. Der Einfluss des DRW-Modells nimmt mit steigender Partikelgröße erkennbar ab. Partikel in der Größenordnung von 1mm weisen nur eine geringe Beeinflussung durch die Strömung auf und zeigen ein vorrangig trägheitsdominiertes Verhalten. Das DRW-Modell wurde für alle weiteren Untersuchungen aktiviert.

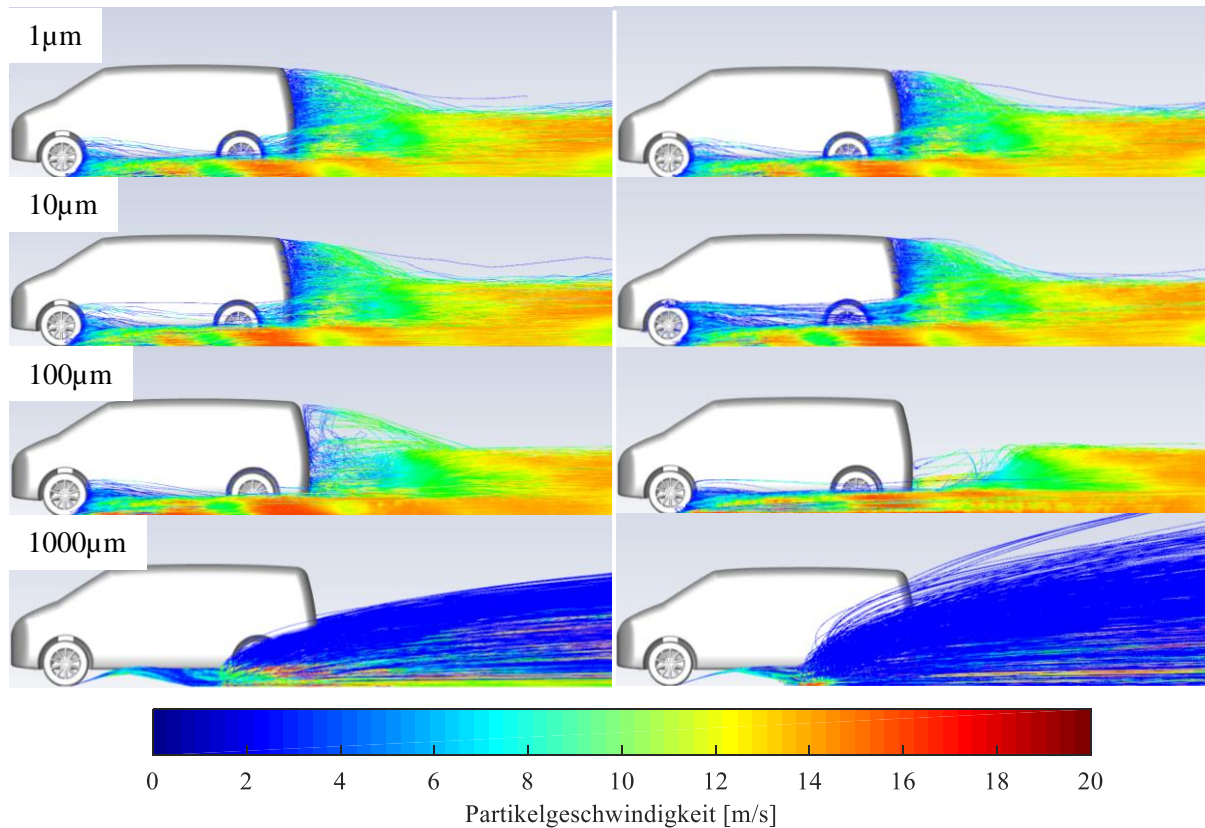


Abbildung 49: CFD-Fahrzeugmodell: Einfluss der Dichte auf die Partikeltrajektorien in Abhängigkeit der Partikelgröße (v.o.n.u. 1-1000µm) - (links) $\rho = 1 \text{ g/cm}^3$ (rechts) 3 g/cm^3

Die Dichte bestimmt die Trägheit der Modellpartikel. Es wird davon ausgegangen, dass sich Reifenemissionen anteilig aus dem Laufstreifenmaterial ($1\text{-}1,2 \text{ g/cm}^3$) und mineralischem Fahrbahnpartikeln ($2,65 \text{ g/cm}^3$) zusammensetzen. Unter der Annahme einer Massengleichverteilung entspricht dies einer mittleren Dichte von $1,8 \text{ g/cm}^3$. [4] Um diesen Einfluss zu bewerten, erfolgte die Berechnung der Partikeltrajektorien jeweils auf Basis einer Partikeldichte von 1 g/cm^3 und 3 g/cm^3 (Abbildung 49). Das Ausbreitungsverhalten der Partikel im Größenbereich von $1\text{-}10 \mu\text{m}$ unterscheidet sich kaum. Die Trajektorien der Partikel im Größenbereich von $100 \mu\text{m}$ verlaufen infolge der höheren Dichte bereits deutlich geradliniger. In der Folge werden die Partikel bereits kaum noch im Hauptnachlauf des Fahrzeuges gebunden.

Reifenabriebpartikel weisen im Größenbereich von $5\text{-}250 \mu\text{m}$ eine Tendenz zu dendritischen Partikelformen auf. [4] Die Partikelform kann durch eine Modellgleichung zur Berechnung von nicht-sphärischen Partikeln, die auf Haider und Levenspiel zurückgeht, berücksichtigt werden. [86] Der Formfaktor φ beschreibt dabei das Oberflächenverhältnis eines nicht-sphärischen Partikels gegenüber einer idealen Kugel mit identischem Volumen, wobei $\varphi = 1$ einer idealen Kugel entspricht. Auf dieser Basis kann ein formabhängiger Strömungswiderstandsbeiwert $c_w(\varphi)$ bestimmt werden. [85]

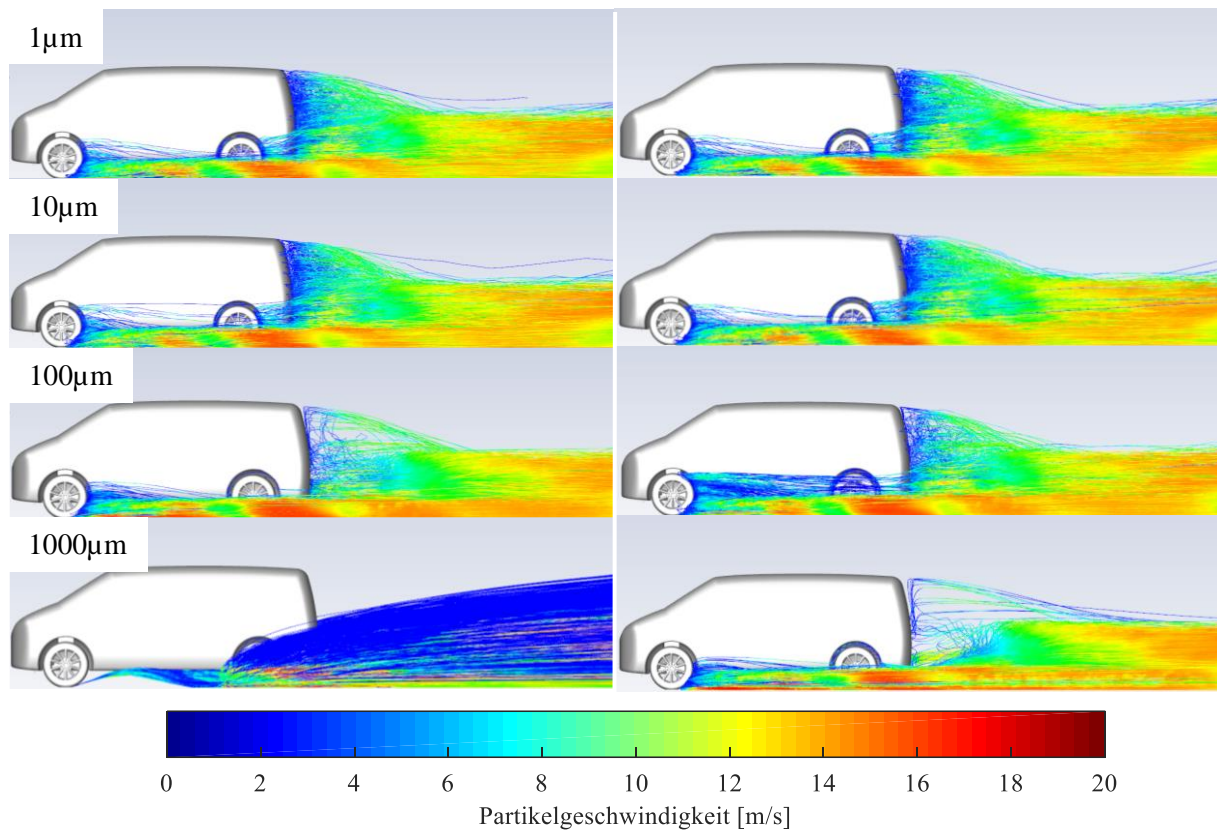


Abbildung 50: CFD-Fahrzeugmodell: Einfluss der Partikelform auf die Partikeltrajektorien in Abhängigkeit der Partikelgröße (v.o.n.u. 1-1000 μm) - (links) sphärische Partikel $\varphi=1$ - (rechts) dendritischer Partikel $\varphi=0,3$

In Abbildung 50 ist der Unterschied zwischen den Trajektorien sphärischer ($\varphi=1$) und dendritischer ($\varphi=0,3$) Partikel veranschaulicht. Für Partikel im Größenbereich von 1-10 μm ist der Einfluss der Partikelform vernachlässigbar. Für Partikel im Mikroplastik-Spektrum (100-1000 μm) ist eine starke Randomisierung der Trajektorien zu beobachten, die auf die Richtungsabhängigkeit des Widerstandsbeiwertes zurückzuführen ist. In der Folge verteilen sich auch die verhältnismäßig großen Partikel großflächig über den Strömungsquerschnitt. Der Vorgang ähnelt dem Einfluss der turbulenten Durchmischung im Fall von Partikeln im Feinstaubspektrum.

5.2.3. Resuspension und Deposition

Partikel können sich auf der Fahrbahnoberfläche ablagern und durch nachfolgende Fahrzeuge wieder in die Luft eingebracht werden. Die Resuspension von Fahrbahnstaub wird in der Literatur als mögliche Hauptquelle für fahrzeugbezogene PM₁₀-Emissionen genannt. [32] Eine weitere Herausforderung stellt die Beurteilung des an die Umgebungsluft abgegebenen Partikelanteils dar. Ablagerungsvorgänge sind insbesondere auch für die Bewertung von Messverlusten im Rahmen von Reifenemissionsmessungen von Relevanz.

Entsprechende Modelle zur Berücksichtigung von Aufwirbelungs- und Ablagerungsvorgängen wurden im Stand der Technik dieser Arbeit beschrieben (Vgl. Kapitel 2.2.3). Diese basieren auf der Kalkulation einer kritischen Geschwindigkeit v_c ab der Partikel aufgewirbelt bzw. abgeschieden werden. Die kritische Geschwindigkeit ist wiederum von den physikalischen Eigenschaften des Trägermediums und der Partikel abhängig. Aufgrund der komplexen Zusammensetzung ist eine exakte Parametrierung von Reifenemissionen jedoch nicht möglich. Auf Basis einer Literaturrecherche, konnten jedoch entsprechende Wertebereiche abgeschätzt werden. Diese sind in Tabelle 17 zusammengefasst.

Tabelle 17: Wertebereiche von Partikelparametern mit Bezug zu Reifenemissionen

Parameter	Name	Wertebereich	Einheit
ρ_p	Partikeldichte	0,5-3	[g/cm ³]
k_p	Restitutionskoeffizient	0,3-0,7	[-]
p_{pl}	Plastischer Fließdruck	$5 \cdot 10^7$ bis $5 \cdot 10^9$	[Pa]
A	Hamaker-Konstante	$5 \cdot 10^{-20}$ bis $5 \cdot 10^{-19}$	[J]
z_D	Minimaler Kontaktabstand	$3-4 \cdot 10^{-10}$	[m]
z_R	Wandabstand	$4-12 \cdot 10^{-8}$	[m]
κ	Schergeschwindigkeit	$1,5-2,5 \cdot 10^4$	[1/s]

Auf dieser Basis wurde zunächst eine Parameterstudie durchgeführt. Die Berechnung erfolgte anhand der Modellgleichungen (19) und (21). Ausgehend von einer Referenzparametrierung für das Depositions⁴- und das Resuspensions⁵-Modell wurde jeweils der Minimal- und Maximalwert jedes Parameters für die Berechnung der kritischen Geschwindigkeit angewendet (Abbildung 51).

⁴ Referenzparametrierung Deposition: $\rho_p=1\text{g/cm}^3$, $k_p=0,5$, $p_{pl}=5 \cdot 10^8\text{Pa}$, $A=10^{-19}\text{J}$, $z_D=4 \cdot 10^{-10}\text{m}$

⁵ Referenzparametrierung Resuspension: $\rho_p=1\text{g/cm}^3$, $A=10^{-19}\text{J}$, $z_R=8 \cdot 10^{-8}\text{m}$, $\kappa=2 \cdot 10^4\text{s}^{-1}$

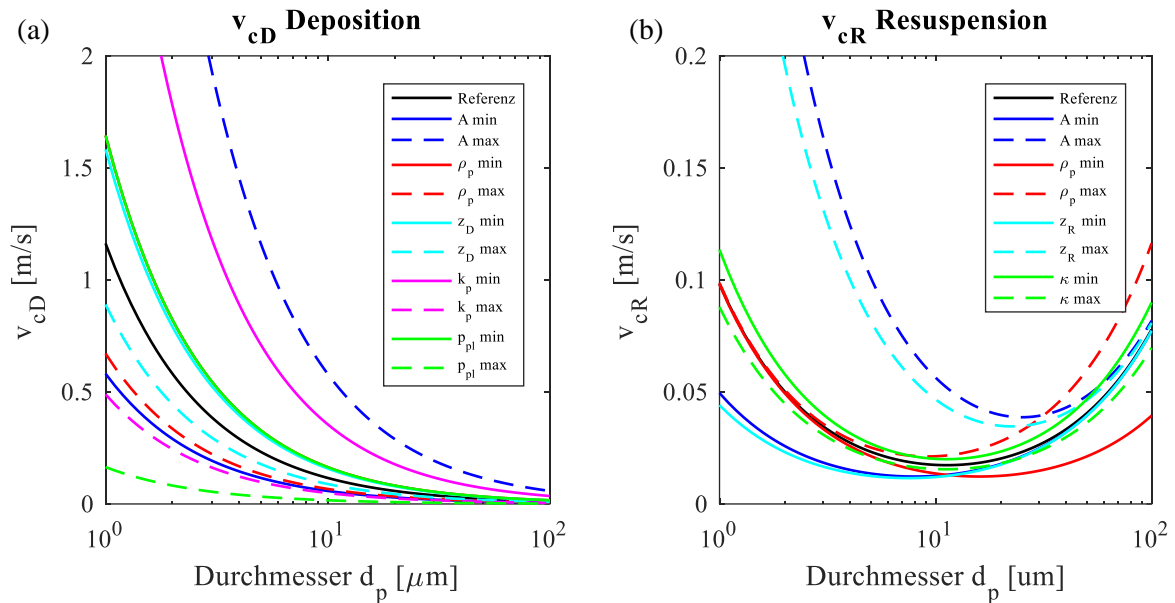


Abbildung 51: Parametervariation: Kritische Geschwindigkeit in Abhängigkeit des Partikeldurchmessers
(a) Deposition (b) Resuspension

In Abbildung 51 ist der Zusammenhang zwischen der kritischen Geschwindigkeit und der Partikelgröße dargestellt. Zur Veranschaulichung wurden jeweils der Maximalwert (durchgezogene Linie) und der Minimalwert (gestrichelte Linie) jedes Parameters in der gleichen Farbe dargestellt.

Das Depositionsmodell basiert auf der Annahme, dass es zur Ablagerung kommt, wenn die kinetische Energie eines Partikels vor dem Aufprall zu gering ist, um Deformations- und Adhäsionsverluste zu überwinden (Abbildung 51 (a)). Dies ist der Fall, wenn die Partikelgeschwindigkeit vor dem Aufprall unterhalb der kritischen Geschwindigkeit v_{cD} liegt. Diese weist eine starke Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser d_p auf, da dieser mit der dritten Potenz in die Berechnung der Partikelmasse einfließt. Folglich sinkt die kritische Geschwindigkeit mit zunehmendem Partikeldurchmesser. Für Partikel im Feinstaubspektrum ($<10\mu\text{m}$) ist die Anhaftungswahrscheinlichkeit entsprechend hoch. Gleichzeitig weisen Feinstaubpartikel ein gutes Folgeverhalten auf, wodurch es selten zur Impaktion kommt. Die Parametervariation lässt erkennen, dass insbesondere die Hamaker-Konstante A , der Restitutionskoeffizient k_p und der plastische Fließdruck p_{pl} einen erheblichen Einfluss auf die kritische Depositionsgeschwindigkeit haben. In der Folge kann diese um Größenordnungen variieren.

Analog wurde eine Parameterstudie in Bezug auf die kritische Geschwindigkeit der Resuspension v_{cR} durchgeführt (Abbildung 51 (b)). Das Modell basiert auf der Annahme, dass es zur Aufwirbelung kommt, sobald die strömungsinduzierte Auftriebskraft, um die Gravitations- und Adhäsionskraft zu überwinden. Dies ist der Fall, wenn eine kritische Strömungsgeschwindigkeit im Randschichtbereich überschritten wird.

Die kritische Geschwindigkeit weist ein Minimum für Partikel in einem Größenbereich von $10\mu\text{m}$ auf. Im Fall kleinerer bzw. größerer Partikel steigt der Einfluss der Adhäsionskraft bzw. der Gravitationskraft überproportional an. Dementsprechend stellen für Partikel im Feinstaubspektrum ($<10\mu\text{m}$) die Hamaker-Konstante A und der Wandabstand z_R die wichtigsten Einflussgrößen dar. Analog dazu ist die Partikeldichte der bestimmende Parameter für größere Partikel ($>10\mu\text{m}$).

Beide Modelle wurden über eine Nutzerfunktion („UDF“ - User Defined Funktion) in den CFD-Algorithmus implementiert (X Anlagen: Tabelle 23, Tabelle 24). Da eine exakte Parametrierung der Reifenemissionen nicht möglich war, wurde stattdessen auf Kennwerte für mineralische Stäube⁶ zurückgegriffen, die von Hiller experimentell ermittelt wurden. [67] Der Restitutionskoeffizient wurde auf $k_p=0,5$ und der minimale Kontaktabstand auf $z_D=4\cdot 10^{-10}\text{m}$ festgelegt. Für das Resuspensionsmodell wurde gemäß Hayden ein Wandabstand von $z_R=8\cdot 10^{-8}\text{m}$ vorgesehen. [64] Die Injektionsparameter, wie der Massenstrom und die Größenverteilungsdichte, wurden analog zum Strömungsprüfstand festgelegt.

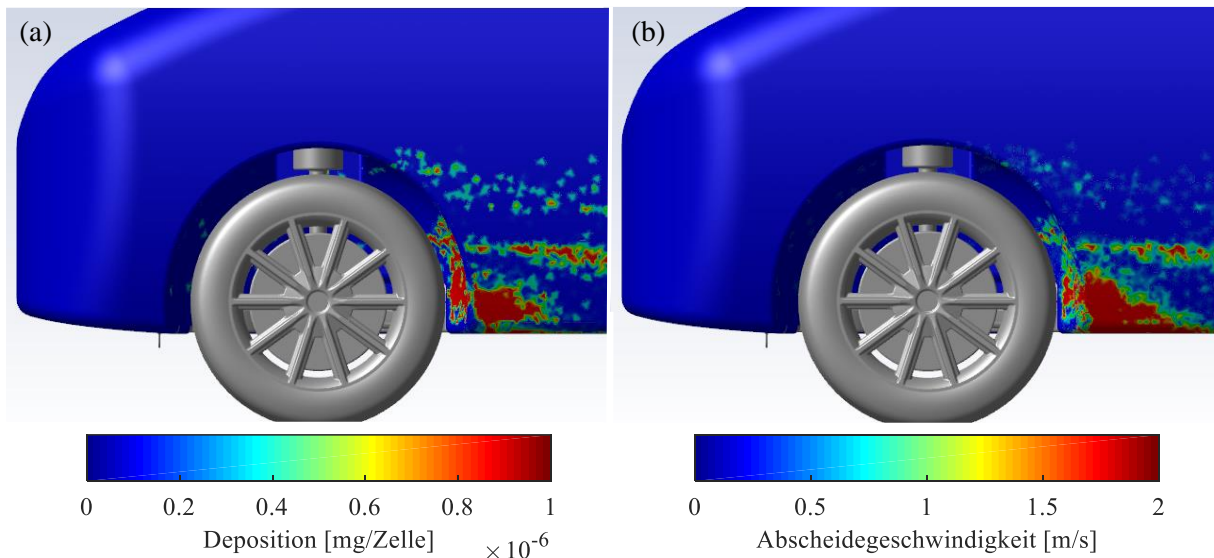


Abbildung 52: CFD-Fahrzeugmodell: Anwendung eines Depositionsmodells (a) Deposition pro Zelle (mittlere Zellfläche: $44,2\text{mm}^2$) (b) Abscheidegeschwindigkeit (Fahrzeuggeschwindigkeit: 60 km/h)

⁶ Kennwerte für mineralische Stäube nach Hiller: $\rho_p=2,7\text{g/cm}^3$, $p_{pl}=5\cdot 10^9\text{Pa}$, $A=5\cdot 10^{-19}\text{J}$ [68]

Zunächst wurde das Depositionsmodell implementiert (Abbildung 52). Die Umsetzung erfolgte auf Basis einer Nutzerfunktion vom Typ „DEFINE_DPM_BC“, die auf die Karosserie angewendet wurde. Die Modellpartikel werden abgeschieden, wenn deren Auftreffgeschwindigkeit die kritische Geschwindigkeit unterschreitet. In der Folge wird die Berechnung der Trajektorie beendet und die Partikelanzahl und -Masse, die das Modellpartikel repräsentiert, auf die Zelloberfläche addiert.

Analog zur experimentellen Analyse auf Basis des Strömungskanal wurden die Modellpartikel ausgehend vom linken Vorderrad in die Strömung injiziert. In Abbildung 52 (a) ist das Ablagerungsmuster auf der Karosserie dargestellt. Dieses ist durch ausgeprägte Maxima im unteren Bereich des Radkastens und des Kotflügels gekennzeichnet. Dort sind auch entsprechend erhöhte Abscheidegeschwindigkeiten zu beobachten, die auf die starke Stromlinienkrümmung zurückzuführen sind. Die Ablagerung ist dementsprechend das Produkt einer lokal erhöhten Partikelkonzentration in Kombination mit einer hohen Partikelenergie. Das Ablagerungsmuster stimmt mit dem Experiment plausibel überein (Vgl. Abbildung 31).

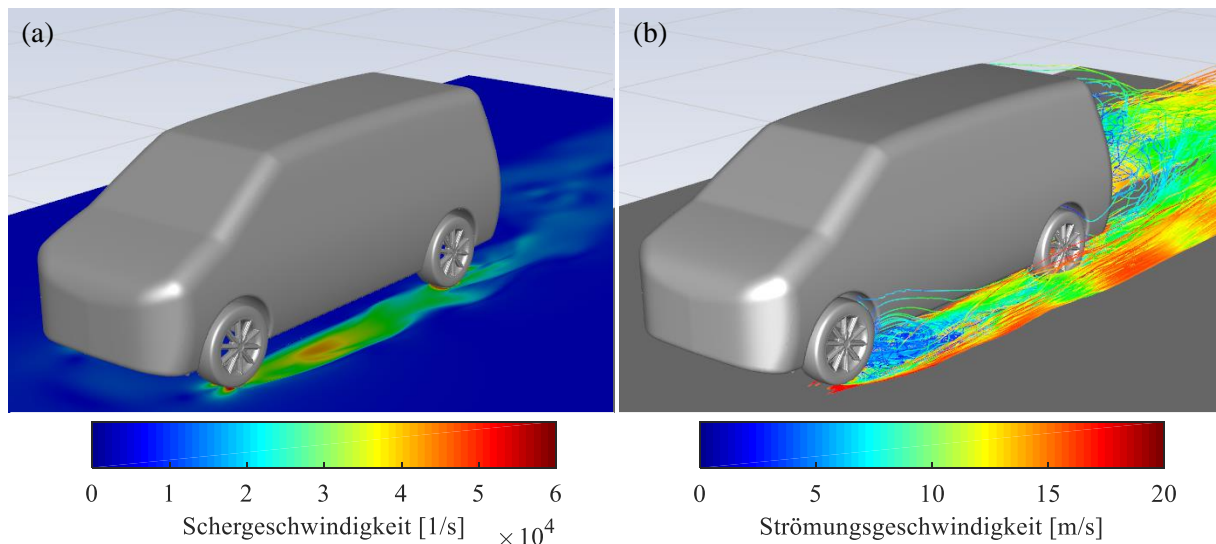


Abbildung 53: CFD-Fahrzeugmodell: Anwendung eines Resuspensionsmodells (a) Schergeschwindigkeit auf der Injektionsebene (b) Trajektorien der aufgewirbelten Partikel ($10 \mu\text{m}$) (Fahrzeuggeschwindigkeit 60 km/h)

Auch das Resuspensionsmodell wurde auf das Fahrzeugmodell angewendet. Hierfür wurde zunächst eine Injektionsebene im Bereich der viskosen Randschicht erstellt ($y^+ = 1$). Auf diese wurde das Modell in Form einer Nutzerfunktion vom Typ „DEFINE_DPM_INJECTION_INIT“ angewendet. Ausgehend von jeder Zelle des numerischen Netzes, die durch die Injektionsebene (Fläche: 135 m^2) geschnitten wird, kann jeweils ein Modellpartikel in das Strömungsfeld injiziert werden, wenn die kritische Geschwindigkeit überschritten wird.

Der Grund für die Aufwirbelung ist die Luftverdrängung durch das Fahrzeug. Aus der Geschwindigkeitsdifferenz zwischen der Luft und der Fahrbahnoberfläche resultiert eine Schergeschwindigkeit in Fahrbahnnähe. In der Folge wird eine Auftriebskraft wirksam, die zur Resuspension führen kann. Entsprechende Maxima sind im Bereich der Staupunkte vor den Reifen sowie im Nachlaufbereich ersichtlich, die letztendlich zur Aufwirbelung führen. In Abbildung 53 (b) ist insbesondere auch die Aufwirbelung an den vorderen Radflanken erkennbar, die bereits auf Basis des Strömungsprüfstandes beobachtet wurde (Vgl. Kapitel 4.2).

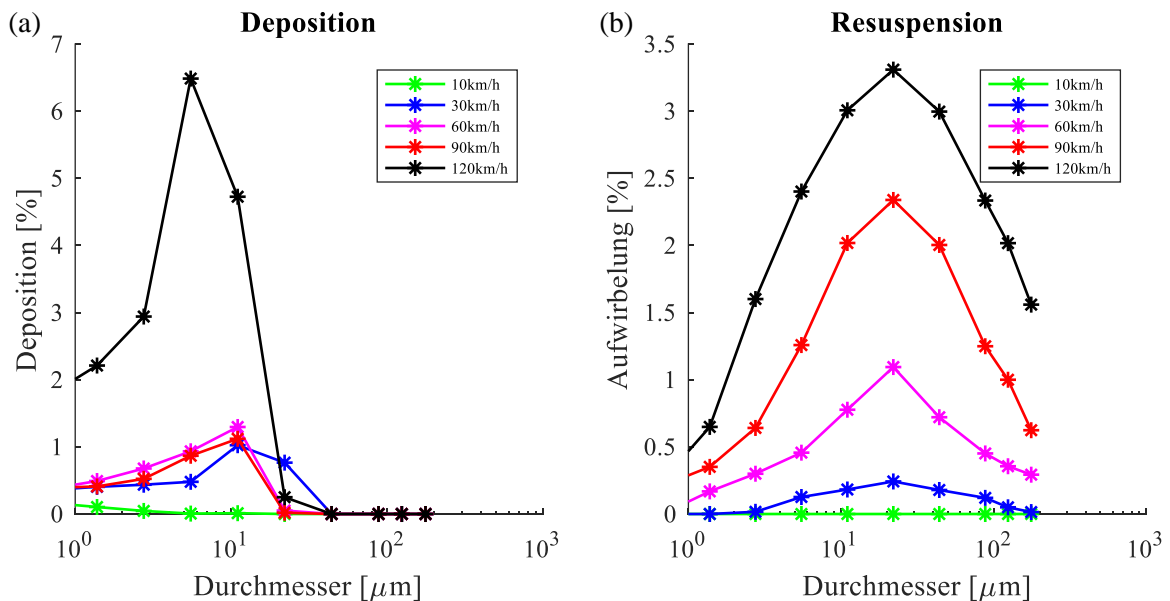


Abbildung 54: CFD-Fahrzeugmodell: Anteil der (a) Partikelablagerung und (b) -Aufwirbelung in Abhängigkeit der Fahrzeuggeschwindigkeit und des Partikeldurchmessers

Durch die Modelle wird erstmalig eine Einschätzung der Partikelablagerung und -Aufwirbelung in Abhängigkeit der Fahrzeuggeschwindigkeit und der Partikelgröße ermöglicht. In Abbildung 54 (a) ist erkennbar, dass der Anteil der abgelagerten Partikel im Größenbereich zwischen 1 μm und 10 μm ansteigt, da sich die Auftreffwahrscheinlichkeit mit zunehmender Trägheit erhöht. Größere Partikel ($>20\mu\text{m}$) besitzen hingegen ausreichend kinetische Energie, um an der Karosserie abzuprallen. Dieses Erkenntnis deckt sich mit den experimentellen Versuchen auf Basis des Strömungsprüfstandes, wobei kaum Partikel mit einem Durchmesser von mehr als 15 μm auf den Probepads nachgewiesen werden konnten (Vgl. Kapitel 4.2.3). Die prozentuale Ablagerung liegt im Geschwindigkeitsbereich zwischen 30 km/h und 90 km/h auf einem vergleichbaren Niveau. Eine weitere Erhöhung der Fahrzeuggeschwindigkeit auf 120 km/h bewirkt einen überproportionalen Anstieg der Ablagerung. Gleichzeitig verschiebt sich das Abscheidemaximum in Richtung kleinerer Partikeldurchmesser.

In Abbildung 54 (b) ist die Abhängigkeit der Resuspension von der Partikelgröße und der Fahrzeuggeschwindigkeit dargestellt. Hierfür wurde die Anzahl der tatsächlich injizierten Partikel mit der maximal möglichen Anzahl ins Verhältnis gesetzt. Über alle Fahrzeuggeschwindigkeiten hinweg ist ein Maximum im Partikelgrößenbereich von $20\mu\text{m}$ erkennbar. Für kleinere Partikel dominiert der Einfluss der Adhäsionskraft, für größere der Einfluss der Gravitationskraft. Folglich fällt der Anteil der Aufwirbelung in beide Richtungen ab. Die Resuspension steigt nahezu linear mit der Fahrzeuggeschwindigkeit an, da sich die Bereiche mit erhöhter Schergeschwindigkeit in der Fahrzeugperipherie entsprechend ausdehnen.

5.3. Zusammenfassung Kapitel 5

- Die Wahl des Turbulenzmodells hat einen Einfluss auf die Modellierung der Partikeldynamik. In diesem Zusammenhang ist die Vernetzung der Randschicht von besonderer Relevanz. Es wurde nachgewiesen, dass eine hohe Randschichtauflösung ($y^+ = 1$) eine Grundvoraussetzung für die Simulation von Depositionsvorgängen darstellt. Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass ein SRS-Modell gegenüber einem RANS-Modell deutlich besser geeignet ist, um die Partikeldispersion in der Nachlaufströmung des Reifens zu beschreiben. Dieser Vorteil muss jedoch mit einem erheblich erhöhten Rechenaufwand erkaufte werden. Zudem wurden Ansätze zur Modellierung des Abrollvorgangs des Reifens verglichen. Auf Basis eines Moving-Wheel-Ansatz konnte der Partikeltransport entlang der Radrotation sowie die seitliche Verlagerung des Partikelstroms in qualitativer Übereinstimmung mit dem Experiment beschrieben werden.
- Es wurde ein Injektionsmethode erarbeitet, um eine Staubprobe mit bekannten Eigenschaften (Größenverteilungsdichte, Dichte, Massenstrom) in eine Injektionsdatei zu überführen. Die Partikelinjektion erfolgt auslaufseitig des Reifen-Fahrbahnkontaktes, wobei den Partikeln ein Anfangsimpuls in Abhängigkeit der Fahrzeuggeschwindigkeit zugewiesen wird. Auf dieser Basis wurde das Ausbreitungsverhalten in Abhängigkeit unterschiedlicher Partikeleigenschaften analysiert. Partikel im Feinstaubspektrum ($< 10\mu\text{m}$) folgen vorrangig der Strömung, werden durch die seitlichen Wirbelschleppen und den Hauptnachlauf des Fahrzeuges gebunden und großflächig dispergiert. Größere Partikel ($> 10\mu\text{m}$) weisen hingegen ein trägheitsbestimmtes Verhalten auf. Insbesondere die Abweichung von ideal-sphärischen Partikelformen beeinflusst deren Ausbreitungsverhalten.
- Über eine Nutzerschnittstelle (UDF) wurden Modelle zur Beschreibung der Partikelaufwirbelung und -Ablagerung in den CFD-Algorithmus eingebunden. Die Ablagerung erfolgt vorrangig im unteren Bereich des Radkastens und auf dem Kotflügel. Der Anteil der Ablagerung steigt dabei sowohl mit der Geschwindigkeit, als auch mit der Partikelgröße. Ab einer Partikelgröße von $> 20\mu\text{m}$ weisen die Partikel jedoch ausreichend kinetische Energie auf, um an der Karosserie zu reflektieren. Die Aufwirbelung erfolgt vorwiegend im Bereich der Staupunkte vor dem Reifen sowie im Bereich der der Nachlaufströmung. Partikel mit einem Durchmesser zwischen $10\mu\text{m}$ und $20\mu\text{m}$ sind prozentual am stärksten betroffen. Die Aufwirbelung steigt annähernd linear mit der Fahrzeuggeschwindigkeit an.

6. Analyse von Reifenemissionen im Fahrversuch

6.1. Versuchsaufbau

Die Erkenntnisse der vorangegangenen Kapitel liefern eine Grundlage für die Definition eines geeigneten Messverfahrens für Reifenemissionen im Fahrversuch und die Interpretation der Messergebnisse. Als Basis für die Fahrversuche dient ein vorderradgetriebener Kleintransporter mit einer Gesamtmasse von 2118kg und einer maximalen Motorleistung von 75kW. Die Vorderachse ist gegenüber der Hinterachse, aufgrund der Gegebenheit, dass es sich um die angetriebene und gelenkte Achse handelt, als besonders emissionsrelevant einzuschätzen. Folglich dient das rechte Vorderrad als Gegenstand für die weiteren Untersuchungen. Um eine parallele Messung von Reifen- und Bremsstaubemissionen zu ermöglichen, wurde das Fahrzeug mit zwei CVS-Systemen ausgerüstet.

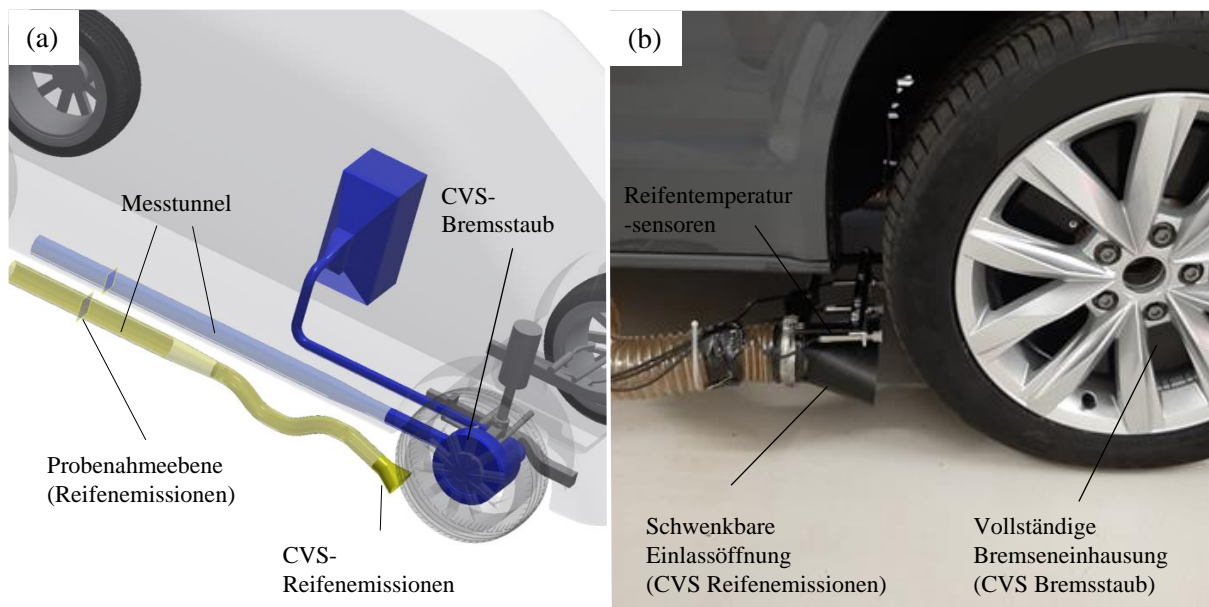


Abbildung 55: (a) Schematischer Aufbau des Messfahrzeuges (b) Realer Aufbau: CVS-Probenahmesysteme für Bremsstaub- und Reifenemissionen

Das CVS-System für die Bremsstaubmessung ist in Abbildung 55 (a) in blau dargestellt. Kernstück der Vorrichtung ist die vollständige Kapselung des Bremssystems, um eine effiziente Evakuierung der Partikel zu ermöglichen. [16] Gleichzeitig wird die Abgabe von Bremsstaub an die Umgebungsluft verhindert. Diese Maßnahme ist erforderlich, um eine Beeinflussung der Reifenemissionsmessung zu verhindern. Die Probenahme der Reifenemissionen erfolgt ebenfalls auf Basis eines CVS-Systems, das in Abbildung 55 (a) gelb dargestellt ist. Auf Basis der vorangegangenen Betrachtungen konnte gezeigt werden, dass das Maximum der Partikelkonzentration mittig hinter der Lauffläche in Fahrbahnnähe vorliegt.

Außerdem wurde nachgewiesen, dass sich das Konzentrationsprofil bei Kurvenfahrt proportional zum Radeinschlagwinkel in lateraler Richtung verschiebt (Vgl. Kapitel 4.2). Folglich wurde die Einlassöffnung auslaufseitig des Reifen-Fahrbahnkontaktes angeordnet und schwenkbar am Radträger befestigt, um sicherzustellen, dass die Partikel auch im Fall von Kurvenfahrten orthogonal zur Lauffläche aufgenommen werden können. Im CVS-System wird ein Volumenstrom von $120\text{m}^3/\text{h}$ eingestellt. Die Partikel werden somit hinter dem Reifen evakuiert und durch einen flexiblen Schlauch, der die laterale Bewegung der Einlassöffnung ermöglicht, in einen Messtunnel befördert. Innerhalb des Messtunnels erfolgt eine Teilstromentnahme und die Zuführung zu den unterschiedlichen Messsystemen. Die Einlassdurchmesser der Probenahmesonden wurden so gewählt, dass annähernd isokinetische Bedingungen gewährleistet werden können (X Anlagen: Tabelle 26). Somit kann eine Über- bzw. Unterrepräsentation von spezifischen Partikelgrößen weitgehend vermieden werden. [65] Zur Anwendung kommen die gleichen Messsysteme, die bereits in Kapitel 4.2 zur Analyse der Ausbreitungsdynamik verwendet wurden.

Eine zeitaufgelöste Aufzeichnung ist notwendig, um eine Korrelation zwischen den Fahrzustandsgrößen und den Partikelkonzentrationswerten ($\text{PM}<10\mu\text{m}$, $\text{PM}<3\mu\text{m}$ und PN) zu ermöglichen. Die Partikelmesssysteme erlauben jeweils eine Aufzeichnung mit einer Abtastrate von 1Hz. Zusätzlich können Partikelproben auf dem Filtereinsatz des „Dekati eFilter“ gesammelt und nachträglich mikroskopisch analysiert werden. Aus dem Stand der Technik ist bekannt, dass insbesondere die Fahrzeuggeschwindigkeit, die Längs- und Querbeschleunigung sowie der Radschlupf, die Radlast und die Reifentemperatur in Verbindung mit der Entstehung von Abriebemissionen stehen können. Das Fahrzeug wurde daher mit einem System zur Erfassung von Fahrzustandsgrößen und der GPS-Position (Racelogic VBox) ausgestattet. Zusätzlich wurden Pyrometer zur Messung der Reifentemperatur sowie ein Seilzugpotentiometer zur Bestimmung des Federweges am rechten Vorderrad implementiert.

6.2. Analyse der Messfähigkeit

Da es sich beim Reifen-Fahrbahnkontakt um ein umweltoffenes System handelt, sind Messverluste zu erwarten. Um diese in Abhängigkeit der Fahrzeuggeschwindigkeit und der Partikelgröße abschätzen zu können, wurde das CFD-Fahrzeugmodell um das CVS-System für Reifenemissionen erweitert. Auf dieser Basis kann beurteilt werden, welcher Anteil der, hinter dem Reifen injizierten, Partikel tatsächlich durch das Sammelsystem aufgenommen werden kann (Einlasseffizienz). Auch Transportverluste innerhalb der Transportleitung (Transporteffizienz) müssen berücksichtigt werden. Hiefür wurde das Depositionsmodell (Vgl. Kapitel 5.2.3) auf die Innenwand des CVS-Systems angewendet.

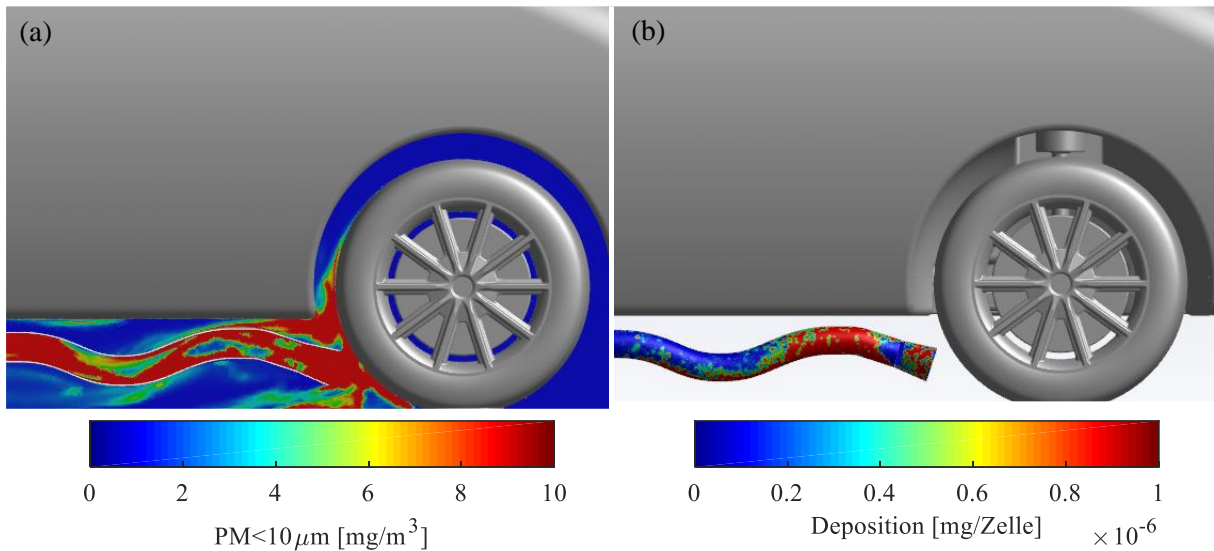


Abbildung 56: CFD-Fahrzeugmodell: Beurteilung der Messfähigkeit eines CVS-Systems für Reifenemissionen (a) Partikelkonzentration (Ebene E_{xz0}) (b) Deposition auf den Innenwänden des CVS-Systems (mittlere Zellfläche $16,34\text{mm}^2$) (Fahrzeuggeschwindigkeit: 60km/h)

Die Messeffizienz bzw. der Anteil der Partikel, der die Probenahmeebene am Ende der Transportleitung des CVS-Systems erreicht, stellt das Produkt aus der Einlass- und der Transporteffizienz dar. Wie in Abbildung 56 für eine Fahrzeuggeschwindigkeit von 60km/h beispielhaft dargestellt, kann nur ein bestimmter Partikelanteil durch das CVS-System aufgenommen werden. Der Partikelstrom wird daraufhin durch die Transportleitung befördert. Insbesondere auf dem Einlasstrichter und im Bereich der ersten Leitungskrümmung kommt es dabei zur Deposition auf der Leitungswand.

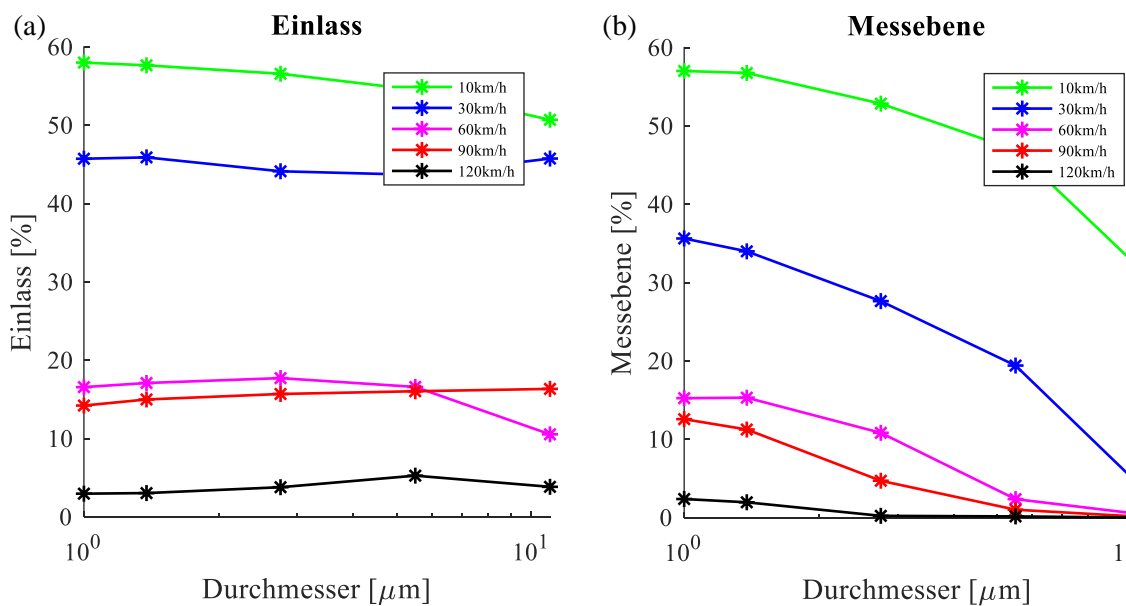


Abbildung 57: CFD-Fahrzeugmodell: Beurteilung der Messfähigkeit eines CVS-Systems für Reifenemissionen in Abhängigkeit der Fahrzeuggeschwindigkeit und der Partikelgröße (a) Einlasseffizienz (b) Messeffizienz

In Abbildung 57 ist die Einlass- und Messeffizienz des CVS-Systems in Abhängigkeit der Fahrzeuggeschwindigkeit und des Partikeldurchmessers dargestellt. Der CVS-Volumenstrom resultiert in einer Absauggeschwindigkeit von ca. 4m/s im Einlassbereich. Wie in Abbildung 57 (a) dargestellt, ist die Einlasseffizienz stark von der Fahrzeuggeschwindigkeit abhängig, verhält sich jedoch über den betrachteten Partikelgrößenbereich von 1µm bis 10µm annähernd konstant. Während im Fall niedriger Fahrzeuggeschwindigkeiten ($\leq 30\text{km/h}$) mehr als die Hälfte der Modellpartikel aufgenommen werden können, sinkt die Einlasseffizienz im Fall höherer Geschwindigkeiten deutlich ab, da die Anströmungs- und die Absauggeschwindigkeit immer weiter voneinander abweichen.

In Abbildung 57 (b) ist die Messeffizienz dargestellt, wobei neben den Einlassverlusten auch die Transportverluste innerhalb der Leitung berücksichtigt wurden. Die Transporteffizienz weist eine starke Abhängigkeit von der Partikelgröße auf. Während Partikel in einem Größenbereich von 1µm kaum betroffen sind, ist im Fall von Partikeln in einem Größenbereich von 10µm mit erheblichen Transportverlusten zu rechnen. Der Trenndurchmesser verschiebt sich mit zunehmender Fahrzeuggeschwindigkeit in Richtung immer kleinerer Partikelgrößen.

Die Analyse der Messfähigkeit des CVS-Systems verdeutlicht, dass im Fahrversuch mit erheblichen Messverlusten zu rechnen ist. Die Umrechnung der Messkonzentrationen in Emissionsfaktoren ist somit weiterhin als Herausforderung zu betrachten. Für die Identifikation von Einflussgrößen in Bezug auf die Emissionsentstehung ist der Messaufbau geeignet. Die Variabilität der Messeffizienz stellt dabei nur eine von vielen Einflussgrößen dar. Trotz hoher Abscheideraten können im mittleren Geschwindigkeitsbereich ($\leq 90\text{km/h}$) ausreichend masserelevante Partikel erfasst werden, um eine Analyse von massebezogenen Emissionen ($\text{PM}_{<3\mu\text{m}}$, $\text{PM}_{<10\mu\text{m}}$) sinnvoll vornehmen zu können.

6.3. Messung im öffentlichen Straßenverkehr

Der folgende Abschnitt ist der Analyse der Ursache-Wirkungsbeziehung zwischen dem Fahrzustand und der Entstehung von Reifenemissionen im Fahrversuch gewidmet. Hierfür wird der Reifen-Fahrbahnkontakt zunächst als „Black-Box“ betrachtet und Hypothesen zu potentiellen Einfluss- und Störgrößen aufgestellt. Die zeitaufgelöste Aufzeichnung der Fahrzustandsgrößen und der Partikelkonzentrationen bietet eine ausreichende Anzahl von Messpunkten, um Einfluss- und Zielgrößen miteinander korrelieren zu können.

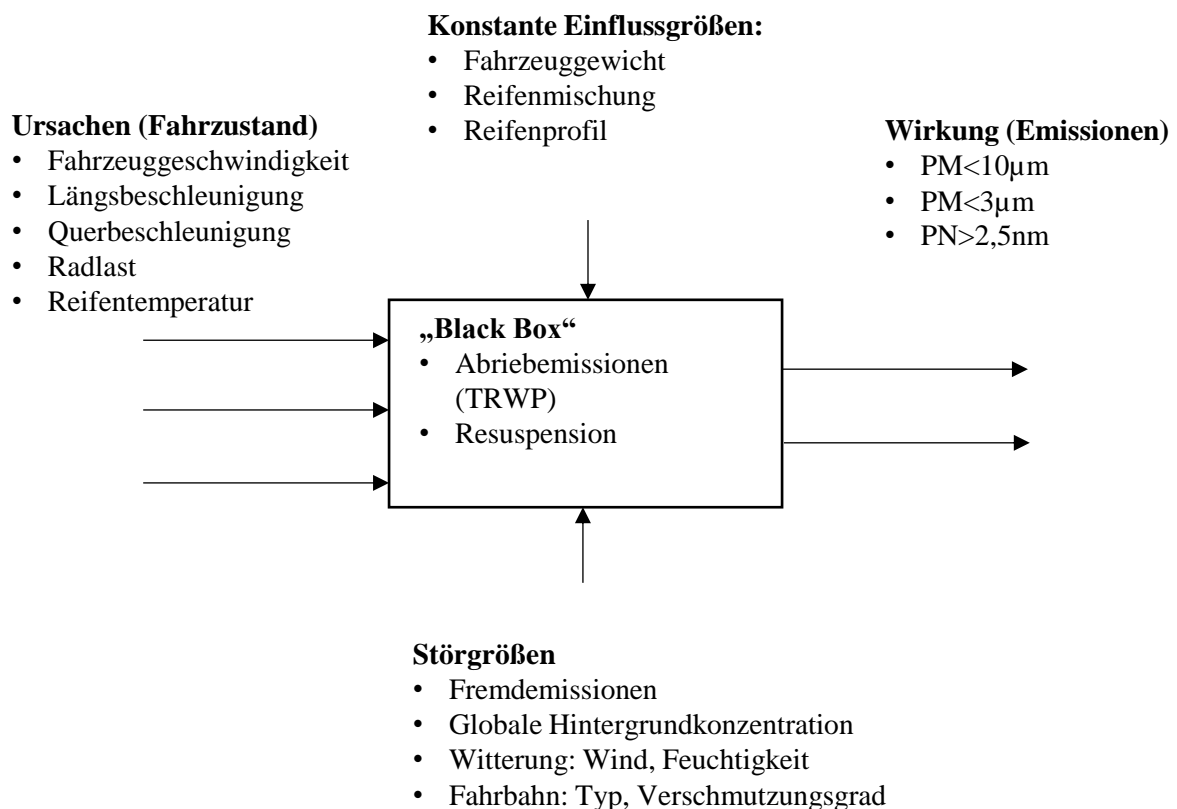


Abbildung 58: Messung von Reifenemissionen im Fahrversuch - Schematische Darstellung der Ursache-Wirkungsbeziehung

Die Konfiguration des Versuchsfahrzeuges wird als konstante Einflussgröße betrachtet. Fahrzeuggewicht bei Fahrtbeginn und Radstellungsgrößen werden über alle Versuchsreihen hinweg annähernd konstant gehalten. Ebenso werden alle Versuche auf Basis des gleichen Radsatzes (Sommerreifen 255/45 R18) durchgeführt. Dies bedeutet nicht, dass nicht auch ein Einfluss durch die Veränderung des Laufstreifens in Form eines Einlauf- oder Alterungsprozesses zu erwarten ist. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass dieser Einfluss für die Dauer eines Prüfzyklus vernachlässigt werden kann.

Eine besondere Relevanz kommt den Störgrößen zu. Aufgrund der umweltoffenen Konfiguration, wird das Messergebnis durch die, in der Umgebungsluft vorhandenen Partikel, beeinflusst. Diese betrifft zum einen die globale Hintergrundkonzentration, die in der Außenluft vorherrscht. Zusätzlich kommt es zur Aufnahme von Fremdemissionen anderer Fahrzeuge, die sich in der unmittelbaren Nähe des Versuchsfahrzeuges befinden. Zudem ist ein Einfluss durch meteorologische Faktoren (Wind, Luftfeuchtigkeit) zu erwarten, die sich dynamisch während einer Versuchsfahrt ändern können. Eine weitere Herausforderung stellt die Differenzierung zwischen den Abriebemissionen (TRWP) und der Resuspension von Fahrbahnstaub dar.

Um den Einfluss unterschiedlicher Fahrzustände untersuchen zu können, muss zunächst ein geeigneter Prüfzyklus definiert werden. Dieser soll eine große Bandbreite von Fahrmanövern abdecken, die während des Betriebs eines Kraftfahrzeuges im Straßenverkehr auftreten können. Aus der Regulierung von Abgasemissionen sind Zyklen mit ähnlicher Zielstellung bekannt. Prüfstanduntersuchungen werden gegenwärtig auf Basis des WLTP-Zyklus durchgeführt. Seit 2018 existiert mit der Regulation EU 2018/1832 eine europäische Norm für die Abgasmessung unter realen RDE-Bedingungen im öffentlichen Straßenverkehr. Zur Analyse von abgasfernen Emissionen wurde ein Prüfzyklus erarbeitet, der diesen Anforderungen entspricht (Vgl. Tabelle 3). [16] Der Realfahrzyklus (Abbildung 59) beginnt mit einem Stadtsegment in Ilmenau und führt über die Autobahn nach Arnstadt. Dort schließt sich ein weiteres Stadtsegment an, bevor der Streckenverlauf über die Landstraße zunächst nach Langewiesen und schließlich zurück nach Ilmenau verläuft.

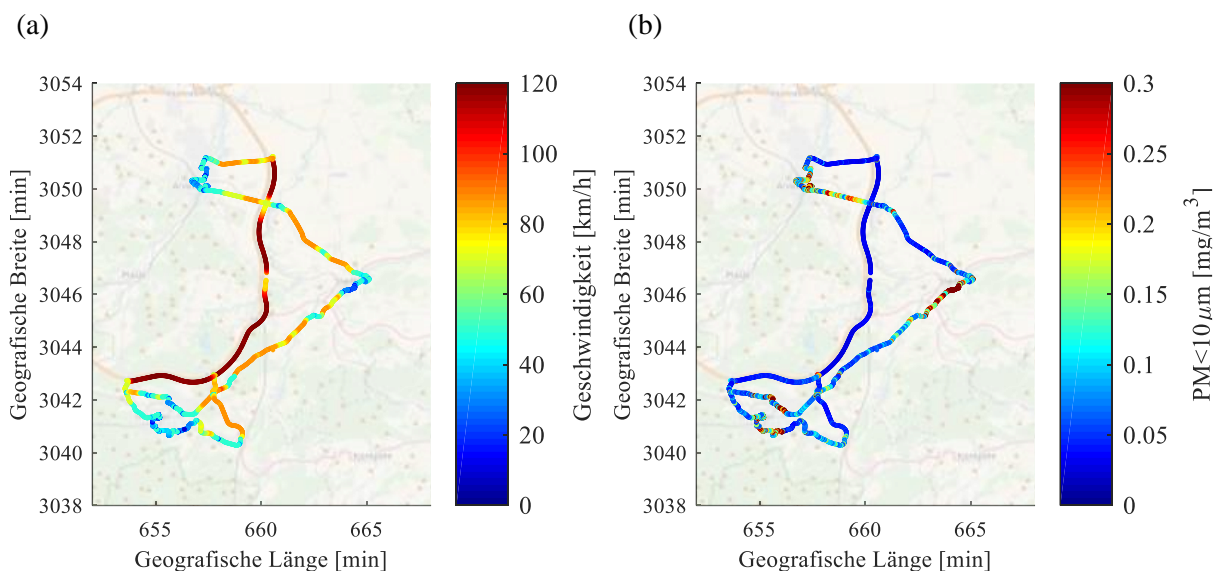


Abbildung 59: RDE-Zyklus: (a) Fahrzeuggeschwindigkeit und (b) $PM_{<10\mu m}$ -Konzentration in Abhängigkeit der GPS-Position

Der Zyklus ist in Stadt-, Überland-, und Autobahnabschnitte untergliedert, die durch entsprechende Geschwindigkeitsintervalle definiert sind. Im Rahmen der Versuchsreihe wurde eine sportliche Fahrweise mit Querschleunigungswerten von bis zu 0,6g vorgesehen, um die Emission von Abriebemissionen anzuregen und das Emissionsverhalten des Reifens für eine große Bandbreite von Belastungszuständen zu charakterisieren.

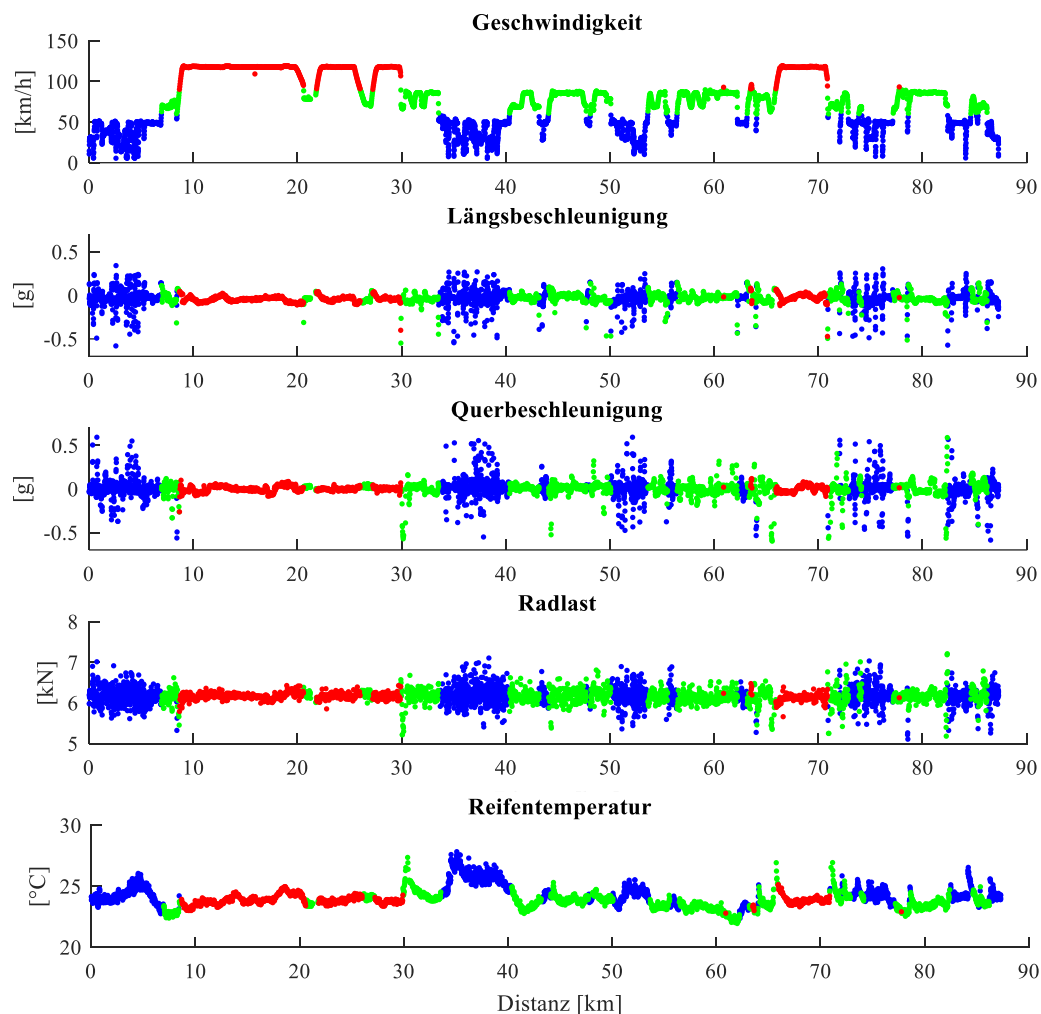


Abbildung 60: RDE-Zyklus: Fahrzustandsparameter in Abhängigkeit der Zyklusdistanz - (blau) Stadtsegment <60km/h / (grün) Überlandsegment 60-90-km/h / (rot) Autobahnsegment 90-135km/h

In Abbildung 60 sind unterschiedliche Fahrzustandsgrößen dargestellt, die den Belastungszustand des Reifens charakterisieren. Stadt-, Überland- und Autobahnabschnitte wurden jeweils farblich hervorgehoben. Die Geschwindigkeit bestimmt die kinetische Energie des Fahrzeuges. In Abhängigkeit der Längs- und Querschleunigung werden Kräfte zwischen dem Reifen und der Fahrbahn übertragen. Gleichzeitig resultiert daraus eine dynamische Radlaständerung und eine Erhöhung der Reifentemperatur.

Wird der Zyklusverlauf betrachtet, so fällt auf, dass die Stadtsegmente zwar durch eine niedrige Geschwindigkeit, jedoch durch eine hohe Manöverdichte und hohe Beschleunigungswerte gekennzeichnet sind. Die Überlandsegmente weisen deutlich größere Kurvenradien auf. Folglich fallen auch die Beschleunigungswerte zumeist niedriger aus. Die Autobahnsegmente stellen konstante Fahrtabschnitte mit hoher Geschwindigkeit dar. Mit Ausnahme der Beschleunigungs- und Bremsphasen beim Auffahren und Verlassen der Autobahn, sind die gemessenen Beschleunigungswerte entsprechend niedrig.

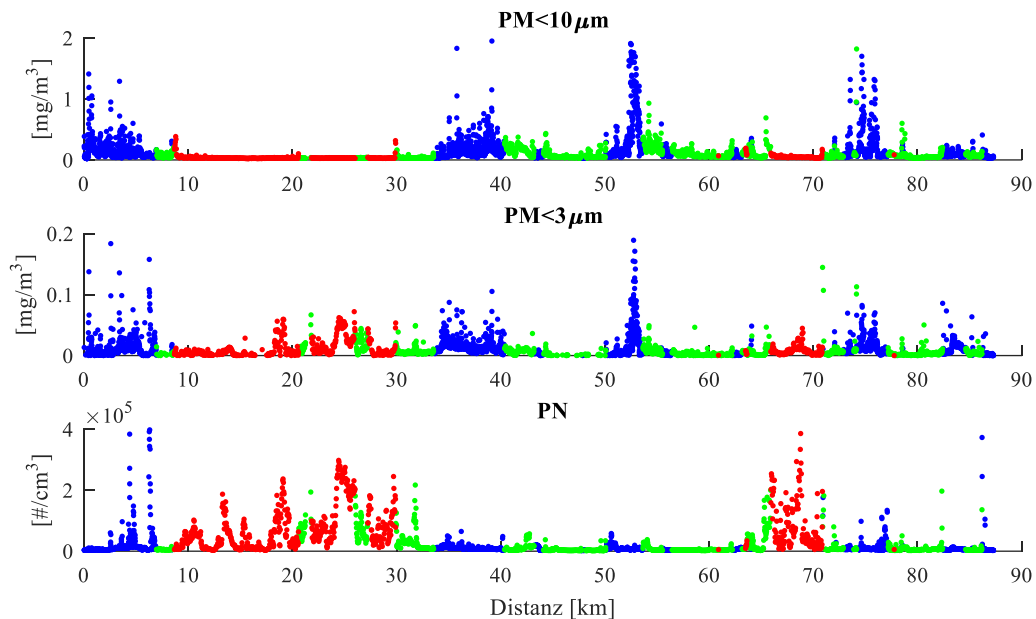


Abbildung 61: RDE-Zyklus: Partikelkonzentrationen in Abhängigkeit der Zyklusdistanz - (blau) Stadtsegment <60km/h / (grün) Überlandsegment 60-90-km/h / (rot) Autobahnsegment 90-120km/h

In Abbildung 61 sind die zugehörigen Partikelkonzentrationen im Zyklusverlauf dargestellt. Aufgrund der Probenahme aus der Außenluft unterliegen die Messungen einer allgemeinen Hintergrundkonzentration. Da jedoch nur der Beitrag, der direkt dem Reifen zuzuordnen ist, berücksichtigt werden soll, wurden die Konzentrationswerte um die jeweilige Hintergrundkonzentration korrigiert. Der Eintrag von Fremdemissionen muss jedoch zunächst in Kauf genommen werden.

PM<10µm- und PM<3µm-Schwerpunkte treten, analog zur Häufung der Fahrmanöver, vor allem im Bereich der Stadtsegmente auf. Gegensätzlich verhält sich die Messung der Partikelanzahlkonzentration, die vor allem im Bereich der Autobahnabschnitte ausgeprägte Maxima aufweist. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die Messeffizienz von der Fahrzeuggeschwindigkeit und der Partikelgröße abhängt. Der Umstand, dass im Bereich der Autobahnsegmente keine relevanten PM<10µm-Emissionen erfasst werden, deckt sich mit der Abschätzung der Messfähigkeit auf Basis des CFD-Modells (Vgl. Kapitel 6.2).

Zudem ist zunächst nicht differenzierbar, ob es sich bei den gemessenen Konzentrationswerten um Abriebemissionen, die Resuspension von Fahrbahnstaub oder um Fremdemissionen anderer Fahrzeuge handelt. Um den Einfluss durch den umgebenden Straßenverkehr zu bewerten, wurde die Messung zunächst bei hohem Verkehrsaufkommen tagsüber (14:00Uhr) und bei möglichst niedrigem Verkehrsaufkommen in der Nacht (00:00Uhr) durchgeführt.

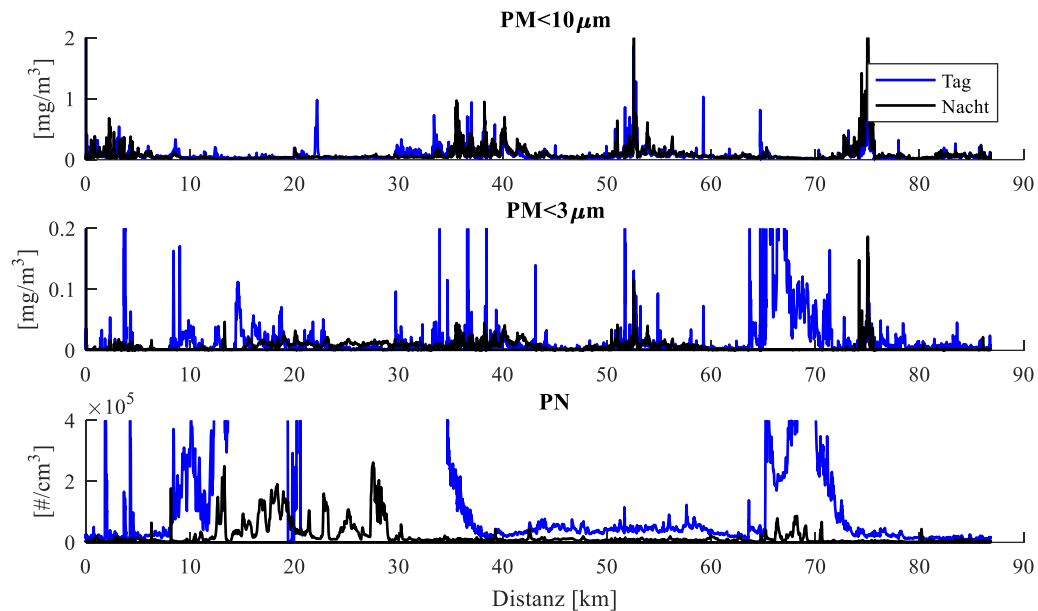


Abbildung 62: RDE-Zyklus: Einfluss durch Fremdemissionen anderer Verkehrsteilnehmer - Vergleich von Messfahrten mit hohem Verkehrsaufkommen am Tag (blau) und geringem Verkehrsaufkommen in der Nacht (schwarz)

In Abbildung 62 sind die jeweiligen Konzentrationsverläufe über die Zyklusdistanz dargestellt. Es zeigt sich, dass die PM $<10\mu\text{m}$ -Konzentration kaum durch das erhöhte Verkehrsaufkommen beeinflusst wird. Die Konzentrationsmaxima treten an den gleichen Stellen entlang des Zyklusverlaufs auf und können somit mit hoher Wahrscheinlichkeit auf den Reifen zurückgeführt werden. Wird hingegen die PM $<3\mu\text{m}$ -Konzentration betrachtet, so ist ein deutlicher Unterschied feststellbar. Während sich PM $<10\mu\text{m}$ - und PM $<3\mu\text{m}$ -Konzentrationsverläufe im Fall eines niedrigen Verkehrsaufkommens ähneln, sind bei hohem Verkehrsaufkommen kaum Übereinstimmungen feststellbar. Als naheliegende Ursache ist der Eintrag von Fremdemissionen in der relevanten Größenordnung ($<3\mu\text{m}$) zu nennen. Noch deutlicher ist der Unterschied im Fall der PN-Konzentration. Da diese vor allem durch ultrafeine Partikel ($<0,1\mu\text{m}$) bestimmt wird, ist ein Zusammenhang mit verbrennungsmotorischen Fremdemissionen naheliegend. Zudem muss beachtet werden, dass die Messsysteme jeweils auf unterschiedlichen physikalischen Messprinzipien basieren. Somit ist davon auszugehen, dass die qualitativen Abweichungen zwischen den Messsystemen neben den größenabhängigen Messgrenzen auch durch das jeweilige Messverfahren bedingt sind.

Für die Analyse von Reifenemissionen sollte folglich der Einfluss durch den umgebenden Straßenverkehr weitestgehend vermieden werden. Für Messungen im öffentlichen Straßenverkehr hat dies zur Folge, dass entsprechende Untersuchungen zu einem Zeitpunkt durchgeführt werden müssen, zu dem sich kaum andere Fahrzeuge auf den Straßen befinden. Die weiteren Versuchsfahrten im öffentlichen Straßenverkehr erfolgten daher nach 00:00Uhr.

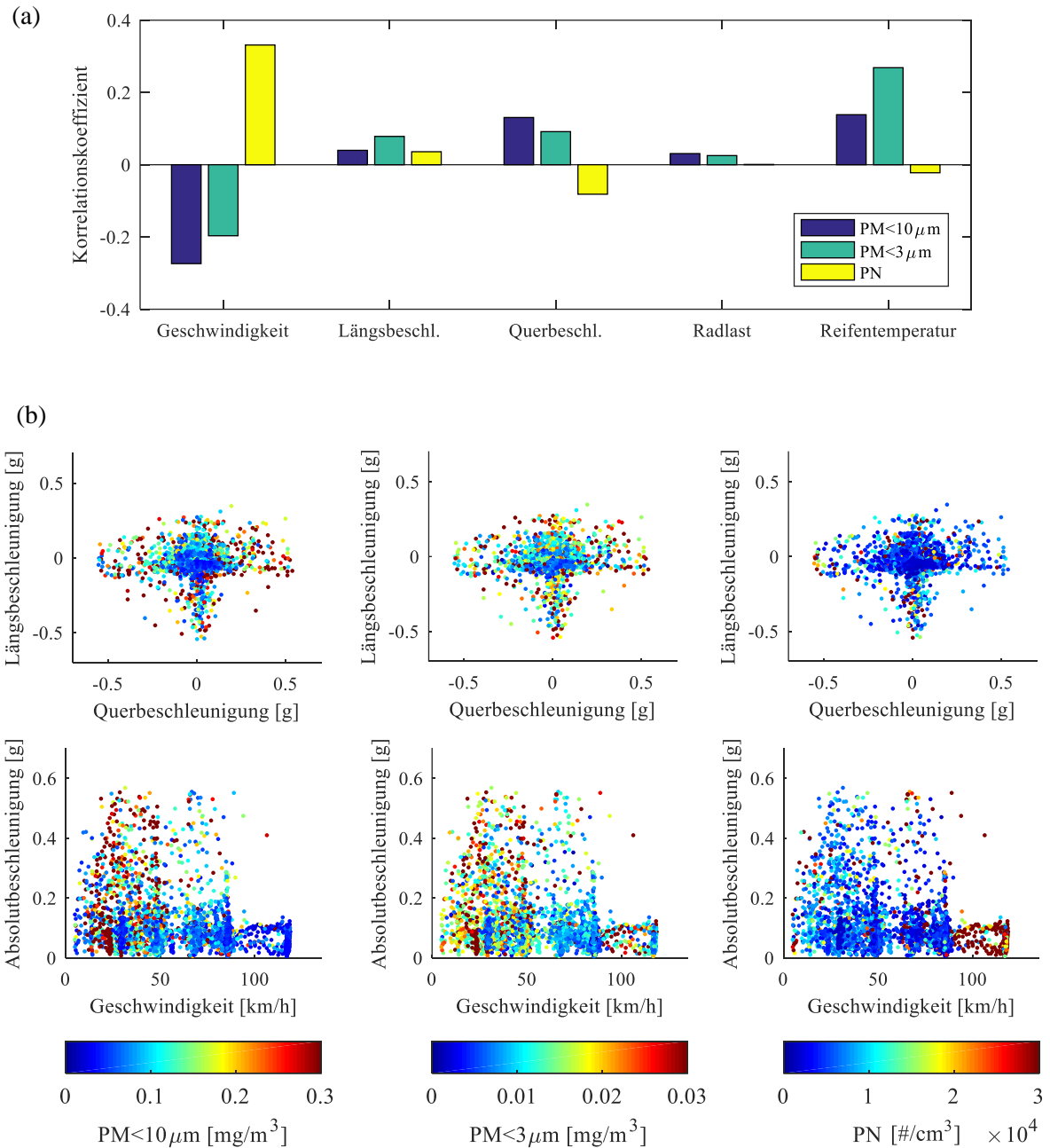


Abbildung 63: RDE-Zyklus (Nacht): (a) Korrelation von Fahrzustandsgrößen und Partikelkonzentrationen (b) Partikelkonzentrationen in Abhängigkeit von Längs-, Querbeschleunigung und Fahrzeuggeschwindigkeit

Um den Zusammenhang zwischen dem Fahrzustand und den potentiellen Reifenemissionen zu identifizieren, wurde zunächst eine lineare Korrelationsanalyse durchgeführt. In Abbildung 63 (a) ist der Korrelationskoeffizient für unterschiedliche Einflussgrößen und Partikelkonzentrationen dargestellt. Dieser beschreibt den Zusammenhang zwischen der jeweiligen Einfluss- und Zielgröße und kann einen Wert zwischen +1 und -1 annehmen, je nachdem, ob der Wert der Zielgröße in Abhängigkeit der Einflussgröße steigt oder fällt. [87]

Auf Basis der Korrelationsanalyse wird deutlich, dass die massebezogenen Konzentrationswerte in Abhängigkeit der Fahrzeuggeschwindigkeit absinken. Die $PM_{<10\mu m}$ -Konzentration ist hiervon stärker betroffen als die $PM_{<3\mu m}$ -Konzentration. Der Umstand, dass die PN-Konzentration mit der Geschwindigkeit ansteigt, hängt mit dem hohen Konzentrationsniveau auf den Autobahnabschnitten zusammen. Es ist jedoch anzunehmen, dass es sich dabei, trotz des niedrigen Verkehrsaufkommens, um Fremdemissionen verbrennungsmotorischen Ursprungs handelt. Darüber hinaus lässt sich ein Anstieg der PM-Konzentration in Abhängigkeit der Längs- und Querschleunigung ableiten, wobei die Querschleunigung einen höheren Einfluss zeigt. Für die PN-Konzentration ist hingegen keine plausible Abhängigkeit vom Fahrzustand feststellbar.

In Abbildung 63 (b) ist der Zusammenhang zwischen der Geschwindigkeit, der Längs- und Querschleunigung und der Partikelkonzentration dargestellt. Allgemein ist ein Anstieg des Konzentrationsniveaus für beschleunigte Fahrzustände feststellbar. Gleichzeitig treten jedoch auch hohe Konzentrationswerte auf, die keinem Fahrmanöver zugeordnet werden können (Absolutbeschleunigung $<0,1g$). Die Vielzahl der Störgrößen, die im öffentlichen Straßenverkehr vorherrschen, spiegeln sich in einer allgemein schwachen Korrelation zwischen den Fahrzustandsgrößen und den Partikelkonzentrationen wider.

Aufgrund der guten Reproduzierbarkeit ist davon auszugehen, dass die $PM_{<10\mu m}$ -Konzentration vergleichsweise gut auf den Reifen zurückgeführt werden kann. Unklar bleibt jedoch, welcher Anteil jeweils durch Abriebemissionen (TRWP) und Resuspension bedingt ist. Es ist davon auszugehen, dass Abriebpartikel vor allem infolge von Fahrzustandsänderungen entstehen. [40] Um abriebrelevante Fahrzustände zu identifizieren, wurde die Absolutbeschleunigung genutzt. Diese stellt den Vektorbetrag aus Längs- und Querschleunigung dar und eignet sich folglich als Referenzwert für die Kraftübertragung am Reifen.

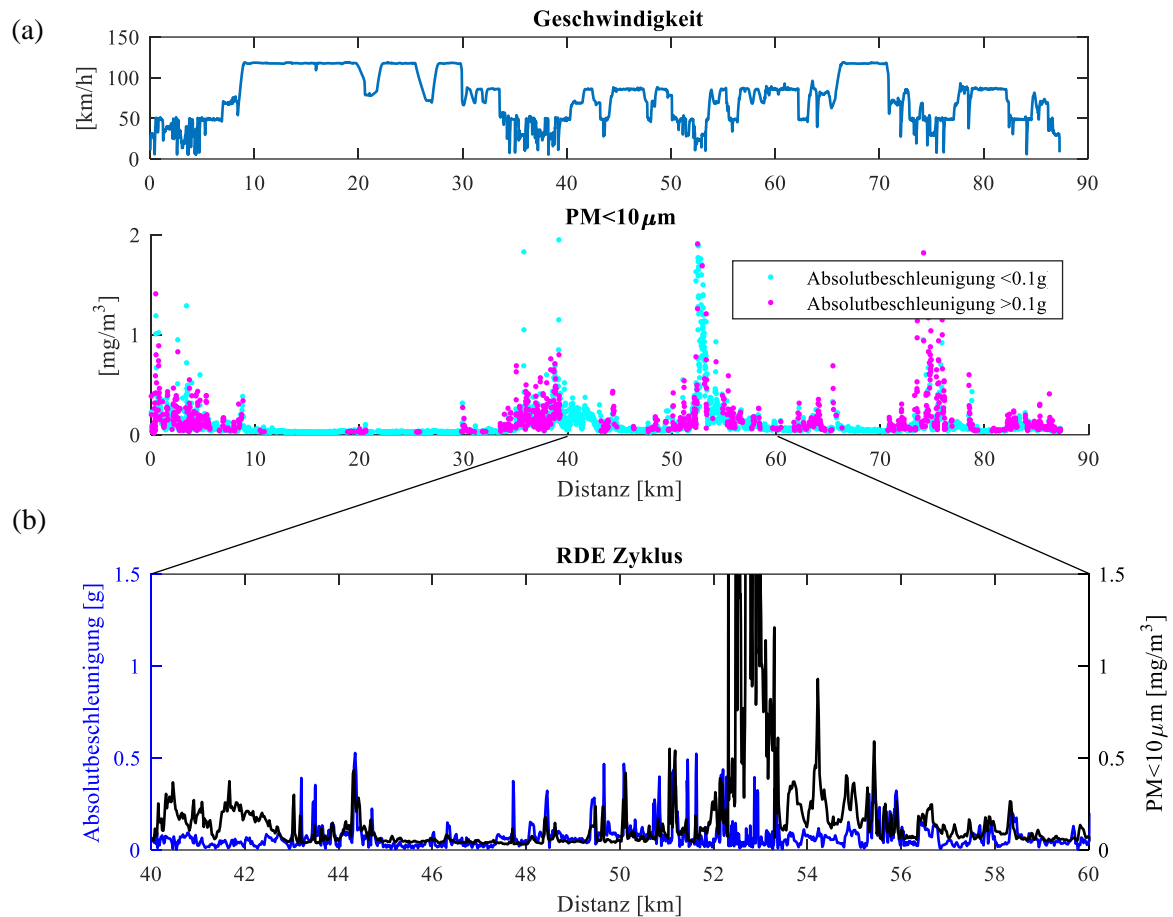


Abbildung 64: RDE-Zyklus (Nacht): Differenzierung von Abriebemissionen und Resuspension - (a) Identifikation von Fahrzustandsänderungen (b) Gegenüberstellung von PM<10µm-Konzentration und Absolutbeschleunigung

In einem ersten Schritt wurde eine Differenzierung zwischen annähernd stationären (<0,1g) und beschleunigten (>0,1g) Fahrzuständen vorgenommen (Abbildung 64 (a)). Vereinfachend kann angenommen werden, dass lokale Konzentrationsmaxima, die zeitgleich mit erhöhten Beschleunigungswerten auftreten, Abriebpartikel repräsentieren. In Abbildung 64 (b) ist der Verlauf der PM<10µm-Konzentration und der Absolutbeschleunigung für einen Detailausschnitt des RDE-Zyklus dargestellt. Es zeigt sich, dass Beschleunigungs- und Konzentrationsmaxima tatsächlich in vielen Fällen korrelieren. Erhöhte Konzentrationsniveaus, die unabhängig vom Fahrzustand auftreten, sind demzufolge auf die Resuspension zurückzuführen (z.B. Zyklusdistanz 52-54km). Zusätzlich muss beachtet werden, dass das Emissionsniveau in Abhängigkeit der unterschiedlichen Fahrbahnoberflächen, die entlang des Zyklusverlaufs befahren werden, variieren kann. Dies betrifft insbesondere auch die Belegung mit Fahrbahnstaub. Eine eindeutige Differenzierung von Abriebpartikeln und Resuspension ist folglich nicht möglich.

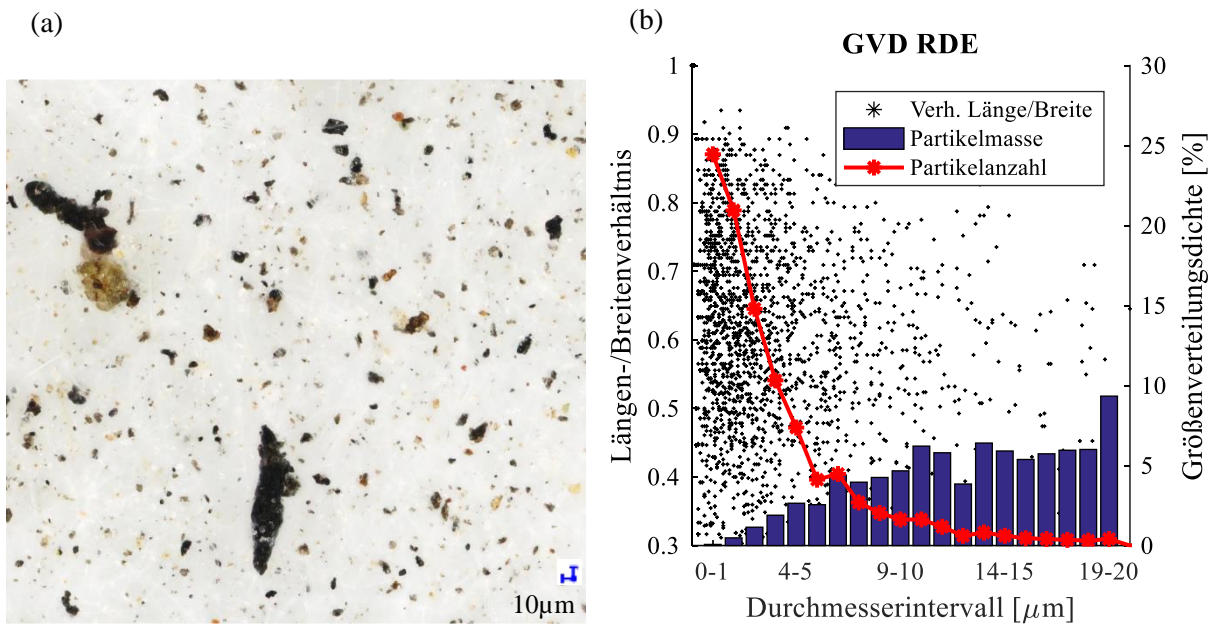


Abbildung 65: RDE-Zyklus (Nacht): (a) Mikroskopische Darstellung einer Partikelprobe (b) Zugehörige Analyse (Bildverarbeitungssoftware)

Zusätzlich zur zeitabhängigen Betrachtung wurden auch Filterproben analysiert. Hierfür wurden Glasfaserfilter jeweils über die Dauer eines Realfahrzyklus beladen. Die Auswertung erfolgte auf Basis eines Auflichtmikroskops vom Typ „Keyence VHX-7000“ mit einer 400-fachen Vergrößerung. In Abbildung 65 (a) ist die Analyse einer Filterprobe dargestellt. Diese weist ein breites Spektrum an Partikeln unterschiedlicher Größe, Form und Farbe auf. Anhand der integrierten Auswertungssoftware des Mikroskops wurde die Größenverteilungsdichte und das Längen- zu Breitenverhältnis der Partikel bestimmt. Die anzahlbezogene Größenverteilungsdichte wurde auf Basis von 1 µm-Intervallen bestimmt und rechnerisch in eine massebezogene Größenverteilungsdichte überführt. Es zeigt sich, dass die Partikelanzahl durch die kleinsten und die Partikelmasse durch die größten Partikelfractionen dominiert wird. Ab einer Partikelgröße von >20 µm sind kaum noch Partikel in nennenswerter Anzahl auf dem Filter nachweisbar. Vereinzelt können jedoch auch sehr grobe Abriebprodukte (>100 µm) vorgefunden werden.

Bei Betrachtung des Längen- zu Breitenverhältnisses ist ein Trend zu länglicheren Partikelformen mit zunehmendem Durchmesser zu beobachten. Die Größe und Partikelform erlaubt Rückschlüsse auf die zugrundeliegenden Verschleißmechanismen (Vgl. Tabelle 8). Demnach entstehen kugelförmige Partikel (<1 µm) vorrangig infolge von tribo-chemischen Reaktionen sowie durch Triboschmelzen. Große span- und lamellenförmige Partikel sind hingegen auf Abrasion und eine zyklische Beanspruchung zurückzuführen. Die Kenntnis der Größenverteilungsdichte und der Morphologie liefert eine Grundlage für die Parametrierung von entsprechenden Partikelmodellen (Vgl. Kapitel 5.2).

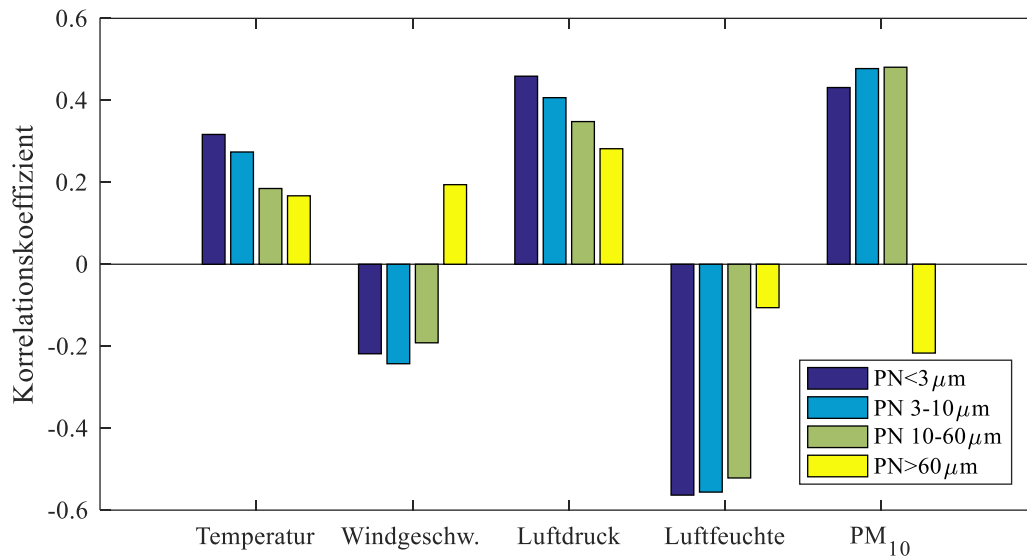


Abbildung 66: Störgrößen: Korrelationsanalyse des Zusammenhanges zwischen der Filterbeladung pro Zyklus und verschiedenen Umgebungsparametern

Um den Einfluss globaler Umgebungsparameter zu evaluieren, wurden im Jahr 2020 insgesamt 30 Messfahrten auf Basis des RDE-Zyklus durchgeführt. Dabei wurde jeweils ein Filterpad pro Zyklus mit Partikeln beladen und mikroskopisch ausgewertet. Auf dieser Basis wurde die relative Partikelanzahl pro Filterfläche für unterschiedliche Partikelgrößenbereiche bestimmt und mit den Umgebungsparametern korreliert. Hierfür wurden die Stundenmittelwerte einer nahegelegenen Wetterstation (Flughafen Erfurt-Weimar) sowie einer Umweltmessstation (PM₁₀ Erfurt Bergstraße) zum Zeitpunkt der Messfahrt verwendet. [88]

Wie in Abbildung 66 dargestellt, ist ein Anstieg der Außentemperatur, des Luftdrucks und der PM₁₀-Konzentration jeweils mit einer erhöhten Partikelanzahl auf dem Filter verbunden. Eine erhöhte Außentemperatur kann die Entstehung von Abriebpartikeln begünstigen. Die Partikelbelastung der Außenluft (PM₁₀) erhöht nicht nur den Einfluss durch die globale Hintergrundkonzentration, sondern beeinflusst potentiell auch die Beladung der Fahrbahn mit Straßenstaub. Eine hohe Windgeschwindigkeit und Luftfeuchte führt hingegen zu einer Reduktion der Filterbeladung. Insbesondere starker Seitenwind kann die Partikelaufnahme hinter dem Reifen beeinträchtigen. In Folge einer höheren Feuchtigkeit verändert sich der Reibungsprozess. Außerdem wird der Fahrbahnstaub stärker an den Untergrund gebunden. Allgemein sind für Partikel mit einem Durchmesser von weniger als 60 μm (luftgetragenes Spektrum TSP) grundsätzlich ähnliche Tendenzen feststellbar. Im Fall größerer Partikel ist hingegen kein Zusammenhang ersichtlich. Vergleichbare Zusammenhänge sind auf Basis von Umweltmessstationen zu beobachten (Vgl. Abbildung 73). Es muss folglich berücksichtigt werden, dass Umweltfaktoren die fahrzeug- und umweltbezogene Feinstaubmessung erheblich beeinflussen.

6.4. Messung auf einem Testgelände

Anhand der Ergebnisse aus Kapitel 6.3 wird deutlich, dass die Messungen im öffentlichen Straßenverkehr einer Beeinflussung durch unterschiedliche Störgrößen unterliegen. Eine nähere Analyse der Ursache-Wirkungsbeziehung zwischen dem Fahrzustand und der Entstehung von Abriebemissionen ist nur möglich, wenn konstante Umgebungsbedingungen gewährleistet werden. Dies betrifft insbesondere die Fahrbahnbeschaffenheit (Asphalttyp, Textur, Verschmutzungsgrad). Außerdem muss der Einfluss durch andere Verkehrsteilnehmer ausgeschlossen werden. Diese Anforderungen können nur erfüllt werden, indem die Fahrversuche auf einem Testgelände durchgeführt werden.

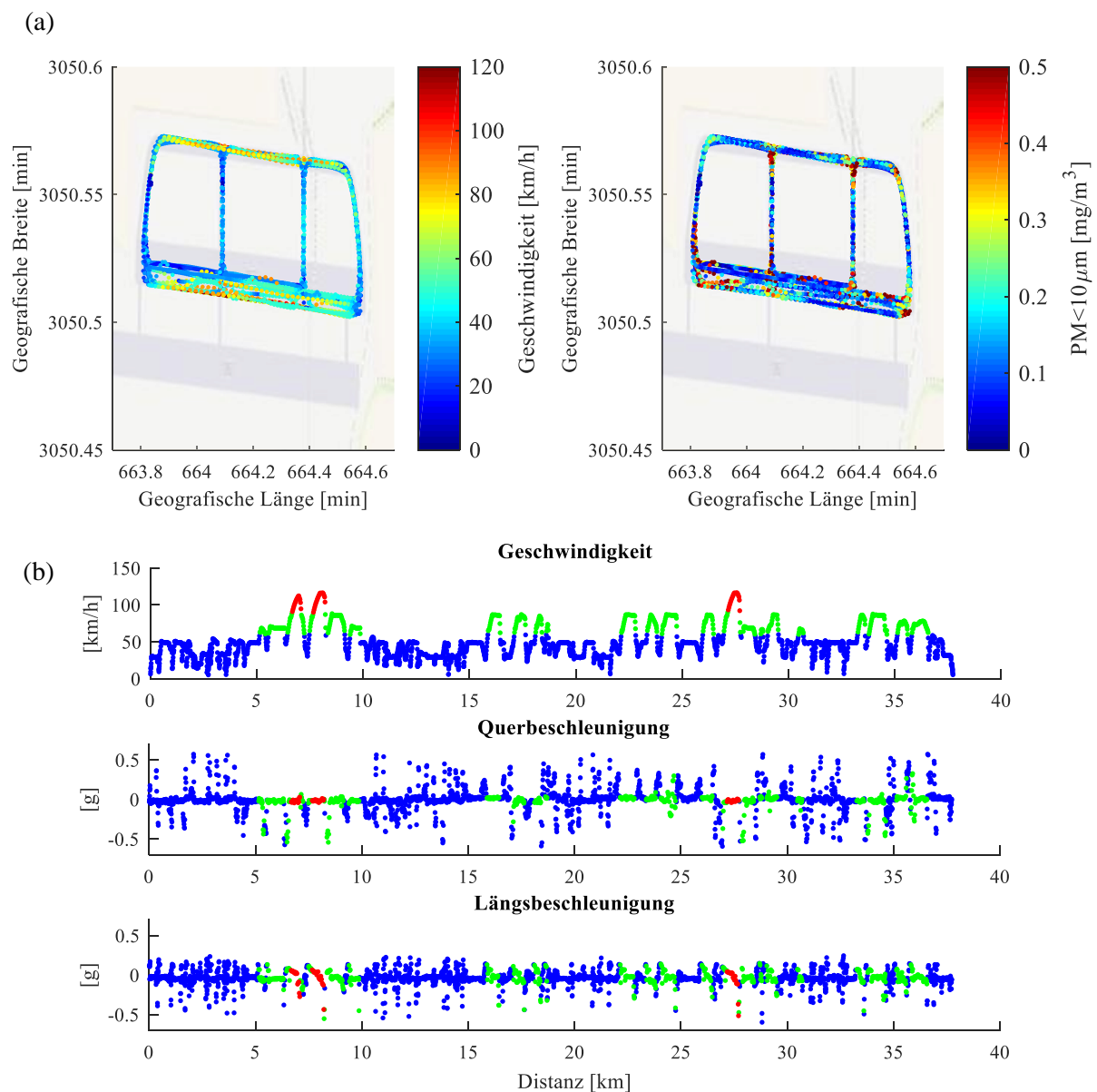


Abbildung 67: Testgelände-Zyklus: (a) Fahrzeuggeschwindigkeit und $PM_{<10\mu m}$ -Konzentration in Abhängigkeit der GPS-Position (b) Fahrzustandsgrößen - (blau) Stadtsegment $<60\text{km/h}$ / (grün) Überlandsegment $60\text{-}90\text{-km/h}$ / (rot) Autobahnsegment

Der, in Abbildung 67 dargestellte, Testgelände-Zyklus entspricht einer Nachbildung des Realfahrzyklus im öffentlichen Straßenverkehr. Hierfür wurden zunächst die Maxima der Längs- und Querbeschleunigung sowie die zugehörigen Geschwindigkeiten der einzelnen Fahrmanöver identifiziert und so auf das Testgelände übertragen, dass diese in gleicher Abfolge nachgefahren werden können. Das Testgelände besteht aus zwei Geraden mit einer Länge von jeweils 850m, die über insgesamt vier Verbindungstraßen mit einer Länge von jeweils 100m miteinander verbunden sind.

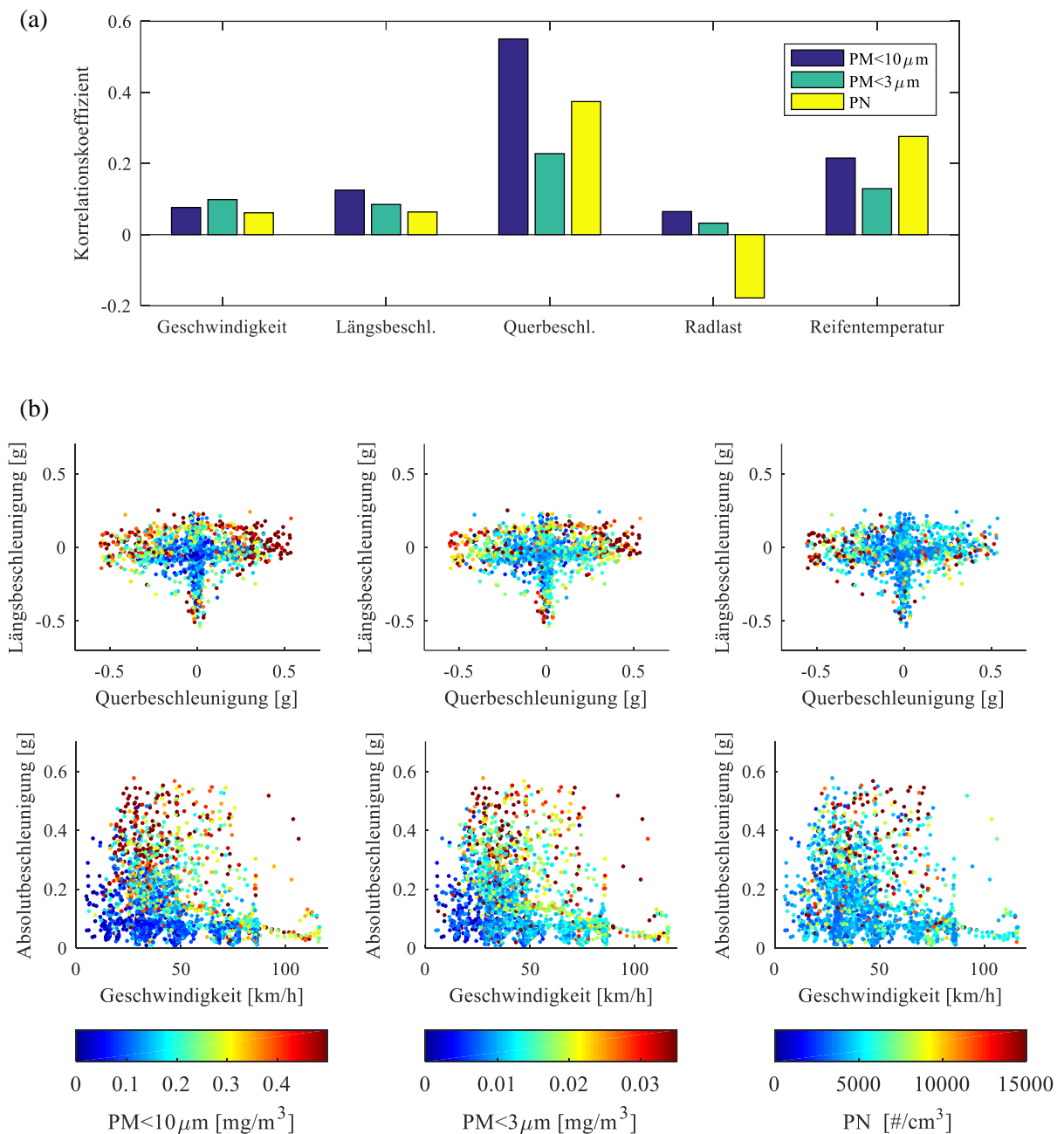


Abbildung 68: Testgelände-Zyklus: (a) Korrelation von Fahrzustandsgrößen und Partikelkonzentrationen
(b) Partikelkonzentrationen in Abhängigkeit von Längs-, Querbeschleunigung und Fahrzeuggeschwindigkeit

Die Beschaffenheit des Testgeländes erlaubt es nicht, Autobahnsegmente im vollen Umfang zu berücksichtigen. Fahrmanöver im Geschwindigkeitsbereich der Stadt- und Überlandsektionen lassen sich hingegen gut abbilden. Aufgrund der fehlenden Autobahnsegmente ist die Zyklusdistanz auf 40km verkürzt, enthält jedoch alle verschleiß- und emissionsrelevanten Fahrmanöver. Die Korrelationsanalyse in Abbildung 68 (a) offenbart einen deutlich stärkeren Zusammenhang zwischen den Fahrzustandsparametern und den Konzentrationswerten. Insbesondere für massebezogene Konzentrationen ist ein kontinuierlicher Anstieg mit der fahrdynamischen Belastung feststellbar (Abbildung 68 (b)). Auch im Fall der Anzahlkonzentration ist dieser Zusammenhang ersichtlich, wenn auch schwächer ausgeprägt.

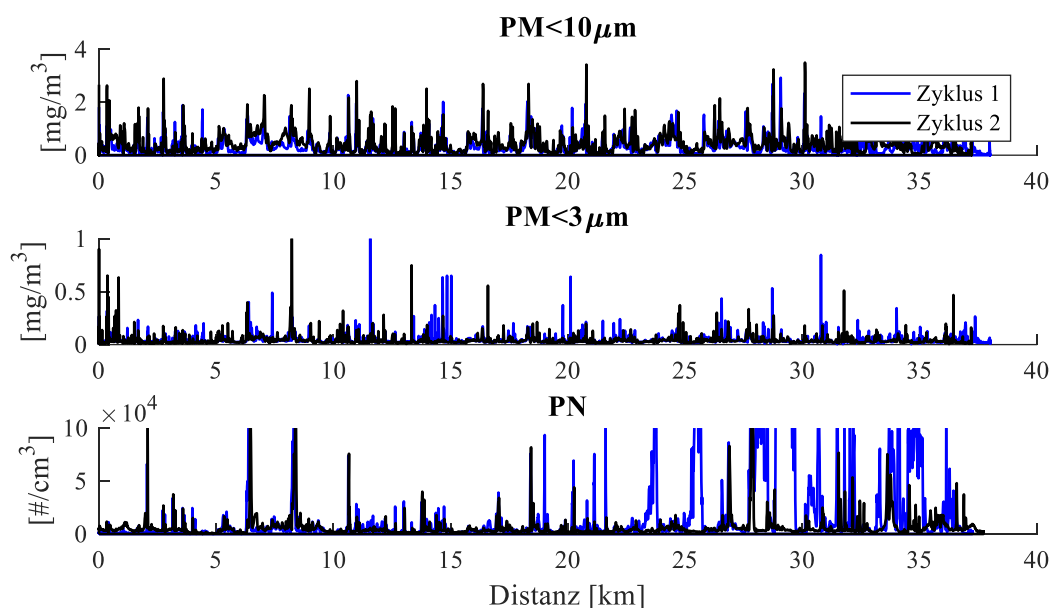


Abbildung 69: Testgelände-Zyklus: Reproduzierbarkeit - (blau) Messtag 1/ (schwarz) Messtag 2

Erwartungsgemäß erwies sich die Messung auf dem Testgelände gegenüber der Messung im öffentlichen Straßenverkehr als deutlich reproduzierbarer. In Abbildung 69 sind die Verläufe der Konzentrationswerte für zwei Zyklen dargestellt, die an unterschiedlichen Messtagen durchgeführt wurden. Es zeigt sich, dass charakteristische Emissionsmaxima an den gleichen Stellen im Zyklusverlauf auftreten und somit eindeutig bestimmten Fahrmanövern zugeordnet werden können. Dies gilt insbesondere für die $PM_{<10\mu m}$ -Konzentration. $PM_{<3\mu m}$ - und PN-Konzentration unterliegen auch auf dem Testgelände einer Beeinflussung durch äußere Faktoren, die auf Basis der Datenlage nicht eindeutig zugeordnet werden können. Als mögliche Störgrößen kommen insbesondere der Windeinfluss sowie die Außen- und die Fahrbahntemperatur infrage.

Ein reproduzierbares Systemverhalten stellt die Voraussetzung dar, um den Partikelbildungsprozess beschreiben zu können. Es wird zunächst angenommen, dass sich luftgetragene Abriebpartikel proportional zur Reibleistung verhalten (Vgl. Kapitel 2.1.1). Die Reibleistung P_f ist neben der Erwärmung des Reifens P_T auch für die Verschleißgenerierung P_w verantwortlich und steht folglich im direkten Zusammenhang mit der Entstehung von Abriebpartikeln.

$$(23) \quad P_f = v_s * \sum F = P_T + P_w$$

Die Reibleistung P_f stellt das Produkt aus der Summe der, in Längs- und Querrichtung übertragenen, Kräfte und der Schlupfgeschwindigkeit v_s dar. Der Betrag der Schlupfgeschwindigkeit v_{sx} in Längsrichtung kann anhand der Umfangsgeschwindigkeit des Reifens v_ω und der GPS-Geschwindigkeit v_{GPS} abgeschätzt werden. Hierfür wurde zunächst die GPS-Geschwindigkeit über die Gier-Geschwindigkeit $\dot{\psi}$ und die Spurweite y_v in den Radmittelpunkt projiziert. Die dynamische Änderung des Reifenhalbmessers wurde dabei vernachlässigt.

$$(24) \quad v_{sx} = \left| v_\omega - \left(v_{GPS} + \frac{\dot{\psi} \pi}{180} * \frac{y_v}{2} \right) \right|$$

In Abbildung 70 ist der Zusammenhang zwischen der Fahrzeuggeschwindigkeit, dem Längsschlupf und den Partikelkonzentrationen dargestellt. Insbesondere die massenbezogenen Konzentrationswerte weisen am oberen Rand der Schlupfkurve entsprechende Maxima auf.

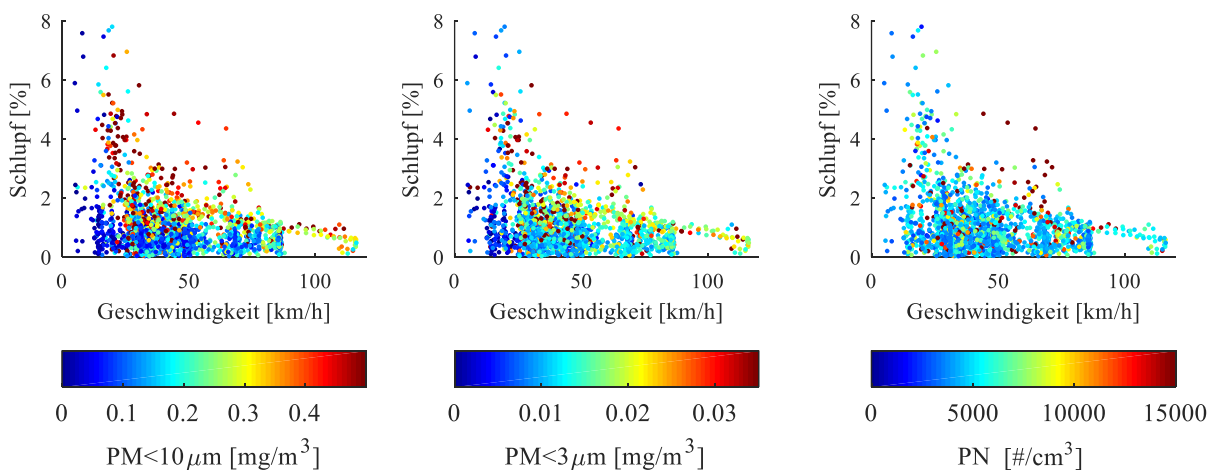


Abbildung 70: Testgelände-Zyklus: Zusammenhang zwischen Längsschlupf (Betrag) Fahrzeuggeschwindigkeit und den Partikelkonzentrationen

Für eine exakte Bestimmung der Reibleistung müssen die übertragenen Kräfte ebenso bekannt sein, wie die zugehörigen Schlupfkomponenten. Dies betrifft den Längsschlupf ebenso sowie den Schräglaufwinkel. Da mit dem vorhandenen Messaufbau keine hinreichend genaue Schräglaufwinkelbestimmung möglich ist, erfolgt die Approximation der Reibleistung ausschließlich auf Basis des Längsschlupfes.

$$(25) \quad P_f = v_{sx} * \left[\left(\frac{1}{2} v_v^2 \rho_A c_w A_v \right) + m_v \sqrt{a_x^2 + a_y^2} \right]$$

Die Kraftübertragung wird insbesondere durch das Fahrzeuggewicht m_v sowie die Längs- a_x und Querschleunigung a_y bestimmt. Im Fall höherer Geschwindigkeit spielt auch die Überwindung des Luftwiderstandes eine Rolle. Auf Basis von Gleichung (25) und der Modellparameter des Versuchsfahrzeuges (X Anlagen: Tabelle 27) kann die Reibleistung in Abhängigkeit des Fahrzustandes abgeschätzt werden.

$$(26) \quad P_{ffr} = \frac{F_{Nfr}}{m_v * g} * P_f$$

Gegenstand der Untersuchung ist jedoch nur das rechte Vorderrad. Es wird daher vereinfachend angenommen, dass die Kraftübertragung proportional zur Normalkraft erfolgt. Hierfür wird die, auf Basis des Seilzugpotentiometers bestimmte, Normalkraft F_{Nfr} mit dem Fahrzeuggesamtgewicht ins Verhältnis gesetzt.

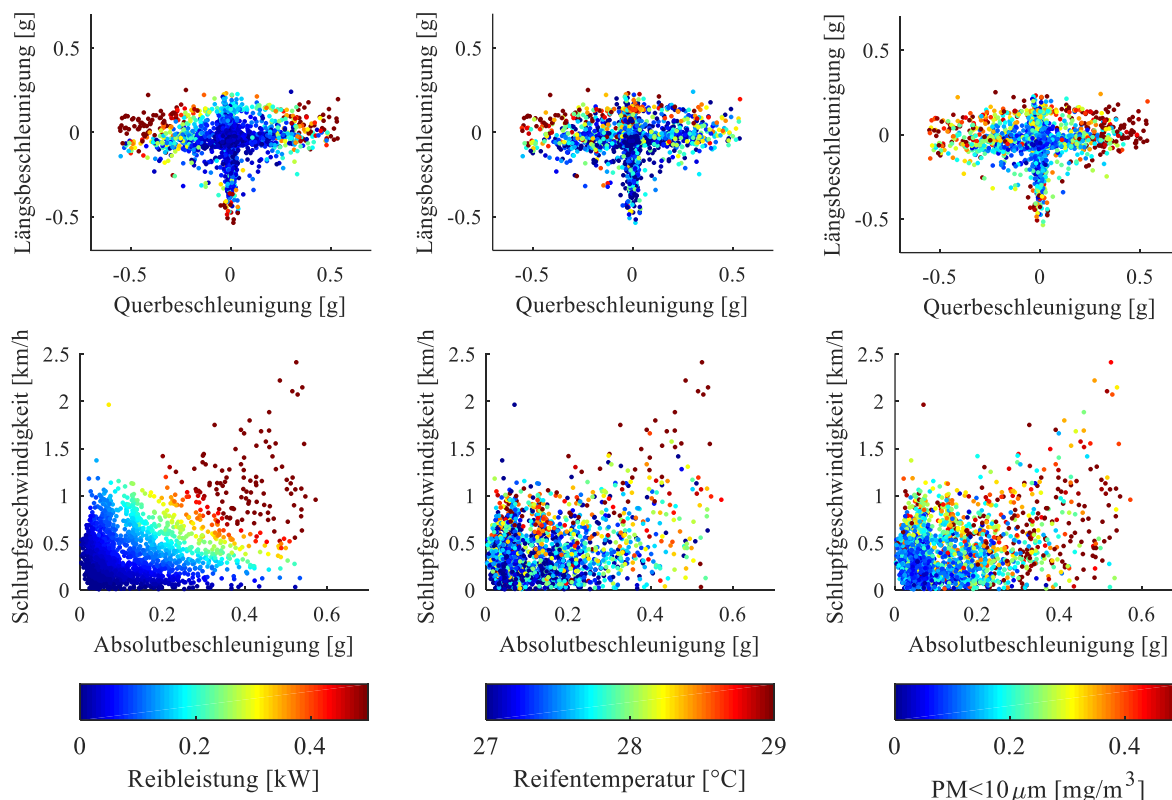


Abbildung 71: Testgelände-Zyklus: Zusammenhang zwischen Reibleistung, Reifentemperatur und PM<10µm-Konzentration (rechtes Vorderrad) in Abhängigkeit von Längs-, Querschleunigung und Schlupfgeschwindigkeit (Längsschlupf)

Abbildung 71 beweist, dass ein enger Zusammenhang zwischen der Reibleistung, der Reifentemperatur und den Reifenemissionen besteht. Alle drei Parameter weisen eine vergleichbare Abhängigkeit von der Längs- und Querschleunigung sowie der Schlupfgeschwindigkeit auf. Die Maxima treten jeweils im Bereich der höchsten Beschleunigungswerte auf. Der Anstieg der Reibleistung in Abhängigkeit der Querschleunigung stimmt qualitativ mit dem Temperaturanstieg überein. Dieser ist in beiden Fällen nicht symmetrisch, sondern steigt in Rechtskurven ($a_y < 0$) stärker an als in Linkskurven ($a_y > 0$). Ein Unterschied ist für Bremsmanöver ersichtlich, wobei es trotz hohem Reibleistungseintrag kaum zur Temperaturerhöhung kommt. Als Begründung ist die, gegenüber den Kurvenfahrten vergleichsweise geringe, Belastungsdauer zu nennen. Ebenfalls müssen Kühlungseffekte durch die Luftströmung im Fall höherer Fahrzeuggeschwindigkeit berücksichtigt werden. Wird die PM>10µm-Konzentration betrachtet, fällt ebenfalls eine Asymmetrie auf. Im Gegensatz zur Reibleistung und der Reifentemperatur werden die höchsten Werte im Fall der Linkskurven ($a_y > 0$) erreicht. Da das rechte Vorderrad in diesem Fahrzustand einer erhöhten Radlast ausgesetzt ist, ist ein Zusammenhang mit der Normalkrafterhöhung zu vermuten.

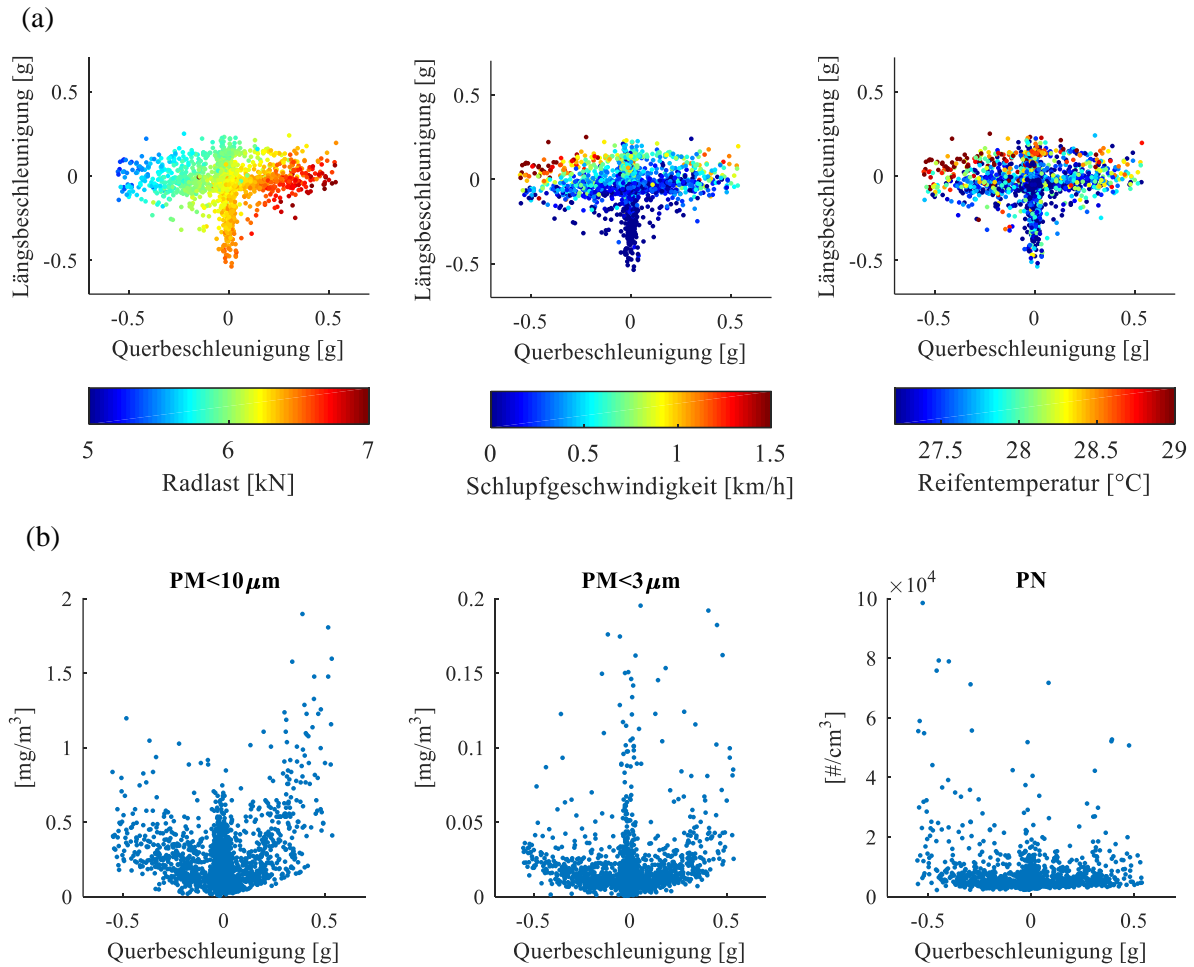


Abbildung 72: Testgelände-Zyklus: (a) Zusammenhang von Radlast, Schlupfgeschwindigkeit und Reifentemperatur - (b) Partikelkonzentrationen in Abhängigkeit der Querbeschleunigung

In Abbildung 72 (a) ist der Zusammenhang zwischen der Radlast, der Schlupfgeschwindigkeit und der Reifentemperatur veranschaulicht. Sowohl die Beschleunigung des Fahrzeuges, als auch Rechtskurvenfahrten ($a_y < 0$) bewirken eine Entlastung des rechten Vorderrades, wohingegen Bremsmanöver und Linkskurvenfahrten ($a_y > 0$) eine Erhöhung der Radlast bewirken. Die Entlastung des Rades ist mit einem erhöhten Radschlupf verbunden, sodass sich insbesondere im Überlagerungszustand aus Beschleunigung und Rechtskurvenfahrt eine maximale Schlupfgeschwindigkeit einstellt.

Ein erhöhter Schlupf bewirkt wiederum eine erhöhte Reibleistung, die sich unmittelbar auf die Reifentemperatur auswirkt. Um Schlussfolgerungen in Bezug auf die Partikelentstehungsmechanismen zu ermöglichen, wird deren Abhängigkeit von der Querbeschleunigung betrachtet (Abbildung 72 (b)). Die Querbeschleunigung weist im Gegensatz zur Längsbeschleunigung eine annähernd symmetrische Verteilung von positiven und negativen Werten auf und ermöglicht somit eine Bewertung des Radlast- und Temperatureinflusses.

Die massenbezogenen Konzentrationen $PM_{<10\mu m}$ und $PM_{<3\mu m}$ weisen eine Überhöhung in Linkskurven ($a_y > 0$) auf, die auf die Radlasterhöhung zurückgeführt werden kann. Im Fall der PN-Konzentration sind hingegen überhöhte Werte in Rechtskurven ($a_y < 0$) zu beobachten. Dies betrifft insbesondere sehr dynamische Fahrzustände ($a_y < -0,5g$). Folglich ist davon auszugehen, dass ultrafeine Partikel ($< 0,1\mu m$) infolge eines erhöhten Temperatureintrags entstehen. Diese Erkenntnisse zeigt eine plausible Übereinstimmung mit der theoretischen Vorbetrachtung (Vgl. Tabelle 8). Demnach ist die Entstehung von submikronen Partikeln vorwiegend auf tribo-chemische Reaktionen sowie Verdampfungs- und Schmelzprozesse zurückzuführen, die infolge des Wärmeeintrags in den Laufstreifen angeregt werden. Größere Partikel gehen hingegen auf die abrasive Wirkung der Fahrbahn zurück. Infolge der Normalkrafterhöhung dringt das Reifenmaterial tiefer in Rauheitsspitzen der Fahrbahn ein. Hieraus resultiert wiederum ein erhöhter Anteil masserelevanter Partikel.

6.5. Zusammenfassung Kapitel 6

- Für die Messung im Fahrversuch wurde ein Versuchsfahrzeug mit einem CVS-System für Reifenemissionen ausgestattet. Die Probenahme erfolgt über einen Einlasstrichter, der unmittelbar hinter dem rechten Vorderrad angeordnet wurde und die Partikel mit einem konstanten Volumenstrom evakuiert. Auf Basis unterschiedlicher Messsysteme können somit größenabhängige Partikelkonzentrationen ($PM_{10\mu m}$, $PM_{<3\mu m}$ und PN) synchron zu den Fahrzustandsgrößen erfasst werden. Die Messfähigkeit des Probenahmesystems wurde erstmalig auf Basis eines CFD-Modells bewertet. Es konnte gezeigt werden, dass die Einlasseffizienz aufgrund von Verdünnungseffekten mit zunehmender Fahrzeuggeschwindigkeit deutlich absinkt. Gleichzeitig müssen erhebliche Transportverluste masserelevanter Partikel in Kauf genommen werden.
- Auf Basis des Messaufbaus wurden zunächst Messungen im öffentlichen Straßenverkehr durchgeführt. Als Grundlage diente ein Realfahrzyklus, der den Anforderungen der Regulation EU 2018/1832 entspricht und durch eine segmentweise Aufteilung in Stadt-, Überland- und Autobahnabschnitte gekennzeichnet ist. Es wurde festgestellt, dass die Messung einer Vielzahl von Störeinflüssen unterliegt, die eine Korrelation zwischen dem Fahrzustand und der Partikelkonzentration erschweren. Hierzu zählt insbesondere der Fremdeintrag von Partikeln durch den umgebenden Straßenverkehr. Die $PM_{<10\mu m}$ -Konzentration erwies sich insgesamt als am besten auf den Reifen rückführbar. Die höchsten Konzentrationswerte wurden im Bereich der Stadtsegmente erfasst, die zugleich eine hohe Manöverdichte aufweisen. Es konnte gezeigt werden, dass Konzentrationsmaxima bestimmten Fahrmanövern zugeordnet werden können. An anderer Stelle werden jedoch, ohne erkennbare Ursache, hohe Konzentrationswerte erfasst, die somit auf die Resuspension von Fahrbahnpartikeln zurückzuführen sind.
- Für eine Analyse des Zusammenhangs zwischen dem Fahrzustand und der Emissionsentstehung ist eine Reduzierung der Einflussgrößen notwendig. Die einzelnen Fahrmanöver des RDE-Zyklus wurde folglich auf einem Testgelände nachgebildet. Auf dieser Basis konnte bestätigt werden, dass Abriebemissionen proportional zur am Reifen umgesetzten Reibleistung entstehen. Masserelevante Partikel (PM) unterliegen dabei einem zusätzlichen Radlasteinfluss. Die Anzahlkonzentration (PN) wird hingegen vorrangig durch Partikel bestimmt, die im Zusammenhang mit einer erhöhten Reifentemperatur entstehen.

7. Methode zur virtuellen Emissionsnachverfolgung

Die Schadstoffbelastung im urbanen Raum wird häufig mit dem Kraftfahrzeugverkehr in Verbindung gebracht. Reifenemissionen werden dabei als zukünftige Hauptquelle von Feinstaub (PM_{10} , $PM_{2,5}$) eingestuft. Die Komplexität der Problemstellung erschwert jedoch die Erstellung verlässlicher Risikoeinschätzungen und wirksamer Abhilfemaßnahmen zum Schutz der Bevölkerung. Zunächst ist es daher sinnvoll, die Messwerte von stationären Umweltmessstationen in Abhängigkeit verschiedener Einflussfaktoren zu betrachten.

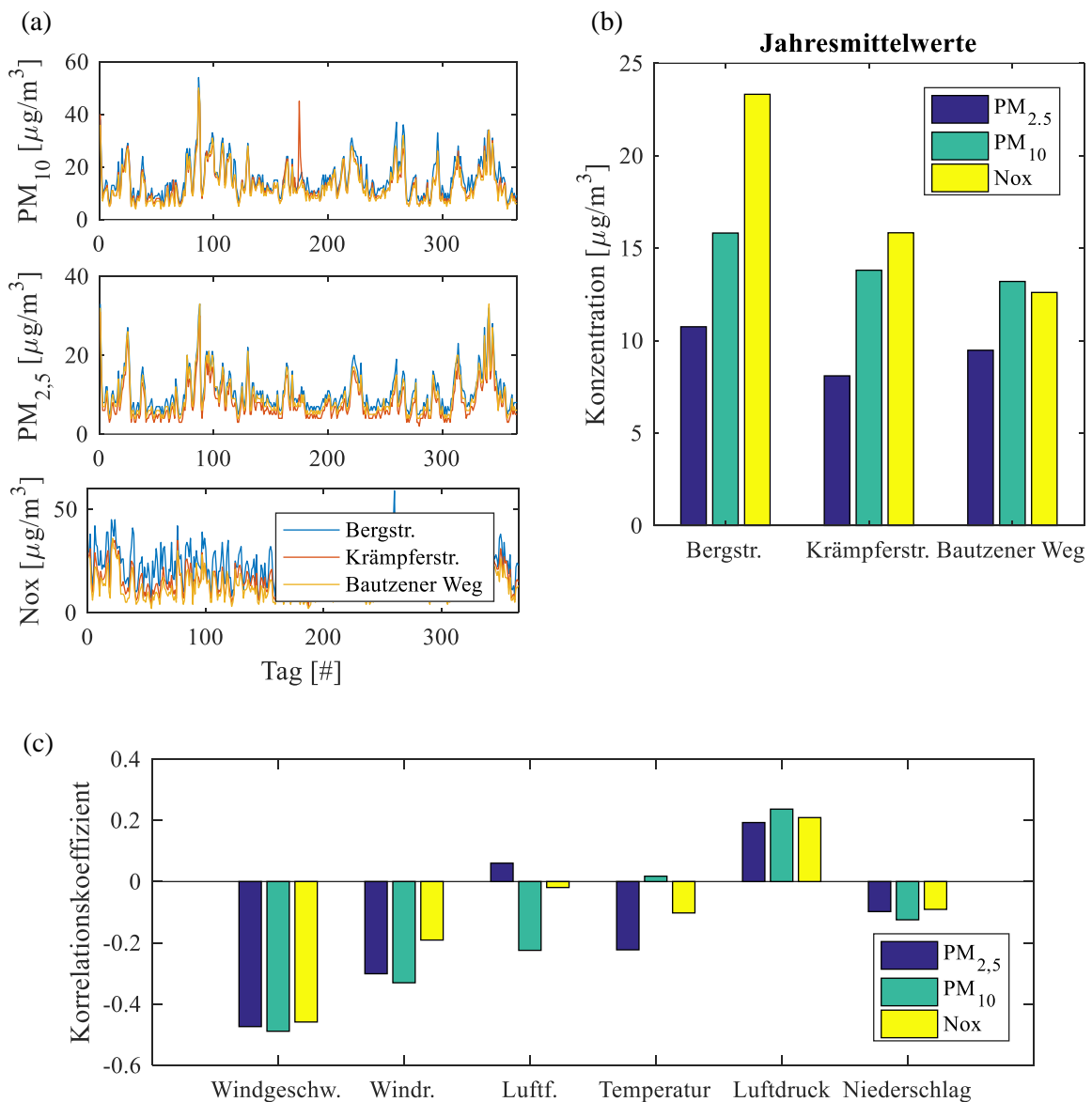


Abbildung 73: (a) Jahresverlauf der Luftschadstoffkonzentrationen (2020) (b) Mittelwerte auf Basis unterschiedlicher Messtationen im Großraum Erfurt (c) Korrelationsanalyse: Luftschadstoffbelastung in Abhängigkeit von meteorologischen Einflussgrößen (Basis: Erfurt Bergstraße / Wetterstation Flughafen Erfurt-Weimar)

In Abbildung 73 ist der Jahresverlauf unterschiedlicher Luftschadstoffkonzentrationen (PM_{10} , $PM_{2,5}$ und NoX) sowie die zugehörigen Jahresmittelwerte für das Jahr 2020 dargestellt. Als Datengrundlage wurden die Tagesmittelwerte von drei Umweltmessstationen (Bergstraße, Krämpferstraße und Bautzener Weg) im Großraum Erfurt verwendet, die öffentlich abgefragt werden können. [88] Die Messstationen unterscheiden sich in Bezug auf den Standort und das damit verbundene Untersuchungsziel. Die Bergstraße stellt einen vielfrequentierten Verkehrsbereich innerhalb einer schmalen Straßenschlucht dar. Die Messstation dient der Erfassung von Emissionen, die direkt auf den Kraftfahrzeugverkehr zurückgeführt werden können (städtisch verkehrsnah). Die Messstation in der Krämpferstraße ist ebenfalls im Innenstadtbereich positioniert und dient der Überwachung der allgemeinen urbanen Luftqualität (städtisch). Der Bautzener Weg befindet sich am Stadtrand und ist von landwirtschaftlichen Nutzflächen umgeben. Die Messstation kann für die Beurteilung der Hintergrundkonzentration (städtischer Hintergrund) herangezogen werden.

Wird die NoX -Konzentration betrachtet, so ist ein erheblicher Rückgang mit zunehmender Entfernung zum Straßenverkehr festzustellen. Der Jahresmittelwert am Stadtrand entspricht nur ca. der Hälfte des Wertes, der in der Bergstraße gemessen wurde. Auch die Partikelkonzentration (PM_{10} , $PM_{2,5}$) weist in der Bergstraße entsprechende Maxima auf. Der Zusammenhang zwischen der Partikelkonzentration und der Nähe zum Straßenverkehr ist jedoch vergleichsweise schwach ausgeprägt. Die mittlere PM -Konzentration ist am Stadtrand nur um 3% niedriger als in der Bergstraße. Dies entspricht einem Konzentrationsunterschied von $3\mu g/m^3$ (PM_{10}) und $1\mu g/m^3$ ($PM_{2,5}$), der direkt dem Straßenverkehr zugeordnet werden kann.

Bei Betrachtung des Jahresverlaufs fällt auf, dass die Stoffkonzentrationen erheblichen Schwankungen unterliegen. Diese sind hauptsächlich auf meteorologische Einflüsse zurückzuführen. Die Zusammenhänge sind in Abbildung 73 (c) in Form einer Korrelationsanalyse dargestellt. Als Referenz wurden die Messwerte einer Wetterstation am Flughafen Erfurt-Weimar herangezogen. Eine erhöhte Windgeschwindigkeit bewirkt eine erhöhte Verdünnung und somit reduzierte Luftschadstoffwerte. Die Windrichtung bestimmt die Verfrachtung der Schadstoffe innerhalb des Stadtbereichs. In Verbindung mit einer erhöhten Luftfeuchtigkeit ist ein Rückgang der PM_{10} -Konzentration feststellbar. Niedrige Außentemperaturen korrelieren hingegen mit einem Anstieg der $PM_{2,5}$ - und der NoX -Konzentration. Ein erhöhter Luftdruck stellt einen Indikator für eine inverse Wetterlage dar. Aufgrund des geringeren Austauschs zwischen den Luftschichten, ist dieser mit erhöhten Luftschadstoffkonzentrationen verbunden. Grundsätzlich stimmen die Abhängigkeiten qualitativ mit der Langzeitbetrachtung der Reifenemissionsmessung im öffentlichen Straßenverkehr überein (Vgl. Abbildung 66).

Am Beispiel der Luftschadstoffmessung offenbart sich eine komplexe Überlagerung verschiedener Schadstoffquellen, die in Abhängigkeit von meteorologischen Faktoren verdünnt, modifiziert, vermischt und verfrachtet werden. Eine experimentelle Nachverfolgung von der Emissionsquelle (Fahrzeug) bis zur Wirkung (Immission) ist folglich nur schwer möglich. Bislang sind in diesem Zusammenhang ausschließlich Tracer-Element-Studien bekannt, die Partikelproben direkt von der Fahrbahn oder aus der Außenluft entnehmen und diese über chemische Marker auf bestimmte Emissionsquellen zurückführen. Informationen, die den Transportweg betreffen, gehen hieraus nicht hervor. Die in Kapitel 5 und 6 geleisteten Vorarbeiten bieten jedoch eine Grundlage, um die Partikelentstehung und Ausbreitung qualitativ zu beschreiben. Auf dieser Basis wurde eine Methode erarbeitet, die es erstmalig erlaubt Emissionen von der Stelle der Entstehung über den Lufttransport bis zur Ablagerung in der Umwelt nachzuverfolgen. Gleichzeitig kann der Einfluss verschiedener Parameter qualitativ beschrieben werden.

7.1. Prädiktion von Reifenemissionen

In einem ersten Schritt ist es notwendig, den lokalen Emissionsbeitrag eines Fahrzeuges abzuschätzen. Dieser ist von den Fahrzeugeigenschaften (Antriebsart, Gewicht, Abgasnorm) abhängig und untergliedert sich in einen motorischen und einen abgasfernen Anteil. Die Partikelgesamtheit EF_v stellt somit ein Gemisch unterschiedlicher Quellen dar, die individuelle Eigenschaften aufweisen und in Abhängigkeit des Fahrzustandes und der Belastungshistorie dynamisch variieren können.

$$(27) \quad EF_v = EF_E + EF_B + EF_T$$

Wird ein Elektrofahrzeug betrachtet, so entfallen Abgasemissionen vollständig ($EF_E=0$). Gleichzeitig kann auch die Entstehung von Bremsstaub durch regeneratives Bremsen nahezu vollständig vermieden werden (Annahme: $EF_B \approx 0$). Für konventionell angetriebene Fahrzeuge sind Bremsstaubemissionen hingegen von hoher Relevanz. Entsprechende Ansätze zur Prädiktion von Bremsenemissionen sind aus der Literatur bekannt. [81] Nachfolgend sollen jedoch ausschließlich Reifenemissionen EF_T betrachtet werden.

$$(28) \quad EF_T(t, x, d_p \dots n) = EF_{TRWP} + EF_{Res}$$

Reifenemissionen sind durch eine charakteristische Größenverteilungsdichte, Morphologie und Materialeigenschaften gekennzeichnet. Der Emissionsfaktor EF_T beschreibt die Partikeleigenschaften (z.B. Partikelanzahl x , Partikelgröße d_p), die sich in Abhängigkeit des Fahrzustandes und der Umgebungsbedingungen zu einem bestimmten Zeitpunkt t einstellen.

Dabei muss zwischen der Resuspension von Fahrbahnstaub EF_{Res} und Abriebemissionen EF_{TRWP} unterschieden werden. Die Aufwirbelung von Straßenstaub spielt insbesondere im öffentlichen Straßenverkehr eine große Rolle. Lokal verschmutzte Straßenabschnitte können Abriebemissionen in vielen Fällen übersteigen. Die Aufwirbelung erfolgt entweder direkt durch das Reifenprofil oder infolge einer strömungsinduzierten Auftriebskraft.

$$(29) \quad EF_{Res} = f_{Res}(t, d_p, \rho_p, A \dots n) * v_v$$

In Kapitel 5.2.3 konnte auf Basis eines CFD-Modells gezeigt werden, dass die Resuspension mit der Fahrzeuggeschwindigkeit v_v annähernd linear ansteigt. Weitere Einflussfaktoren sind durch die Partikeleigenschaften (Partikelgröße- d_p und Dichte ρ_p) sowie die Wechselwirkung zwischen den Partikeln und der Fahrbahn (Hamaker-Konstante A) gegeben. Darüber hinaus ist der Emissionsfaktor von der Fahrzeuggeometrie, dem Reifentyp (Abmessungen, Profilform) und den Fahrbahneigenschaften (Partikelbeladung, Textur, Feuchtigkeit) abhängig. Die Gesamtheit der Einflussgrößen muss über die Funktion f_{Res} beschrieben werden.

$$(30) \quad EF_{Res} = (1,33e^{-0,01d_p} - 1,38e^{-0,12d_p}) * \frac{1,35 Y_{Res} v_v^{1,05}}{60}$$

Formel (30) stellt eine Näherungsgleichung dar, die anhand des CFD-Fahrzeugmodells abgeleitet wurde. Diese beschreibt den Partikelmassenstrom, der durch das Fahrzeug aufgewirbelt wird. In Abhängigkeit der Massebelegung der Fahrbahn Y_{Res} (Einheit: mg/m^2), der Partikelgrößenverteilung des Straßenstaubs d_p (Einheit: μm) und der Fahrzeuggeschwindigkeit v_v (Einheit: km/h) kann der Massenstrom bestimmt werden, der durch das Fahrzeug wieder in die Außenluft eingebracht wird. Das Resuspensionspotential wird durch die Massebelegung bestimmt. Diese definiert den Partikelstrom pro Flächeneinheit, der ausgehend von der Fahrbahn in die Luft eingetragen werden kann. Die Gültigkeit der Modellgleichung ist auf die Fahrzeuggeometrie und die Parametrierung des CFD-Modells beschränkt und besitzt somit einen beispielhaften Charakter (Vgl. Abbildung 54).

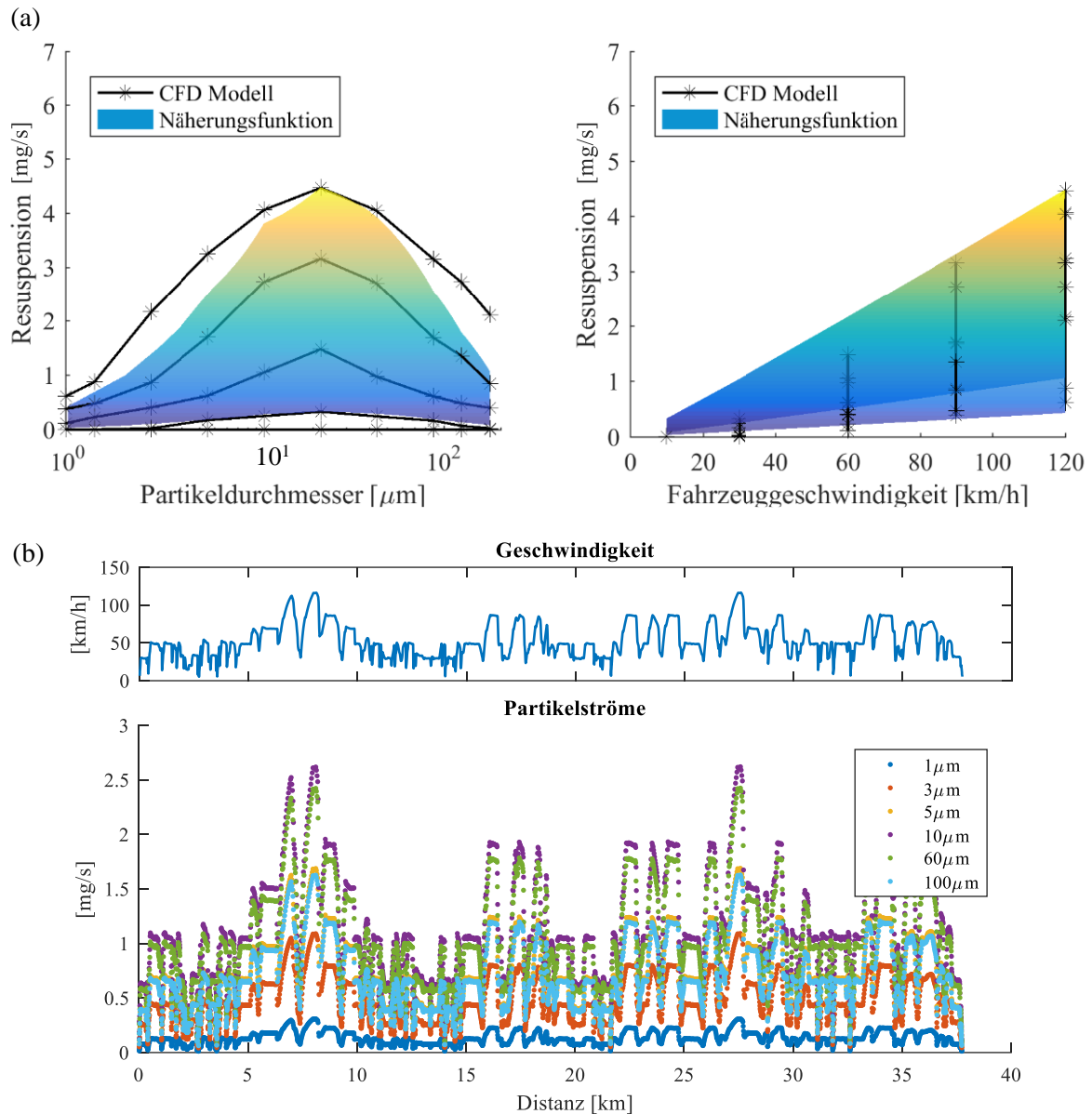


Abbildung 74: Emissionsprädiktion: (a) Näherungsfunktion zur Beschreibung der Resuspension in Abhängigkeit der Partikelgröße und der Fahrzeuggeschwindigkeit (b) Anwendungsbeispiel: Testgelände-Zyklus

Wie in Abbildung 74 (a) dargestellt, kann die Resuspension in Abhängigkeit der Partikelgröße und der Fahrzeuggeschwindigkeit in plausibler Übereinstimmung mit dem CFD-Modell durch die Näherungsformel beschrieben werden. Anschließend wurde das Modell beispielhaft auf den Geschwindigkeitsverlauf des Testgelände-Zyklus angewendet und der aufgewirbelte Massenstrom für unterschiedliche Partikeldurchmesser bestimmt (Abbildung 74 (b)). Dabei wurde von einer einheitlichen Fahrbahnbelegung von jeweils $\gamma_{Res}=1\text{mg/m}^2$ ausgegangen. Voraussetzung für die Prädiktion der Resuspension ist folglich, dass der lokale Beladungszustand der Fahrbahn, die Größenverteilungsdichte des Fahrbahnstaubes und alle Parameter, die das Anhaften der Partikel an der Fahrbahn bestimmen, bekannt sind.

Abriebmissionen entstehen infolge der Kraftübertragung zwischen dem Reifen und der Fahrbahn. Wie in Kapitel 6.4 nachgewiesen wurde, ist die Partikelentstehung eng mit der der Reibleistung P_f verknüpft. Die Größenverteilungsdichte und Morphologie der Partikel hängt vom jeweils wirksamen Verschleißmechanismus ab. Der Emissionsfaktor EF_{TRWP} beschreibt den Partikelmassenstrom, der sich in Abhängigkeit des Fahrzustandes zu einem Zeitpunkt t einstellt.

$$(31) \quad EF_{TRWP} = f_{TRWP}(t, F_N, T_w, \dots n) * P_f$$

Die Reifentemperatur T_w und die Radlast F_N sind bestimmende Faktoren in Bezug auf die Menge und die Größenverteilungsdichte sowie die Morphologie der Abriebpartikel. Darüber hinaus ist der Prozess vom Reifentyp (chemische Zusammensetzung, Abmessung), von den Fahrbahneigenschaften (Mikro- und Makrotextur) und den Umgebungsbedingungen (Außentemperatur, Asphalttemperatur, Feuchtigkeit) abhängig. Die Gesamtheit der Einflussgrößen muss über die Funktion f_{TRWP} beschrieben werden.

$$(32) \quad EF_{Reifen} = f_{CVS}(t, d_p, v_v, \dots n) * PK * \dot{V}_{CVS}$$

Zunächst wird nur das rechte Vorderrad betrachtet, an dem die Messungen auf Basis des Versuchsfahrzeuges vorgenommen wurden. Der Partikelmassenstrom kann bestimmt werden, indem die gemessene Partikelkonzentration PK mit dem CVS-Volumenstrom \dot{V}_{CVS} multipliziert wird. Gleichzeitig müssen Messverluste berücksichtigt werden. Die Messeffizienz hängt von der Fahrzeuggeschwindigkeit v_v und der Partikelgröße d_p ab und muss über einen Korrekturfaktor f_{CVS} berücksichtigt werden (Vgl. Kapitel 6.2).

$$(33) \quad f_{TRWP} = \frac{\overline{\dot{m}_p}}{\overline{P_f}} = \frac{\overline{PK_{PM < 10 \mu m} * \dot{V}_{CVS}}}{\overline{P_{ffr}}}$$

Die Methode beinhaltet die zeitaufgelöste Beschreibung von Reifenemissionen unter Berücksichtigung aller relevanten Einflussgrößen. Eine exakte Quantifizierung der unterschiedlichen Parameter ist gegenwärtig jedoch nicht möglich. Eine qualitative Abschätzung erfolgt daher zunächst auf Basis der Reibleistung. Auch Messverluste werden im ersten Schritt vernachlässigt ($f_{CVS}=1$).

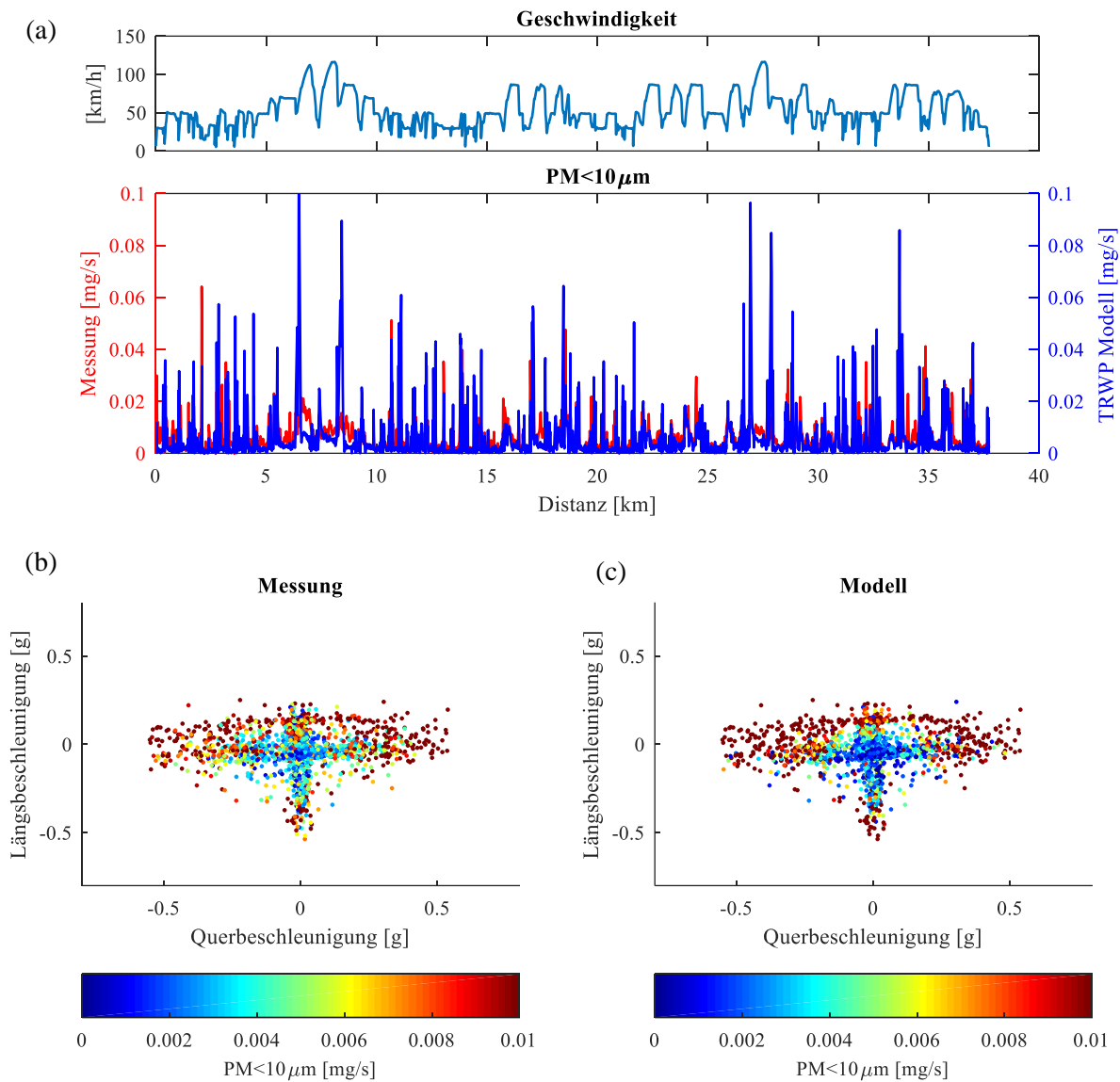


Abbildung 75: Emissionsprädiktion: (a) TRWP-Prädiktion (Testgelände-Zyklus) (b) gemessene und (c) modellierte TRWP-Emissionen in Abhängigkeit von Längs- und Querbeschleunigung

In Abbildung 75 (a) ist das TRWP-Prädiktionsmodell mit der Emissionsmessung auf Basis des Testgelände-Zyklus gegenübergestellt. Aufgrund der guten Reproduzierbarkeit wurde hierfür die PM $<10\mu\text{m}$ -Konzentration als Datenbasis ausgewählt und ein entsprechender Proportionalitätsfaktor bestimmt ($f_{TRWP}=0,05\text{mg/kWs}$). Abriebemissionen können auf Basis des Modells in qualitativer Übereinstimmung mit der Messung beschrieben werden. Der Fahrzyklus beinhaltet Fahrmanöver mit erhöhten Fahrzeuggeschwindigkeiten, die sich in entsprechend hohen Modellwerten widerspiegeln (z.B. Zyklusdistanz 5-10km). Dass dieses Verhalten durch die Messung nicht bestätigt wird, ist auf den Einfluss der Messeffizienz zurückzuführen. Für Fahrzeuggeschwindigkeiten im Bereich der Stadtsegmente ($<60\text{km}$) ist hingegen keine signifikante Abweichung zwischen Prädiktion und Messung feststellbar.

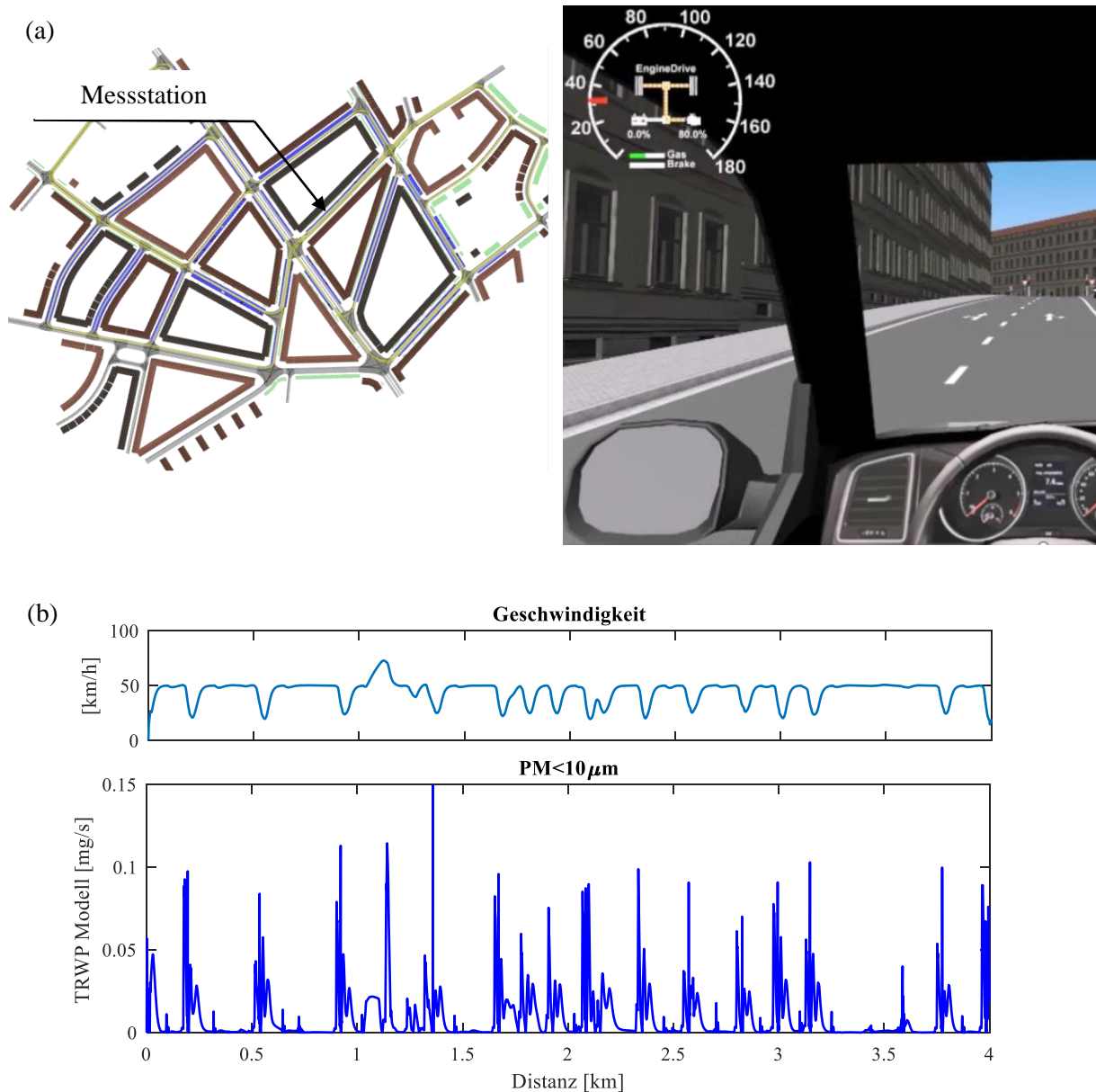


Abbildung 76: Emissionsprädiktion: (a) Innenstadtmodell im Bereich der Erfurter Bergstraße (IPG-Carmaker) [89] (b) TRWP-Prädiktion auf Basis eines virtuellen Stadtzyklus

In einem nächsten Schritt wird das Modell angewendet, um Abriebemissionen auf Basis einer Fahrzeugsimulationsumgebung (IPG-Carmaker) virtuell vorherzusagen. Hierfür wurde, im Rahmen einer durch den Autor dieser Arbeit betreuten Bachelorarbeit, ein Ausschnitt des Innenstadtbereichs, in dem die Umweltmessstation (Bergstraße) positioniert ist, virtuell nachgebildet. [89] Das, in Abbildung 76 dargestellte, Innenstadtmodell umfasst neben der Straßenführung auch die Bebauung und das Höhenprofil. Die Emissionsprädiktion basiert auf einem Fahrzeugmodell des Kleintransporters, der auch für die Emissionsmessung verwendet wurde und bietet die Grundlage für die Berechnung der Reibleistung, die an allen vier Rädern umgesetzt wird.

Der, in Abbildung 76 (b) dargestellte, Fahrzyklus innerhalb der virtuellen Stadtumgebung wurde für die Prädiktion der TRWP-Emissionen angewendet. Die Vorgabe der fahrdynamischen Beanspruchung erfolgte auf Basis eines automatisierten Versuchsfahrers (X Anlagen: Abbildung 88). Emissionsschwerpunkte infolge von Beschleunigungs-, Brems- und Abbiegevorgängen, sind insbesondere in Kreuzungsbereichen zu verorten (Abbildung 77 (a)). Die Methode erlaubt es somit erstmalig, die Reifenemissionen einer bestimmten Kombination aus Fahrzeug, Fahrer und Fahrprofil abzuschätzen und zu lokalisieren.

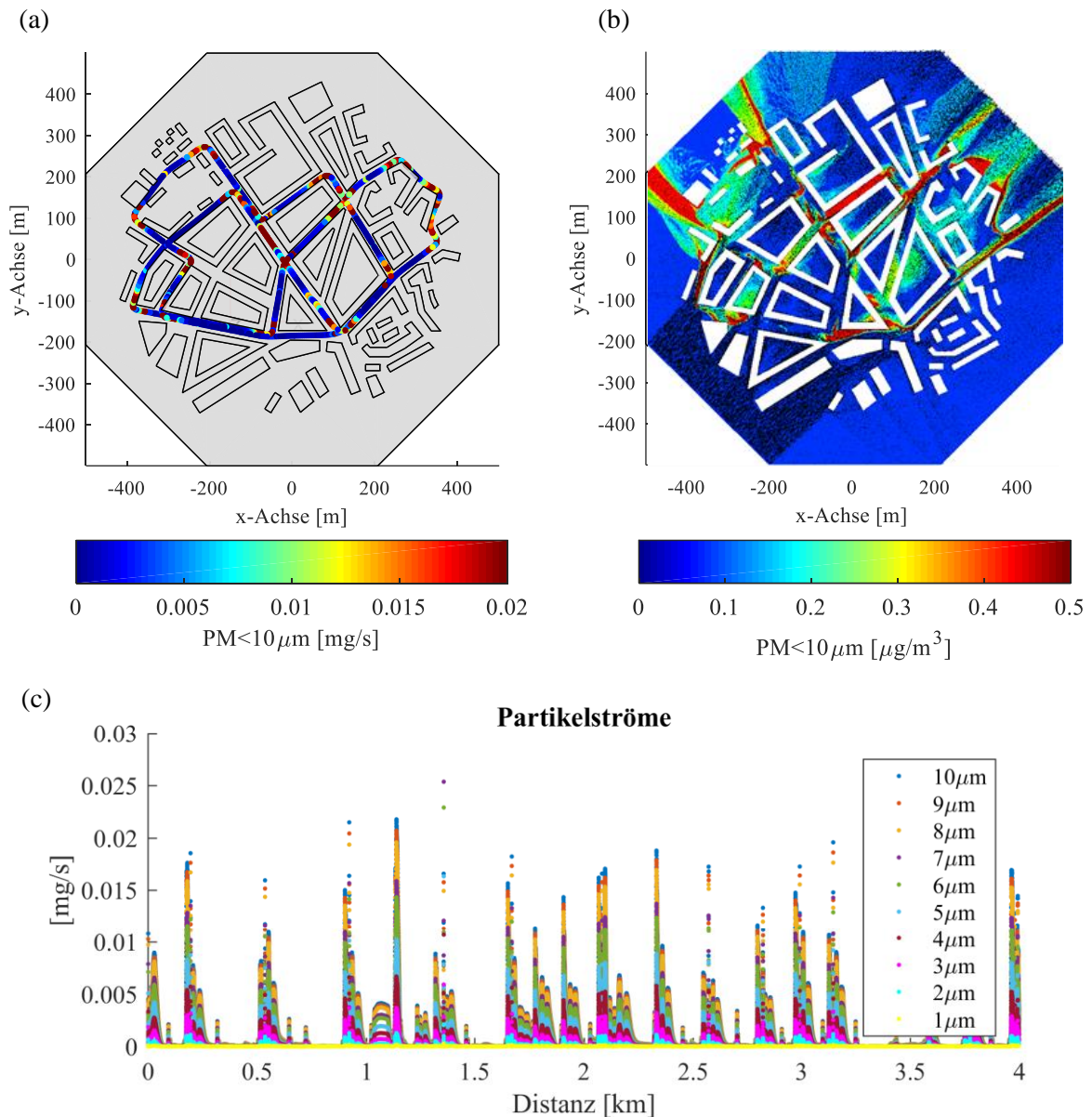


Abbildung 77: Emissionsprädiktion: (a) Prädiktion von TRWP-Emissionsschwerpunkten (b) Simulation der Partikelausbreitung im Modellraum (c) Übertragungsfunktion: Aufteilung in diskrete Teilströme auf Basis einer massebezogenen Größenverteilungsfunktion ($<10\mu\text{m}$)

Die Methode bleibt nicht auf die Prädiktion der Emissionsschwerpunkte beschränkt. In einem zweiten Schritt soll auch die Verfrachtung der Partikel innerhalb des virtuellen Stadtgebiets beschrieben werden. Hierfür muss der Partikelmassenstrom in ein Strömungsmodell überführt werden. Die Reifenemissionen sind durch eine bestimmte Größenverteilungsdichte charakterisiert. Um der Tatsache Rechnung zu tragen, dass die Partikel in Abhängigkeit ihrer Größe unterschiedliche aerodynamische Eigenschaften aufweisen, muss der Gesamtmassenstrom auf mehrere diskrete Teilströme aufgeteilt werden (Abbildung 77 (c)).

Hierfür wird vereinfachend angenommen, dass die Größenverteilungsdichte konstant ist und sich nicht in Abhängigkeit des Fahrzustandes ändert. Der $PM_{<10\mu m}$ -Massenstrom wird entsprechend einer Größenverteilungsfunktion, die zuvor auf Basis eines Auflichtmikroskops ermittelt wurde (X Anlagen: Abbildung 89), auf mehrere Teilströme mit einem Durchmesserintervall von $1\mu m$ aufgeteilt. Als Injektionshöhe wird der Reifenhalmmesser ($0,34m$) definiert und die Injektionsgeschwindigkeit entsprechend der Fahrzeuggeschwindigkeit vorgegeben. Die Überführung in das Strömungsmodell erfolgt auf Basis eines Skripts, das Partikelposition, Massenstrom, Durchmesser und Geschwindigkeit für jedes Modellpartikel definiert und in eine Injektionsdatei überträgt (X Anlagen: Tabelle 25).

7.2. Modellierung der Ausbreitung in der Umwelt

Wie anfangs gezeigt, wird die Luftschadstoffkonzentration maßgeblich durch Witterungseinflüsse mitbestimmt. Um den Einfluss meteorologischer Faktoren (z.B. Windgeschwindigkeit, Windrichtung) analytisch beschreiben zu können, wurde analog zum Fahrzeugsimulationsmodell ein entsprechendes Strömungsmodell erstellt. Dieses umfasst einen Umkreis von $1km$ des Stadtgebiets in der Umgebung der Umweltmessstation (Bergstraße). Die äußeren Konturen der Bebauung wurden hierfür maßstabsgetreu nachgebildet. Das Höhenprofil des Geländes konnte jedoch im Gegensatz zur Fahrzeugsimulation nicht berücksichtigt werden. Die Grundfläche des Modells entspricht einem Oktagon. Die acht Außenflächen können jeweils als Strömungseinlass definiert werden, um unterschiedliche Windrichtungen zu simulieren. Der Modellraum umfasst ein Gesamtvolumen von $2,05 \cdot 10^8 m^3$ und eine Zellanzahl von $1,53 \cdot 10^6$ Zellen. Die Berechnung des Strömungsfeldes erfolgt auf Basis des $K-\omega$ -SST-Turbulenzmodells. Anschließend werden die Modellpartikel ($1g/cm^3$) entsprechend der Injektionsdatei in das Strömungsfeld injiziert, um die lokalen Außenluftkonzentrationen zu bestimmen.

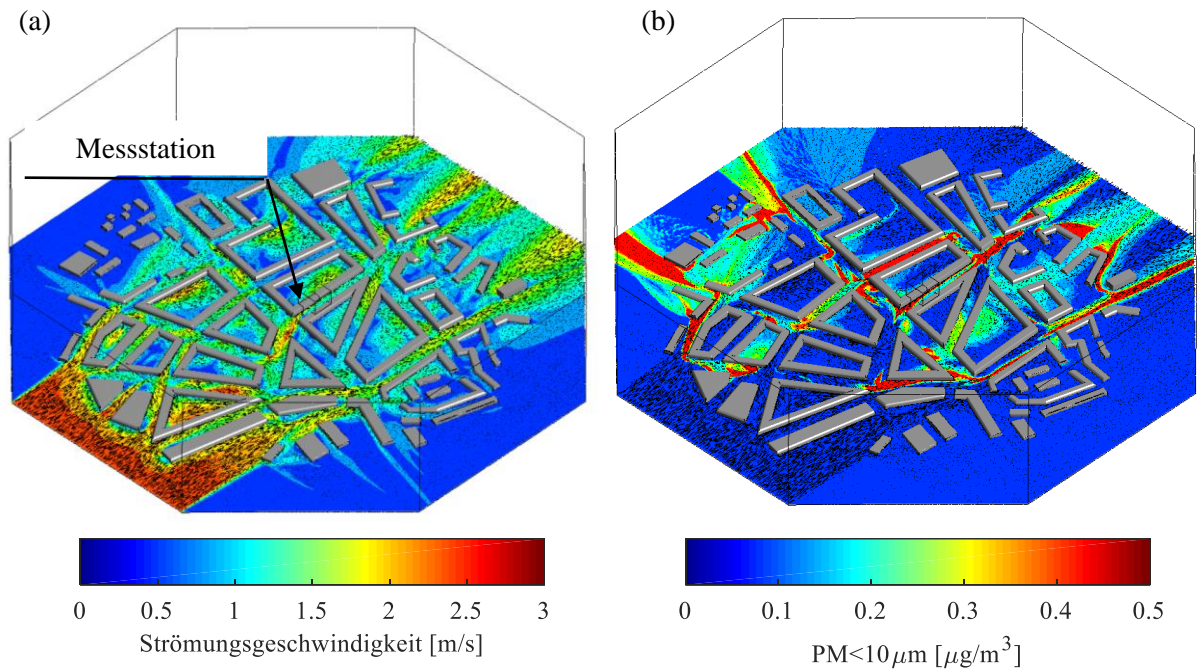


Abbildung 78: Partikelausbreitung: Strömungsmodell zur Simulation der Partikelausbreitung innerhalb eines virtuellen Stadtbereichs – (a) Strömungsgeschwindigkeit (b) Partikelkonzentration (Windrichtung: Südwest, globale Windgeschwindigkeit: 10km/h, Höhe über der Fahrbahn: 2m)

In Abbildung 78 ist die Berechnung des Strömungsfeldes und der Partikelkonzentration auf Basis des Stadtmodells beispielhaft für Südwestwind und eine globale Windgeschwindigkeit von 10km/h dargestellt. Gegenstand der nachfolgenden Untersuchung ist ein Kontrollvolumen (Volumen: 40x40x40m), das sich in der Bergstraße befindet und den Modellbereich in der unmittelbaren Nähe der Umweltmessstation einschließt.

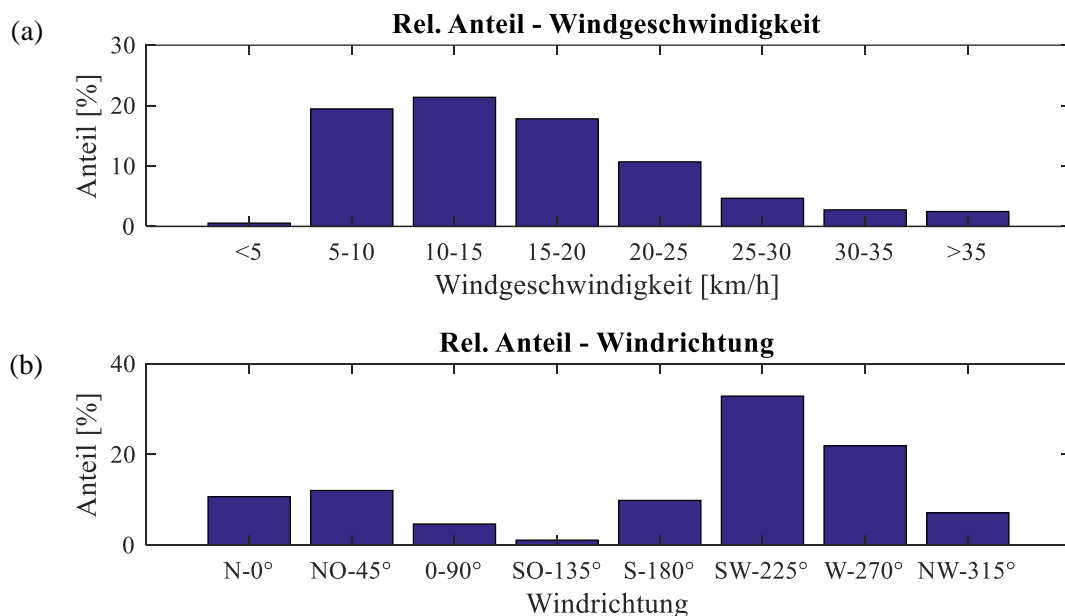


Abbildung 79: Relative Häufigkeit (a) der Windgeschwindigkeit und (b) der Windrichtung im Jahr 2020 (Basis: Wetterstation Flughafen Erfurt-Weimar)

Im nächsten Schritt wurde untersucht, wie sich unterschiedliche Windgeschwindigkeiten, Windrichtungen und Messpositionshöhen qualitativ auf die lokale Windgeschwindigkeit und die $PM_{<10\mu m}$ -Konzentration im Kontrollvolumen (Bergstraße) auswirken. Zunächst muss hierfür die relative Häufigkeit der Windgeschwindigkeiten und Windrichtungen im Jahresverlauf betrachtet werden. Diese sind in Abbildung 79 dargestellt. Als Basis wurden die Tagesmittelwerte der Wetterstation Flughafen Erfurt-Weimar, die am Stadtrand von Erfurt gelegen ist, herangezogen. Der Wind kommt überwiegend aus westlicher bis südwestlicher Richtung. Die relative Häufigkeit der Windgeschwindigkeit weist zwischen 10km/h und 15km/h ein Maximum auf. Windgeschwindigkeiten von weniger als 5km/h oder mehr als 35km/h werden hingegen nur sehr selten erreicht.

Ziel der Methode ist es, den Zusammenhang zwischen den fahrzeuginduzierten Emissionen und der Messung auf Basis einer Umweltmessstation zu beschreiben. Neben dem Windeinfluss, der die Verdünnung und die Verfrachtung der Partikel bestimmt, ist insbesondere auch der vertikale Abstand zur Straße entscheidend. Gemäß der Richtlinie 2008/50/EG ist festgelegt, dass sich die Einlassöffnung einer Umweltmessstation in einer Höhe von mindestens 1,5m (Atemzone) und maximal 4m befinden soll. In Einzelfällen ist sogar eine Einlasshöhe von bis zu 8m möglich, wenn die Messstation einen größeren Bereich repräsentieren soll. [90] Auf Basis des Modells wurden folglich fahrbahnparallele Schnittebenen des Kontrollvolumens mit vertikalen Abständen zwischen 1m und 32m betrachtet.

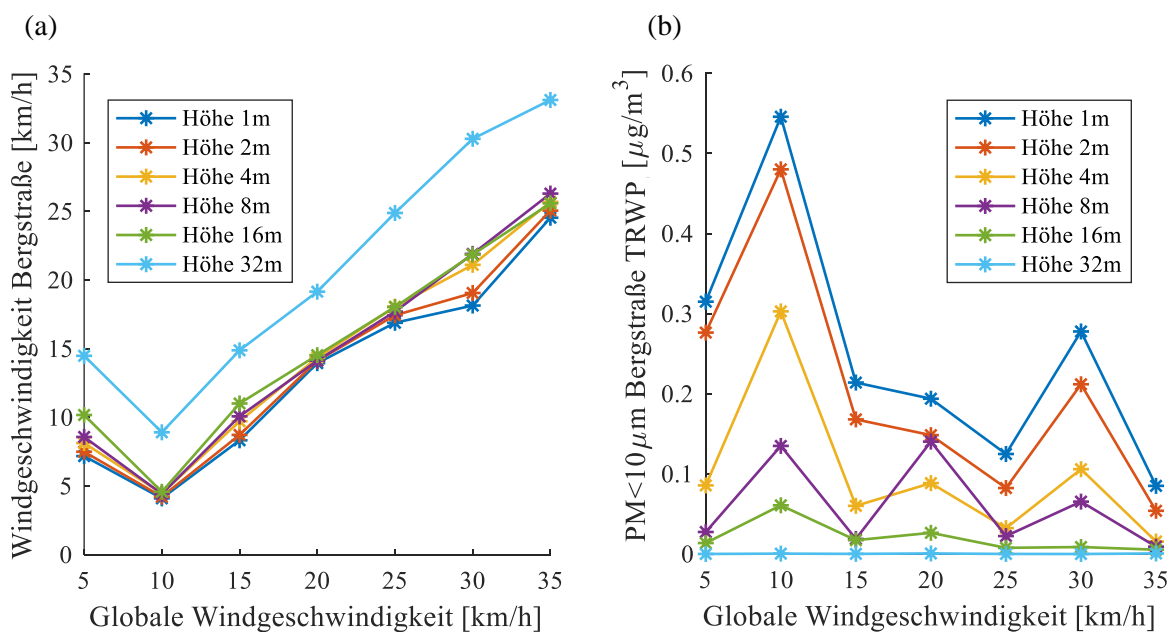


Abbildung 80: Partikelausbreitung: Zusammenhang zwischen globaler und (a) lokaler Windgeschwindigkeit und (b) lokaler $PM_{<10\mu m}$ -Konzentration im Kontrollvolumen (Bergstraße) in Abhängigkeit der Höhe der Messposition (Windrichtung: Südwest)

In Abbildung 80 ist der Zusammenhang zwischen der globalen und der lokalen Windgeschwindigkeit, der Messpositionshöhe und der lokalen $PM_{<10\mu m}$ -Konzentration dargestellt. Aufgrund von Verdünnungseffekten besteht ein grundlegender Zusammenhang zwischen der lokalen Windgeschwindigkeit und der Partikelkonzentration. Im dargestellten Beispiel kommt der Wind, entsprechend der häufigsten Windrichtung im Jahresverlauf, aus südwestlicher Richtung. Folglich wird die Bergstraße, aufgrund ihrer geographischen Ausrichtung, in Längsrichtung durchspült (Vgl. Abbildung 78). Die lokale Windgeschwindigkeit steigt folglich linear mit der globalen Windgeschwindigkeit an und ist innerhalb der Straßenschlucht ($\leq 16m$) nahezu unabhängig von der Höhe der Messposition. Erst oberhalb der Bebauung (32m) ist ein weiterer Anstieg der lokalen Windgeschwindigkeit zu beobachten.

Die Partikelkonzentration nimmt folglich über alle Messebenen hinweg mit zunehmender Windgeschwindigkeit ab. Jedoch wird dieser Zusammenhang durch komplexe Verlagerungseffekte überlagert, sodass nicht in jedem Fall ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen der Windgeschwindigkeit und der Partikelkonzentration besteht. Beispielsweise tritt im Fall einer globalen Windgeschwindigkeit von 30km/h ein lokales Partikelkonzentrationsmaximum auf. Desweiteren kann ein Konzentrationsrückgang mit zunehmendem vertikalem Abstand zur Fahrbahnoberfläche ausgemacht werden. Es ist hervorzuheben, dass innerhalb des zulässigen Korridors für die Positionierung der Probenahmeöffnung einer Messstation von 1,5m bis zu 8m erhebliche Konzentrationsunterschiede auftreten können.

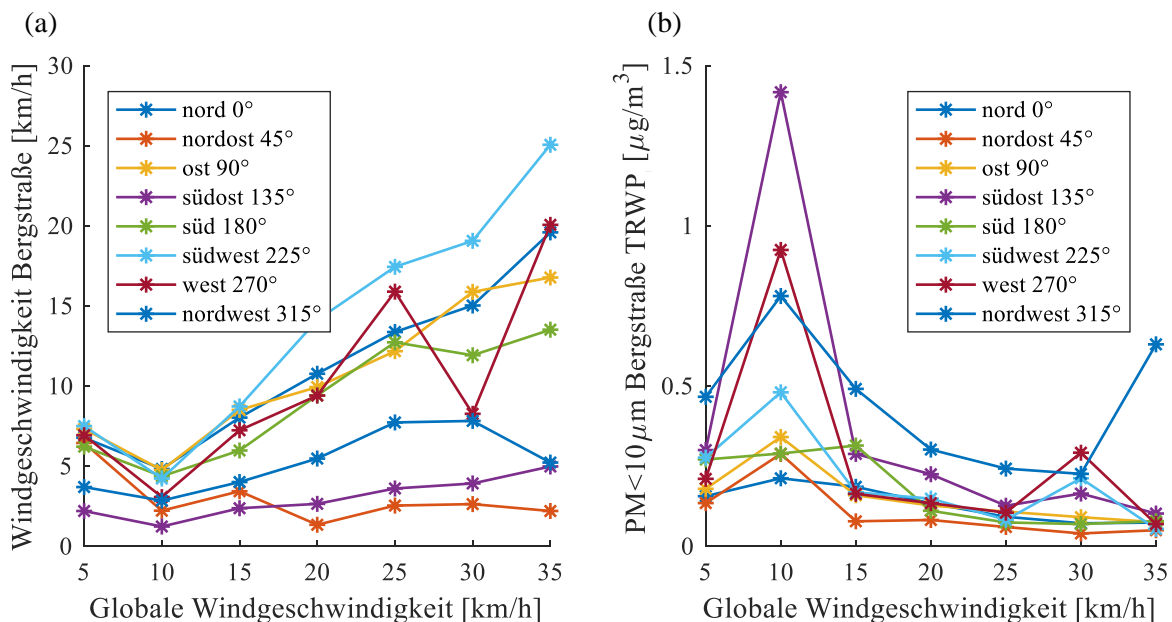


Abbildung 81: Partikelausbreitung: Zusammenhang zwischen globaler und (a) lokaler Windgeschwindigkeit und (b) lokaler $PM_{<10\mu m}$ -Konzentration im Kontrollvolumen (Bergstraße) in Abhängigkeit von der Windrichtung (Höhe der Messposition: 2m)

Die Windrichtung bestimmt die Verfrachtung der luftgetragenen Partikel innerhalb des Stadtbereichs. Darüber hinaus hat die globale Windrichtung, analog zur globalen Windgeschwindigkeit, einen Einfluss auf die lokale Windgeschwindigkeit im Kontrollvolumen. Je nach Anströmungsrichtung wird die Bergstraße entweder längs durchströmt oder quer überströmt. Im Fall einer Durchströmung in Längsrichtung steigt die lokale Windgeschwindigkeit an und das Konzentrationsniveau fällt entsprechend ab (z.B. Südwestwind). Neben der Anströmungsrichtung hängt dies jedoch zusätzlich von der Bebauung ab. So ist die lokale Windgeschwindigkeit für Wind aus nordöstlicher Richtung gering, obwohl die Bergstraße in diesem Fall ebenfalls längs angeströmt wird. Jedoch wird die Luftströmung durch die Häuserschluchten in der Umgebung so umgelenkt, dass die Bergstraße selbst kaum durchströmt wird.

Kommt der Wind hingegen aus südöstlicher oder nordwestlicher Richtung, wird die Bergstraße orthogonal überströmt. In der Folge bilden sich Zirkulationsgebiete mit niedriger lokaler Windgeschwindigkeit, die eine lange Partikelverweilzeit und eine hohe Partikelkonzentration zur Folge haben. Dementsprechend wird der Spitzenwert der Partikelkonzentration im Fall von Südostwind erreicht. Allgemein korreliert die Partikelkonzentration jedoch nicht in jedem Fall mit den Windverhältnissen. Ein erheblicher Einfluss ist demnach auf die Partikelverfrachtung aus anderen Modellregionen zurückzuführen.

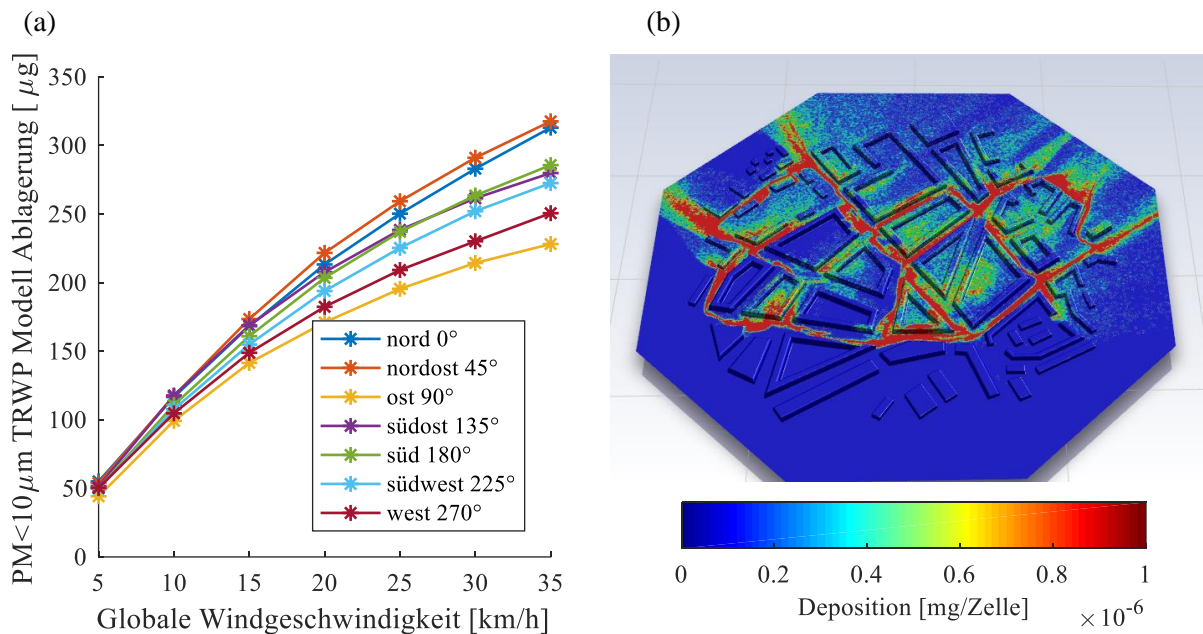


Abbildung 82: Partikelablagung: (a) Partikelablagung auf Straßen und Häusern in Abhängigkeit der globalen Windrichtung und -Geschwindigkeit (b) Ablagerungsmuster für eine globale Windgeschwindigkeit von 10 km/h und Südwestwind (mittlere Zelloberfläche: $1,92\text{ m}^2$)

Das Modell bietet zudem die Möglichkeit, die Ablagerung der Partikel in der Umwelt zu analysieren. Hierfür wurde das, in Kapitel 5.2.3 beschriebene, Ablagerungsmodell auf die Straßen und Hauswände des Stadtmodells angewendet. Es zeigt sich, dass die abgelagerte Partikelmasse degressiv mit der Windgeschwindigkeit anwächst (Abbildung 82 (a)). Zwischen den unterschiedlichen Windrichtungen ergeben sich nur geringfügige Unterschiede. Allgemein ist das Ablagerungsverhalten davon abhängig, wie stark die Strömung zwischen den einzelnen Häuserschluchten umgelenkt wird. In Abbildung 82 (b) ist das Ablagerungsmuster im Fall von Südwestwind und einer Windgeschwindigkeit von 10km/h beispielhaft dargestellt. Ein Großteil der TRWP-Partikel wird demnach direkt auf der Straße abgelagert und kann durch nachfolgende Fahrzeuge aufgewirbelt werden. Ein weiterer Anteil wird vorwiegend auf den, der Straße zugewandten, Hauswänden abgeschieden.

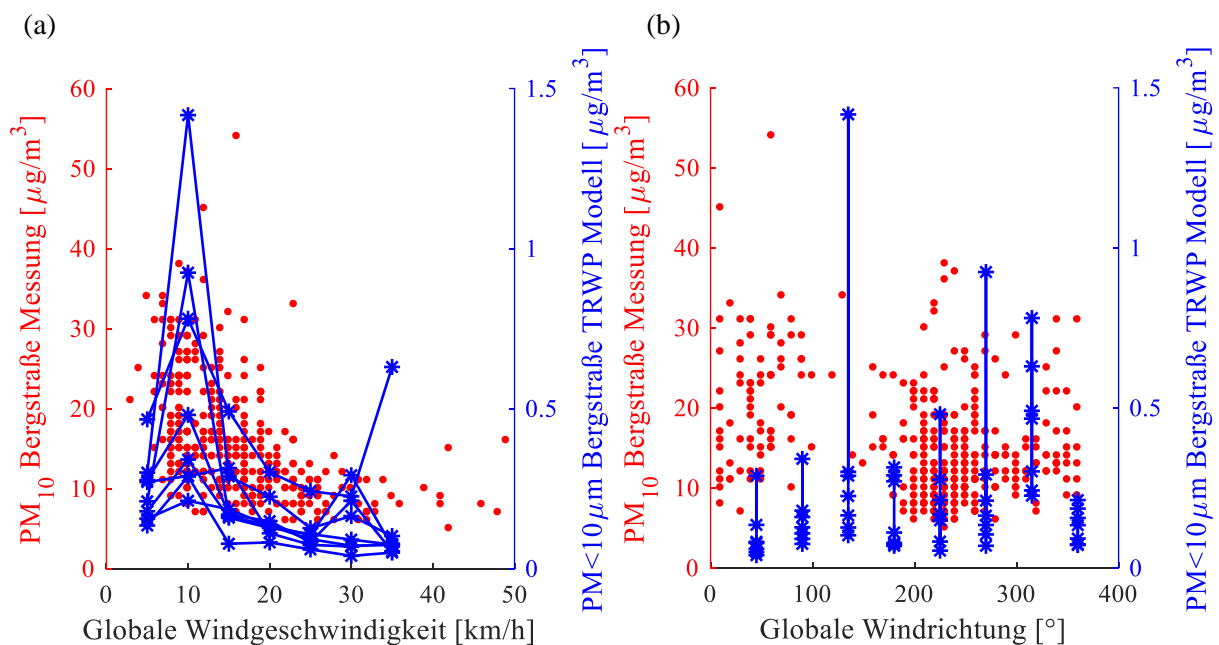


Abbildung 83: Partikelausbreitung: Gegenüberstellung von PM_{10} -Messwerten (Umweltmesstation Erfurt-Bergstraße 2020) mit dem TRWP-Modell - (a) Abhängigkeit von der globalen Windgeschwindigkeit und (b) der Windrichtung

Zur Plausibilisierung des Modells wurden die modellierte TRWP-Konzentration mit der tatsächlichen PM_{10} -Außenluftkonzentration gegenübergestellt. Hierfür wurden die Tagesmittelwerte der Umweltmesstation (Bergstraße) herangezogen. In Abbildung 83 ist der Zusammenhang zwischen der Windgeschwindigkeit, der Windrichtung und der Partikelkonzentration dargestellt. Es muss berücksichtigt werden, dass in der Simulation nur Reifenemissionen betrachtet werden. In der Realität setzt sich die PM_{10} -Konzentration hingegen aus einer Vielzahl unterschiedlicher Quellen zusammen, die aus unterschiedlichen Richtungen auf die Messtation einwirken.

Wie in Abbildung 83 (a) dargestellt, zeigt das Modell in Bezug auf den Zusammenhang zwischen der Windgeschwindigkeit und der Partikelkonzentration eine plausible Übereinstimmung mit der Realität. Bei einer Steigerung der Windgeschwindigkeit von 5km/h auf 10km/h ist sowohl im Modell, als auch in der Realität ein Konzentrationsanstieg zu beobachten. Dieser ist darauf zurückzuführen, dass die Partikel bei annähernder Windstille tendenziell in Fahrbahnnähe verweilen. Ab einer Windgeschwindigkeit von 10km/h sinkt die Konzentration mit einer weiteren Erhöhung der Windgeschwindigkeit kontinuierlich ab. Auch bei der Betrachtung der Windrichtung sind Parallelen feststellbar (Abbildung 83 (b)). So sind in beiden Fällen für Windrichtungen zwischen 270° und 315° erhöhte Konzentrationswerte zu beobachten. Dies betrifft Wind aus westlicher Richtung, der tendenziell Emissionen aus der vielbefahrenen Nordhäuserstraße in die Bergstraße verfrachtet.

Auf Basis dieser neuartigen Methode kann erstmalig analytisch nachvollzogen werden, welcher PM_{10} -Beitrag durch Reifenemissionen zu erwarten ist und wie dieser von unterschiedlichen Einflussfaktoren abhängt. Der TRWP-Anteil (PM_{10}) liegt demnach für eine städtisch-verkehrsnahen Messstation im Größenbereich von ca. 2%. Dieses Ergebnis ist im Abgleich mit Tracer-Element-Studien, in denen TRWP-Anteile von 0,67-8% angegeben werden, als plausibel einzustufen [8].

7.3. Zusammenfassung Kapitel 7

- Messdaten zeigen, dass der Zusammenhang zwischen dem Verkehrsaufkommen und der Feinstaubbelastung der Außenluft vergleichsweise schwach ausgeprägt ist und von vielen Faktoren überlagert wird. Zu diesen zählen vorrangig meteorologische Einflüsse (Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Luftfeuchtigkeit). Vor diesem Hintergrund ist es schwierig, aussagekräftige Risikoanalysen und wirksame Abhilfemaßnahmen zum Schutz der Bevölkerung zu definieren. Unsicherheit besteht vor allem in Bezug auf die Expositionskonzentration, der die Bevölkerung ausgesetzt ist, sowie den Partikelverbleib in der Umwelt. Die Transportpfade können mit experimentellen Methoden nur schwer nachvollzogen werden. Aus diesem Grund wurde eine neuartige Simulationsmethode entwickelt, die es erstmalig erlaubt, Reifenemissionen von der Stelle der Entstehung bis zu Ablagerung in der Umwelt virtuell nachzuvollziehen. Die Methode basiert auf einer Verknüpfung eines Prädiktionsmodells mit einem Strömungsmodell.
- Für die Prädiktion von Reifenemissionen muss zunächst eine Unterscheidung zwischen Abriebemissionen (TRWP) und der Resuspension von Fahrbahnstaub vorgenommen werden. Die Resuspension ist vor allem vom Beladungszustand der Fahrbahn abhängig und steigt annähernd linear mit der Fahrzeuggeschwindigkeit an. Abriebemissionen stehen hingegen in einem engen Zusammenhang mit der Reibleistung. Auf Basis der Ergebnisse der vorangegangenen Kapitel konnten vereinfachte Prädiktionsmodelle abgeleitet werden, die eine qualitative Beschreibung der Partikelemissionen in Abhängigkeit des Fahrzustandes ermöglichen.
- Um einen Bezug zur Umweltmesstechnik herstellen zu können, wurde ein Stadtszenario auf Basis einer Fahrzeugsimulationsumgebung nachgebildet und für die Prädiktion von Reifenemissionen angewendet. Analog zum Prädiktionsmodell wurde ein Strömungsmodell des entsprechenden Stadtbereichs erstellt und der, zuvor vorhergesagte, Partikelmassenstrom in das Modell übertragen. Um die Größenabhängigkeit des Partikelverhaltens berücksichtigen zu können, wurde der Partikelmassenstrom entsprechend einer Größenverteilungsfunktion in mehrere Teilströme aufgeteilt. Auf dieser Basis konnte der Zusammenhang zwischen der fahrzeugseitigen Emission und der Außenluftkonzentration erstmalig unter Berücksichtigung unterschiedlicher Einflussgrößen qualitativ beschrieben werden.

8. Zusammenfassung und Ergebnisbewertung

Der Zusammenhang zwischen der Feinstaubbelastung der Außenluft und negativen gesundheitlichen Auswirkungen für die Bevölkerung ist bekannt. In der Vergangenheit waren hierfür vor allem Abgasemissionen verantwortlich, die in Folge gesetzlicher Regulierung und den daraus resultierenden technischen Abhilfemaßnahmen an Bedeutung verloren haben. Es verbleiben somit Abriebemissionen in Form von Bremsen-, Fahrbahn- und Reifenpartikeln sowie die Resuspension von Fahrbahnstaub. Es ist davon auszugehen, dass Bremsenabrieb in Folge der Elektrifizierung des Antriebstranges zukünftig ebenfalls keine Rolle mehr spielen wird. Somit stellt der Reifen die letzte verbleibende fahrzeugbezogene Schadstoffquelle dar. Die wissenschaftliche Datenlage in Bezug auf die Entstehung, Messung und die chemische Toxizität von Reifenpartikeln ist jedoch unvollständig. Die Zielstellung der vorliegenden Arbeit bestand daher darin, die unterschiedlichen Einflussgrößen zu identifizieren und qualitativ zu beschreiben.

(I.) Partikel-Strömungs-Interaktion

Bevor mit der Analyse der Partikelentstehung begonnen wurde, war es zunächst erforderlich, die Partikel-Strömungs-Interaktion in der Nachlaufströmung des Reifens zu untersuchen. Hierfür wurde ein Strömungsprüfstand entwickelt, der eine Analyse unter definierten Randbedingungen erlaubt. Der Prüfstand basiert auf einer kontinuierlichen Zuführung eines Prüfstaubes mit bekannten Eigenschaften. Dieser wird auf ein Flachband aufgetragen, durch den Reifen überfahren und dabei aufgewirbelt. Zur Überprüfung der Übertragbarkeit auf den Fahrversuch wurde die Partikelverteilung auf Basis eines Versuchsfahrzeuges analysiert und ein grundsätzlich übereinstimmendes Verhalten beobachtet. Dies betrifft den Partikeltransport entlang des Laufstreifens sowie die Verlagerung des Partikelstroms in fahrzeugäußerer Richtung.

*In diesem Zusammenhang erweist sich **Hypothese 1** als eingeschränkt gültig. Tatsächlich kann der Partikeleintrag sowohl durch die aufgestaute Luft vor dem Reifen (Resuspension), als auch durch den Laufstreifen erfolgen (TRWP, Resuspension). Während die Aufwirbelung vor dem Reifen den dominierenden Injektionsmechanismus der Prüfstandversuche darstellt, erfolgt der Partikeleintrag im Fahrversuch hauptsächlich durch den Laufstreifen.*

*Auch **Hypothese 2** kann bestätigt werden. Insbesondere der Einfluss des P-Schulterwirbels ist sowohl auf Prüfstandbasis, als auch im Fahrversuch nachweisbar und bewirkt eine Verschiebung des Partikelstroms in fahrzeugäußere Richtung.*

Die Prüfstandergebnisse wurden als Referenz für die Entwicklung eines entsprechenden CFD-Modells genutzt. Hierfür wurden zunächst Anforderungen an die Wahl des Turbulenzmodells, die Simulation der Radrotation und die Partikelinjektion definiert. Um Ablagerungsvorgänge in Übereinstimmung mit einem empirischen Modell abbilden zu können, gelten hohe Anforderungen an die Randschichtvernetzung ($y^+ = 1$). Ein SRS-Modell ist, wenngleich mit höherem Rechenaufwand verbunden, gegenüber einem RANS-Modell besser geeignet, um turbulente Mischungsprozesse in der Nachlaufströmung des Reifens zu beschreiben. Es wurde eine Methode erarbeitet, die es erlaubt, die physikalischen und chemischen Eigenschaften einer Staubprobe in eine Injektionsdatei zu überführen und den Partikeln einen Anfangsimpuls zuzuweisen. Die Partikelinjektion erfolgt dabei auslaufseitig des Reifen-Fahrbahnkontaktes. Die Modellanforderungen wurden anschließend auf ein Gesamtfahrzeugmodell übertragen und die Partikeldynamik in der Fahrzeugperipherie in Abhängigkeit unterschiedlicher Partikeleigenschaften beschrieben.

*Auch **Hypothese 3** kann mit Einschränkungen bestätigt werden. Auf Basis des Modells kann die Partikelausbreitung in der Nachlaufströmung des Reifens in qualitativer Übereinstimmung mit dem Experiment abgebildet werden. Dies trifft insbesondere dann zu, wenn ein SRS-Modell angewendet wird. Besonders hervorzuheben ist die Injektionsmethode. Durch die Berücksichtigung der Partikelgrößenverteilung konnte das Konzentrationsniveau in plausibler Übereinstimmung mit dem Experiment beschrieben werden (X Anlagen: Abbildung 87).*

Um den Einfluss der Resuspension und der Deposition bewerten zu können, wurden entsprechende Modelle über eine Nutzerschnittelle (UDF) in den CFD-Algorithmus eingebunden und auf das Fahrzeugmodell angewendet. Es konnte gezeigt werden, dass beide Prozesse eine starke Abhängigkeit von der Partikelgröße und der Fahrzeuggeschwindigkeit aufweisen. Die Abscheidung erreicht in einem Größenbereich von $10\mu\text{m}$ ein Maximum. Kleinere Partikel können den Stromlinien besser folgen, wodurch es seltener zum Auftreffen auf den Wandbereichen kommt. Größere Partikel besitzen hingegen ausreichend kinetische Energie, um an diesen abzuprallen. Das Maximum der Resuspension tritt im Partikelgrößenbereich von $20\mu\text{m}$ auf. Kleinere bzw. größere Partikel werden stärker durch die Adhäsion bzw. Gravitation an den Untergrund gebunden. Die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Partikel und der Wand definieren jeweils die kritische Resuspensions- bzw. Depositionsschwelle.

***Hypothese 4** kann somit bestätigt werden. Durch die Implementierung von entsprechenden Modellen war es erstmalig möglich, die Abscheidung und die Aufwirbelung von Partikeln in der Fahrzeugperipherie qualitativ zu beschreiben. Im Vergleich mit dem Experiment (Strömungsprüfstand) konnte sowohl die Aufwirbelung durch den Reifen im Bereich der Radflanken als auch das Ablagerungsmuster im Radkasten in qualitativer Übereinstimmung abgebildet werden.*

(II.) Partikelentstehung

Die Vorbetrachtungen zur Partikel-Strömungs-Interaktion stellten eine notwendige Grundlage für die Definition einer Probenahmestrategie für Reifenemissionen im Fahrversuch dar. Das Maximum der Partikelkonzentration tritt mittig hinter der Lauffläche in Fahrbahnnähe auf und verschiebt sich bei der Kurvenfahrt in lateraler Richtung. Um einen möglichst hohen Partikelanteil erfassen zu können, wurde der Einlass eines CVS-Systems entsprechend positioniert und mitlenkend am Radträger befestigt. Darüber hinaus konnte auf Basis des CFD-Modells erstmalig die Messeffizienz in Abhängigkeit der Fahrzeuggeschwindigkeit und der Partikelgröße abgeschätzt werden.

Hypothese 5 kann in diesem Zusammenhang bestätigt werden. Die Messeffizienz weist tatsächlich eine starke Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit und der Partikelgröße auf. Die Einlasseffizienz sinkt aufgrund der Verdünnung durch den Fahrtwind mit zunehmender Fahrzeuggeschwindigkeit deutlich ab. Zusätzlich ist mit erheblichen Transportverlusten im masserelevanten Spektrum (5-10 μ m) zu rechnen.

Im nächsten Schritt wurden Messungen unter RDE-Bedingungen im öffentlichen Straßenverkehr durchgeführt. Diese unterliegen erwartungsgemäß zahlreichen Störgrößen. Um den Einfluss durch Fremdemissionen anderer Fahrzeuge zu reduzieren, sollten die Messfahrten zu einem Zeitpunkt durchgeführt werden, zu dem sich kaum andere Verkehrsteilnehmer auf der Straße befinden. Eine weitere Herausforderung stellt die Trennung von Abriebemissionen und der Resuspension von Fahrbahnstaub dar. Hohe Emissionswerte, die unabhängig von Fahrmanövern auftreten, können tendenziell auf verschmutzte Fahrbahnabschnitte hindeuten. Aufgrund der Vielzahl der Einflussgrößen ist der Zusammenhang zwischen dem Fahrzustand und der Partikelkonzentration insgesamt schwach ausgeprägt.

Hypothese 6 kann teilweise bestätigt werden. Tatsächlich ist ein erheblicher Unterschied in Abhängigkeit des Verkehrsaufkommens feststellbar. Dies betrifft jedoch hauptsächlich Partikel in einem Größenbereich von weniger als 3 μ m. Der Verlauf der PM<10 μ m-Konzentration erwies sich hingegen unabhängig vom Verkehrsaufkommen als gut reproduzierbar.

Auch *Hypothese 7 kann bestätigt werden. Eine generelle Unterscheidung zwischen TRWP-Emissionen und Resuspension ist nicht möglich. Beide Emissionsquellen treten stets in Überlagerung auf. Zudem schwankt das Konzentrationsniveau aufgrund der Variation der Fahrbahnbeläge entlang des Zyklusverlaufs.*

Um den Entstehungsprozess von TRWP-Emissionen analysieren zu können, war folglich eine Reduzierung der Einflussgrößen notwendig. Hierfür wurden die einzelnen Fahrmanöver des RDE-Zyklus identifiziert und in einen Testgeländezyklus überführt. Auf dieser Basis konnte der Nachweis erbracht werden, dass Abriebemissionen in direktem Zusammenhang mit der am Reifen umgesetzten Reibleistung entstehen. Die Partikelbildung ist durch physikalische und chemische Prozesse charakterisiert, die im Reifen-Fahrbahnkontakt ablaufen. Massebezogene Emissionen (PM) unterliegen dabei einem zusätzlichen Radlasteinfluss, wohingegen anzahlbezogene Emissionen (PN) eine Sensitivität gegenüber der Reifentemperatur aufweisen.

*Auch **Hypothese 8** kann bestätigt werden. Aufgrund der Radlastabhängigkeit ist die Generierung von masserelevanten Partikeln (PM) vor allem auf Abrasion zurückzuführen. Die Beobachtung, dass die Partikel mit ansteigendem Durchmesser eine Tendenz zu länglichen Partikelformen aufweisen, stützt diese These. Die Partikelanzahl (PN) wird hingegen durch die kleinsten Partikelfraktionen bestimmt, deren Entstehung mit der Reifentemperatur verknüpft ist und somit auf tribo-chemische Reaktionen, Verdampfungsprozesse und Triboschmelzen zurückgeführt werden kann.*

(III.) Verbleib in der Umwelt

Der Zusammenhang zwischen dem Verkehrsaufkommen und der Partikelbelastung (PM_{2,5}, PM₁₀) ist verhältnismäßig schwach ausgeprägt. Das Konzentrationsniveau unterliegt zudem einer erheblichen Beeinflussung durch meteorologische Faktoren. Auf Basis der Vorarbeiten konnte eine Methode abgeleitet werden, die es erstmalig ermöglicht, den Zusammenhang zwischen der Emissionsquelle (Fahrzeug) und der Außenluftkonzentration (Umweltmessstation) zu beschreiben. Hierfür wurde ein Prädiktionsansatz für Reifenemissionen abgeleitet und mathematisch beschrieben. Anschließend wurde ein Stadtbereich (Erfurt, Bergstraße) auf Basis einer Fahrzeugsimulationsumgebung nachgebildet und für die Emissionsprädiktion genutzt. Durch die Kopplung mit einem Strömungsmodell kann die Partikelausbreitung in der Umwelt beschrieben werden.

***Hypothese 9** kann bestätigt werden. Es ist möglich, sowohl Abriebemissionen (TRWP), als auch die Resuspension von Fahrbahnstaub in Abhängigkeit des Fahrzustandes qualitativ zu beschreiben. Eine Approximation der Abriebemissionen ist auf Basis der Reibleistung möglich. Die Resuspension kann durch einen mathematischen Zusammenhang beschrieben werden, der anhand eines CFD-Modells abgeleitet wurde.*

*Auch **Hypothese 10** kann bestätigt werden. Durch die Verknüpfung eines Prädiktions- mit einem Strömungsmodell ist es möglich, sowohl die Emissionsschwerpunkte als auch die Partikelausbreitung in der Umwelt zu beschreiben. Somit konnte der TRWP-Gehalt in der Außenluft in plausibler Übereinstimmung mit Tracer-Element-Studien modelliert werden, die auf einer chemischen Zuordnung der Partikel basieren.*

Eigenbewertung

Im Rahmen dieser Arbeit konnten die wichtigsten Zusammenhänge, die sowohl die Entstehung von Reifenemissionen als auch deren Immissionswirkung betreffen, identifiziert werden. Die unterschiedlichen Methoden bieten eine Möglichkeit, um den Effekt unterschiedlicher Einflussgrößen zu bewerten und in den Gesamtkontext einzuordnen. Eine Beschränkung auf die fundamentalen Zusammenhänge stellte sich, im Hinblick auf die Zielstellung einer prozessübergreifenden qualitativen Beschreibung, als zielführend heraus.

Die Methoden, die im Rahmen dieser Arbeit erarbeitet wurden, zeichnen sich durch ihren wissenschaftlichen Neuheitswert aus. Dies betrifft sowohl die Modellierung und Validierung der Partikel-Strömungs-Interaktion im Nachlaufbereich des Reifens, als auch die Messung und Beschreibung der Partikelentstehung im Fahrversuch. Die Verknüpfung der beiden Teilaspekte zu einem makroskopischen Gesamtansatz stellt ein neuartiges Werkzeug zur Bewertung der Immissionswirkung von Reifenemissionen dar. Hervorzuheben sind auch die Modellerweiterungen der kommerziellen CFD-Software „ANSYS Fluent“, die erstmalig eine physikalische Beschreibung der Partikeldeposition und -Resuspension in der Fahrzeugperipherie ermöglichten.

Reifenemissionen werden in naher Zukunft vermutlich die letzte fahrzeugbezogene Schadstoffquelle darstellen. Es ist davon auszugehen, dass der mediale und politische Druck in Richtung einer Regulierung weiter zunehmen wird. Auf Basis der Ergebnisse dieser Arbeit kann geschlossen werden, dass eine geschlossene, allgemeingültige und valide Messmethode für Reifen-Partikelemissionen momentan und in naher Zukunft nicht vorstellbar ist. Von einer entsprechenden Regulierung wäre die globale Automobilindustrie betroffen. Damit sind erhebliche Aufwendungen an finanziellen und personellen Ressourcen verbunden. Es muss folglich ein offener Diskurs darüber geführt werden, ob es in jedem Fall zweckgemäß ist Reifenemissionen einem Regulierungsverfahren zu unterwerfen. Gegebenenfalls kann mit anderen Maßnahmen ein erhöhter Mehrwert in Bezug auf den Schutz der Bevölkerung und der Umwelt erzielt werden. Diese Arbeit kann in diesem komplexen Entscheidungsprozess als Hilfsmittel dienen.

9. Ausblick

Insbesondere das kontinuierlich wachsende Umweltbewusstsein der Gesellschaft wird einen zukünftigen Treiber der Thematik darstellen. Die unterschiedlichen Methoden dieser Arbeit stellen eine Ausgangsbasis dar, um einzelne Themenkomplexe weiter zu vertiefen. Außerdem können diese in der Praxis angewendet werden, um sowohl Messmethoden zur Regulierung von Reifenemissionen als auch Abhilfemaßnahmen zur Emissions- und Immissionsreduktion zu erarbeiten. Die Zielgruppen, die mit dieser Arbeit angesprochen werden sollen, erstrecken sich von der Wissenschaft und dem Ingenieurwesen bis in den Bereich der Politik und der Legislative.

Tabelle 18: Ausblick: Anwendung und Erweiterung von Methoden in Bezug auf die Beschreibung der Partikel-Strömungs-Interaktion

(I.) Partikel-Strömungs-Interaktion

Nr.	Zielgruppe	Beschreibung
1	Wissenschaft	Weiterführende Validierung des CFD-Fahrzeugmodells
2	Ingenieurwesen	Entwicklung von Sekundärmaßnahmen zur Reduktion des Partikeleintrages in die Umwelt
3	Politik, Legislative	Bewertung des Resuspensions-Potentials unterschiedlicher Fahrzeugtypen
4	Wissenschaft, Ingenieurwesen	Entwicklung von Fahrbahnbelägen mit einer Rückhaltewirkung für Partikelemissionen und Mikroplastik
5	Wissenschaft, Legislative	Weiterführende Optimierung der Probenahmemethode für Reifenemissionen im Rahmen eines Regulierungsverfahrens

Im Rahmen dieser Arbeit wurde eine Methode erarbeitet, die es ermöglicht, das Partikelverhalten in der Nachlaufströmung des Reifens zu beschreiben. (1) In einem nächsten Schritt sollte das Fahrzeugmodell auf Basis weiterführender Analysen im Fahrversuch validiert werden. Dies betrifft sowohl die Partikelverbreitung in Abhängigkeit der Fahrzeuggeschwindigkeit, als auch das Resuspensions- und das Ablagerungsverhalten. Hierfür bietet sich die Messung auf Basis von Messrastern an, die seitlich an der Karosserie, oder auf einem Anhänger hinter dem Fahrzeug angeordnet werden und große Flächenbereiche abdecken. (2) Das CFD-Modell kann in einem nächsten Schritt für die Entwicklung von Sekundärmaßnahmen zur Reduktion des Partikeleintrages in die Umwelt genutzt werden. Beispielsweise kann eine gezielte Strömungsführung oder Absaugung im Bereich des Radkastens dazu beitragen, dass ein Teil der Partikel vor dem Eintrag in die Umwelt zurückgehalten wird.

(3) Die Resuspension von Fahrbahnstaub übertrifft Abriebemissionen in vielen Fällen und stellt insbesondere im städtischen Raum eine signifikante Feinstaubquelle dar. Das CFD-Modell erlaubt es, das Resuspensionspotential unterschiedlicher Fahrzeuge zu bewerten. Auf dieser Basis ist auch eine Regulierung von Fahrzeugen in Bezug auf deren Resuspensionswirkung vorstellbar. (4) Zudem können die Grundlagen des Modells angewendet werden, um die Aufwirbelung von Straßenstaub durch eine gezielte Texturierung der Fahrbohnoberfläche zu reduzieren. (5) Das Strömungsmodell sowie die, im Rahmen dieser Arbeit beschriebenen Validierungsmethoden, können für eine weitere Optimierung der Probenahmemethode für Reifenemissionen angewendet werden. Dies betrifft sowohl die Messung im Fahrversuch als auch auf Prüfstandbasis. Für die Übertragung der gemessenen Partikelkonzentrationen in Emissionsfaktoren ist in jedem Fall ein entsprechendes Strömungsmodell erforderlich.

Tabelle 19: Ausblick: Anwendung und Erweiterung von Methoden in Bezug auf die Beschreibung der Partikelentstehung

(II.) Partikelentstehung

Nr.	Zielgruppe	Beschreibung
1	Wissenschaft	Physikalische Modellierung des Partikelentstehungsmechanismus
2	Ingenieurwesen	Entwicklung emissionsarmer Reifenmischungen und Fahrbohnbeläge
3	Wissenschaft, Ingenieurwesen	Entwicklung emissionsoptimierter Fahrdynamikregelsysteme
4	Wissenschaft, Politik	Korrelation von Abrasionsrate und Partikelemissionen
5	Wissenschaft, Legislative	Entwicklung einer prüfstandbasierten Methode zur Messung von luftgetragenen Reifenemissionen

Im Rahmen dieser Arbeit wurde der grundlegende Zusammenhang zwischen dem Fahrzustand und der Entstehung von Reifenemissionen aufgezeigt. (1) In einem nächsten Schritt sollte ein komplexes Modell abgeleitet werden, das eine physikalisch-chemische Beschreibung des Partikelbildungsprozesses ermöglicht. Dabei muss insbesondere der Einfluss der Reifenmischung und der Fahrbohnstruktur berücksichtigt werden, um Querbezüge zu den lokal wirksamen Verschleißmechanismen herstellen zu können. Die Berücksichtigung der lokalen Druck-, Temperatur- und Schlupfverteilung in der Reibungszone ist gleichermaßen erforderlich. (2) Das Verständnis der physikalischen und chemischen Vorgänge in der Reibungszone stellt eine Grundvoraussetzung dar, um emissionsärmere Reifen und Fahrbohnbeläge entwickeln zu können. (3) Darauf aufbauend können zudem emissionsoptimierte Fahrdynamikregelungsstrategien abgeleitet werden.

(4) Die Beschreibung des Zusammenhangs zwischen der Abrasionsrate und den Partikelemissionen stellt eine weitere wissenschaftliche sowie politische Zielstellung dar. Zur Bestimmung des Masseverlusts müssen die Prüfreifen vor und nach jedem Prüfzyklus verwogen werden. Unter Berücksichtigung der Messeffizienz kann abgeschätzt werden, welcher Anteil der Abriebmasse dem luftgetragenen Spektrum zuzurechnen ist. Um eine Zuordnung zum Prüfreifen zu ermöglichen, muss die Reifenmischung zudem mit chemischen Markern versehen werden. (5) In Bezug auf die Regulierung von Reifenemissionen ist davon auszugehen, dass parallel zur Messung im Fahrversuch auch Prüfstandtests eine Rolle spielen werden. Die im Rahmen dieser Arbeit aufgezeigten Zusammenhänge müssen hierfür in eine Prüfstandmethode überführt werden. Dabei ist insbesondere der Einfluss der Reibungsparameter, der Fahrbahn- bzw. Rollentextur sowie der Kühlungsbedingungen zu berücksichtigen.

Tabelle 20: Ausblick: Anwendung und Erweiterung von Methoden in Bezug auf die Beschreibung des Partikelverbleibs

(III.) Verbleib in der Umwelt

Nr.	Zielgruppe	Beschreibung
1	Wissenschaft	Modellerweiterung und Validierung
2	Wissenschaft, Politik	Verknüpfung des Modells mit realen Verkehrsdaten
3	Politik, Politik	Bewertung der Wirksamkeit politischer Maßnahmen in Bezug auf die Feinstaubexposition der Bevölkerung
4	Wissenschaft, Politik	Entwicklung einer emissionsoptimierten Verkehrssteuerung
5	Ingenieurwesen, Politik	Berücksichtigung des Immissionsschutzes der Bevölkerung bei der Städteplanung

Eine weitere Methode, die im Rahmen dieser Arbeit erstmalig beschrieben wurde, erlaubt es, Reifenemissionen virtuell vorherzusagen und deren Transportwege nachzuverfolgen. (1) Das Modell sollte in einem nächsten Schritt um weitere Einflussgrößen (z.B. Feuchtigkeit, Höhenprofil) erweitert und auch für die Beschreibung des Verbleibs von Mikroplastikpartikeln angewendet werden. (2) Eine Validierung kann erfolgen, indem Partikelproben an unterschiedlichen Stellen im Stadtbereich entnommen und über chemische Marker auf Reifenemissionen zurückgeführt werden. (3) Ein weiteres Potential bietet die Implementierung von realen Verkehrsdaten. Die Verkehrssituation kann beispielsweise auf Basis von Mobilfunkdaten modelliert werden. Durch die Anwendung von Emissionsprädiktoren und der Einbindung von Wetterdaten ist es möglich, die Emissionsentwicklung im Stadtbereich mit hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung virtuell nachzuverfolgen.

(4) Die Methode ermöglicht zudem eine qualitative Bewertung unterschiedlicher Maßnahmen zur Emissionsreduktion. Dies betrifft beispielsweise die Verkehrssteuerung. In diesem Zusammenhang bietet insbesondere das autonome Fahren eine Möglichkeit, um die fahrdynamische Beanspruchung und somit Reifenemissionen zu reduzieren. (5) Zudem kann die Wirksamkeit von Maßnahmen, wie Geschwindigkeitsbeschränkungen oder Fahrverboten für bestimmte Fahrzeugklassen, qualitativ bewertet werden. Auch auf städtebaulicher Ebene kann das Modell zur Verbesserung des Immissionsschutzes der Bevölkerung beitragen, indem die Bebauungssituation berücksichtigt wird und Gegenmaßnahmen in stark exponierten Bereichen vorgesehen werden.

Auf Basis der Erkenntnisse dieser Arbeit wurde abschließend ein Maßnahmenkatalog (Tabelle 21) erstellt. Dieser beinhaltet Vorschläge, die zu einer Reduktion der fahrzeugseitigen Emission und der bevölkerungsseitigen Immission beitragen können.

Tabelle 21: Maßnahmenkatalog zur Reduktion von Reifenemissionen

Nr.	Maßnahme	Beschreibung
1	Angepasstes Fahrverhalten	Reifenemissionen hängen in einem hohen Maß mit der fahrdynamischen Beanspruchung zusammen. Insbesondere das autonome Fahren bietet die Möglichkeit, Längs- und Querbeschleunigungen deutlich zu reduzieren. Neben einem erhöhten Insassenkomfort (Bewegungskrankheit) können somit auch Verschleiß und Partikelemissionen gemindert werden.
2	Kompakte und leichte Fahrzeugbauweise	Reifenemissionen sind von der Radlast abhängig und können dementsprechend durch niedrigere Fahrzeuggewichte gemindert werden. Die, durch das Fahrzeug verdrängte Luft, ist darüber hinaus ein entscheidender Faktor in Bezug auf das Resuspensionspotential. Eine Minderung kann folglich durch eine leichte und kompakte Fahrzeugbauweise erreicht werden.
3	Serienmäßige Ausrüstung mit Partikelsensoren	Die serienmäßige Ausstattung von neuen Fahrzeugen mit günstigen Partikelsensoren, kann eine flächendeckende Überwachung der fahrzeugseitigen Emissionen ermöglichen. Somit könnten beispielsweise stark verschmutzte Fahrbahnabschnitte detektiert und beseitigt werden. Darüber hinaus kann der Fahrer über den Zusammenhang zwischen seinem Fahrverhalten und der Emissionsentstehung in Kenntnis gesetzt werden.

4	Implementierung von Reifenpartikelfiltern	Um Emissionen vor der Freisetzung in der Umwelt zurückzuhalten, sind Sekundärmaßnahmen wie Reifenpartikelfilter denkbar. In diesem Zusammenhang ist beispielsweise die Einführung von abgeschlossenen Radkästen vorteilhaft. Neben aerodynamischen Vorteilen, die sich positiv auf den Energieverbrauch des Fahrzeuges auswirken, könnte die partikelbeladene Luft effizient aus dem Radkasten evakuiert und gefiltert werden.
5	Emissionsoptimierung der Reibpartner	Bei den Anforderungen, die an den Reifen und die Fahrbahn gestellt werden, steht aktuell vor allem die Fahrsicherheit im Vordergrund. Das Anforderungsprofil sollte folglich um emissionsmindernde Eigenschaften erweitert werden. Zukünftige Entwicklungstendenzen, wie das autonome Fahren, bieten zudem den Vorteil, dass kritische Fahrsituationen potentiell vermieden werden können. In der Folge kann das Anforderungsprofil immer weiter in Richtung der Emissionsminderung verschoben werden.
6	Emissions- und Immissionsmindernde Städteplanung	Auf der Seite der Städteplanung kann eine Optimierung der Verkehrssteuerung zur Emissionsreduktion beitragen. Im Fall von Neubauprojekten ist die Ausrichtung der Straßenschluchten relativ zur Hauptwindrichtung zu beachten. Zudem sollte das Netz der Umweltmessstationen durch ein flächendeckendes Cluster günstiger Partikelsensoren erweitert werden. Diese könnten beispielsweise im urbanen Raum in definierten Abständen auf unterschiedlichen Höhen angebracht werden, um das Emissionsgeschehen mit einer hohen räumlichen Auflösung nachverfolgen zu können. Somit können hochbelastete Bereiche identifiziert und Gegenmaßnahmen (z.B. Filterstationen) eingerichtet werden.

IX. Literaturverzeichnis

- [1] S. Pischinger und U. Seifert, *Handbuch Kraftfahrzeugtechnik* 9. Auflage, Wiesbaden: Springer Vieweg, 2021.
- [2] T. Grigoratos und G. Martini, „Non-exhaust traffic related emissions Literature review,“ Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2014.
- [3] D. Jepsen et. al, „Kunststoffe in der Umwelt – Erarbeitung einer Systematik für erste Schätzungen zum Verbleib von Abfällen und anderen Produkten aus Kunststoffen in verschiedenen Umweltmedien,“ Umweltbundesamt (Hrsg.), Dessau-Roßlau, 2020.
- [4] M. Jekel, „Scientific Report on Tyre and Road Wear Particles, TRWP, in the aquatic environment,“ Berlin, 2019.
- [5] UNECE, „<https://unece.org>,“ 11 06 2020. [Online]. Available: <https://unece.org/DAM/trans/doc/2020/wp29grpe/GRPE-81-13e.pdf>. [Zugriff am 20 07 2022].
- [6] D. Beddows und R. Harrison, „PM10 and PM2.5 Emission Factors for Non-Exhaust Particles from Road Vehicles: Dependence Upon Vehicle Mass and Implications for Battery Electric Vehicles,“ *Atmospheric Environment*, Bd. 244, Nr. 117886, 2021.
- [7] S. Alazzawi et. al, „Simulating the Impact of Shared, Autonomous Vehicles on Urban Mobility - A Case Study of Milan,“ *EPiC Series in Engineering*, Bd. 2, pp. 94-110, 2018.
- [8] B. Baensch-Baltruschat, B. Kocher, F. Stock und G. Reifferscheid, „Tyre and road wear particles (TRWP) - A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment,“ *Science of the Total Environment*, Bd. 733, Nr. 137823, pp. 1-19, 2020.
- [9] Umweltbundesamt, „Feinstaubbelastung in Deutschland,“ Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 2009.
- [10] WHO - Occupational and Environmental Health Team, „WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide Global update 2005 Summary of risk assessment,“ WHO Press, Geneva, Switzerland, 2005.
- [11] Europäische Union, „<https://eur-lex.europa.eu>,“ 21 05 2008. [Online]. Available: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0050&from=DE>. [Zugriff am 20 07 2022].
- [12] D. Cornelius, P. Horlbeck und B. Oehme, „Feinstaub PM10,“ Hessisches Landesamt für Umwelt Naturschutz, Umwelt und Geologie, Wiesbaden, 2007.
- [13] Europäische Union, „<https://eur-lex.europa.eu>,“ 20 06 2007. [Online]. Available: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32007R0715&from=DE>. [Zugriff am 20 07 2022].

- [14] Umweltbundesamt, „www.umweltbundesamt.de,“ 09 06 2020. [Online]. Available: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/verkehr-laerm/emissionsstandards/pkw-leichtnutzfahrzeuge#die-europaische-abgas-gesetzgebung>. [Zugriff am 03 02 2022].
- [15] Europäische Kommission, „eur-lex.europa.eu,“ 27 11 2018. [Online]. Available: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:02018R1832-20181127&from=EN>. [Zugriff am 03 02 2022].
- [16] D. Hesse, Beitrag zur experimentellen und analytischen Beschreibung partikelförmiger Bremsenemissionen, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2020.
- [17] Mathissen und Marcel, Development of experimental methods to investigate non-exhaust particle emissions from a light duty vehicle, Wuppertal : Bergische Universität Wuppertal, 2012.
- [18] S. Kessinger, A. AMinkos und U. Dauert, „Luftqualität 2020 Vorläufige Auswertung,“ Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 2021.
- [19] Umweltbundesamt, „www.umweltbundesamt.de,“ 01 Januar 2019. [Online]. Available: <https://www.umweltbundesamt.de/dokument/nationale-trendtabellen-fuer-die-deutsche-2>. [Zugriff am 10 September 2020].
- [20] Statistisches Bundesamt Badenwürttemberg, „www.statistik-bw.de,“ 01 Januar 2020. [Online]. Available: <https://www.statistik-bw.de/Umwelt/Luft/11a07aub.jsp>. [Zugriff am 10 Spetember 2021].
- [21] J. Bertling, R. Bertling und L. Hamann, „Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik,“ Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheit und Energietechnik, Oberhausen, 2018.
- [22] D. Miklos, N. Obermaier und M. Jekel, Mikroplastik: Entwicklung eines Umweltbewertungskonzepts - Erste Überlegungen zur Relevanz von synthetischen Polymeren in der Umwelt, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (Hrsg.), 2016.
- [23] UNECE, „<https://unece.org>,“ 01 02 2022. [Online]. Available: <https://unece.org/sites/default/files/2022-02/GRBP-75-39e-Rev.1.pdf>. [Zugriff am 2022 07 2022].
- [24] M. Jekel, „Scientific Report on Tyre and Road Wear Particles, TRWP, in the aquatic environment,“ European TRWP Platform, Brüssel, 2019.
- [25] V. Timmers und P. Achten, „Non-exhaust PM emissions from electric vehicles,“ *Atmospheric Environmen*, Bd. 134, pp. 10-17, 2016.
- [26] A. Kouji und T. Yoshiaki, „Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust,“ *Environment International*, Bd. 30, p. 1009 – 1017, 2004.
- [27] M. L. Kreider et. al, „Physical and chemical characterization of tire-related particles: Comparison of particles generated using different methodologies,“ *Science of the Total Environment*, Nr. 408, p. 652–659, 2010.
- [28] E. Adamiec, E. Jarosz-Krzemińska und R. Wieszała, „Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dusts,“ *Environ Monit Assess (2016) 188: 369*, Bd. 188, Nr. 369, pp. 1-11, 2016.

- [29] M. L. Kreider, M. Unice und J. M. Panko, „Human health risk assessment of Tire and Road Wear Particles (TRWP) in air,“ *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, Bd. 26, Nr. 10, pp. 2567-2585, 2020.
- [30] T. Zhenyu et. al, „A ubiquitous tire rubber–derived chemical induces acute mortality in coho salmon,“ *Science*, Bd. 6525, Nr. 371, pp. 185-189, 2021.
- [31] T. Grigoratos, M. Gustafssonb, O. Erikssonb und G. Martini, „Experimental investigation of tread wear and particle emission from tyres with different treadwear marking,“ *Atmospheric Environment*, Bd. 182, pp. 200-212, 2018.
- [32] OECD, „Non-exhaust Particulate Emissions from Road Transport An Ignored Environmental Policy Challenge,“ OECD Publishing, Paris, 2020.
- [33] Z. Samaras, „TRANSPHORM Transport related Air Pollution and Health impacts – Integrated Methodologies for Assessing Particulate Matter - Deliverable D1.1.3,“ 2010.
- [34] K. Augsborg, Vorlesung Fahrndynamik / Grundlagen der Fahrzeugtechnik - Teil IV: Kraftübertragung am Fahrzeugreifen, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2020.
- [35] J. Hutschenreuther und T. Wörner, Asphalt im Straßenbau 3. Auflage, Bonn: Kirschbaum Verlag, 2017.
- [36] H. W. Kummer und W. E. Meyer, Rubber and Tire Friction, Pennsylvania State University, College of Engineering and Architecture, 1960 .
- [37] K. Augsborg, Vorlesung Fahrndynamik / Grundlagen der Fahrzeugtechnik - Teil I: Fahrwiderstände, Ilmenau: TU Ilmenau, 2020.
- [38] H. Czichos und H. K.-H., Tribologie-Handbuch - Tribometrie, Tribomaterialien, Tribotechnik, Wiesbaden: Springer Vieweg, 2021.
- [39] V. H. Nguyena, D. Zhengb, F. Schmerwitzb und P. Wriggersa, „An advanced abrasion model for tire wear,“ *Wear*, Bd. 10, Nr. 1016, p. 33, 2017.
- [40] A. G. Veith, „The Driving Severity Number (DSN) A Step Toward Quantifying Treadwear Test Conditions,“ *Tire Science and Technology*, Bd. 14, Nr. 3, pp. 139-159, 1986.
- [41] R. W. Welker, „Size Analysis and Identification of Particles,“ *Developments in Surface Contamination and Cleaning*, Bd. 4, pp. 179-213, 2012.
- [42] J. Mohsen, Particle Image Velocimetry: Fundamentals and Its Applications, Göteborg: Division of Fluid Dynamics, Department of Applied Mechanics, Chalmers University of Technology, 2011.
- [43] TSI Incorporated, Model 3776 Ultrafine Condensation Particle Counter Operation and Service Manual, 500 Cardigan Road, Shoreview, MN 55126, USA : TSI Incorporated, 2006.
- [44] TSI Incorporated, DusrTrak II Aerosol Monitor Operation and Service Manual, 500 Cardigan Road, Shoreview, MN 55126, USA: TSI Incorporated, 2018.
- [45] Dekati Ltd., Dekati eFilter user manual, Tykkitie 1, FI-36240 Kangasala, Finland: Dekati Ltd., 2018.

- [46] G. Vitthal, „Review of Vehicle Emission Measurement and Sampling System,“ *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, Bd. 4, Nr. 8, pp. 7510-7516, 2015.
- [47] UNECE, „<https://wiki.unece.org>,“ 01 06 2022. [Online]. Available: <https://wiki.unece.org/display/trans/GTR+Brake+emissions+-+informal+documents>. [Zugriff am 20 07 2022].
- [48] T. Feißel, Hesse, V. Ivanov und T. Bachmann, „Methods for the Determination of Brake and Tire Wear Particle Emissions under Varying Test Environments,“ 2022 CRC Mobile Source Air Toxics Workshop, Riverside, California, 2022.
- [49] K. Augsburg, F. Wenzel und S. Gramstat, „Methodology for the measurement of tire wear particles,“ in *10th International Munich Chassis Symposium 2019*, Wiesbaden, Springer Fachmedien, 2019, p. 817–829.
- [50] Etyemeziana, V. et. al, „Vehicle-based road dust emission measurement (III): effect of speed, traffic volume, location, and season on PM10 road dust emissions in the Treasure Valley, ID,“ *Atmospheric Environment*, Bd. 37, p. 4583–4593, 2003.
- [51] L. Pirjola, K. J. Kupiainen, P. Perhoniemi, H. Tervahattu und H. Vesala, „Non-exhaust emission measurement system of the mobile laboratory SNIFFER,“ *Atmospheric Environment*, Bd. 43, p. 4703–4713, 2009.
- [52] L. Pirjola, C. Johansson, K. Kupiainen, A. Stojiljkovic, H. Karlsson und T. Hussein, „Road Dust Emissions from Paved Roads Measured Using Different Mobile Systems,“ *Journal of the Air & Waste Management Association*, Bd. 1995, pp. 1422-1433, 2010.
- [53] M. Mathissen, V. Scheer, R. Vogt und T. Benter, „Investigation on the potential generation of ultrafine particles from the tire-road interface,“ *Atmospheric Environment*, Bd. 45, pp. 6172-6179, 2011.
- [54] J. Kwak, H. Kim, J. Lee und S. Lee, „Characterization of non-exhaust coarse and fine particles from on-road driving and laboratory measurements,“ *Science of the Total Environment*, Bd. 458, Nr. 460, p. 273–282, 2013.
- [55] Y. Tonegawa und S. Sasaki, „Development of Tire-Wear Particle Emission Measurements for Passenger Vehicles,“ *Emission Control Science and Technology*, Bd. 7, pp. 56-62, 2021.
- [56] D. Hesse, C. Hamatschek, T. Feißel, H. Sachse und K. Augsburg, „Investigations on the Deposition Behaviour of Brake Wear Particles on the Wheel Surface,“ *SAE International*, Bd. 01, Nr. 1301, pp. 1-13, 2021.
- [57] T. Feißel, CFD-Simulation der emittierten Partikel einer PKW-Bremse in einem gekapselten Aufbau mit Absaugvorrichtung, Ilmenau : Technische Universität Ilmenau, 2017.
- [58] E. Laurien und H. Oertel, Numerische Strömungsmechanik, Wiesbaden: Springer Vieweg, 2017.
- [59] H. Oertel jr., M. · Böhle und T. Reviol, Strömungsmechanik für Ingenieure und Naturwissenschaftler, Wiesbaden: Springer Vieweg, 2014.

- [60] G. Junge, Einführung in die Technische Strömungslehre, Bad Langensalza: Carl Hanser Verlag, 2011.
- [61] R. Wood, „A Review of Reynolds Number Effects on the Aerodynamics of Commercial Ground Vehicles,“ *SAE International*, Bd. 1, Nr. 2045, pp. 628-639, 2012-01-2045.
- [62] A. Wäschle, „The Influence of Rotating Wheels on Vehicle Aerodynamics – Numerical and Experimental Investigations,“ *SAE Technical Paper*, Bd. 04, Nr. 16, 2007.
- [63] ANSYS Inc., ANSYS Fluent User's Guide 19.2, Canonsburg: ANSYS Inc., 2018.
- [64] K. Hayden, K. Park und J. Curtis, „Effect of particle characteristics on particle pickup velocity,“ *Powder Technology*, Bd. 131, pp. 7-14, 2003.
- [65] S.-L. von der Weiden, F. Drewnick und S. Borrmann, „Particle Loss Calculator – a new software tool for the assessment of the performance of aerosol inlet systems,“ *Atmospheric Measurement Techniques*, Bd. 2, pp. 479-449, 2009.
- [66] R. Hiller und F. Löffler, „Der Einfluß von Partikelstoß und Partikel-Haftung auf die Abscheidung von Partikeln in Faserfiltern,“ *Chemie Ingenieur Technik*, Bd. 52, p. 352353, 1980.
- [67] R. Hiller, Der Einfluß von Partikelstoß und Partikelhaftung auf die Abscheidung in Faserfiltern, Düsseldorf: VDI-Verlag, 1981.
- [68] J. Tomas, Mechanische Verfahrenstechnik - Partikeltechnik Stromklassierung, Magdeburg: Univ. Magdeburg - Fakultät für Verfahrens- und Systemtechnik , 2013.
- [69] J.-N. Israelachvili, Intermolecular and Surface Forces, London: Academic Press / Elsevier Inc., 2011.
- [70] G. Lagaly, O. Schulz und R. Zimehl, Dispersionen und Emulsionen. Einführung in die Kolloidik feinverteilter Stoffe einschließlich der Tonminerale, Darmstadt: Steinkopff-Verlag, 1997.
- [71] L. Bergström, „Hamaker constants of inorganic materials,“ *Advances in Colloid and Interface Science*, Bd. 70, pp. 125-169, 1997.
- [72] C. Tsai, D. Pui und B. Liu, „Elastic Flattening and Particle Adhesion,“ *Aerosol Science and Technology*, Bd. 15, Nr. 4, pp. 239-255, 2007.
- [73] A. P. Gaylard, K. Kirwan und D. Lockerby, „Surface contamination of cars: a Review,“ *Journal of automotive engineering*, Bd. 231, Nr. 9, pp. 1160-1176, 2017.
- [74] A. Kabanovs, A. Garmory, M. Passmore und A. Gaylard, „Investigation into the dynamics of wheel spray released from a rotating tyre,“ *Journal of Wind Engineering & Industrial Aerodynamics*, Bd. 184, p. 228–246, 2019.
- [75] X. Hu, L. Liao, Y. Lei, H. Yang und Q. Fan, „A numerical simulation of wheel spray for simplified vehicle model based on discrete phase method,“ *Advances in Mechanical Engineering*, Bd. 7, Nr. 7, pp. 1-8, 2015.
- [76] T. Feißel, CFD-Simulation der emittierten Partikel einer PKW-Bremse in einem gekapselten Aufbau mit Absaugvorrichtung, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2017.

- [77] K. Augsburg, D. Hesse, T. Feißel und F. Wenzel, „CFD based Analysis of Particle-Air Interaction within a Sampling Device for Brake Dust Emissions,“ in *Eurobrake 2018*, Den Haag, 2018.
- [78] M. Mathissen, V. Scheer, U. Kirchner, R. Vogt und T. Benter, „Non-exhaust PM emission measurements of a light duty vehicle with a mobile trailer,“ *Atmospheric Environment*, Bd. 59, pp. 232-242, 2012.
- [79] E. Wingstedt und B. Reif, „Numerical simulations of particle dispersion in an urban area,“ Norwegian Defence Research Establishment (FFD), Oslo, 2021.
- [80] I. Nikolova et. al, „Dispersion modelling of traffic induced ultrafine particles in a street canyon in Antwerp, Belgium and comparison with observations,“ *Science of the Total Environment*, Bd. 412, pp. 336-343, 06 2011.
- [81] V. Ricciardi, Advanced control functions of automotive brake systems for the optimisation of braking performance, brake wear and particle emissions, Ilmenau: TU Ilmenau, 2021.
- [82] *ISO 12103-1: Road vehicles - Test contaminants for filter evaluation - Part 1: Arizona test dust*, 2016.
- [83] ANSYS, Inc., ANSYS Fluent User's Guide - Release 19.2, Canonsburg, PA: ANSYS, Inc., 2018.
- [84] M. Meinhardt, Transiente Analyse der Partikel-Strömungsinteraktion in unmittelbarer Nähe des Reifen-Fahrbahn-Kontaktes, Ilmenau : Masterarbeit TU Ilmenau , 2020.
- [85] ANSYS Inc., ANSYS Fluent Theory Guide Release 19.2, Canonsburg, PA: ANSYS, Inc., 2018.
- [86] A. Haider und O. Levenspiel, „Drag coefficient and terminal velocity of spherical and nonspherical particles,“ *Powder Technology*, Bd. 58, Nr. 1, pp. 63-70, 1989.
- [87] H. Schiefer, Schiefer und Felix, Statistik für Ingenieure, Wiesbaden: Springer Vieweg, 2018.
- [88] Thüringer Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz, „www.tlug-jena.de,“ [Online]. Available: http://www.tlug-jena.de/luftaktuell/ls_messorte.php?size=-3&menu=20#g7217. [Zugriff am 11 08 2022].
- [89] J. Rost, Prädiktion von fahrzeuginduzierten Emissionen im urbanen Raum, Ilmenau: TU Ilmenau, 2021.
- [90] Europäische Union, „<https://eur-lex.europa.eu>,“ 21 05 2008. [Online]. Available: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0050&from=DE>. [Zugriff am 20 07 2022].

X. Anlagen

Offenlegungsschriften

K. Augsburg, D. Hesse, V. Ricciardi, M. Schiele und T. Feißel, „Fahrzeugzustandsregelungssystem, Straßenfahrzeug und Verfahren zur Fahrzeugzustandsregelung“. Deutschland Patent DE 10 2020 007 523 A1, 09.06.2022.

Liste wissenschaftlicher Veröffentlichungen

K. Augsburg, D. Hesse, T. Feißel und F. Wenzel „CFD based Analysis of Particle-Air Interaction within a Sampling Device for Brake Dust Emissions“ Eurobrake 2018 Den Haag, EB2018-VDT-031, pp. 1-13, 2018

D. Hesse, T. Feißel, F. Wenzel und K. Augsburg „Real Driving Emissions Measurement of Brake Dust Particles“ 9th International Munich Chassis Symposium 2018, pp 663–674, 2018

D. Hesse, K. Augsburg, T. Feißel und J. Sommer „Real driving emissions measurement of brake dust particles“ Eurobrake 2019 Dresden, EB2019-FBR-017, pp. 1-9, 2019

T. Feißel, D. Hesse, K. Augsburg und S. Gramstat „Measurement of Vehicle Related Non Exhaust Particle Emissions under Real Driving Conditions“ Eurobrake 2020 Barcelona, pp. 1-8 ,2020

T. Feißel und K. Augsburg „Analytical investigation of tire induced particle emissions“ FISITA Web Congress 2020, F2020-EPV-027, pp. 1-8, 2020

T. Feißel, D. Hesse, V. Ricciardi, M. Schiele und K. Augsburg „Novel approaches for measuring and predicting particulate emissions from automotive brakes and tires“ 12th International Munich Chassis Symposium 2021, pp 708–728, 2021

D. Hesse, C. Hamatschek, T. Feißel, H. Sachse und K. Augsburg „Investigations on the Deposition Behaviour of Brake Wear Particles on the Wheel Surface,“ SAE International, Bd. 01, Nr. 1301, pp. 1-13, 2021.

M. Kunze, T. Feißel, V. Ivanov, T. Bachmann, D. Hesse und S. Gramstat “Analysis of TRWP Particle Distribution in Urban and Suburban Landscapes, Connecting Real Road Measurements with Particle Distribution Simulation” Atmosphere, Bd. 13, Nr. 1204, pp. 1-17, 2022

D. Hesse, T. Feißel, M. Kunze, E. Bachmann, T. Bachmann und S. Gramstat “Comparison of Methods for Sampling Particulate Emissions from Tires under Different Test Environments” Atmosphere, Bd. 13, Nr. 1262, pp. 1-18, 2022

Liste wissenschaftlicher Fachvorträge

T. Feißel, D. Hesse und K. Augsburg „Analysis of influence parameters during sampling of brake dust particles with a constant volume sampling system” – 45st PMP Meeting Ispra (Italy) 2017

T. Feißel, D. Hesse und K. Augsburg „Real Driving Emission Measurement of Brake Dust Particles” Eurobrake 2018 Den Haag, 2018

T. Feißel, D. Hesse, V. Ivanov und T. Bachmann „Methods for the Determination of Brake and Tire Wear Particle Emissions under Varying Test Environments” 2022 CRC mobile source air toxics workshop (MSAT), 2022

Liste betreuter studentischer Abschlussarbeiten**Bachelorarbeiten**

A. Rauch, Entwicklung eines Messfahrzeuges für Non-Exhaust-Emissionen, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2019

E. Böhme, CFD-Modellierung von Non-Exhaust-Partikel-Emissionen im Fahrzeugradhaus, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2019

B. Kranepuhl, Entwicklung eines Strömungsprüfstandes zur Visualisierung von Non-Exhaust-Emissionscharakteristiken, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2019

J. Schnalle, CFD-basierte Analyse des Geometrieinflusses auf partikelbeladene Strömungen im Fahrzeugradhaus, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2019

F. Wenz, Adaption des Strömungsmodells eines Fahrzeugradkastens auf reifenpartikelspezifische Charakteristiken, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2019

F. Pohl, Analyse der physikalischen Eigenschaften von Reifen- und Fahrbahnpartikeln in Bezug auf die zugrundeliegenden Entstehungsmechanismen, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2020

R. Müller, Entwicklung einer Methode zur Einbindung real gemessener Partikelemissionen in ein CFD-Modell eines Innenstadtszenarios, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2020

J. Rost, Prädiktion von fahrzeuginduzierten Emissionen im urbanen Raum, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2021

Masterarbeiten

D. Heurich, Entwicklung einer Vorrichtung zur Probenahme von Feinstaubpartikeln für Realfahreranwendungen, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2019

M. Meinhardt, Transiente Analyse der Partikel-Strömungsinteraktion in unmittelbarer Nähe des Reifen-Fahrbahnkontaktes, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2020

T. Peng, Entwicklung eines transienten Partikeldepositions- und Resuspensionsmodells für CFD Simulationen, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2020

E. Böhme, Modellbasierte und experimentelle Analyse des Reifenprofileinflusses auf die Resuspension von Feinstaubpartikeln, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2021

T. Gorf, Analyse der Entstehungsmechanismen und Einflussgrößen von Reifen- und Fahrbahnpartikelemissionen im Fahrversuch, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2021

B. Kranepuhl, Korrelation von Prüfstanduntersuchungen und realem Fahrversuch in Bezug auf die Dispersion von Feinstaub durch den Fahrzeugreifen, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2021

M. Kunze, Entwicklung eines Versuchsaufbaus zur Automatisierung von Messprozeduren auf Basis eines Cornermodul-Windkanals, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2021

G. Chen, Entwicklung eines CFD-Modells zur Analyse von Partikeltransportwegen auf Basis eines Multi-Skalen Ansatzes, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2021

M. Schinkoff, Analytische und experimentelle Beschreibung von Non-Exhaust Emissionen im Fahrzeugumfeld, Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2021

R. Müller, Korrelation von Reifenverschleiß und Partikelemissionen auf Basis eines RDE konformen Fahrzyklus. Ilmenau: Technische Universität Ilmenau, 2021

Darüber hinaus wurden in den Jahren 2019 bis 2022 weitere 6 prüfungsrelevante Projektseminararbeiten von insgesamt 14 Studenten betreut.

Abbildungen

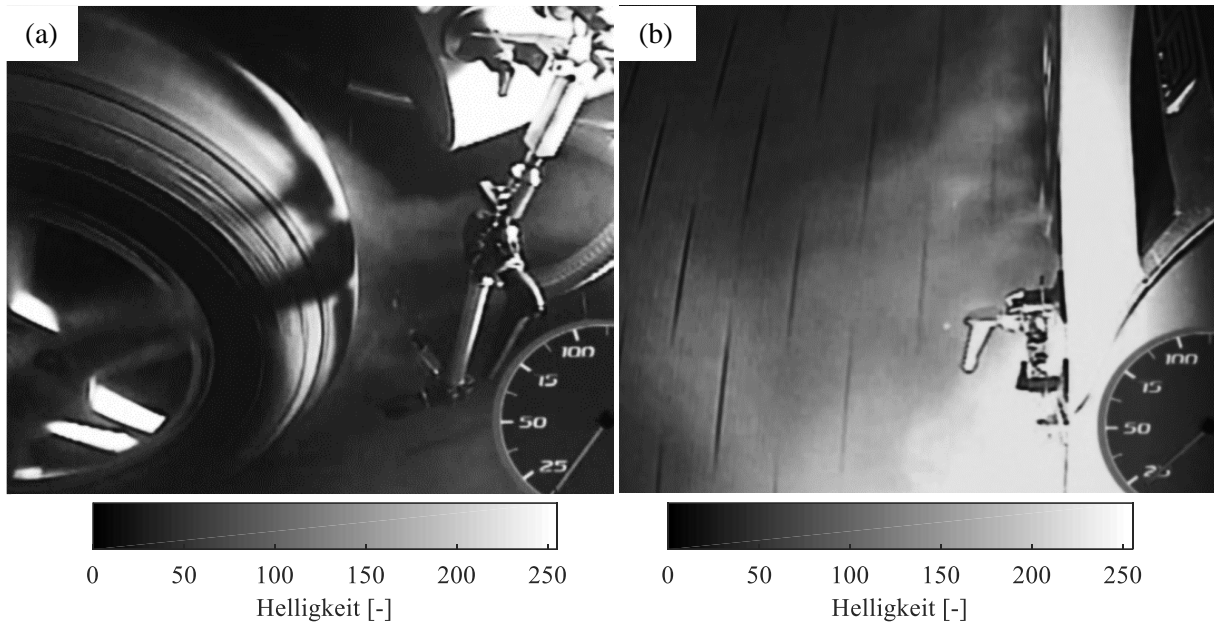


Abbildung 84: Visualisierung der Partikelverbreitung auf Basis eines Nebelgenerators im Fahrversuch
(a) Seitenansicht (b) Ansicht von oben

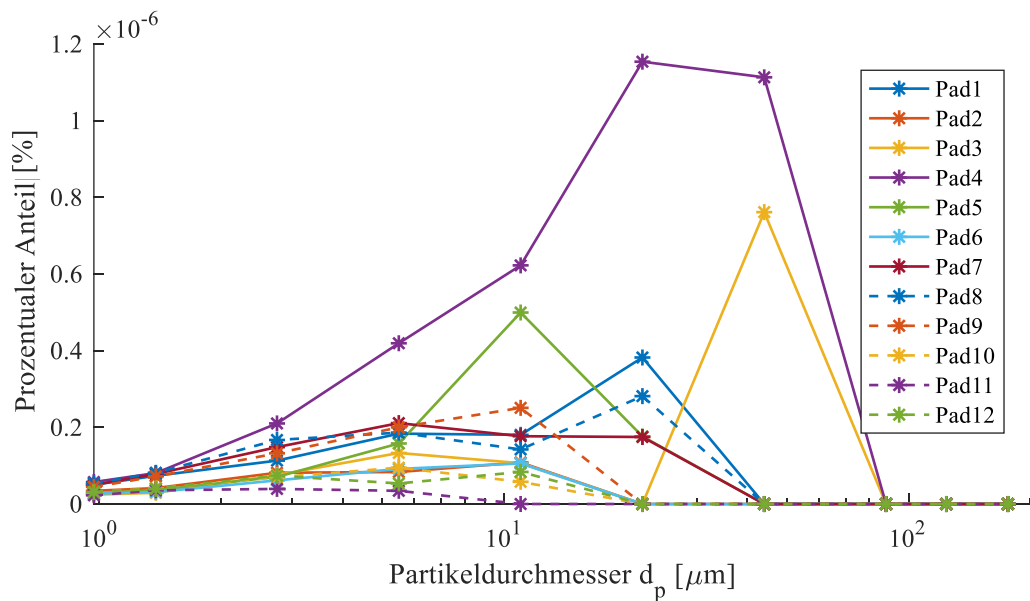


Abbildung 85: Viertelfahrzeugmodell: Analyse der Partikelablagerung - Prozentuale Ablagerung relativ zur injizierten Partikelmenge in Abhängigkeit der Partikelgröße

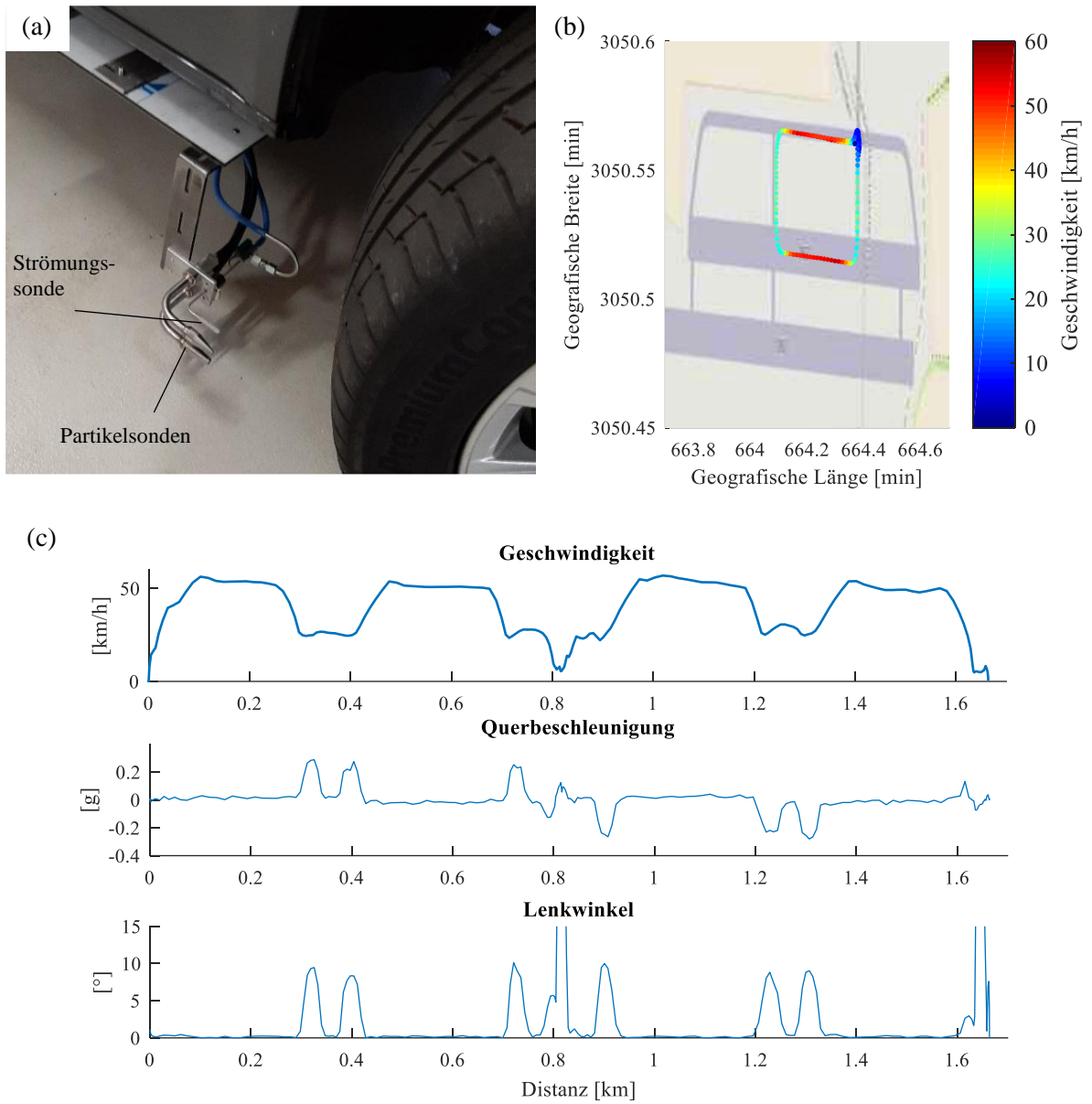


Abbildung 86: Fahrversuch: (a) Messraster zur Bestimmung der Partikelverteilung hinter dem rechten Vorderrad (b+c) Testzyklus auf Basis eines Testgeländes

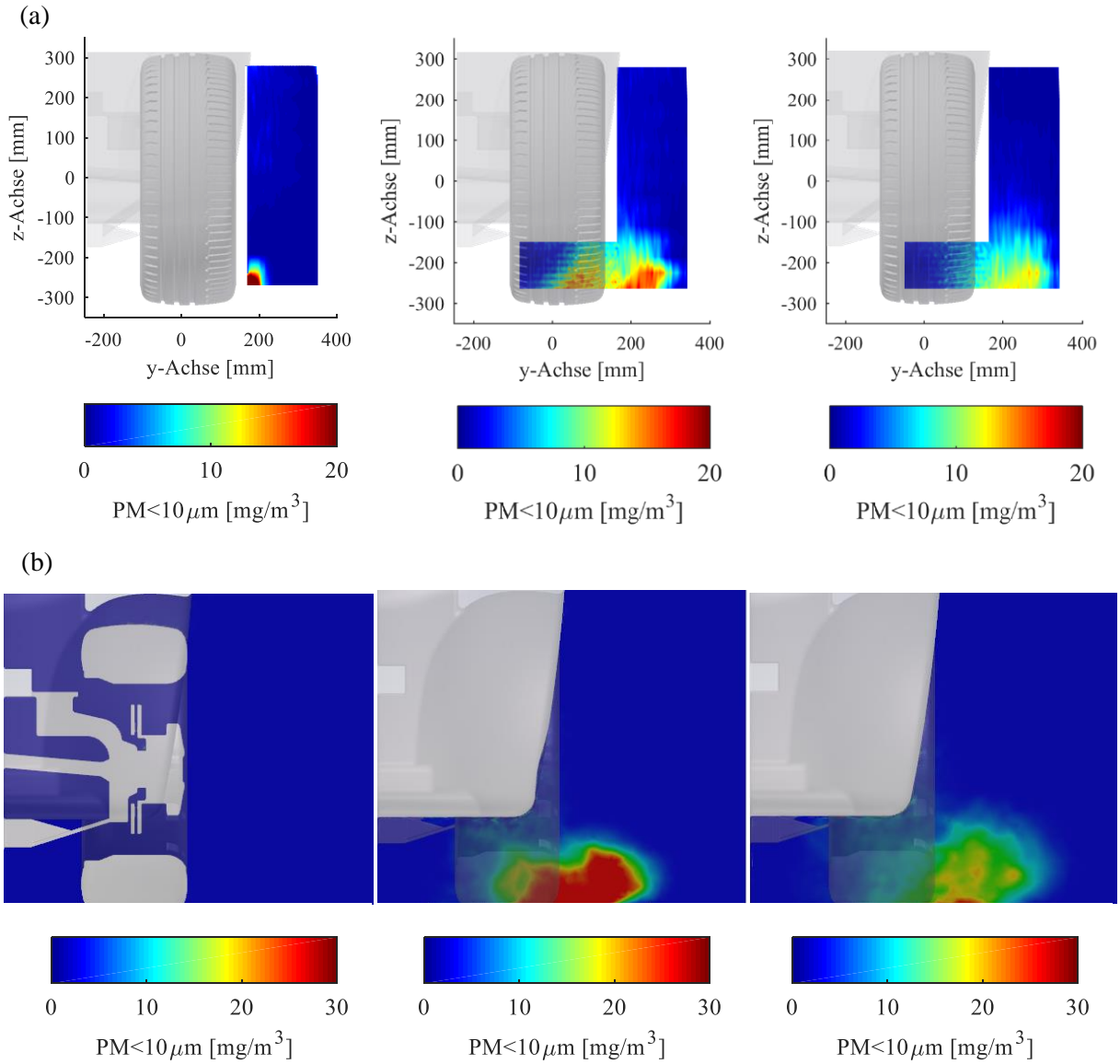


Abbildung 87: Viertelfahrzeugmodell: Analyse der Partikelkonzentration quer zur Hauptströmungsrichtung – Vergleich zwischen (a) Experiment und (b) Simulationsmodell (v.l.n.r.) Eyz₀ Eyz₋₃₈₀ Eyz₋₆₂₀ Ansicht von vorne (3m/s / 9rad/s)

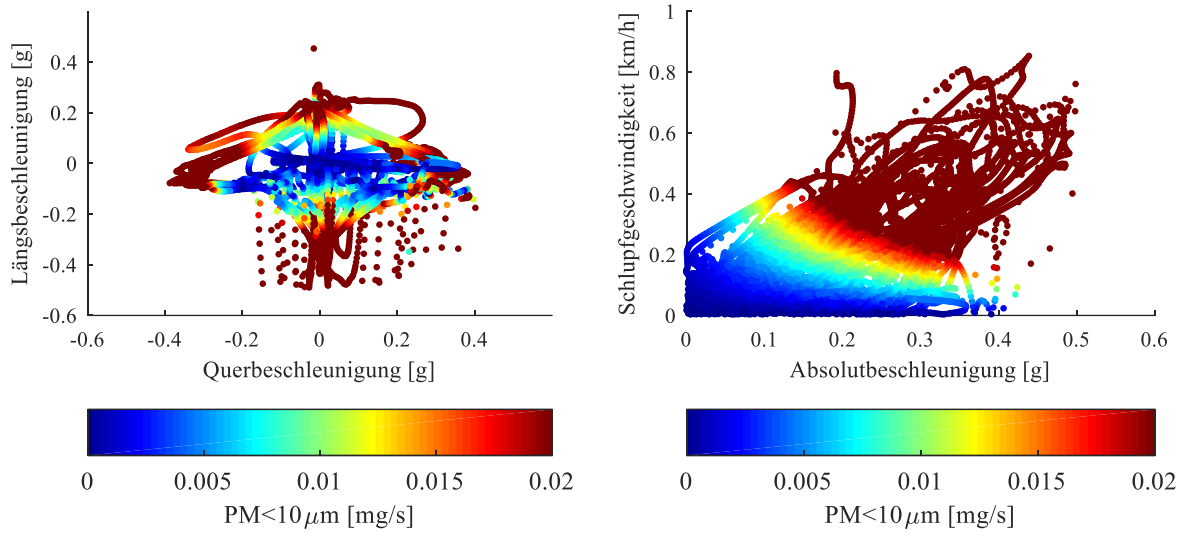


Abbildung 88: Emissionsprädiktion: TRWP-Prädiktion auf Basis eines virtuellen Innenstadtzyklus in Abhängigkeit von Längs-, Querbeschleunigung und Schlupfgeschwindigkeit (IPG-Driver)

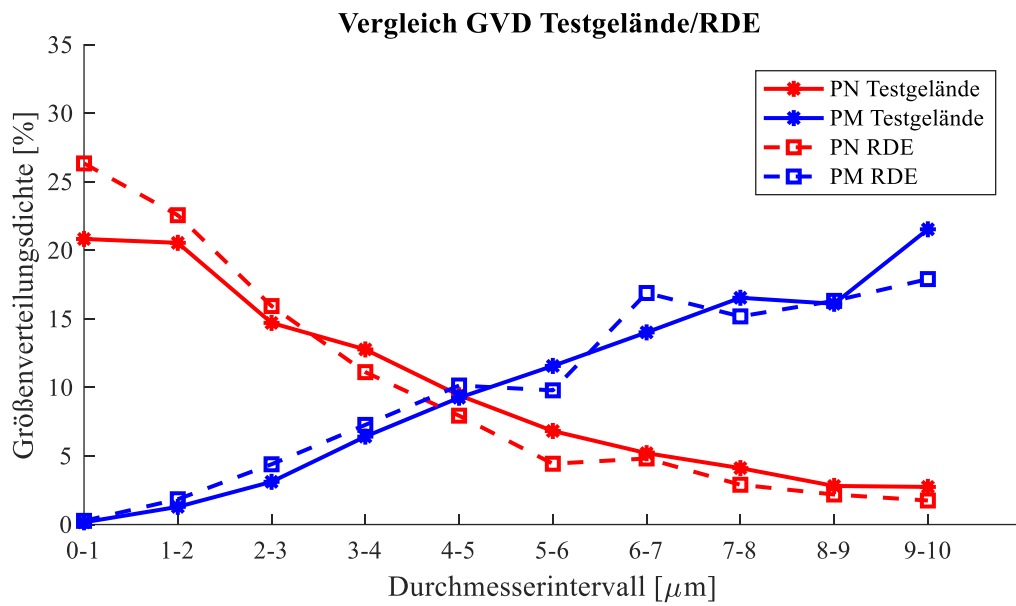


Abbildung 89: Vergleich von anzahl- (PN) und massebezogener (PM) Größenverteilung (<10µm) - Vergleich zwischen den Versuchsumgebungen (RDE- / Testgeländezyklus)

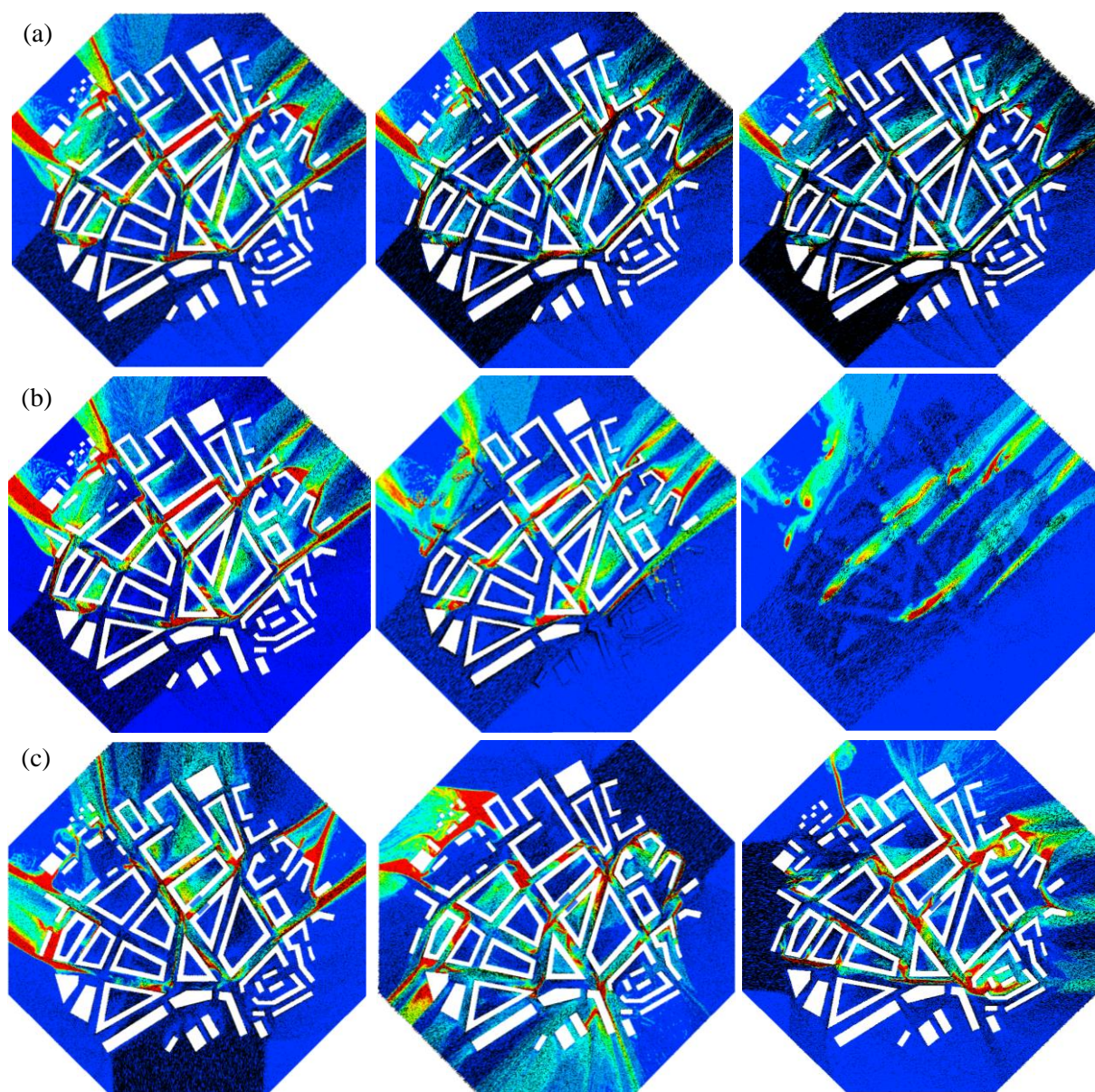


Abbildung 90: Partikelausbreitung: Einfluss der (a) Windgeschwindigkeit (v.l.n.r. 10km/h, 20km/h, 30km/h) (b) der Messpositionshöhe (v.l.n.r. 1m, 8m, 16m) und (c) der Windrichtung (v.l.n.r. süd, nord-ost, west) auf die Partikelverteilung innerhalb des Stadtmodells

Skripte

Tabelle 22: Skript - Partikelinjektion hinter dem Reifen

```

x = [...]; %[mm] X-position injection point
y = [...]; %[mm] Y-Position injection point
z = [...]; %[mm] Z-Position injection point

n = length(x);

va = 3 % [m/s] Air flow / vehicle velocity
rrad = sqrt(x.^2 + z.^2)*1e-3 % [m] Radius injection point
vrad = va*(rrad/0.343); % [m/s] Injection velocity magnitude
beta = atan(x./z); % [deg] Angle between injection velocity vector and road
u = -vrad.*cos(beta) % [m/s] X-velocity injection point
v = ones(n,1)*0 % [m/s] Y-velocity injection point
w = vrad.*sin(beta) % [m/s] Z-velocity injection point

d= [...]; % [m] Injection diameters for specific dust sample
n1=length(d)
mflow=1e-4 % [kg/s] Mass flow of dispersion unit
mf=(1e-4)/n % [kg/s] Mass flow per injection point
mp_c= [...] % [%] Mass percentage as function of particle diameter for
specific dust sample
mf_c=mp_c*mf % [kg/s] Mass flow as function of particle diameter

% Create Input file

i=1
T = 293 %°F

N = 1
N1= 1

for N1 = 1:10
for N = 1:n

    Z_c{i,:}=          [' ((' ,num2str(x(N),6), '          ' ,num2str(y(N),6), '
',num2str(z(N),6), '          ' ,num2str(u(N),6), '          ' ,num2str(v(N),6), '
',num2str(w(N),6), '          ' ,num2str(d(N1),6), '          ' ,num2str(T,6), '
',num2str(mf_c(N1),6), ' )injection-' ,num2str(N1), '-' ,num2str(N) ' )' ] ;
    i=i+1;

end

end

fid = fopen('inj_c.inj','wt');
[nrows,ncols]=size(Z_c);
for row = 1:nrows
    fprintf(fid,'%s\n',Z_c{row,:});
end
fclose(fid);

```

Tabelle 23: Skript - UDF Deposition

```

/* deposition model for inert particles */
#include "udf.h"
#include "surf.h" /* RP_CELL and RP_THREAD are defined in surf.h */
#include "cxndsearch.h"
static ND_Search *domain_table = NULL;

enum /* Enumeration of used User-Defined-Memory */
{
    NUM_OF_HITS, /* Number of particle hits on the wall face */
    AVG_DEP_VELO, /* Average deposition velocity of particles */
    TOTAL_MASS /* Total mass of deposited particles */
};

DEFINE_DPM_BC(bc_reflect, tp, t, f, f_normal, dim)
{
    real vn=0.;
    real normal[3];
    real dep_velo, par_mass;
    int i, idim = dim;
    int num_in_data;
    Thread *t0;
    cell_t c0;

    for (i=0; i<idim; i++)
        normal[i] = f_normal[i];

    real kp = 0.6; /* Coefficient of restitution */
    real A = 6.5e-20; /* Hamaker-constant */
    real zD = 4e-10; /* Minimum distance between contact partners */
    real ppl = 1e7; /* Plastic flow pressure */

    real E_kin = 0; /* Kinetic energy before impact */
    real E_def = 0; /* Deformation energy during impact */
    real E_adh = 0; /* Adhesion energy during impact */
    real nor_coeff = 0;
    real vp = 0;
    real vc = 0;

    /* Computation of particle energy */
    E_kin = TP_RHO(tp) * M_PI * pow(TP_DIAM(tp), 3) *
    pow(NV_MAG(TP_VEL(tp)), 2) / 12;
    E_def = E_kin * (1-pow(kp, 2));
    E_adh = (A*TP_DIAM(tp) / (12*pow(zD, 2))) * sqrt((2*E_def) / (ppl*M_PI
    *TP_DIAM(tp)));
    nor_coeff = (E_kin-E_def-E_adh) / E_kin;
    vp = NV_MAG(TP_VEL(tp));
    vc = (A*sqrt(1-
    pow(kp, 2))) / (pow(kp, 2) * TP_DIAM(tp) * M_PI * pow(zD, 2) * sqrt(6*TP_RHO(tp) * ppl))
    ;

    /* Decision of particle deposition */
    if(vp > vc)
    {
        /* Calculate the normal component, rescale its magnitude by the
        coefficient of restitution and subtract the change */
        /* Compute wall normal velocity. */
        for(i=0; i<idim; i++)
            vn += TP_VEL(tp)[i] * normal[i];
    }
}

```

```

/* Subtract off normal velocity. */
for(i=0; i<idim; i++)
    TP_VEL(tp)[i] -= vn * normal[i];

/* Add reflected normal velocity. ???*/
for(i=0; i<idim; i++)
    TP_VEL(tp)[i] -= vn * normal[i];

/* Store new velocity in P_VELO of particle */
for(i=0; i<idim; i++)
    TP_VELO(tp)[i] = TP_VEL(tp)[i] * nor_coeff;

return PATH_ACTIVE;
}

c0 = F_C0(f,t);
t0 = THREAD_T0(t);
dep_velo = NV_MAG(TP_VEL(tp));
par_mass = TP_MASS(tp);
MARK_TP(tp, P_FL_REMOVED); /*Remove the particle after it is
deposited on wall face */
num_in_data = F_UDMI(f,t,NUM_OF_HITS);
F_UDMI(f,t,AVG_DEP_VELO) = (dep_velo + num_in_data *
F_UDMI(f,t,AVG_DEP_VELO)) / (num_in_data + 1);
C_UDMI(c0,t0,AVG_DEP_VELO) = F_UDMI(f,t,AVG_DEP_VELO);
F_UDMI(f,t,NUM_OF_HITS) = num_in_data + 1;
C_UDMI(c0,t0,NUM_OF_HITS) = num_in_data + 1;
F_UDMI(f,t,TOTAL_MASS) = par_mass + F_UDMI(f,t,TOTAL_MASS);
C_UDMI(c0,t0,TOTAL_MASS) = F_UDMI(f,t,TOTAL_MASS);
return PATH_ABORT;
}

```

Tabelle 24: Skript - UDF Resuspension

```

#include "udf.h"
#include "surf.h" /* RP_CELL and RP_THREAD are defined in surf.h */
#include "cxndsearch.h"
static ND_Search *domain_table = NULL;

DEFINE_DPM_INJECTION_INIT(init_resuspension, I)
{
    Particle *p;
    cell_t c;
    Thread *t;
    CX_Cell_Id *cx_cell;
    real P[3];
    real P_Cell[3];

    real A = 8.8e-20; /* Hamaker-constant */
    real zR = 8e-8; /* Minimum distance between contact partners */
    real y = 1.82e-5; /* Viscosity air kg/m2 */
    real V = 1.53e-5; /* Kin. viscosity air m2/s */
    real vel_grad = 0;
    real vel_flow = 0;

    real F_lift = 0;
    real F_grav = 0;
    real F_adh = 0;
}

```

```

real vel_crit = 0;

#if !RP_HOST
domain_table = CX_Start_ND_Point_Search(domain_table,TRUE,-1);
P[0] = I->pos1[0];
P[1] = I->pos1[1];
P[2] = I->pos1[2];
cx_cell = CX_Find_Cell_With_Point(domain_table,P,0.0);
if(cx_cell)
{
    c = RP_CELL(cx_cell);
    t = RP_THREAD(cx_cell);
    C_CENTROID(P_Cell,c,t);
}
domain_table = CX_End_ND_Point_Search(domain_table);
#endif

loop(p, I->p)
{

    c = TP_CELL(p);
    t = TP_CELL_THREAD(p);
    vel_flow = 0.05 * abs(C_V(c,t)); /* + abs(C_V(c,t)) + abs(C_W(c,t));*/
    vel_grad = abs(C_STRAIN_RATE_MAG(c,t));

    F_lift = (81.2 * vel_flow * pow(TP_DIAM(p),2) * sqrt(vel_grad) * y
)/ (4*sqrt(V));
    F_grav = TP_MASS(p)*9.81;
    F_adh = (A*TP_DIAM(p))/(12*pow(zR,2));

    vel_crit = (F_adh + (F_grav
*4*sqrt(V)))/(81.2*pow(TP_DIAM(p),2)*sqrt(vel_grad)*y);

    if(F_lift > F_grav + F_adh)
    {TP_FLOW_RATE(p) = TP_FLOW_RATE(p);}

    else
    {TP_FLOW_RATE(p) = 0;}

}
}

```

Tabelle 25: Skript - Partikelinjektion Stadtmodell

```

timestep = 0.01; % Veh. simulation time step

x = [...]; % [m] X-coordinate veh. simulation
y = [...]; % [m] Y-coordinate veh. simulation
z = 0.34; % [m] Z-coordinate of particle injection
Velocity = [...]; % [km/h] Velocity magnitude veh. simulation
X_Accel = [...]; % [g] Long. acceleration veh. simulation
Y_Accel = [...]; % [g] Lat. acceleration veh. simulation
Slip_Vel = [...]; % [g] Slip velocity veh. simulation
Abs_Accel = sqrt(X_Accel.^2 + Y_Accel.^2); % [g] Abs. acceleration veh.
simulation

g=9.81; %[m/s2]
mfzg=2119; % [kg] Vehicle weight veh. simulation
cw=0.35; % cw-value veh. simulation
A= 3.3; %[m2] Projected flow area veh. simulation
rho=1.225; % [kg/m3] Density air
rdyn=0.332; % [m] Tire roll radius veh. simulation

pfri=
3*abs(Slip_Vel./3.6).*((0.5*rho*cw*A*(Velocity./3.6).^2)+(mfzg*g*Abs_Accel));
% [kW] Frictional energy

factor = 0.05; % [PM<10um/kW*s] Tire emissions factor

% Velocity x- and y-component calculation

nt = length(x);

for n = 1:nt-1;
vx = (x(n+1)-x(n))*1./timestep;
vy = (y(n+1)-y(n))*1./timestep;
u{n} = vx;
v{n} = vy;
w = 0;

n=n+1;
end

u = [u{:}]';
v = [v{:}]';
w = 0;

% Calculation of particle size distribution for given dust sample

Part_sample = [...]; % List of particle diameters of a given dust sample

% Determination of number of particle in 1um intervals from 0-10 micrometers
n=1;
dp_step = 1;
dp = [1:dp_step:10]';

for n = 1:1:10;
[row] = find (Part_sample > n-1 & Part_sample < n);
Part_numb = length(row);
P{n} = Part_numb;
end
P1 = cell2mat(P)'; % Vector of particle number per size interval

```

```

PN_sum = ones(numel(P1),1).*sum(P1); % Total number of particles
PN_prozent = P1./PN_sum; % [%] Number related size distribution of dust sample

dp10 = dp(1:10,:); % [um] Particle diameter
roh_p = 1200; % [kg/m3] Particle density
Volp = (pi/6)*(dp10*1e-6).^3*roh_p; %[m3] Particle volume
PM_mass = (PN_prozent.* Volp); %[m3] Particle mass
PM_prozent = PM_mass./sum(PM_mass); %[%] Mass related size distribution of
dust sample

mf = pfri.*factor*timestep; %[mg/s] Particle mass flow as result of frictional
power
dp_dust = dp10*1e-6;
mf_dust = 1e-6*PM_prozent'.*mf; %[kg/s] Distribution of total mass flow into
discrete mass flows according to mass related size distribution
T = 293; % [K] Temperature

% Crate particle input file

nt = size(x); % Number of time steps
nd = size(dp_dust,1); % Number of diameter intervals

i=1

for N1 = 1:nd
for N = 1:nt

    Z_dust{i,:}= [ '(' , num2str(x(N),6), ' ', num2str(y(N),6), ' ', num2str(z,6), '
', num2str(u(N),6), ' ', num2str(v(N),6), ' ', num2str(w,6), '
', num2str(dp_dust(N1),6), ' ', num2str(T,6), ' ', num2str(mf_dust(N,N1),6),
') injection-' , num2str(N1), '- ', num2str(N), ' ' ] ;

    i=i+1; %

end

end

fid = fopen('inj_erfurt.inj','wt');
[nrows,ncols]=size(Z_dust);
for row = 1:nrows
    fprintf(fid,'%s\n',Z_dust{row,:});
end
fclose(fid);

```

Tabellen

Tabelle 26: CVS-System für Reifenemissionen - Probenahmenvolumenströme und -Düsendurchmesser der unterschiedlichen Messgeräte

	Messtunnel	TSI DustTrak (PM<10µm)	Dekati eFilter (PM<3µm)	TSI CPC (PN)
Durchmesser [mm]	100	4	8	3
Volumenstrom [m ³ /h]	120	0.18	0.72	0.09

Tabelle 27: Physikalische Kenngrößen des Versuchsfahrzeuges

Symbol	Wert	Bezeichnung
c_w	0,35	Luftwiderstandsbeiwert
A_v	3,3m ²	Anströmungsquerschnitt
m_v	2119kg	Fahrzeugesamtmasse
y_v	1,615m	Spurweite
C_{fr}	400N/cm	Federkonstante (Fahrwerksfeder rechtes Vorderrad)