

Bericht

FE 84.0525/2016

„Relevanz von Nicht-Abgas Partikelemissionen“

(Endbericht)

für die

Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt)
Brüderstraße 53
51427 Bergisch Gladbach

Auftragnehmer

Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG
Mohrenstraße 14
01445 Radebeul

und als Unterauftragnehmer

Leibniz-Institut für Troposphärenforschung e.V. (TROPOS)
Permoserstraße 15
04318 Leipzig

Bericht

FE 84.0525/2016

„Relevanz von Nicht-Abgas Partikelemissionen“

(Endbericht)

für die

Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt)
Brüderstraße 53
51427 Bergisch Gladbach

Bearbeitet von:

Dr. Ingo Düring, LOH
Wolfram Schmidt, LOH
Dr. Thomas Tuch, TROPOS

Vorgelegt am 22.12.2017

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einführung	9
2	Literaturrecherche	10
2.1	Durchführung	10
2.2	Suchergebnis	11
3	Einleitung zu Feinstaub und dessen Emissionsermittlung	12
3.1	Entstehung	12
3.2	Bestimmung von Abriebemissionen aus Labormessungen	16
3.3	Bestimmung von AWAR-Emissionen an fahrenden Fahrzeugen	18
3.4	Bestimmung von PM _x -Emissionen aus Immissionsmessungen in Feldversuchen	19
3.4.1	Die Tracer-Methode	21
3.4.2	Rückrechnung mit einem Ausbreitungsmodell	22
3.4.3	Bestimmung der Quellanteile Auspuffemissionen, Abriebe, Aufwirbelung	22
3.4.4	Auswertung von Passivsammlermessungen in Kombination mit automatischen elektronenmikroskopischen Bildauswerteverfahren	23
3.5	Massebilanzierung in einem Tunnel	24
4	Übersicht und Diskussion häufig eingesetzter PM_x-Messgeräte	26
4.1	Anzahlgrößenverteilung	26
4.1.1	MPSS (Mobility Particle Size Spectrometer)	26
4.1.2	Aerodynamisches Partikelgrößen Spektrometer (APSS)	30
4.1.3	Optische Partikelgrößenspektrometer (OPSS)	31
4.2	Partikelmassenkonzentration	32
4.2.1	Filtermessungen	32
4.2.2	Niederdruck Kaskaden Impaktoren	33
4.2.3	Automatische Filtermessungen	36
4.2.4	Streulichtmessungen	37
4.2.5	Berechnung der Masse aus Anzahlgrößenverteilung	38
4.3	Anzahlkonzentration (CPC)	38
4.4	Zusammenfassende Bewertung der PM _x Messmethoden	39
5	Beschreibung und Bewertung von Abriebemissionen beim Betrieb von Kfz	42
5.1	Intention und Ziele der PMP- Untergruppe „non-exhaust particle emission“	42
5.2	Begrifflichkeiten	42
5.3	Summe Reifen- und Straßenabriebpartikel (TRWP)	43
5.4	Bremsabriebe (BW)	45
5.5	Kupplungsabrieb (CW)	52

6	Größenverteilung, Zusammensetzung und Wirkungsmechanismen dieser Partikel	53
6.1	Größenverteilung	53
6.2	Chemische Zusammensetzung/Tracerstoffe	53
6.3	Prozesse, die die Partikelgrößen- und Massenverteilung beeinflussen	54
6.4	Hinweise auf die Gesundheitswirkung	58
7	Zusammenstellung von Messungen zur Bestimmung von AWAR	64
7.1	Massebezogen	64
7.2	Partikelanzahlbezogene Messungen	66
8	Bandbreiten der ermittelten Messwerte	68
8.1	Emissionsfaktoren Brems- und Reifenabrieb	68
8.2	Reifen- und Bremsabriebemissionsfaktoren der EEA	68
8.3	Emissionsfaktoren für AWAR nach Düring und Lohmeyer (2011)	72
9	Aktuelle Aktivitäten der Behörden in BRD, Österreich und Schweiz zum Thema	75
9.1	Schweiz	75
9.2	Deutschland	75
9.3	Österreich	75
10	Schlussfolgerungen	76
11	Zusammenfassung	78
12	Ausblick	80
13	Literatur und Dokumente	81
13.1	Literatur	81
13.2	Ausgewählte Literatur nach Themenbereichen	88
13.2.1	Messtechnik	88
13.2.2	Einfluss auf Gesundheit	90
13.2.3	Feldmessungen	90
13.2.4	Mobile Messungen	91
13.2.5	Road-Simulatoren und Brems-Dynamometer	92
13.2.6	Tunnelmessungen	92
13.2.7	Übersichtsdokumente	93
13.3	Ausgewertet Dokumente der Arbeitsgruppe „Particle Measurement Programme“ (PMP) innerhalb der Expertengruppe „Working Party on Pollution and Energy“ (GRPE)	94

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 3.1:	Vereinfachte Darstellung der Partikelgrößenverteilung des atmosphärischen Aerosols in Quellnähe und der wichtigsten Transformationsprozesse (Quelle: Whitby et al., 1976)	13
Abb. 3.2:	Schematische Darstellung der Prozesse, welche die Nicht-Abgas Partikelemissionen beeinflussen (Quelle: Denby et al., 2012)	15
Abb. 3.3:	Schematische Darstellung eines Brems-Dynamometers (Entnommen aus Grigoratos und Martini, 2015)	16
Abb. 3.4:	Beispiel eines Road-Simulators (Entnommen aus GRPE-PMP-30-13 VTI studies on non-exhaust particles.pptx)	17
Abb. 3.5:	Beispiel für Messtechnik im Road-Simulator (Entnommen aus Gustafsson et al., 2010)	17
Abb. 3.6:	Schematische Darstellung des SNIFFER-Messfahrzeuges (Quelle: Pirjola et al., 2004) Unten rechts ist ein Foto des Ansaugrohrs am Hinterrad gezeigt.	18
Abb. 3.7:	Ford-Messfahrzeug (Quelle: Matthiesen et al, 2012)	19
Abb. 3.8:	Schematische Darstellung des Lee-Luv-Konzeptes an Straßen ohne Randbebauung (Quelle: Gehrig et al., 2003)	20
Abb. 3.9:	Schematische Darstellung des Lee-Luv-Konzeptes in einer Straßenschlucht (Quelle: Palmgren, 2003) TPT=Traffic produced Turbulenz	21
Abb. 3.10:	Schematische Darstellung der Anordnung der Messgeräte während der Tunnelmessungen in Österreich (Plabuschtunnel) (Quelle: Hinterhofer et al., 2015)	24
Abb. 4.1:	Schematische Darstellung Mobilitäts Partikelgrößenspektrometers auf DMA- Basis (Quelle: Wiedensohler et al., 2012)	27
Abb. 4.2:	Beispiel für die Vergleichbarkeit von drei TROPOS SMPS Systemen (Quelle: Eigenmessungen TROPOS)	28
Abb. 4.3:	Schematische Darstellung eines TSI EEPS (Quelle: Johnson et al., 2003)	29
Abb. 4.4:	Schematische Darstellung eines aerodynamischen Partikelgrößenspektrometers (Quelle: Chen et al., 1985)	31
Abb. 4.5:	Schematische Darstellung eines optischen Partikelgrößenspektrometers (Quelle: VDI 3489 Blatt 3)	32
Abb. 4.6:	Schematische Darstellung eines Impaktors (Quelle: Aerosolverlesung Prof. Wiedensohler, TROPOS)	33
Abb. 4.7:	Schematische Darstellung eines Kaskadenimpaktors (Quelle: Arffman et al., 2014)	34
Abb. 4.8:	Schematische Darstellung eines ELPI (Quelle: Järvinen et al., 2014)	35
Abb. 4.9:	TEOM Sensor mit Filter (Quelle: Ruprecht & Patashnik, Herstellerprospekt)	36
Abb. 4.10:	Prinzipieller Aufbau eines Nephelometers. (Quelle: Aerosolverlesung Prof. Wiedensohler, TROPOS.)	38
Abb. 5.1:	Einfluss von Reifenwahl auf die PM10-Emissionen im VTI-Road-Simulator (Entnommen aus PMP-Dokument 30-13, 2014)	44
Abb. 5.2:	Eingesetzte Messgeräte im REBRAKE-Projekt (Entnommen aus PMP-Dokument 33-07, 2014)	46
Abb. 5.3:	Schematische Darstellung des Messprinzips am Bremsdynamometer nach Hagino et al., 2015 (Entnommen aus PMP-Dokument 43-12)	47

Abb. 5.4:	Beispiel für die Messergebnisse am Brems-Dynamometer für massebezogenes PM10 und PM2.5 (Entnommen aus PMP-Dokument 43-12, 2017)	48
Abb. 5.5:	Emissionsfaktoren für massebezogenen Bremsabrieb für unterschiedliche Fahrzyklen und Bremssysteme (Entnommen aus PMP-Dokument 43-12, 2017)	48
Abb. 5.6:	Chemische Zusammensetzung in den Bremsabrieben getrennt nach Gesamt- und PM10-Masse für verschiedene Bremssysteme (Entnommen aus PMP-Dokument 43-12, 2017)	49
Abb. 5.7:	Beispiel der Korrelation von masse- und anzahlbezogenen Bremsabriebemissionen (Entnommen aus PMP-Dokument 43-12, 2017)	50
Abb. 5.8:	Fahrgeschwindigkeit, Partikelanzahl- und CO ₂ -Konzentration beim „Gefahrenbremsen“ von 30 km/h (links) bzw. 100 km/h (rechts) aus (Entnommen aus PMP-37-08, 2015)	51
Abb. 5.9:	Partikelanzahlkonzentration in Abhängigkeit vom aerodynamischen Durchmesser für Bremsmanöver von 100 km/h sowie 30 km/h. Pos B ist eine Messung nahe der Bremsscheibe, die anderen Messungen wurden im Radkasten durchgeführt. (Entnommen aus Grigoratos und Martini, 2014.)	52
Abb. 6.1:	Relevante Abhängigkeiten der Abriebemissionen (Quelle: PMP-Dokument 29-05, 2014)	55
Abb. 6.2:	Unimodale Massenverteilungen der Abriebpartikel von Winterreifen auf verschiedenen Asphaltfahrbahnen (entnommen aus Grigoratos und Martini, 2014)	55
Abb. 6.3:	Partikelanzahlverteilungen der Abriebpartikel unterschiedlicher Reifen auf verschiedenen Asphaltfahrbahnen (Entnommen aus Grigoratos und Martini, 2014)	56
Abb. 6.4:	Massebezogene Partikelgrößenverteilung an zwei Autobahnabschnitten im Frühjahr 2014 (Entnommen aus Tian et al., 2017)	57
Abb. 6.5:	Massebezogene Partikelkonzentrationen in Abhängigkeit von der Lufttemperatur für Messungen an zwei Autobahnabschnitten (rechts) sowie zwei Road-Simulatoren (links) (Entnommen aus Tian et al., 2017) n = Anzahl von Wochen mit entsprechend ausgewerteten Proben pro Temperaturintervall	57
Abb. 6.6:	Abscheidebereiche von Partikelinhalation im menschlichen Körper (Quelle: Poepping et al., 2010; entnommen aus Grigoratos und Martini, 2014)	58
Abb. 6.7:	Einige ausgewählte PAK und ihre Eigenschaften (Quelle: Umweltbundesamt)	63
Abb. 8.1:	Entscheidungsschema zur Auswahl der Tier 1- oder Tier 2-Berechnungssystematik für die Abriebemissionen Quelle: EEA (2013)	70

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 4.1:	Zusammenfassende Bewertung der Eignung von Messmethoden	41
Tab. 6.1:	Wichtigste chemische Inhaltsstoffe in Brems- und Reifenabrieben (Quelle: PMP-Dokument-29-05, 2014)	54
Tab. 6.2:	Gesundheitseffekte von Feinstaub (Quelle: PMP-Dokument 29-06, 2014)	59
Tab. 6.3:	Ergebnis von Inhalationsversuchen bei erhitzten Reifen bzw. Asphalt auf die Mortalität von Labormäusen. Erläuterung siehe Text. (Entnommen aus PMP-Dokument 31-03, 2014)	60
Tab. 7.1:	Massebezogene Messungen für AWAR	65
Tab. 7.2:	Anzahlbezogene Messungen für AWAR	67
Tab. 8.1:	Zusammenstellung von PM10-Bremsabriebemissionsfaktoren für Leichtverkehr [Werte in mg/(km Fzg)] (Quelle: Grigoratos und Martini, 2014)	68
Tab. 8.2:	PM10-Emissionsfaktoren für Reifenabrieb für Leichtverkehr [in mg/(km Fzg)] (Quelle: Grigoratos und Martini, 2015)	69
Tab. 8.3:	PMx-Emissionsfaktoren für die Summe aus Reifen- und Bremsabrieb differenziert nach Fahrzeuggruppen (Quelle: EEA, 2013)	70
Tab. 8.4:	Zuordnung der Nicht-Abgas PM10-Emissionsfaktoren zu allen Verkehrssituationen des HBEFA 3.1 für Straßen (außer Tunnelstrecken) LV=Leichtverkehr, SV=Schwerverkehr (Quelle: Düring und Lohmeyer, 2011)	74

1 Einführung

Bei der Bilanz der Gesamtemissionen eines Kraftfahrzeugs stehen die Emissionen aus dem Abgasstrang und hier insbesondere die limitierten Emissionen (NO_x, CO, HC und Partikel) sowie CO₂ im Fokus der Betrachtungen. Die verkehrserzeugten Partikel-Emissionen werden durch die Emissionen aus dem Auspuff (abgasbedingte Partikel), durch Abriebe und durch Aufwirbelung von Straßenstaub verursacht. Häufig werden die Nicht-Abgas Partikelemissionen auch als Aufwirbelung- und Abriebemissionen (AWAR) bezeichnet.

Viele Ursachenbetrachtungen ausgehend von Partikel-Immissionsmessungen und deren Analysen auf Größenverteilungen und chemischer Zusammensetzung zeigen auf, dass der Anteil von Nicht-Abgas Partikelemissionen an der Gesamtemission beim Straßenverkehr nach derzeitigem Stand z. B. bei der Fraktion 10 µm (PM10) häufig bei deutlich mehr als 50 % liegt. Deren genaue Kenntnis und Berücksichtigung ist deshalb u. a. für belastbare Berechnungen im Rahmen der Luftreinhalte- sowie Genehmigungsplanungen sehr wichtig.

Während detaillierte Informationen über die Emissionen aus dem Auspuff vorliegen (Prüfstandsmessungen, PEMS-Messungen im Realbetrieb oder Emissionsdatenbanken wie das Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA), liegen vergleichbar genaue Daten für AWAR nicht vor.

Ziel des Projekts ist es, anhand einer Literaturrecherche den derzeitigen Stand des Wissens zusammenzutragen und zu bewerten bzw. bestehende Wissenslücken aufzuzeigen.

Die Ergebnisse aus der Literaturanalyse sollen den Gesetzgeber bei der Entscheidung hinsichtlich einer möglichen Vorschriftenentwicklung unterstützen und Möglichkeiten und Grenzen der Entwicklung einheitlicher Messverfahren zur Bestimmung von Nicht-Abgas Partikelemissionen aufzeigen.

Im Rahmen dieser Literaturrecherche sollen vorhandene Studien, Literatur bzw. Metastudien auf folgende Punkte hin analysiert werden:

1. Welche Nicht-Abgas Partikelemissionen können beim Betrieb von Kraftfahrzeugen prinzipiell entstehen?
2. Informationen zu Größenverteilung, Zusammensetzung und Besonderheiten zu Wirkungsmechanismen dieser Partikel.
3. Wo wurden bereits Messungen zur Bestimmung von Nicht-Abgas Partikelemissionen durchgeführt?
4. Welche Messverfahren kamen dabei zum Einsatz und wie wurden die Randbedingungen definiert?
5. Innerhalb welcher Spannbreiten liegen die ermittelten Messwerte?
6. Welche Schlussfolgerungen werden gezogen?

Dabei sind insbesondere die Arbeiten der Arbeitsgruppe „Particle Measurement Programme“ (PMP) innerhalb der Expertengruppe „Working Party on Pollution and Energy“ (GRPE) mit zu berücksichtigen und darzustellen.

2 Literaturrecherche

Ausgehend von den Literaturstudien Lohmeyer fürs UBA (Lohmeyer, 2016) sowie für das LfULG Sachsen (Düring und Lohmeyer, 2011) wurde nach aktueller Literatur zum Thema und nach Vorschriftenwerken auf dem Gebiet der Abgasgesetzgebung (National und International) recherchiert und diese beschafft. Insbesondere wurden die für die Aufgabenstellung relevanten Dokumente der Arbeitsgruppe „Particle Measurement Programme“ (PMP) innerhalb der Expertengruppe „Working Party on Pollution and Energy“ (GRPE) ausgewertet.

Stand ist der 15.08.2017.

Weiterhin wurden Abfragen bei Fachbehörden und Projektpartnern in Deutschland, Österreich und der Schweiz gemacht, ob neue Messprojekte (Labor und Feldversuche) in Bezug auf Nicht-Abgas Partikelemissionen geplant oder in Umsetzung sind.

2.1 Durchführung

Die Literaturrecherche wurde auf folgende Stichworte aufgebaut:

1	PMx	1	Particulate matter
2	Wiederaufwirbelung	2	Resuspension
3	Partikelemissionen	3	Particle emission
4	Nicht-Abgas Emissionen	4	Non-exhaust emission
5	Abriebe	5	Abrasion
6	Bremsabrieb	6	Brake wear emission
7	Reifenabrieb	7	Tyre wear emission
8	Straßenabrieb	8	Road wear emission
9	Kupplungsabrieb	9	Clutch wear emission
10	Staubemission	10	Road simulator
11	Straßenstaub	11	Road dust characterization
12	Bremsbelag	12	Friction material
13	Mobile Partikelmessungen	13	Mobile measurements
14	Partikelgrößenverteilung	14	Particle size distribution

Für die Recherche wurden auf Basis der o. a. Stichworte folgende Datenbanken ab dem Jahr 2010 durchsucht:

- Umweltforschungsdatenbank des Umweltbundesamtes
- Datenbank ESPM (Environmental Sciences and Pollution Management)
- Zeitschrifteninhaltsdienst (Inhaltsverzeichnisse ausgewählter Zeitschriften, national und international, standortunabhängig)

Zusätzlich wurde im Internet recherchiert.

(Hinweis: Da die Literaturrecherchen in Lohmeyer (2001) sowie in Lohmeyer (2016) bereits die verfügbare Literatur bis zum Jahr 2016 analysierten, wurde sich im hier vorliegenden Bericht im Wesentlichen auf die Auswertung neuerer Literatur konzentriert. Der Verweis auf relevante (ältere) Literatur wird bei Relevanz/Notwendigkeit gegeben. Dies betrifft insbesondere das Übersichtskapitel 3.)

2.2 Suchergebnis

Das Suchergebnis bestand aus ca. 200 Literaturhinweisen. Davon wurden anhand der Titel und der Kurzfassungen die im Literaturnachweis des vorliegenden Berichtes aufgeführten Publikationen ausgewählt und ausgewertet. Das Ergebnis der Auswertung ist in den folgenden Kapiteln dokumentiert.

Die im Rahmen der Literaturrecherche aufgefundene Literatur beinhaltet die folgenden wesentlichen Informationen. Hierbei erfolgt die Systematisierung nach Themengruppen. Zunächst wird eine allgemeine Einleitung in die PMx-Problematik gegeben. Anschließend wird das Ergebnis der Literaturrecherche entsprechend der projektspezifischen Fragestellungen systematisiert.

3 Einleitung zu Feinstaub und dessen Emissionsermittlung

3.1 Entstehung

Man unterscheidet primäre, also direkt als Partikel emittierte und sekundäre, aus gasförmigen Vorläufern in der Atmosphäre gebildete Aerosole (siehe dazu als Übersicht **Abb. 3.1**). Aus anthropogenen Quellen entstehen primäre Partikel bei Verbrennungsprozessen, vor allem als ultrafeine und feine Partikel mit einem Durchmesser unter etwa $0.3 \mu\text{m}$ (z. B. Ruß). Partikel, die durch Abrieb oder Aufwirbelung entstehen, haben meist aerodynamische Durchmesser größer als $1 - 2 \mu\text{m}$. Sie werden geformt durch das Herausbrechen bzw. das Zermahlen von größeren in kleinere Partikel. Die wichtigsten Quellen dieser Partikelfraktion sind windgetragener Staub von unbefestigten Straßen, aus Industriegebieten, aus der Lagerung und dem Umschlag von Schüttgütern, durch Reifen-, Brems- und Fahrbahnabrieb. Als natürliche Quellen kommen Pollen, Meeressgisch, Winderosion und Vulkane in Frage. Partikel im mittleren Größenbereich (zwischen 0.1 und $2.5 \mu\text{m}$) sind zum überwiegenden Teil sekundären Ursprungs und bilden sich durch Gas-Partikelkonversion aus den Vorläufern SO_2 , NO_x , NH_3 und VOC.

Die Größe, Form und Dichte der luftgetragenen Partikel variieren stark. Eine wichtige Größe ist der (aerodynamische) Durchmesser. Er bestimmt weitgehend, welche Prozesse in der Atmosphäre für die Partikel relevant sind und wie lange ihre Aufenthaltsdauer ist. Luftgetragene Partikel können fest oder flüssig sein und ihren Aggregatzustand in Abhängigkeit von der umgebenden Luft und der Temperatur ändern (z. B. Verdampfen leichtflüchtiger Verbindungen). Auch die chemische Zusammensetzung der Teilchen ist zu beachten, weil sie z. B. die Reaktivität bedingt sowie ihre Fähigkeit, Wasser aus der Luft aufzunehmen und als Kondensationskeime für Wolkentröpfchen zu dienen.

Man unterscheidet im Allgemeinen drei Größenbereiche:

- ultrafeine Partikel (aerodynamischer Partikeldurchmesser $<0.1 \mu\text{m}$),
- feine Partikel, auch Akkumulationsmodus genannt, ($0.1-1 \mu\text{m}$) und
- grobe Partikel, auch „coarse mode“ genannt (größer ca. $1 \mu\text{m}$).

Die ultrafeinen Partikel und der Akkumulationsmodus werden zusammen als feine Partikel bezeichnet. Während die ultrafeinen Partikel nur einen sehr geringen Teil der Partikelmasse ausmachen, sind sie die weitaus häufigsten Partikel in der Atmosphäre. Die groben Partikel können wesentlich zur Partikelmasse beitragen, ihre Anzahl ist im Vergleich zu den feinen Partikeln jedoch sehr gering.

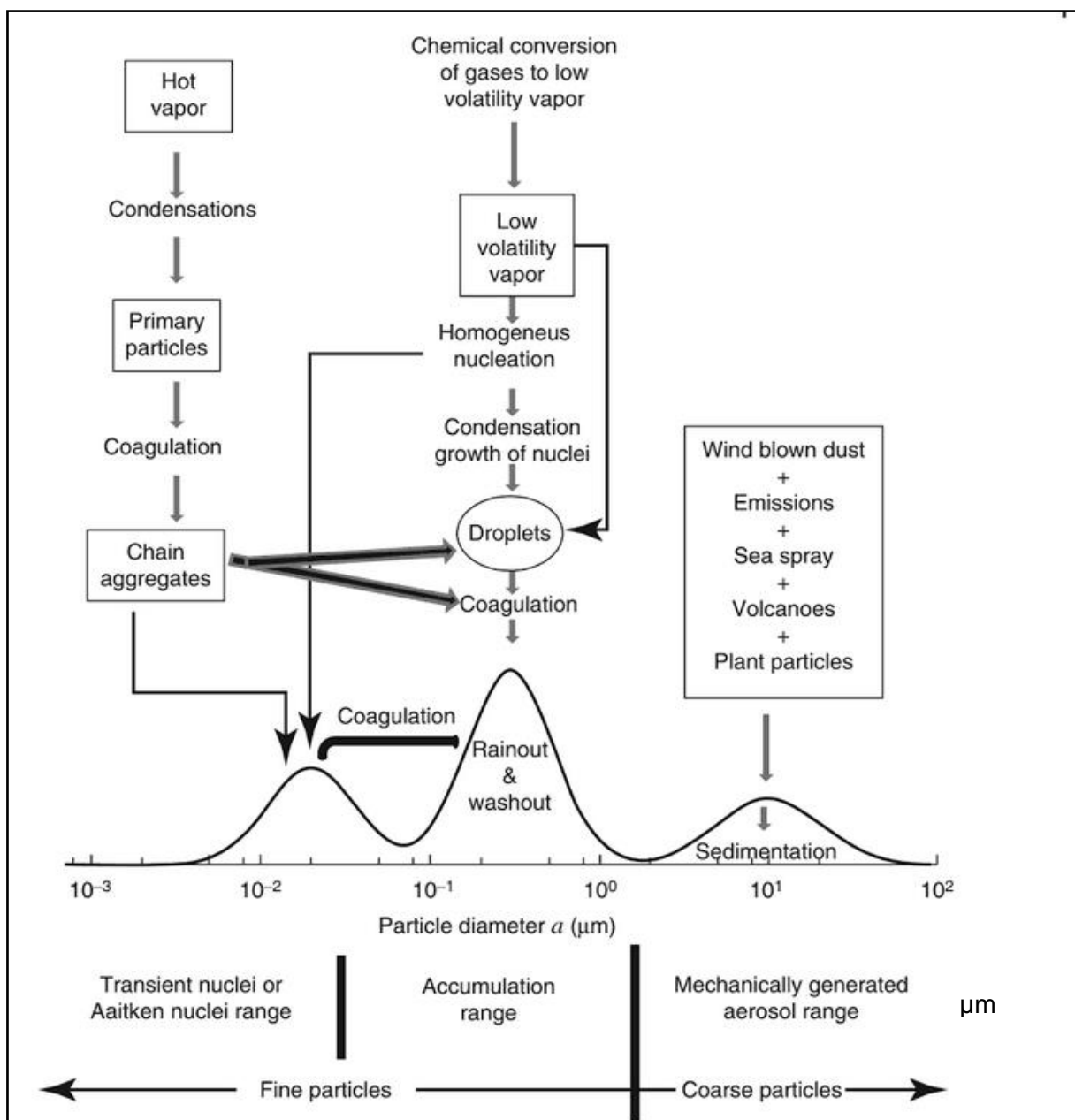


Abb. 3.1: Vereinfachte Darstellung der Partikelgrößenverteilung des atmosphärischen Aerosols in Quellnähe und der wichtigsten Transformationsprozesse (Quelle: Whitby et al., 1976)

Die maßgebenden Prozesse zur Verminderung der Partikelanzahlen hängen primär vom Partikeldurchmesser ab. Partikel über $10 \mu\text{m}$ sedimentieren rasch und werden so aus der Luft entfernt. Ultrafeine Partikel ($<0.1 \mu\text{m}$) haben hohe Diffusionsgeschwindigkeiten und koagulieren innerhalb weniger Stunden mit größeren Partikeln oder wachsen durch Kondensation. Teilchen im Akkumulationsmodus ($0.1 - 1 \mu\text{m}$) bilden massenmäßig den Hauptteil des Aerosols an Standorten, die nicht in unmittelbarer Nähe einer großen Quelle liegen. Die Mechanismen zur Eliminierung für diese Größenkategorie sind nicht sehr effizient, so dass die Partikel mehrere Tage in der Luft bleiben und entsprechend weit transportiert werden können. Partikel dieser Größenklasse werden hauptsächlich durch Niederschläge aus der Atmosphäre entfernt, zum Teil durch Deposition. Es gibt

keine wirkungsvollen Prozesse, um feine Partikel zu groben Partikel ($>1 \mu\text{m}$) anwachsen zu lassen.

Sekundäre Partikel im Akkumulationsmodus bilden sich in der gesamten unteren Atmosphäre aus den Vorläufergasen. Primäre Partikel hingegen werden vor allem als ultrafeine Teilchen (Verbrennungsprozesse) oder grobe Partikel (Abriebprozesse) durch lokal eng begrenzte Quellen emittiert und rasch verdünnt. Aus diesen Gründen und wegen der relativ raschen Eliminierung ultrafeiner und grober Partikel aus der Luft unterscheidet sich die Größenverteilung in Quellennähe von derjenigen an quellenfernen Standorten. In Quellennähe („frisches“ Aerosol) ist meist bei allen drei Partikelklassen ein Maximum erkennbar (**Abb. 3.1**). An quellenfernen Standorten wie im regionalen oder städtischen Hintergrund („gealtertes“ Aerosol) ist meist nur der Akkumulationsmodus als Maximum in der Größenverteilung deutlich sichtbar (siehe z. B. BUWAL, 2001; Ketzler et al., 2003). Der Akkumulationsmodus macht den größten Teil der PM10-Masse aus, etwa 80 % beim gealterten Aerosol (BUWAL, 2001).

Neben den Auspuffemissionen nehmen beim Verkehr die Partikelemissionen infolge der Abriebe sowie der fahrzeuginduzierten Aufwirbelung, also die Nicht-Abgas Partikel, eine entscheidende Rolle ein. Häufig werden die Nicht-Abgas Partikelemissionen auch als Aufwirbelungs- und Abriebemissionen (AWAR) bezeichnet.

Die Partikel aus AWAR resultieren also

- aus Abrieben (Reifen, Bremsen, Straße, Kupplung) sowie aus
- akkumuliertem Straßenstaub (Aufwirbelungspotenzial), der sich hier im Wesentlichen aus von Fahrzeugen abfallenden Verunreinigungen bzw. Ladungen, aus atmosphärischem Eintrag (Deposition) infolge der Emissionsprozesse im Umkreis der Straße und der Hintergrundbelastungen, aus Schmutzeintrag aus straßenbegleitenden Bereichen sowie aus deponierten Abrieben und aus Einträgen des Winterdienstes (Sand, Salz) bildet.

Die wesentlichen Prozesse, welche die AWAR beeinflussen, sind schematisch in **Abb. 3.2** aufgezeigt.

Die Abriebe können also dabei als direkte Emissionen wirken aber auch durch eine Zwischendeposition das Aufwirbelungspotenzial erhöhen.

Die Prozesse zur Bildung der Abriebe und des Aufwirbelungspotenzials sowie die Menge des dann tatsächlich emittierten Materials sind komplex, zeitabhängig und von verschiedenen Einflussgrößen, die sich zum Teil untereinander beeinflussen, abhängig. Stellvertretend seien hierbei genannt: Zusammensetzung der Fahrzeugflotte, Fahrzeuggeschwindigkeiten und Beschleunigungsverhalten, die Eigenschaften des Fahrweges und der umliegenden Flächen (Material, Beschaffenheit), Verschmutzungsgrad der Fahrwege, meteorologische Größen, wie Temperatur, Luftfeuchte, Regenhäufigkeit und -mengen, Reinigung bzw. Befeuchtung der Fahrwege bzw. andere Minderungsmaßnahmen (siehe z. B. Denby et al., 2012 und 2013; Lohmeyer, 2011; Lohmeyer, 2016).

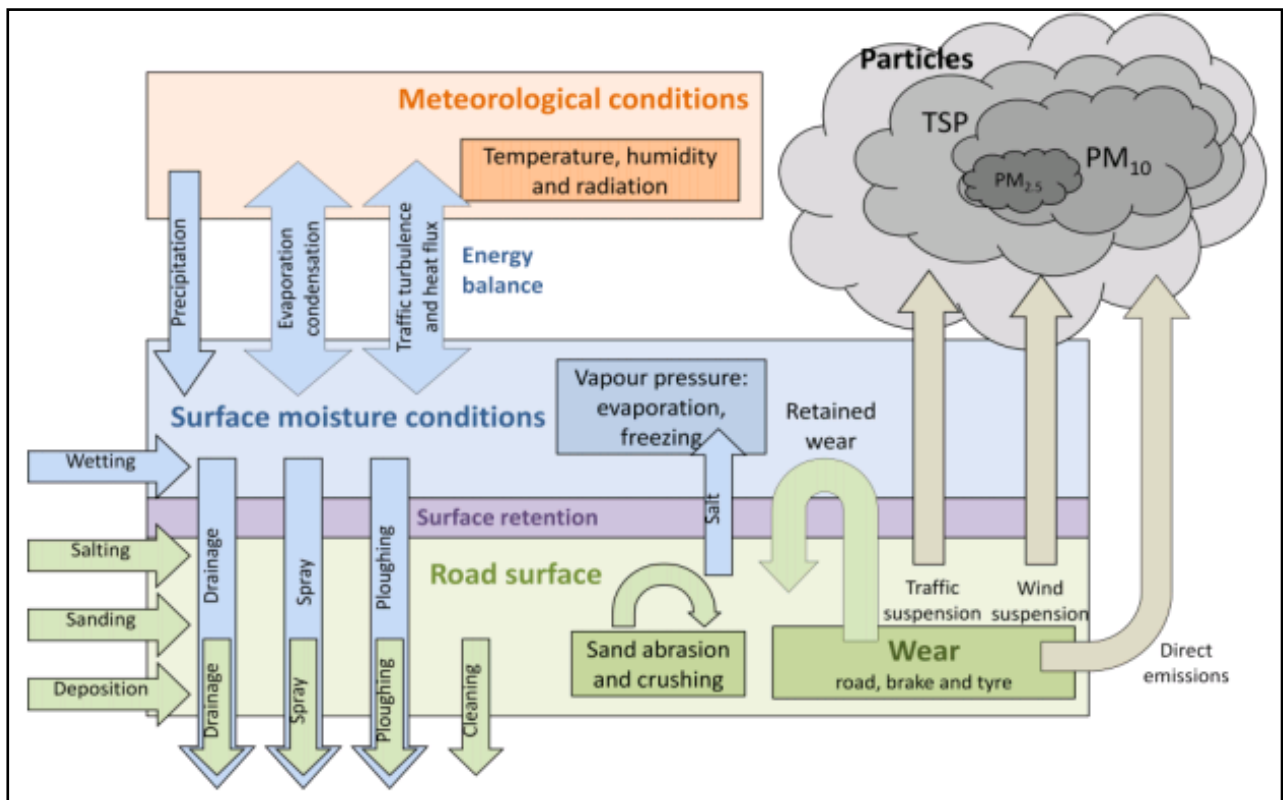


Abb. 3.2: Schematische Darstellung der Prozesse, welche die Nicht-Abgas Partikelemissionen beeinflussen (Quelle: Denby et al., 2012)

Viele Ursachenbetrachtungen zeigen auf, dass der Anteil Nicht-Abgas Partikelemissionen an der Gesamtemission beim Straßenverkehr nach derzeitigem Stand z. B. bei der Fraktion 10 µm (PM₁₀) häufig bei deutlich mehr als 50 % liegt.

Eine Systematik dieser Prozesse bzw. der in der Literatur gefundenen Quantifizierungen zu deren Beschreibung wird im Folgenden gegeben. Zuvor wird eine Erläuterung gegeben, wie im Allgemeinen die Nicht-Abgas Partikelemissionen abgeleitet werden können.

In Praxis sind dazu grob folgende „Klassen“ von messbasierten Untersuchungen zu den AWAR unterscheidbar:

- Labormessungen zu Abriebemissionen (siehe z. B. Dahl et al., 2006; Grigoratos und Martini, 2015).
- Messungen an fahrenden Fahrzeugen auf Versuchsstrecken oder im Realbetrieb [siehe z. B. SNIFFER (Lohmeyer, 2009 für BMW; Kupiainen, K.J. und Pirjola, L., 2011), TRAKER (Kuhns et al., 2001), Ford-Messfahrzeug (Mathissen et al., 2011, 2012)].
- Auswertung von Immissionsmessungen unter definierten Bedingungen mit Immissions-Massenbilanzierung an Messquerschnitten [siehe z. B. Klenk et al., (2016) oder im Tunnel (siehe z. B. Hinterhofer et al. (2015))].
- Auswertung von Luv-Lee-Immissionsmessungen inkl. Größen- und Inhaltsstoffanalysen an realen Straßenquerschnitten im Feldversuch (siehe z. B. BAST, 2005; Gehrig et al., 2003; Bukowiecki et al., 2009 und 2010; Amato et al., 2016).

- e. Auswertung von Passivsammlermessungen in Kombination mit automatischen elektronenmikroskopischen Bildauswerteverfahren (siehe z. B. Weinbruch et al., 2014; Tian et al., 2017)

3.2 Bestimmung von Abriebemissionen aus Labormessungen

Zur Bestimmung von Abriebemissionen werden in jüngster Zeit Labormessungen durchgeführt. Hierzu sind zwei unterschiedliche Messansätze zu unterscheiden:

- Messungen an so genannten „Dynamometern“ zur Bestimmung der Bremsabriebe (siehe z. B. der Übersichtsartikel Grigoratos und Martini, 2015) sowie
- Messungen an so genannten „Road-Simulatoren“.

Eine schematische Darstellung eines Brems-Dynamometers ist in **Abb. 3.3** gegeben. Hierbei kann zwischen offenen (rechts) bzw. geschlossenen (links) Messsystemen unterschieden werden.

In Road-Simulatoren (siehe Beispiel in **Abb. 3.4**) werden maßgeblich Reifen- und/oder Fahrbahnabriebe untersucht.

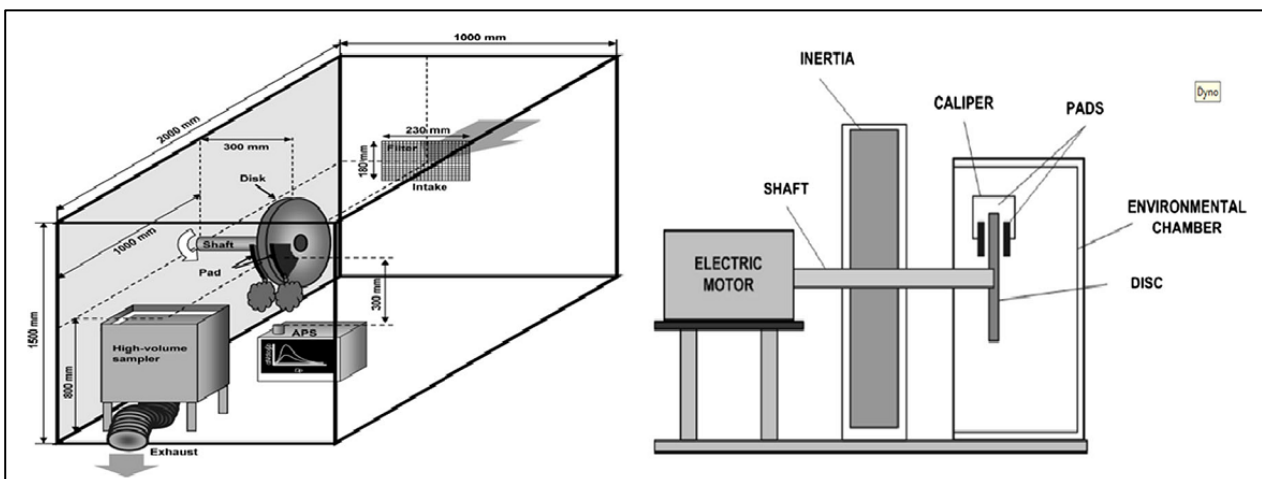


Abb. 3.3: Schematische Darstellung eines Brems-Dynamometers (Entnommen aus Grigoratos und Martini, 2015)

Vorteile dieser Messungen im Labor sind die wohl definierten Randbedingungen und die damit mögliche Separation der einzelnen Emissionsprozesse und deren systematische Untersuchung von Abhängigkeiten (Materialwahl, Fahrzyklus etc.).

Nachteile mögen durch die Beschränkung auf Laborbedingungen entstehen.

Gemessen werden im Allgemeinen Masse-, Anzahl- und Größenbezogene Partikelkonzentrationen (siehe **Abb. 3.5**) sowie massebezogene Inhaltsstoffe, die dann auf Betriebszeiten und Fahrleistungen bezogen werden können.

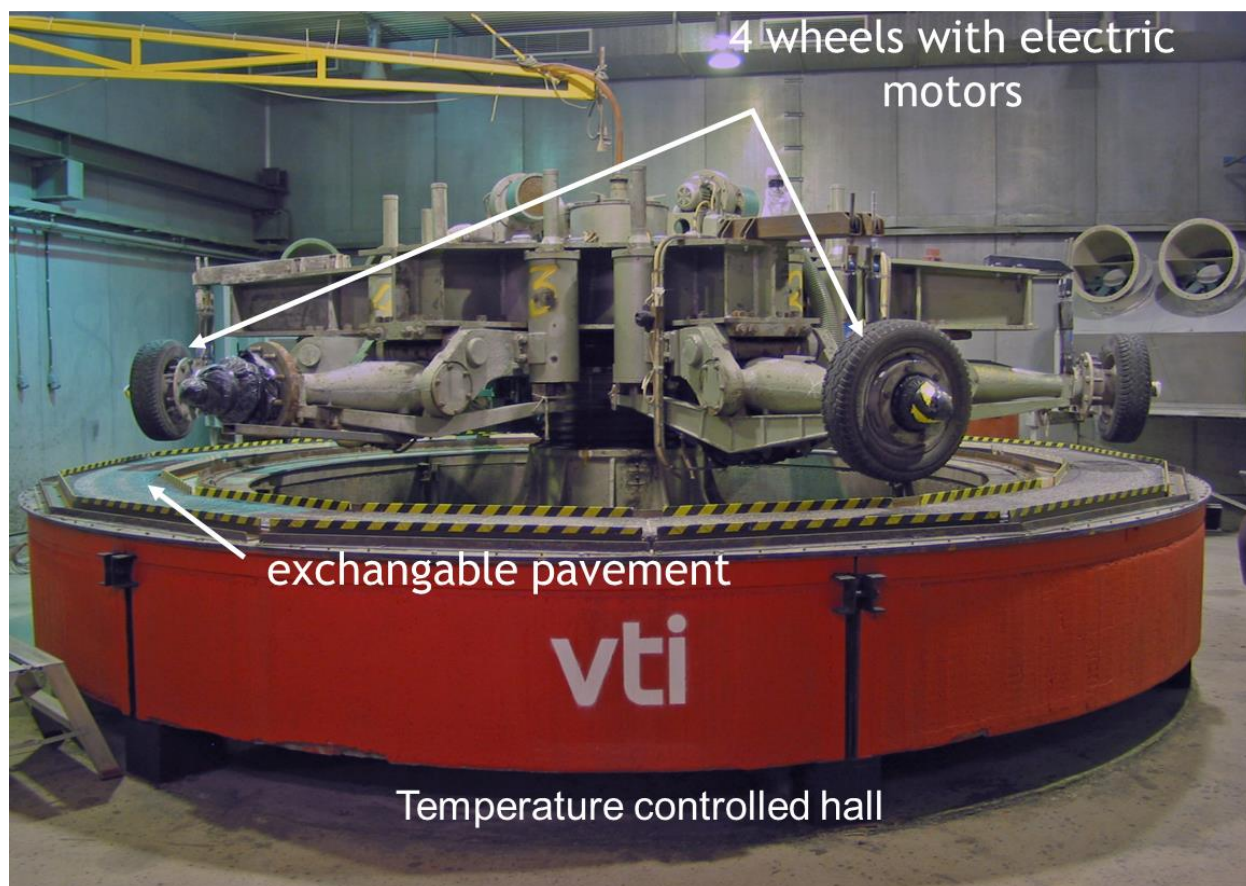


Abb. 3.4: Beispiel eines Road-Simulators (Entnommen aus GRPE-PMP-30-13 VTI studies on non-exhaust particles.pptx)



Abb. 3.5: Beispiel für Messtechnik im Road-Simulator (Entnommen aus Gustafsson et al., 2010)

3.3 Bestimmung von AWAR-Emissionen an fahrenden Fahrzeugen

Für die räumlich und zeitlich differenzierte messtechnische Ermittlung der AWAR-Emissionen kommen mobile Messfahrzeuge zur Anwendung. Die Messinstrumente befinden sich dabei im oder am Messfahrzeug. Die partikelförmigen Schadstoffe werden im Allgemeinen am Hinterrad durch ein konisches Einsaugrohr mit einem trapezförmigen Querschnitt abgesaugt. Das untere Ende des Querschnittes befindet sich meist knapp über der Straßenoberfläche. Zur Berücksichtigung der vom Fahrzeug unbeeinflussten Vorbelastung wird an der Front des Fahrzeuges ebenfalls Luft angesaugt.

Ein Wert für den mit dem Messfahrzeug gemessenen Nicht-Abgas PM_x-Emissionsfaktor wird jeweils durch eine zuvor unter definierten Bedingungen abgeleiteten Transferfunktion auf Basis des Messsignals S (Differenz der PM_x-Konzentration am Hinterrad und der PM_x-Konzentration an der Front des Fahrzeuges) ermittelt.

Beispiele für solche Messfahrzeuge sind das mobile Messfahrzeug SNIFFER (Kupiainen et al. 2005, 2008, 2011; Pirjola, 2004 - siehe **Abb. 3.6**), das FORD-Messfahrzeug (Mathissen et al., 2011, 2012 - siehe **Abb. 3.7**) bzw. der TRAKER (Kuhns et al., 2001).

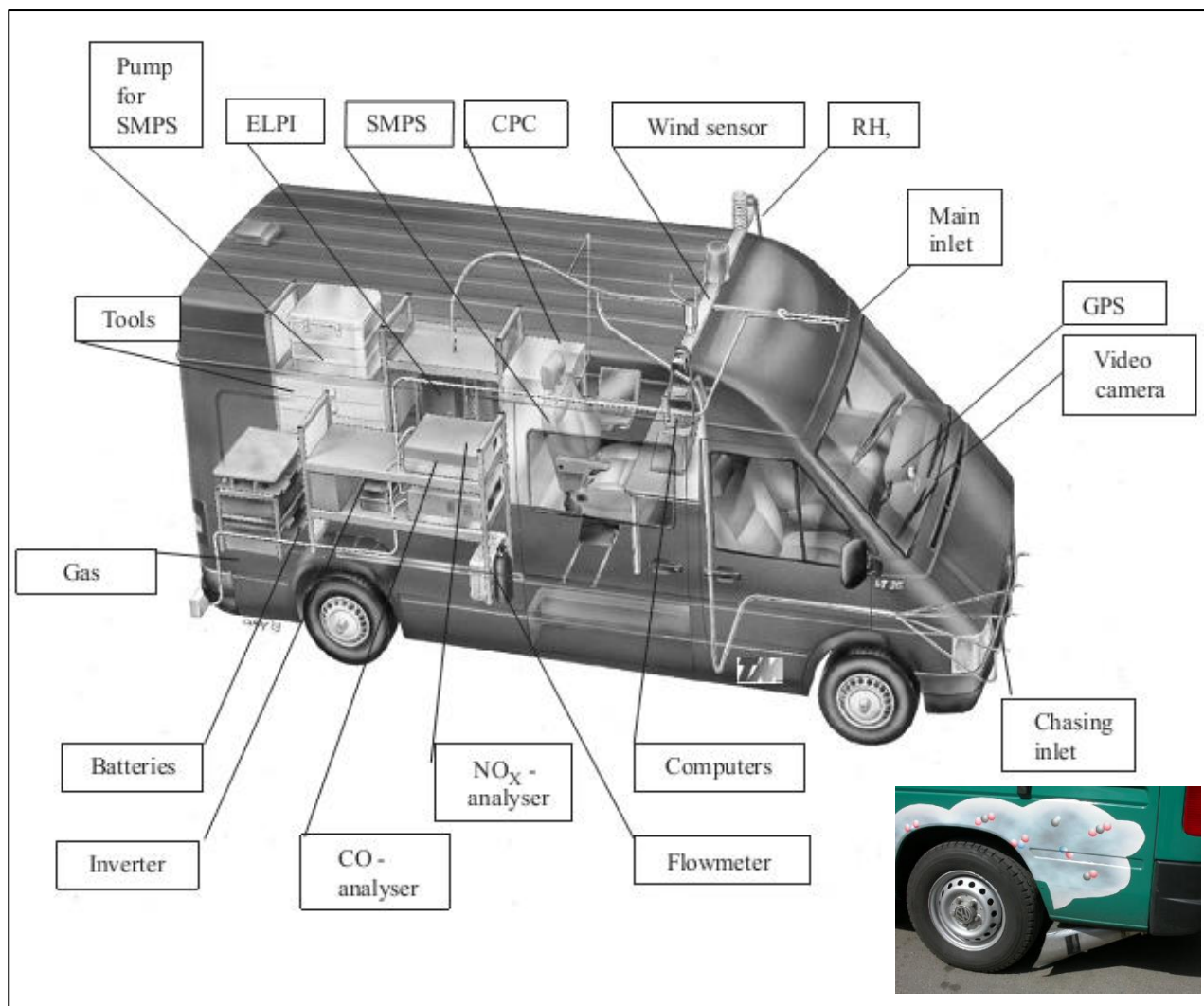


Abb. 3.6: Schematische Darstellung des SNIFFER-Messfahrzeuges (Quelle: Pirjola et al., 2004) Unten rechts ist ein Foto des Ansaugrohrs am Hinterrad gezeigt.



Abb. 3.7: Ford-Messfahrzeug (Quelle: Matthiesen et al, 2012)

Vorteile dieser Messsysteme sind die Untersuchung im Realverkehr und unter realen meteorologischen und infrastrukturellen Gegebenheiten.

Nachteil ist die deutlich schwerere Separation der unterschiedlichen Emissionsprozesse. Weiterhin stellen diese Systeme hohe (mechanische) Anforderungen an die Messtechnik sowie an die Kalibrierung der Systeme.

3.4 Bestimmung von PM_x-Emissionen aus Immissionsmessungen in Feldversuchen

Zur Bestimmung von standortspezifischen PM_x-Emissionsfaktoren infolge des Straßenverkehrs aus Immissionsdaten können im Allgemeinen drei voneinander unabhängige Methoden angewendet werden:

1. die so genannte Tracer Methode,
2. die Rückrechnung mittels Ausbreitungsmodell und die
3. Massenbilanzierung in einem Tunnel.

Es muss bei den Methoden 1 und 2 durch eine entsprechende Anordnung von Immissionsmessstationen die Möglichkeit geschaffen werden, aus der in Straßennähe gemessenen Konzentration (= Gesamtbelastung) die so genannte Vorbelastung (also diejenige Konzentration, die ohne den verursachenden Verkehr bereits vorhanden ist) zu separieren. Die Differenz zwischen der Gesamtbelastung und der Vorbelastung stellt die Zusatzbelastung dar, die durch den lokal vorbeifahrenden Straßenverkehr verursacht wird. Diese Zusatzbelastung dient dann zusammen mit den Verkehrszahlen (möglichst aufgelöst nach Schwerverkehr, PKW und LNF) zur Berechnung der mittleren Emissionsfaktoren für diese Fahrzeugtypen.

Eine eindeutige Bestimmung der Vorbelastung gestaltet sich im Allgemeinen unter realen Bedingungen vor Ort schwierig. Für Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung wird idealerweise das sog. Lee-Luv-Konzept (**Abb. 3.8**) realisiert.

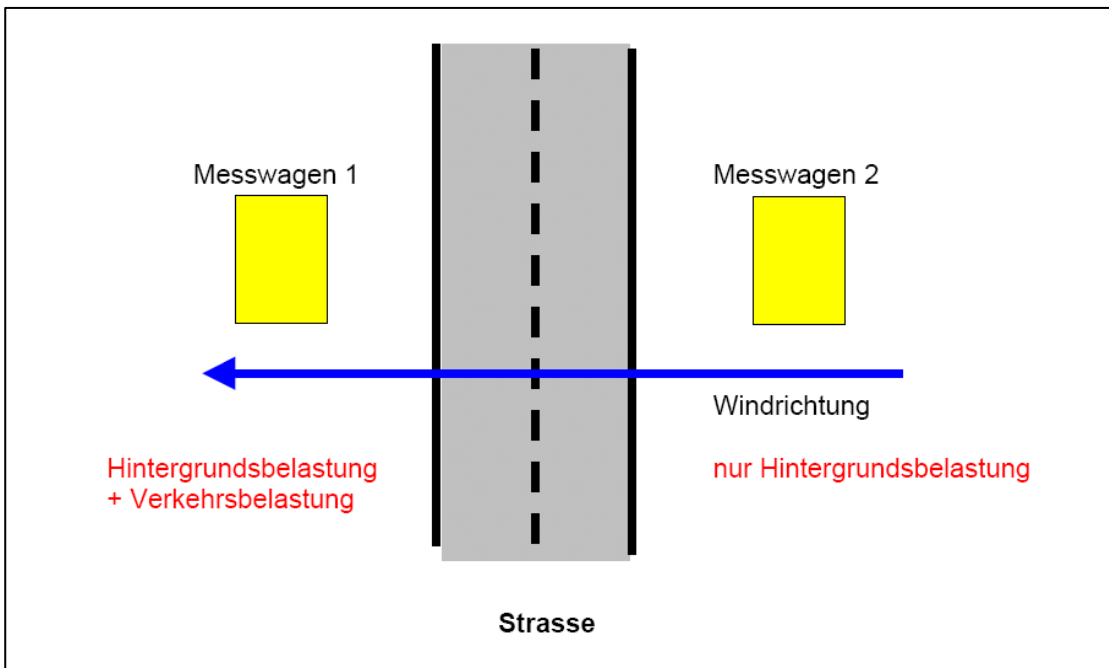


Abb. 3.8: Schematische Darstellung des Lee-Luv-Konzeptes an Straßen ohne Randbebauung (Quelle: Gehrig et al., 2003)

Beide Messstationen/Messwagen sollten im geringen Abstand zur Straße (möglichst außerhalb des Einflussbereiches der fahrzeugerzeugten Turbulenzen) aufgestellt werden. Welche Station sich in Lee und welche in Luv befindet, muss über eine zeitlich korrelierte Windrichtungsmessung bestimmt werden.

An Straßen mit dichter Randbebauung ist dort wegen der besonderen Strömungsverhältnisse (Strömungswalze) eine ideale Lee-Luv-Differenzierung nur mit einer Überdachstation (Vorbelastung siehe Station 1 in **Abb. 3.9**) und einer oder zwei Messstationen am Straßenrand durchzuführen. Da die in der Straßenschlucht emittierten Schadstoffe innerhalb der Strömungswalze im Durchschnitt ca. 2- bis 3-mal zirkulieren, ehe sie die Strömungswalze verlassen, ist eine saubere Trennung der Vorbelastung von der Gesamtbelastung nur mit zwei Straßenstationen (2 und 3 in **Abb. 3.9**) nicht möglich.

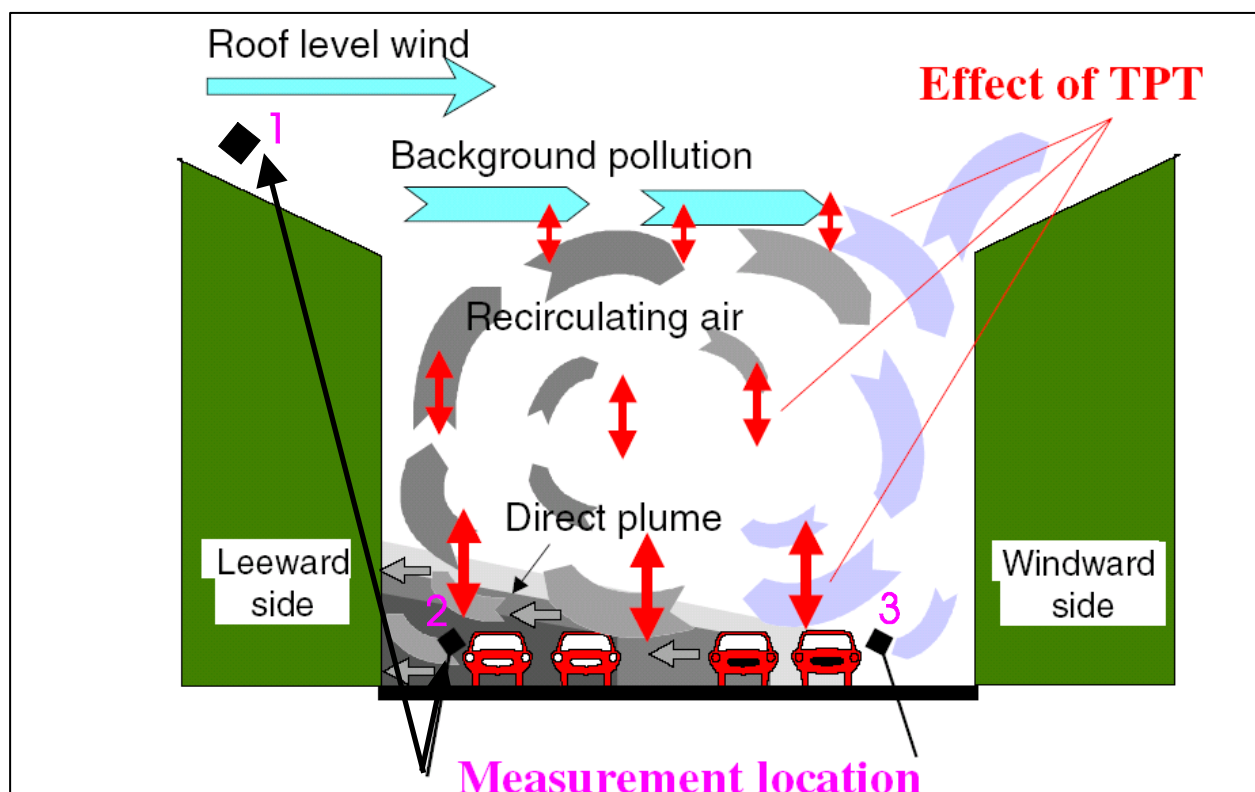


Abb. 3.9: Schematische Darstellung des Lee-Luv-Konzeptes in einer Straßenschlucht (Quelle: Palmgren, 2003) TPT=Traffic produced Turbulenz

Hilfswise kann die benötigte Zusatzbelastung sowohl an Straßen ohne Randbebauung als auch in Straßenschluchten aber auch mit einem Messkonzept erhalten werden, in welchem statt der Lee-Luv-Differenzen die Differenzen eines direkt verkehrsbelasteten Standortes und eines nahe gelegenen „Hintergrundstandortes“ gebildet werden.

Eine direkte Berechnung von Emissionsfaktoren aus den gemessenen Konzentrationsdifferenzen ist nicht ohne weiteres möglich, da diese auch für vergleichbare Verkehrsstärken und -zusammensetzungen je nach meteorologischen Verhältnissen (Ausbreitungsbedingungen werden im Wesentlichen geprägt durch Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Stabilität der Atmosphäre) stark schwanken können. Deshalb ist zur Ableitung der Emissionsfaktoren entweder die Analyse eines Tracer-Stoffes oder die Kenntnis der Variation des Ausbreitungsverhaltens notwendig.

3.4.1 Die Tracer-Methode

Bei dieser Methode wird vorausgesetzt, dass die Emissionsfaktoren der Tracersubstanz bekannt sind. Im Allgemeinen wurden hierbei die Stickoxide (NO_x) verwendet, da diese als die am besten untersuchten verkehrsbezogenen Emissionsfaktoren angesehen wurden¹ und das Verhältnis zwischen verkehrsbedingter Zusatzbelastung zu Vorbelastung im Nahbereich von Straßen ausreichend groß ist. Die Berechnung der NO_x -Emissionsfaktoren erfolgte mittels Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA). Das Verhältnis

¹ Hinweis: Aus den Diskussionen zum Einfluss von temperaturbedingten Abschalten der Abgasreinigung ist bekannt, dass auch die NO_x -Emissionsfaktoren für reale Verhältnisse mit größeren Unsicherheiten behaftet waren.

zwischen NO_x -Emissionsdichte und NO_x -Zusatzbelastung stellt das so genannte Verdünnungsverhältnis dar. Weiterhin wird begründet angenommen, dass sich PM_{10} aufgrund seiner kleinen Partikelgrößen quasi wie ein Gas ausbreitet, und dass deshalb das für NO_x abgeleitete Verdünnungsverhältnis auch für PM_x gilt. Wird dann die messtechnisch erfasste PM_x -Zusatzbelastung mit dem Verdünnungsfaktor multipliziert, erhält man die PM_x -Emissionsdichte:

$$\begin{aligned} \text{NO}_x\text{-ZB} / E(\text{NO}_x) &= \text{PM}_{10}\text{-ZB} / E(\text{PM}_{10}) = \text{Verdünnungsfaktor} = \text{konst.} \\ &\text{bzw.} \\ E(\text{PM}_{10}) &= \text{PM}_{10}\text{-ZB} * E(\text{NO}_x) / \text{NO}_x\text{-ZB}, \end{aligned}$$

wobei ZB die Differenz zwischen Gesamtbelastung und Vorbelastung kennzeichnet und E die jeweilige Emissionsdichte. Mittels Division der Emissionsdichte durch die Fahrzeugmengen erhält man dann den gesuchten Emissionsfaktor.

Der Vorteil dieser Methode liegt in der Unabhängigkeit von einem Ausbreitungsmodell und dessen Fehlern bzw. Unsicherheiten in der Modellierung. Bei dieser Methode wurde/wird allerdings davon ausgegangen, dass die jeweils verwendeten NO_x -Emissionsfaktoren die Realität richtig widerspiegeln.

3.4.2 Rückrechnung mit einem Ausbreitungsmodell

Das o. g. Verdünnungsverhältnis kann auch mit entsprechenden, situationsangepassten Ausbreitungsmodellen bestimmt werden. Hierzu wird zunächst eine (beliebige) PM_x -Emissionsdichte vorgegeben und unter Berücksichtigung der meteorologischen und ggf. weiterer (z. B. Bebauung etc.) Verhältnisse Ausbreitungsberechnungen (z. B. mit dem Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM) durchgeführt. Die somit berechnete PM_x -Zusatzbelastung wird mit der vor Ort gemessenen Zusatzbelastung verglichen. Aus der Abweichung des Rechenwertes vom Messwert kann auf die „tatsächliche“ PM_x -Emissionsdichte rückgerechnet werden.

Bei dieser Methode wird vorausgesetzt, dass das Ausbreitungsmodell die Ausbreitung von PM_x ausreichend genau beschreiben kann. Der Vorteil bei Anwendung dieser Methode ist, dass eine Emissionsfaktorenbestimmung auch erfolgen kann, wenn keine Konzentrationsmessungen eines Referenzstoffes (z. B. NO_x) vorhanden sind. Nachteil ist, dass meist der Fehler des Ausbreitungsmodells nicht bekannt ist.

3.4.3 Bestimmung der Quellanteile Auspuffemissionen, Abriebe, Aufwirbelung

Die zuvor abgeleiteten Emissionen stellen die Summe der PM_x -Emissionen dar. Die Nicht-Abgas Emissionen müssen nun noch von den Auspuffemissionen separiert werden.

Für die Ableitung der **Auspuffemissionen** aus den PM_x -Gesamtemissionen gibt es folgende Möglichkeiten:

- Berechnung mittels Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA)
- Ableitung aus PM_x bezogenen Inhaltsstoffanalysen sowie
- Ableitung aus der Partikel-Größenverteilung.

Die Auspuffemissionen können nach vorliegenden Erkenntnissen (z. B. Klingenberg et al., 1991; Israel et al., 1994; Gehrig et al., 2003) zu fast 100 % Partikelgrößen kleiner

1 µm zugeordnet werden und werden somit auch voll durch eine im Allgemeinen übliche PM2.5-Probennahme erfasst.

Die so genannte Rezeptormodellierung (teilweise auch chemische Massebilanz-Modellierung genannt) ist eine weit verbreitete Methode zur Bestimmung von Emissionsfaktoren von Abrieben. Hier werden für die Abriebsstoffe typische Inhaltsstoffe zusammengefasst und diese als Tracer für die Identifizierung der Abriebsemissionen genutzt (Abu-Allaban et al., 2003). Tracer für **Reifenabrieb** stellen z. B. Zink oder N-Cyclohexyl-2-benzothiazolamin (NCBA) [siehe Hüglin (BUWAL, 2000 bzw. Abschnitt 6.2)] dar. Ein typischer Tracer für **Bremsabrieb** ist z. B. Antimon (siehe ebenfalls Abschnitt 6.2). Letztendlich können Angaben über die Abriebsmengen durch regelmäßiges Auswiegen der Reifen oder Bremsen gewonnen werden, welche unter Annahme von bestimmten Größenverteilungen zu PM_x-Emissionsfaktoren umgerechnet werden kann.

Die Rezeptormodellierung sollte die genaueren Emissionsfaktoren liefern, da hier die auszuwertenden Proben direkt an den Straßen gemessen werden. Die Emissionsbedingungen sind aber sehr stark variabel (z. B. unterschiedliche Fahrzeugflottenzusammensetzungen oder verschiedene äußere Bedingungen, wie Wind, Temperaturen, Feuchte etc.). Zusätzlich wirkt erschwerend, dass Abriebspartikel nicht nur direkt emittiert werden, sondern fahrzeugerzeugte Turbulenzen bereits abgelagertes (z. T. akkumuliertes) Material wieder aufwirbeln. Diese variablen Randbedingungen und die schwierigen Differenzierung der Abriebspartikel wirkten sich in den großen Bandbreiten der in der Literatur ausgewiesenen Abriebsemissionen aus.

Für die **Straßenabriebe** ist derzeit keine eindeutige Leitsubstanz bekannt.

Aus entsprechenden Massebilanz-Rechnungen können dann die Anteile Auspuff- und Abriebspartikel separiert werden.

Die Differenz zwischen dem gesamten PM10-Emissionsfaktor und den auspuffbedingten Partikelemissionen ist allerdings allen Abrieben (Reifen, Bremsen, Kupplung, Straße) und der Wiederaufwirbelung eingetragener Partikel zuzuordnen. Aus diesem Grund wird dies im Allgemeinen der Quellgruppe **Abriebe und Aufwirbelung** zugeordnet.

3.4.4 Auswertung von Passivsammlermessungen in Kombination mit automatischen elektronenmikroskopischen Bildauswerteverfahren

Einen weiteren interessanten Ansatz beschreiben Tian et al. (2017). Hier kommen Passivsammler (Sigma-2-Sammler) zum Einsatz. Im Passivsammler werden die Partikel auf einem Träger abgelagert, der für die Einzelpartikelanalyse z. B. in einem Elektronenrastermikroskop (SEM) und/oder einem Lichtmikroskop geeignet ist. Anschließend werden die Träger mit automatischen Bildauswertesystemen ausgewertet und entsprechend ihrer Eigenschaften charakterisiert.

Die Massenkonzentration wird aus Sedimentationsgeschwindigkeit und Depositionsrate abgeleitet. Die Bildauswertung erlaubt über so genannte „Diagnostic features“ eine Charakterisierung und Zuordnung zu Partikeltypen sowie Quellprozessen, wie Dieselfuß, Abriebspartikel etc.

Einen ähnlichen Ansatz verfolgten Weinbruch et al. (2014). Hier kamen aber statt der Passivsammler Kaskadenimpaktoren zum Einsatz.

3.5 Massebilanzierung in einem Tunnel

Tunnel im Richtungsverkehr haben im Allgemeinen den Vorteil, dass genau definierte verkehrliche (Verkehrsstärke, Geschwindigkeit, Verkehrsfluss) und meteorologische Verhältnisse (Tunnelluftströmung) herrschen und aus einer einfachen Massebilanzrechnung (also ohne Ausbreitungsmodell) auf Basis zweier Immissionsmessungen im Tunnel (Nähe Einfahrtportal und Nähe Ausfahrtportal) die Emissionen bestimmt werden können.

Die meisten modernen Tunnel verfügen bereits über die für die Bilanzrechnung notwendigen Verkehrserfassungssysteme und Strömungsmessungen, so dass „nur“ die Ausrüstung mit zwei Immissionsmessstellen benötigt wird.

Diese Methode wird häufig angewendet, um Emissionsfaktoren abzuleiten (siehe z. B. Lörzer, 2002 im Kiesbergtunnel Wuppertal; Israel et al., 1996 im Tunnel Tegel). In der Schweiz werden am Gubrist-Tunnel solche Messungen und Analysen kontinuierlich durchgeführt, um die jährliche Entwicklung der Emissionsfaktoren zu beobachten.

Basierend auf Immissionsmessungen und deren Auswertung im Plabuschtunnel (FVT, 2014) leiteten Hinterhofer et al. (2015) mittels dieser Methode PM10-Emissionsfaktoren ab (siehe auch **Abb. 3.10**).

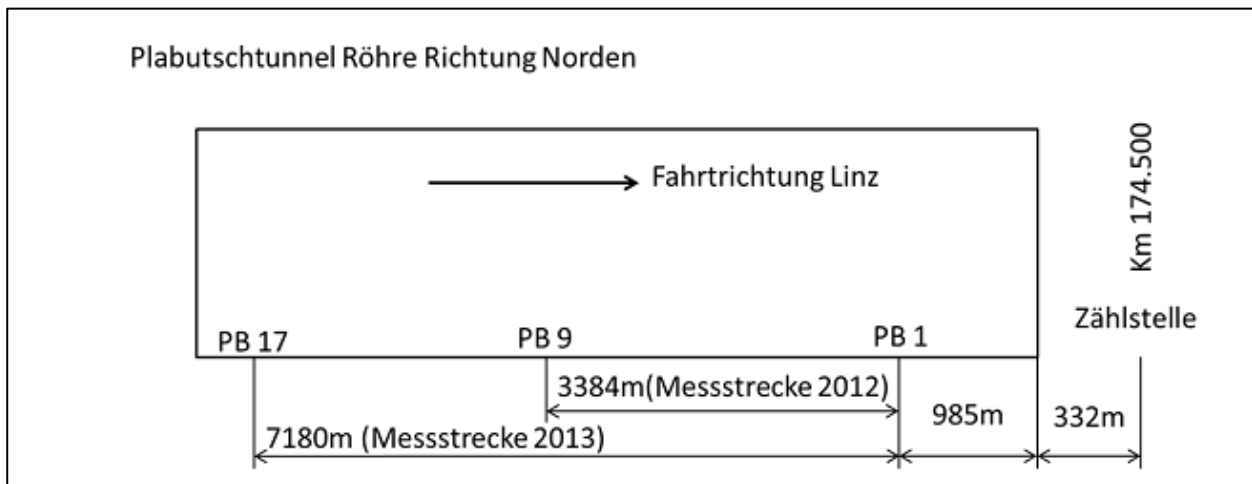


Abb. 3.10: Schematische Darstellung der Anordnung der Messgeräte während der Tunnelmessungen in Österreich (Plabuschtunnel) (Quelle: Hinterhofer et al., 2015)

Bei den eingesetzten Messgeräten handelt es sich um Messgeräte zur dynamischen Erfassung von Luftschadstoffkonzentrationen.

- PM10-Messung: Sharp 5030, TEOM FDMS
- NO_x-Messung: API 200 A, Thermo 42i
- CO- und CO₂-Messung: Horiba, API 300
- Ruß-Messung: 5012 MAAP
- PM2.5-Messung: TEOM FDMS
- Schwermetalle: DIGITEL

Die Emission berechnet sich nach folgender Formel:

$$Emission \left[\frac{g}{km} \right] = \frac{Diff \left[\frac{\mu g}{m^3} \right] * Vol \left[\frac{m^3}{s} \right] * 60 [s]}{Messstrecke [km] * 10^6}$$

Der Term *Diff* stellt die Konzentrationsdifferenz zwischen den beiden Messstellen dar, jedoch unter Berücksichtigung des zeitlichen Versatzes. *Vol* entspricht dem Volumenstrom der Tunnelluft.

Nach Abzug der mittels Emissionsmodell NEMO (Network Emission Model) berechneten Auspuffemissionen wurden die Nicht-Abgas PM10-Emissionen abgeschätzt.

Der Quotient aus Emission und Verkehrsstärke liefert dann den Emissionsfaktor z. B. in mg/(km Fzg).

4 Übersicht und Diskussion häufig eingesetzter PMx-Messgeräte

Nicht alle PMx Messgeräte können für jede der in Kapitel 3 aufgeführten Messszenarien zur Bestimmung von AWAR eingesetzt werden. Je nach Messtyp stellen sich spezifisch Ansprüche an die Geräte:

- Bei **Labormessungen** sind Größe und Energiebedarf der Messgeräte von geringer Bedeutung. Der Kalibrieraufwand ist relativ gering, da die Geräte ihre eigene Referenz darstellen. Während beim „road-simulator“ die Zeitauflösung der Messgeräte von untergeordneter Bedeutung ist, ist diese beim Brems-Dynamometer ein kritischer Faktor um realistische Bremsituationen zu simulieren.
- **Messungen mit Messfahrzeugen** stellen höhere Anforderungen an die verwendete Messtechnik. Größe und Energiebedarf müssen dem verfügbaren Raum im Messfahrzeug und der verfügbaren elektrischen Leistung angepasst sein. Zudem müssen die verwendeten Geräte unempfindlich gegenüber Erschütterungen sein. Die Zeitauflösung der Messungen muss hoch sein, um die schnellen Veränderungen der Messsituation im Fahrbetrieb realistisch abbilden zu können. Aus Relativmessung mit mehreren Messgeräten gleichen Typs vor und hinter dem Fahrzeug ergibt sich ein hoher Kalibrieraufwand (Abgleich der Messgeräte) um auch geringe Unterschiede der Konzentrationen vor und hinter dem Fahrzeug sicher bestimmen zu können. Die Verluste in den Ansaugleitungen müssen bekannt sein um Artefakte, die durch unterschiedliche Verluste in den Leitungen auftreten können, zu minimieren.
- Bei der **Bestimmung von PMx-Emissionen aus Immissionsmessungen** in Feldversuchen spielen typischerweise Größe und Energiebedarf der Messgeräte eine untergeordnete Rolle. Der Kalibrieraufwand ist ähnlich hoch wie bei den Messungen mit Sniffer Fahrzeugen. Die Zeitauflösung ist nur von der gewünschten Information abhängig, da einerseits schnelle Prozesse mit entsprechend schnellen Messgeräten untersucht werden können und andererseits auch Mittelwerte über längere Zeiträume zum Beispiel bei Filtermessungen zur chemischen Analyse wichtige Aussagen ermöglichen können. Insbesondere bei Tunnelmessungen müssen zudem bei den meisten Messgeräten geeignete Verdünnungssysteme verwendet werden um Artefakte durch Verschmutzung der Messgeräte zu minimieren. Des Weiteren müssen bei allen Bestimmungen von PMx-Emissionen aus Immissionsmessungen zusätzliche Parameter wie Meteorologie, chemische Zusammensetzung der Partikel und Partikelmorphologie bestimmt werden, wenn AWAR von Partikeln aus anderen Quellen differenziert werden soll.

Im Folgenden werden die am häufigsten verwendeten Messgeräte vorgestellt und ihre Eignung für die drei oben genannten Messszenarien diskutiert.

4.1 Anzahlgrößenverteilung

4.1.1 MPSS (Mobility Particle Size Spectrometer)

Partikel mit Durchmessern <300 nm sind mit optischen oder aerodynamischen Methoden nicht größenklassifizierbar. Ihre elektrische Mobilität in einem elektrischen Feld, die hauptsächlich von ihrer Ladung und der Partikelgröße bestimmt wird, kann zur Größen-

klassifizierung verwendet werden. Je kleiner ein Partikel ist, umso größer ist seine Mobilität im elektrischen Feld. Andererseits sind gleich große Partikel mit höherer Ladung im elektrischen Feld mobiler. Da die Ladungsverteilung eines Aerosols im Normalfall nicht bekannt ist, verwenden alle Mobilitätsgrößenpektrometer einen Auflader, der dem Aerosol eine bekannte „Ladungsverteilung“ aufprägt. In einem elektrischen Kondensator werden die Partikel dann nach ihrer Größe selektiert und mit einem Detektor gezählt. Bei bekannter Ladungsverteilung kann durch mathematische Inversion der gemessenen Mobilitätsverteilung aus der Anzahl der Partikel eine Anzahlgrößenverteilung berechnet werden.

Dieses Messprinzip wird in DMPS (Differential Mobility Particle Sizer) und SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer) Systemen sowie im TSI 3090 EEPs (Engine Exhaust Particle Sizer) zur Messung der Anzahlgrößenverteilung des Aerosols verwendet.

DMPS/SMPS: DMPS und SMPS sind vom mechanischen Aufbau identisch (**Abb. 4.1**).

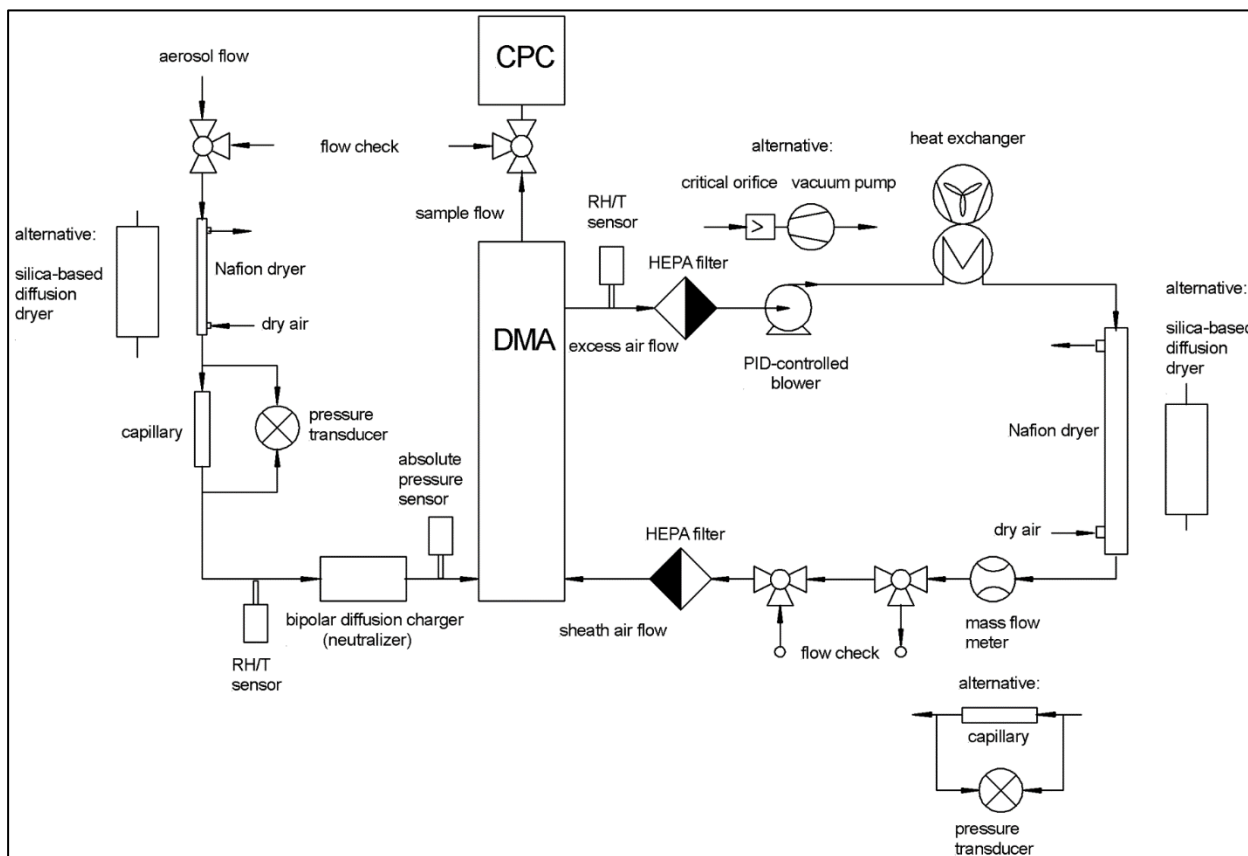


Abb. 4.1: Schematische Darstellung Mobilitäts Partikelgrößenpektrometers auf DMA-Basis (Quelle: Wiedensohler et al., 2012)

Bei beiden Geräten wird dem Aerosol mit einem radioaktiven, bipolaren Auflader eine bekannte Ladungsverteilung aufgeprägt. In einem DMA (Differential Mobility Analyzer) wird durch Anlegen einer Hochspannung ein bestimmter Mobilitätsdurchmesser selektiert. Die Konzentration der Partikel in der selektierten Mobilitätsfraktion wird mit einem CPC (Condensation Particle Counter) gemessen. Durch sequentielles Messen bei verschiedenen Hochspannungen kann so die Mobilitätsgrößenverteilung gemessen werden. In einer Inversion, die Partikelverluste im Gerät, Ladungsverteilung und Ladungswahrscheinlichkeit sowie die durch die Geometrie und Flüsse bestimmte Auflösung berücksichtigt, wird aus der Mobilitätsverteilung eine Anzahlgrößenverteilung berechnet.

Mit diesem Verfahren können typischerweise Anzahlgrößenverteilungen im Größenbereich von wenigen Nanometern bis zu etwa 800 nm bei Konzentrationen von bis zu 10^5 cm^{-3} gemessen werden. Die Größenauflösung kann in weiten Bereichen angepasst werden.

DMPS und SMPS unterscheiden sich nur im Messprogramm. Während beim DMPS zunächst ein Mobilitätsdurchmesser selektiert wird und dann nach einer Wartezeit die Konzentration gemessen wird, wird bei SMPS die Spannung in einer exponentiellen Rampe kontinuierlich variiert. Beiden Messmethoden ist gemeinsam, dass gleichzeitig immer nur eine Partikelgröße gemessen wird. Dies ist ein Nachteil bei sehr schnell veränderlichen Größenverteilungen, da zum Beispiel an einem Brems-Dynamometer eventuell genau dann Partikel in einem Größenbereich produziert werden, in dem das System gerade nicht misst.

Ein Vorteil dieser beiden Messmethoden liegt darin, dass diese Geräte mit hoher Genauigkeit messen können. Ein Beispiel hierfür zeigt die **Abb. 4.2**. Hier wurde die Anzahlgrößenverteilung des atmosphärischen Aerosols mit drei TROPOS SMPS Systemen gleichzeitig gemessen. Die Abbildung zeigt zudem die berechnete Volumengrößenverteilung.

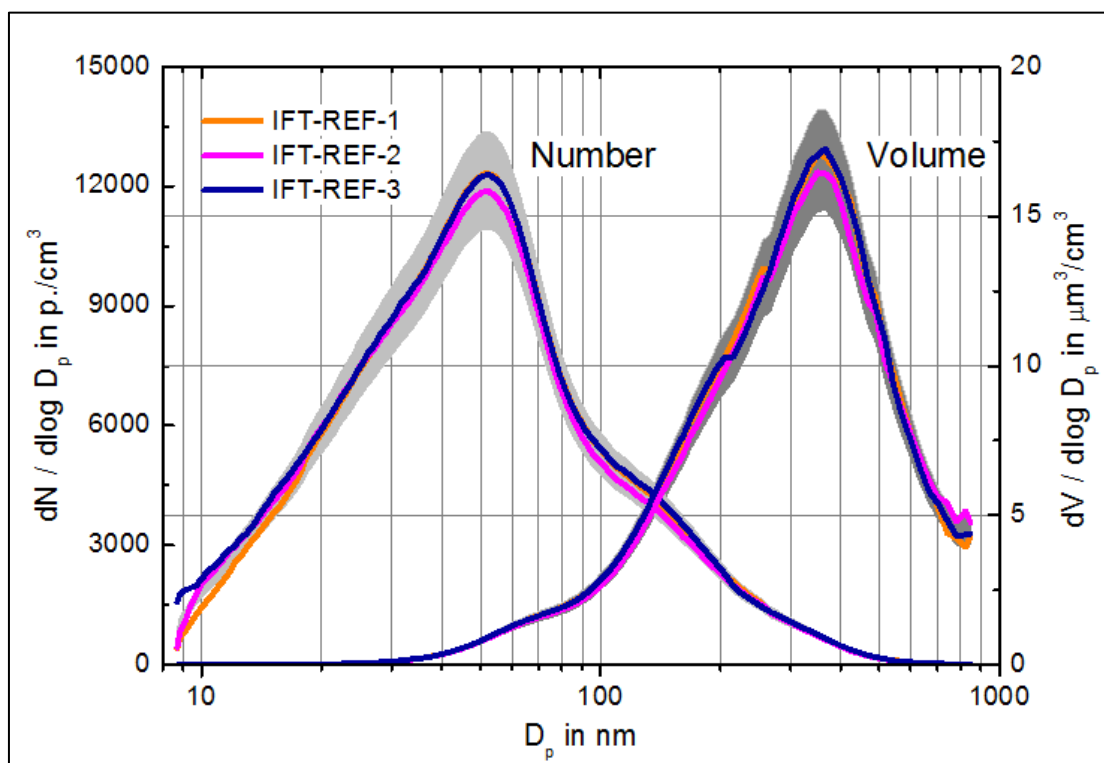


Abb. 4.2: Beispiel für die Vergleichbarkeit von drei TROPOS SMPS Systemen (Quelle: Eigenmessungen TROPOS)

Abgesehen von Messungen an Brems-Dynamometern können DMPS/SMPS Systeme bei allen in Kapitel 3 vorgestellten Messszenarien eingesetzt werden.

EEPS: Im EEPS werden die Aerosolpartikel mittels Korona Entladung in Abhängigkeit von ihrer Größe positiv aufgeladen. Nach dem Passieren des Aufladers gelangt die Aerosolprobe in eine Elektrometersäule. Der Außenring der Säule besteht aus voneinander isolierten Elektrometern, die definierten Größenklassen zugeordnet sind. Zu den Elektrometern sind im Zentrum konzentrisch drei positiv aufgeladene Hochspannungs-

elektroden angeordnet, an denen unterschiedliche Spannungen anliegen. Auf diese Weise werden in der Säule unterschiedlich starke elektrostatische Felder erzeugt. Die **Abb. 4.3** zeigt den schematischen Aufbau des TSI 3090 EEPS.

Partikel werden von der Innenelektrode auf Grund ihrer Mobilität unterschiedlich stark abgestoßen. Je tiefer die Partikel in die Elektrometersäule eindringen, desto stärker ist das elektrostatische Feld. Partikel mit einer hohen elektrischen Mobilität werden auf den oberen Elektrometern abgeschieden, während elektrisch weniger mobile Partikel bis an die unteren Elektrometer vordringen. Am Elektrometer wird die Ladung vom Partikel auf das Elektrometer übertragen. Je mehr Partikel ihre Ladung an einem Elektrometer abgeben, desto stärker ist das Signal des Elektrometers der entsprechenden Größenklasse. Die Elektrometersäule besteht aus 22 Elektrometern. Die Signale der Elektrometer dienen der Software als Stützstellen für die Berechnung der Größenverteilung.

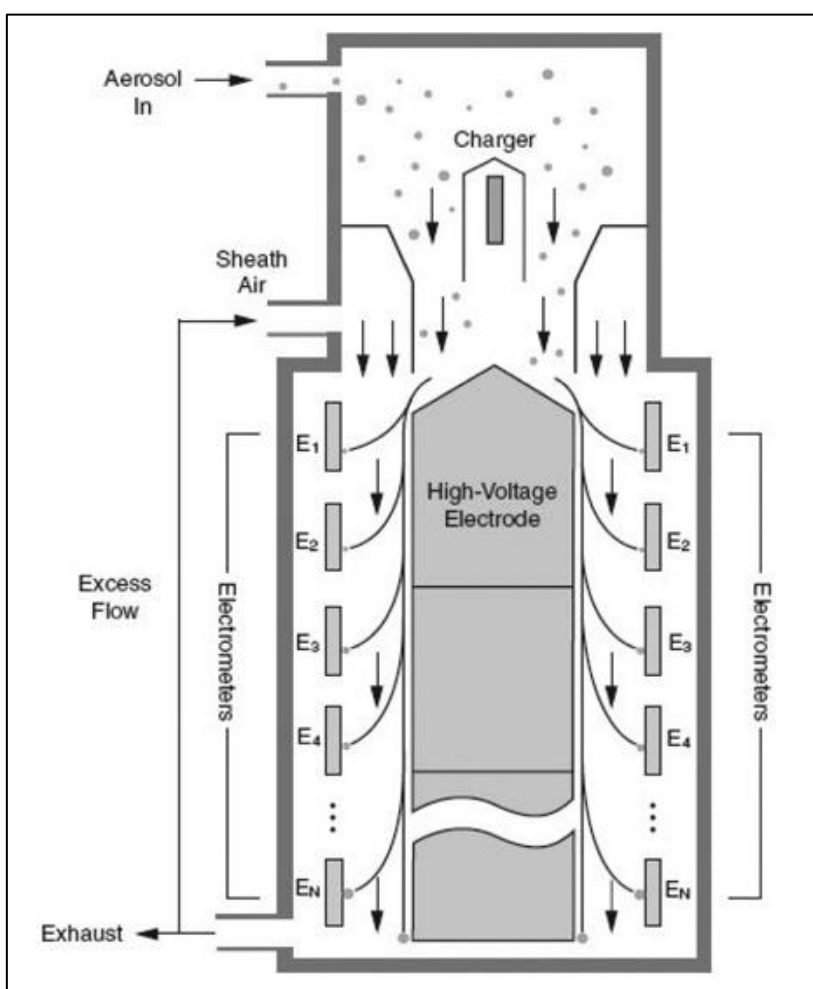


Abb. 4.3: Schematische Darstellung eines TSI EEPS (Quelle: Johnson et al., 2003)

Das EEPS soll mit dieser Methode Größenverteilung von Aerosolpartikeln im Größenbereich von 5,6 – 560 nm mit einer zeitlichen Auflösung von 10 Hz messen. Allerdings erscheint die vom Hersteller angegebene Mindestkonzentration von 200 Partikeln/cm³ unrealistisch. Dedizierte Elektrometer, wie sie zum Beispiel zur rückführbaren Kalibrierung von CPCs eingesetzt werden, haben typischerweise eine untere Nachweisgrenze von 500 cm⁻³. Verteilt man nun die angegebenen 200 Partikel/cm³ auf 22 Elektrometer, so müssten diese in der Lage sein, Konzentrationen von 9 cm⁻³ zu messen.

Ein Problem bei Messungen mit dem EEPS ist die Inversion der Messdaten, d. h. die Berechnung der Anzahlgrößenverteilung aus der gemessenen elektrischen Ladung und deren Mobilität. Für Partikel <75 nm stimmt das EEPS mit einem SMPS System überein. Bei Partikeln mit größeren Durchmessern werden diese zu klein klassifiziert. Im EEPS stehen daher verschiedene Inversionsmatrizen zur Inversion zur Verfügung. Das Problem hierbei ist, dass man erst richtig messen kann, wenn die Morphologie der Partikel bekannt ist.

Dessen ungeachtet eignet sich das EEPS besonders zur Messung schneller Aerosolprozesse, wie sie am Brems-Dynamometer beobachtet werden. Elektrometer sind sehr empfindlich gegenüber Erschütterungen. Ein Einsatz in Sniffer Fahrzeugen ist daher nicht möglich. Bei Feldmessungen wird auf der anderen Seite keine Zeitauflösung von 10 Hz benötigt.

4.1.2 Aerodynamisches Partikelgrößen Spektrometer (APSS)

Das APSS (Aerodynamic Particle Size Spectrometer) bestimmt den aerodynamischen Durchmesser, der definiert ist als der Durchmesser einer Kugel der Dichte 1 mit derselben Sedimentationsgeschwindigkeit wie das gemessene Partikel. Das Aerosol wird dazu in einer Düse beschleunigt. Wegen ihrer Trägheit werden Partikel mit größerem aerodynamischen Durchmesser weniger beschleunigt als kleinere Partikel. Die Geschwindigkeit der Partikel wird mit einer Lichtschranke gemessen. Diese ist proportional zum Durchmesser. Die **Abb. 4.4** zeigt den schematischen Aufbau des Gerätes.

Mit dieser Messmethode kann das APS Größenverteilungen des Aerosols im Größenbereich von 0.5-20 µm mit einer Zeitauflösung von wenigen Sekunden und einer Größenauflösung von 52 Kanälen messen.

Da die Trägheit neben dem Volumen auch von der Dichte der gemessenen Partikel abhängt, muss diese zumindest näherungsweise bekannt sein. Da sich nicht gleichzeitig mehrere Partikel zwischen den beiden Lichtschranken bewegen dürfen, ist die maximal messbare Konzentration beschränkt. Nur bei Partikelanzahlkonzentrationen kleiner als 10 000 cm³ ist der Messfehler kleiner 10 %.

Ein APS wird häufig eingesetzt, um den Messbereich eines DMPS- oder SMPS-Systems zu größeren Partikeldurchmessern zu erweitern. Grundsätzlich eignet sich das Gerät für alle oben genannten Messszenarien. Einzig an einem Brems-Dynamometer kann die Messzeit von wenigen Sekunden bereits zu lang sein, um eine Entwicklung der Größenverteilung der durch die Bremsung erzeugten Partikel zu bewerten. In diesen Fällen ist oft die Verwendung eines im nächsten Abschnitt beschriebenen Optischen Partikelgrößenspektrometers (OPSS, Optical Particle Size Spectrometer) die bessere Wahl.

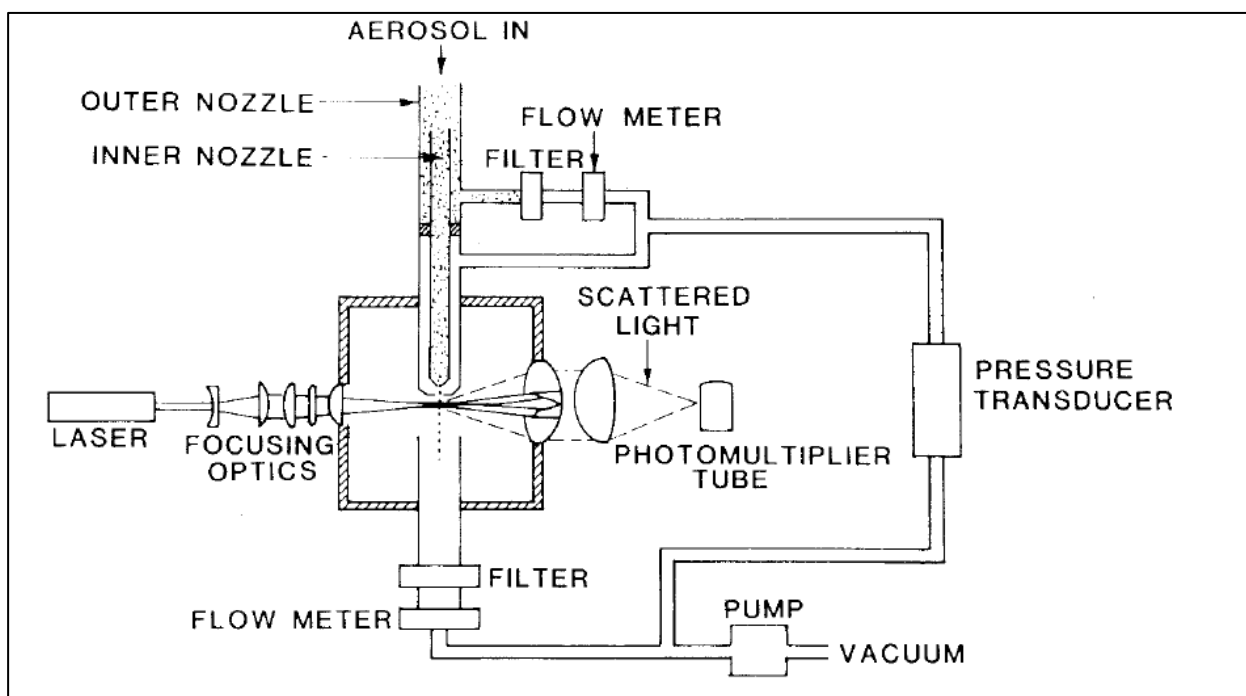


Abb. 4.4: Schematische Darstellung eines aerodynamischen Partikelgrößenspektrometers (Quelle: Chen et al., 1985)

4.1.3 Optische Partikelgrößenspektrometer (OPSS)

Optische Partikelgrößenspektrometer klassifizieren die Einzelpartikel im Aerosol mit Hilfe des von den Partikeln gestreuten Lichts. Der Strahl der fokussierten Laserdiode fällt senkrecht auf das Aerosol, welches kontinuierlich vom Messgerät angesaugt wird. Wenn der Lichtstrahl auf ein Partikel trifft, streut dieses, abhängig von seiner jeweiligen Größe, das Licht. Das Streulichtsignal wird über einen Spiegel mit einem Erfassungswinkel von 90° auf einen Detektor abgebildet. Je nach Intensität und Winkel der Streuung des im Detektor erfassten Streulichtsignals lässt sich eine Aussage über die Größe des Partikels treffen. Ein Pulshöhenanalysator unterteilt im Anschluss alle vom Detektor erfassten Streulichtsignale in unterschiedliche Größenkanäle.

Die Intensität des gestreuten Lichts, die zur Partikelgrößenberechnung verwendet wird, ist vom Brechungsindex der Partikel abhängig. (z. B. streuen Rußpartikel eines geometrischen Durchmessers weniger Licht als Salzpartikel des gleichen geometrischen Durchmessers und werden daher kleiner „gemessen“). Bei bekanntem Brechungsindex des untersuchten Aerosols kann dieser Effekt kompensiert werden. Die **Abb. 4.5** zeigt die typische Geometrie eines optischen Partikelgrößenspektrometers. Die meisten optischen Partikelzähler können nur Partikel $>0.3 \mu\text{m}$ detektieren. Die typische Größenverteilung von Partikeln aus Autoabgasen hat ihr Maximum bei etwa $0.4 \mu\text{m}$. Somit können optische Partikelzähler nur weniger als die Hälfte der tatsächlich vorhandenen Partikel detektieren.

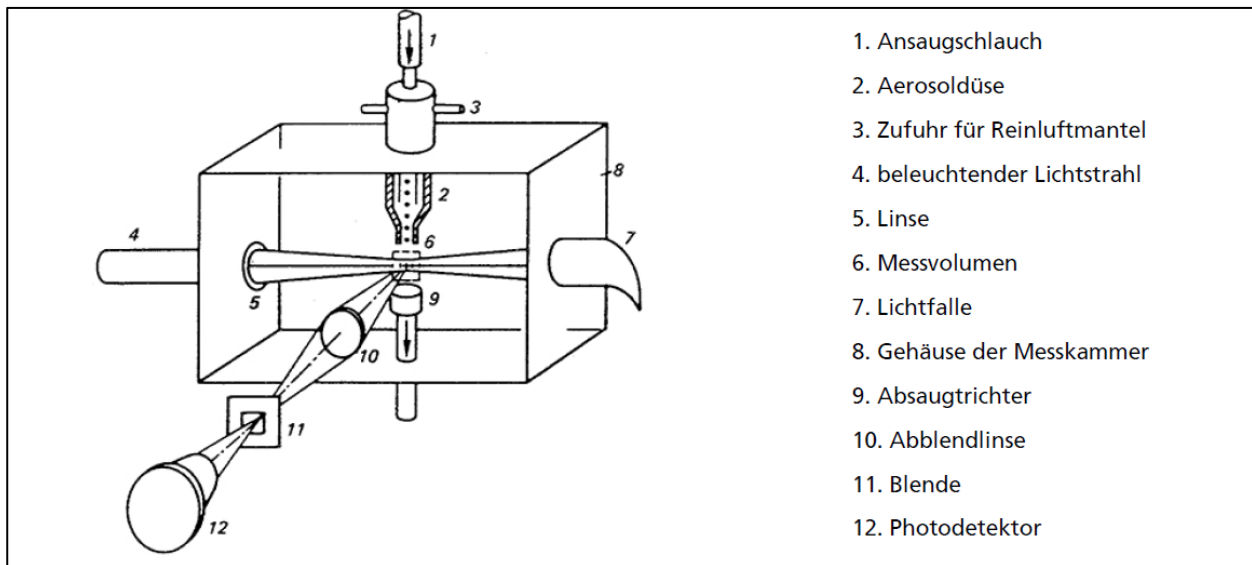


Abb. 4.5: Schematische Darstellung eines optischen Partikelgrößenpektrometers
(Quelle: VDI 3489 Blatt 3)

Mit Messfrequenzen von 1 Hz und einem typischen Messbereich von 0,3 – 30 µm sind optische Partikelgrößenpektrometer (Optical Particle Size Spectrometers, OPSS) grundsätzlich zur Messung der Größenverteilung von AWAR geeignet. Es sind Geräte unterschiedlicher Hersteller verfügbar, die zum Teil über eine Zertifizierung als PMx Messgeräte verfügen. Diese Zertifizierung setzt aber voraus, dass die aus der Größenverteilung berechneten Massenkonzentrationen für ein bestimmtes Aerosol mit anderen Referenzmethoden (z. B. Filtermessungen) verglichen werden, und dass diese Werte dann zur internen Kalibrierung der OPSS verwendet werden.

Unter Beachtung der oben genannten Einschränkungen sind OPSS bei allen in Kapitel 3 genannten Messszenarien sinnvoll anwendbar.

4.2 Partikelmassenkonzentration

4.2.1 Filtermessungen

Partikelmassenkonzentrationen werden traditionell durch die Deposition von Aerosolpartikeln auf Filtermedien bestimmt. Dabei wird die Konzentration aus der deponierten Masse pro Luftvolumen berechnet. Dem Filter kann ein selektiver Abscheider vorgeschaltet werden, so dass nur Partikel kleiner als der durch den Abscheider definierte Durchmesser bewertet werden (PM10, PM2.5, PM1).

Um ausreichend Masse zur Auswertung der Filter zu deponieren, sind abhängig von der Partikelmassenkonzentration, Sammelzeiten von mehreren Stunden bis zu Tagen notwendig.

Filtermessungen sind wegen der damit verbundenen Wiegungen der Filter unter genau kontrollierten Bedingungen sehr arbeitsaufwändig. Ihr Vorteil liegt aber darin, dass das auf dem Filter deponierte Material im Nachgang chemisch analysiert werden kann.

Bei Messszenarien, die keine hohe Zeitauflösung benötigen, können Filtermessungen mit nachfolgender chemischer Analytik zur Quellbestimmung des untersuchten Aerosols hilfreich sein. Für schnelle Prozesse wie Brems-Dynamometer sind solche Messungen allerdings nicht geeignet.

4.2.2 Niederdruck Kaskaden Impaktoren

In Impaktoren wird die Trägheitsabscheidung von Partikeln auf Oberflächen zur Sammlung von Aerosol genutzt. Das Aerosol wird hierzu in einer Düse beschleunigt. Eine Impaktionsplatte verursacht eine starke Biegung der Stromlinien. Kleine Partikel können wegen ihrer geringen Trägheit dem Luftstrom folgen. Größere Partikel können dies nicht und werden daher auf der Impaktionsplatte abgeschieden. Dadurch separiert ein Impaktor ein Aerosol in zwei Massenfraktionen (**Abb. 4.6**). Einzelne Impaktorstufen werden zum Beispiel als Vorabscheider von anderen Messgeräten benutzt, um größere Partikel (z. B. $>10\ \mu\text{m}$ oder $>2.5\ \mu\text{m}$) aus dem Aerosol zu entfernen.

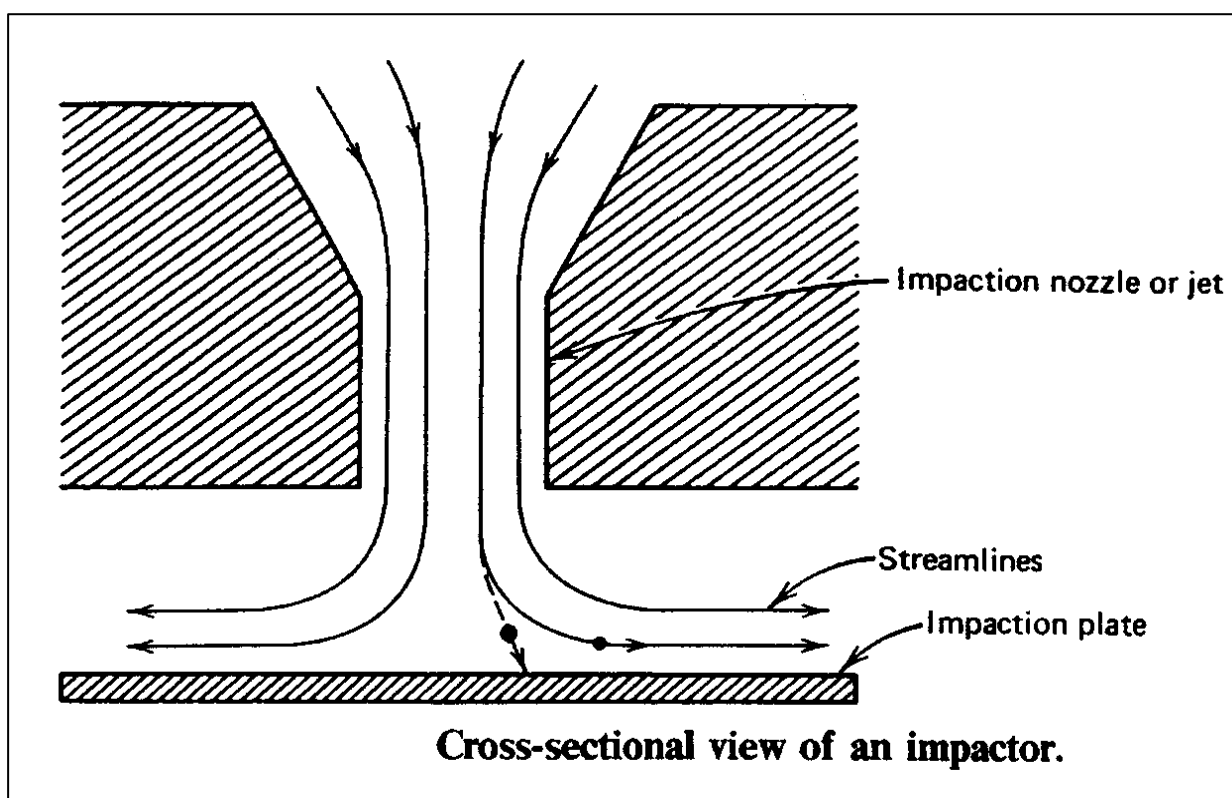


Abb. 4.6: Schematische Darstellung eines Impaktors (Quelle: Aerosolverlesung Prof. Wiedensohler, TROPOS)

Zur Bestimmung der Massengrößenverteilung eines Aerosols werden mehrere Impaktorstufen in Serie betrieben. In einem solchen Kaskadenimpaktor nimmt der Durchmesser der deponierten Partikel von Stufe zu Stufe ab. Dies wird technisch dadurch erreicht, dass der Düsendurchmesser und/oder die Anzahl der Düsen verringert werden (**Abb. 4.7**). Ein Backup Filter nach der untersten Impaktorstufe garantiert, dass alle Partikel abgeschieden werden. Jede Impaktorstufe hat eine austauschbare Impaktionsplatte. Die Masse der Partikel, die auf dieser Stufe deponiert wurde, kann gravimetrisch bestimmt werden. Zudem ist es möglich, die chemische Zusammensetzung der Partikel auf einer Impaktionsstufe chemisch zu analysieren.

Aus den Partikelmassen kann bei bekannter Abscheidecharakteristik der einzelnen Stufen und bekanntem Probenahmevolumen, die Massengrößenverteilung des Aerosols berechnet werden.

Alle Impaktoren haben das gemeinsame Problem der Verblasung von bereits auf oberen Stufen deponierten Partikeln und damit dem Transport auf kleine Impaktionsstufen.

Auf Grund der erheblich größeren Masse von Partikeln auf den oberen Stufen kann diese zur Verfälschung der Messergebnisse führen. Da die Wahrscheinlichkeit der Verblasung mit zunehmender Beladung der oberen Stufen anwächst und andererseits die Masse der Partikel auf der untersten Stufe gering ist, führt dies dazu, dass eine chemische Analyse der Partikel auf der untersten Impaktorstufe selten gelingt.

Ein Ansatz zur Verringerung der Verblasung ist die Verwendung eines so genannten MOUDI (Micro-orifice uniform deposition impactor), bei dem die Impaktionsplatten mechanisch rotiert werden, um die Anhäufung von Aerosolmaterial an einem Punkt zu verringern.

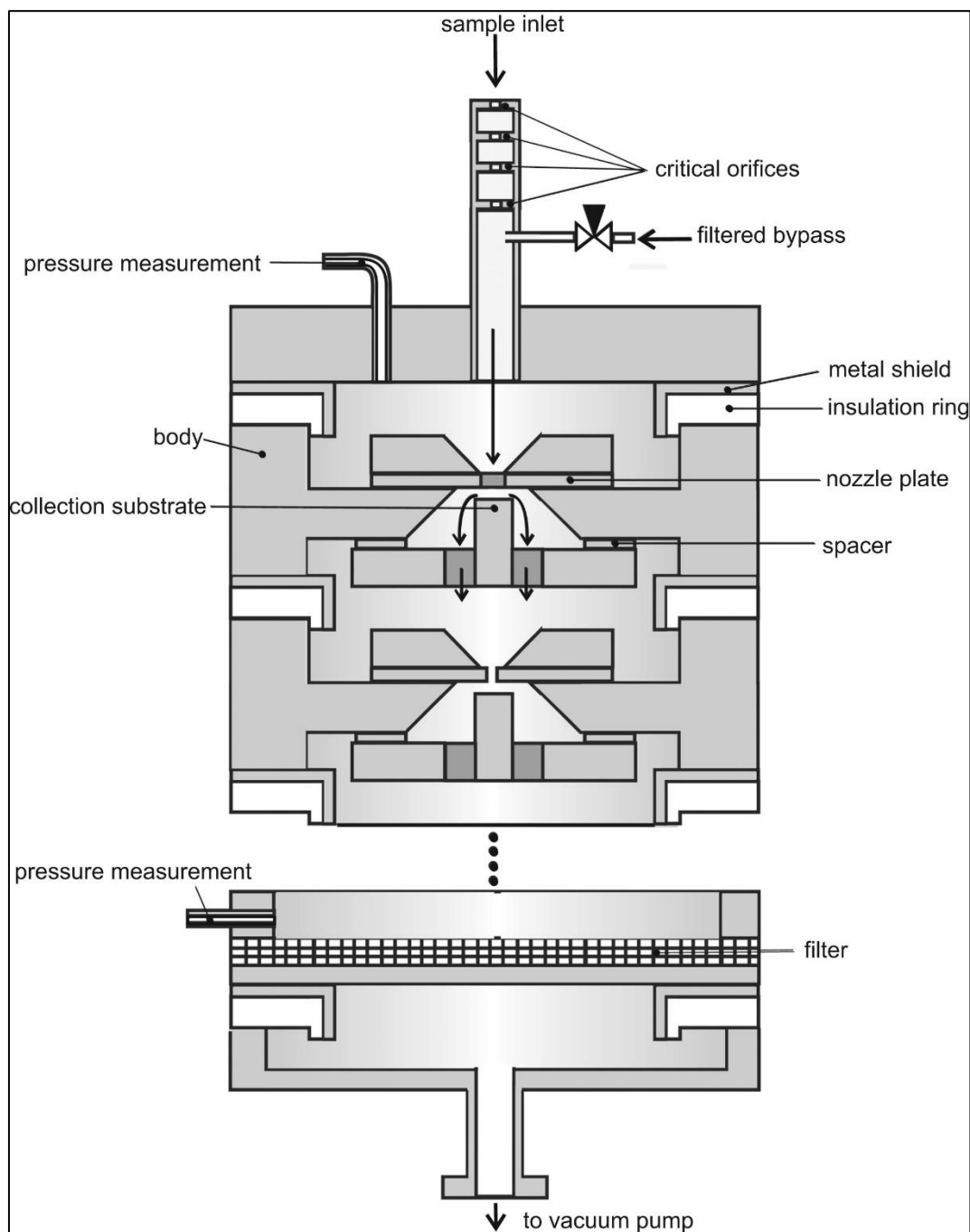


Abb. 4.7: Schematische Darstellung eines Kaskadenimpaktors (Quelle: Arffman et al., 2014)

Um eine ausreichende Beladung der Stufen zu erreichen, sind Sammelzeiten von mehreren Stunden bis zu Tagen notwendig. Daher sind Impaktoren nicht zur Verwendung an Brems-Dynamometern und in Sniffer-Fahrzeugen geeignet. Eine Verwendung an Road-Simulatoren kann bei genügend langer Messdauer sinnvoll sein, wenn eine chemische Analyse des AWAR vorgenommen werden soll. Bei Feldmessungen an Tunneln oder in Luv und Lee einer Straße ist wegen der langen Sammelzeit darauf zu achten, dass die Impaktoren nur betrieben werden, wenn die Windrichtung etwa senkrecht zur Fahrbahnachse ist. Dies kann zum Beispiel durch die automatische Abschaltung der Vakuumpumpen über Windrichtungsmessung realisiert werden.

Einen Sonderfall der Niederdruckimpaktoren stellt der ELPI dar. Wie bei konventionellen Niederdruckimpaktoren kann beim ELPI auch die Massenkonzentration in 14 Größenklassen durch Wägung bestimmt werden. Die Abscheidung der Partikel erfolgt aerodynamisch. Das deponierte Material erlaubt auch hier die chemische Analyse der Inhaltsstoffe auf jeder einzelnen Impaktorstufe.

Die Besonderheit des ELPI ist, dass die Aerosolpartikel wie beim EEPS mit einem Korona Auflader die Partikel am Einlass des Impaktors auflädt. Die einzelnen Impaktionsplatten sind elektrisch isoliert und jeweils mit einem Elektrometer verbunden (**Abb. 4.8**). Mit diesen Elektrometern lässt sich, nach Inversion, eine Echtzeitmessung der Anzahlgrößenverteilung des Aerosols mit einer Zeitauflösung von 10 Hz durchführen. Der vom Hersteller angegebene Messbereich des ELPI beträgt 6 nm bis 10 µm.

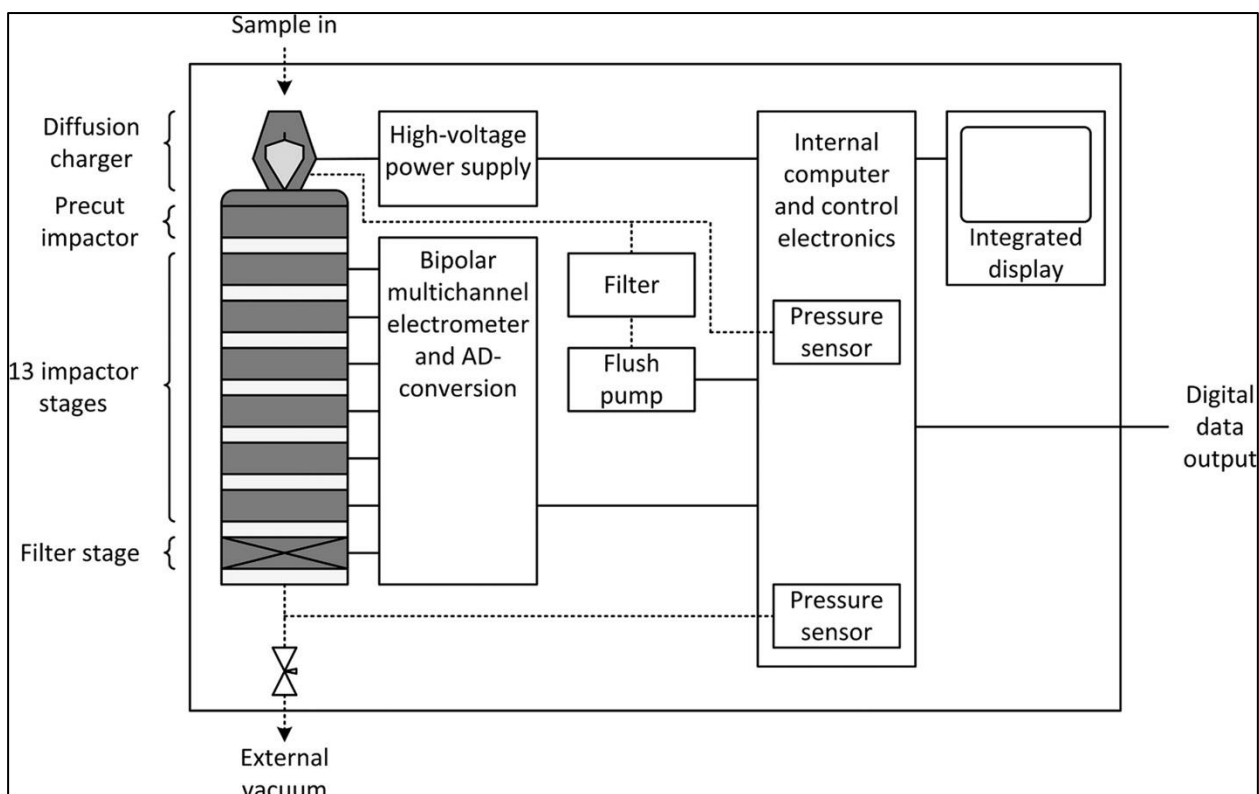


Abb. 4.8: Schematische Darstellung eines ELPI (Quelle: Järvinen et al., 2014)

Wie bereits beim EEPS ist auch beim ELPI die tatsächliche Ladung der Partikel von deren Morphologie abhängig. Ist diese unbekannt werden auch beim ELPI nicht kugelförmige Partikel mit Durchmessern zu klein klassifiziert.

Durch seine hohe Zeitauflösung eignet sich der ELPI besonders zur Verwendung an Brems-Dynamometern. Das Gerät kann aber auch in allen genannten Messszenarien verwendet werden.

4.2.3 Automatische Filtermessungen

TEOM (Tapered element oscillating microbalance): In der TEOM wird das Aerosol durch einen Filter gesammelt, der auf einem Quarzglasrohr befestigt ist (**Abb. 4.9**). Der obere Teil des Röhrchens ist leitend beschichtet. Durch ein elektrisches Wechselfeld wird das Glasröhrchen zu Schwingungen angeregt.

Im Gleichgewichtszustand entspricht die elektrische Schwingungsfrequenz der mechanischen Eigenfrequenz der konischen Glasröhre. Die Eigenfrequenz ist masseabhängig und somit auch abhängig von der Filterbeladung. Geeignete Vorabscheider erlauben die Messung der Fraktionen PM₁₀, PM_{2.5} und PM₁.



Abb. 4.9: TEOM Sensor mit Filter (Quelle: Ruprecht & Patashnik, Herstellerprospekt)

Die TEOM ist unter anderem in den USA als Referenzverfahren zur PM_x-Messung anerkannt. Unter idealen Umgebungsbedingungen sind Zeitauflösungen der Messungen von einer Minute möglich. Hierbei stellen sich jedoch besondere Herausforderungen an die Aufstellbedingungen. Insbesondere müssen starke Temperaturschwankungen,

Feuchteschwankungen und Vibrationen vermieden werden. Damit ist TEOM weder am Brems-Dynamometer noch am Road-Simulator oder in Sniffer-Fahrzeugen verwendbar.

Das Gerät ist jedoch sehr gut für Messungen im Feld an Straßen oder in Tunneln geeignet, da es wartungsarm ist. An Straßen ist jedoch wiederum die Windrichtung aufzuzeichnen; um Luv- und Lee-Anströmungen der beiden Stationen nachträglich differenzieren zu können (Anmerkung: Aus technischen Gründen beim Start der TEOM kann hier nicht einfach, wie beim Impaktor, die Pumpe bei „falscher“ Windrichtung abgeschaltet werden.).

Beta-Absorptionsmessgerät: Beim Beta-Absorptionsmessgerät wird ein Filter mit Aerosol beladen, der sich zwischen einem radioaktiven Betastrahler und einem Detektor befindet. Die Massenkonzentration wird aus dem Probevolumen, einem spezifischen Massenabsorptionskoeffizienten für das Probematerial, der beladenen Fläche auf dem Filter und der Differenz der Logarithmen der gemessenen Betastrahlung zu Beginn und am Ende der Messperiode berechnet. Mit diesem Verfahren ist es möglich, die Massenkonzentration mit einer Zeitauflösung von 20 Minuten zu bestimmen. Unter anderem in Deutschland und den USA ist dieses Verfahren zur Bestimmung der PMx-Konzentrationen im Bereich der Luftgüteüberwachung zugelassen. Wie auch bei der TEOM können durch Verwendung von Vorimpaktoren PM10, PM2.5 und PM1 gemessen werden.

Wegen der geringen Zeitauflösung ist dieses Verfahren nicht zur Verwendung an Brems-Dynamometern geeignet. Bei Experimenten an Road-Simulatoren ist eine Verwendung möglich, wenn diese mehrere Stunden bis Tage kontinuierlich durchgeführt wird. Eine Verwendung bei Feldversuchen sollte ebenfalls über längere Zeit erfolgen.

Sharp: Beim Sharp-Gerät handelt es sich um ein Beta-Absorptionsmessgerät, welches um ein Streulichtgerät (Nephelometer) erweitert ist. Die Konzentration wird bei diesem Gerät aus der Echtzeitmessung mit dem Nephelometer und dem Quotienten der Mittelwerte der Konzentrationen aus den Beta-Absorptionsmessungen/Mittelwert der Konzentrationen aus den Streulichtmessungen bestimmt. Durch die Kombination der (schnellen) Streulichtmessung mit dem Beta-Absorptionsverfahren kann eine höhere Zeitauflösung von einer Minute erreicht werden. Allerdings sollte sich die Zusammensetzung des Aerosols nicht schnell verändern, da die beiden Mittelwerte aus Beta-Absorption und Streulichtmessungen über Zeiträume von 20 – 480 Minuten berechnet werden müssen. Die Verwendung dieser beiden Kombinationen soll die Abhängigkeit der Streulichtmessung von der Größenverteilung des gemessenen Aerosols kompensieren.

Prinzipiell ist das Sharp-Gerät unter der Voraussetzung eines stabilen Aerosols in der Anwendbarkeit mit der TEOM vergleichbar.

4.2.4 Streulichtmessungen

Bei Streulichtmessungen mit Nephelometern wird das Aerosol im Messvolumen entweder mit Weißlicht oder mit unterschiedlichen Lichtfarben unter einem Winkel von 90° beleuchtet. Die Intensität des Streulichtes hängt vom Brechungsindex des Aerosols, der Form der Aerosolpartikel und deren Größe ab (**Abb. 4.10**). Um aus einem Nephelometer Signal eine Massenkonzentration ableiten zu können, muss neben dem Brechungsindex des Aerosols dessen Größenverteilung bekannt sein. Aus diesem Grund ist eine Massenberechnung aus Streulichtmessungen allein nicht möglich.

In tatsächlichen Messgeräten werden daher zusätzliche Informationen über das Aerosol benötigt. Im Fall des Sharp Gerätes ist dies die Messung der Massenkonzentration mittels Beta-Absorption, andere Geräte wie das TSI Dusttrak klassifizieren große Aerosolpartikel, die den größten Anteil an der Lichtstreuung haben, wie optische Partikelgrößenpektrometer.

Als Einzelmessgeräte zur Bestimmung der Massenkonzentration von PM_x sind Nephelometer nicht geeignet. Sie verfügen aber andererseits über eine hohe Zeitauflösung. In Kombination mit zusätzlichen Informationen können sie jedoch gerade bei mobilen Messungen in Sniffer-Fahrzeugen nützlich sein.

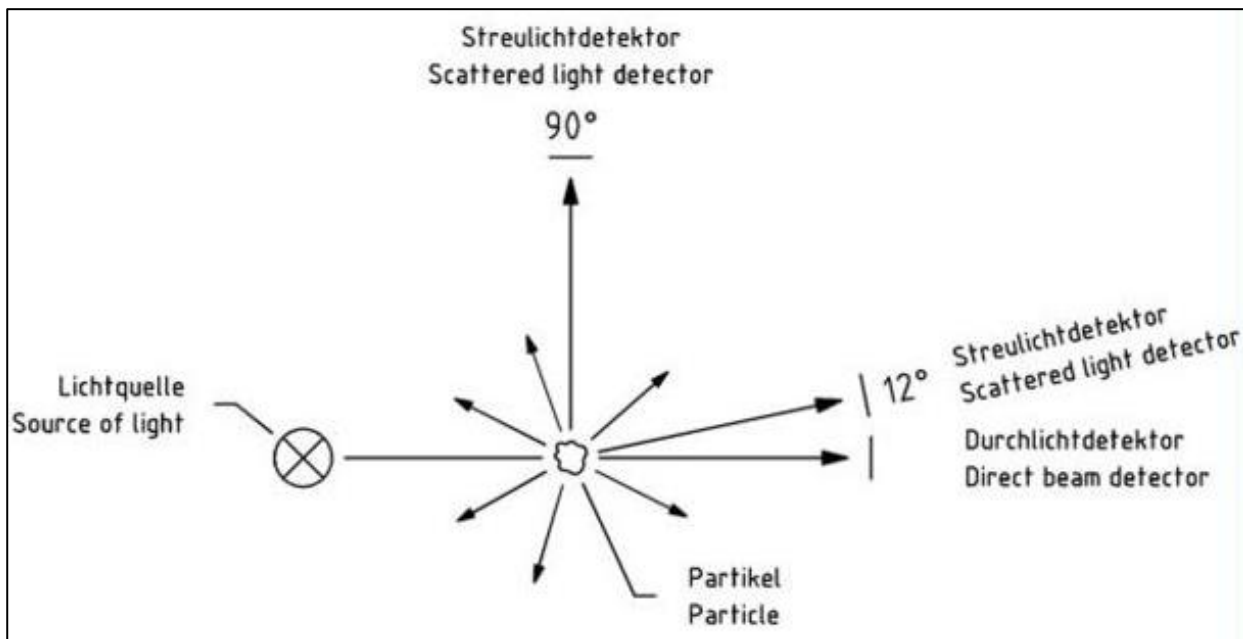


Abb. 4.10: Prinzipieller Aufbau eines Nephelometers. (Quelle: Aerosolverlesung Prof. Wiedensohler, TROPOS.)

4.2.5 Berechnung der Masse aus Anzahlgrößenverteilung

Aus Messungen der Anzahlgrößenverteilung lässt sich unter Annahme von kugelförmigen Partikeln und bei bekannter Dichte eine Massenkonzentration berechnen. Dies funktioniert bei Messungen mit DMPS/SMPS und mit dem APS relativ gut. Bei optischen Partikelgrößenpektrometern kommt zu den Unsicherheiten der oben genannten Voraussetzungen noch der unbekannte Brechungsindex der Aerosolpartikel hinzu. Dies führt dazu, dass eine Kombination von DMPS/SMPS mit optischen Partikelzählern meist nicht gut zur Berechnung der Masse aus der Anzahlgrößenverteilung geeignet ist.

4.3 Anzahlkonzentration (CPC)

Anzahlkonzentration von Aerosolpartikeln werden mit Condensation Particle Countern (CPC, Partikelkonzentrationszähler) bestimmt. Dazu wird das Aerosol über die gesättigte Dampfphase einer Arbeitsflüssigkeit geleitet und anschließend abgekühlt. Der Dampf kondensiert auf Partikeln, die größer als die Nachweisgrenze des jeweiligen CPCs sind, wodurch diese zu Durchmessern aufwachsen bei denen sie durch Streulichtmessungen detektiert werden können.

Typische untere Nachweisgrenzen von kommerziellen CPCs liegen zwischen 3 nm und 23 nm.

Die Partikel werden typischerweise einzeln gezählt. Die maximale Konzentration beträgt, beschränkt durch die Geschwindigkeit der Elektronik, ca. 10^4 bis 10^5 Partikel pro cm^3 . Einige CPC Typen messen oberhalb dieser Konzentrationen das Streulicht am Partikelkollektiv. Bei dieser Messmethode ist jedoch zu beachten, dass jede Verschmutzung der Optik im CPC zu geringerem Streulicht bei gleicher Partikelkonzentration führt und somit zu einem geringeren Messwert.

Die meisten CPCs können mit Geschwindigkeiten von 1 Hz messen.

In CPCs können je nach Typ unterschiedliche Arbeitsflüssigkeiten verwendet werden. Am weitesten verbreitet sind Typen, die Alkohole wie Butanol oder Propanol als Arbeitsflüssigkeit verwenden. Der Vorteil dieser Alkohole ist die Tatsache, dass diese sowohl über ein hydrophobes als auch über ein hydrophiles Ende der Moleküle verfügen. Dadurch wird die Kondensation des Dampfes auf den Partikeln unabhängig von deren hydrophilen oder hydrophoben Eigenschaften. Damit ist auch die untere Nachweisgrenze von CPCs mit Alkoholen als Arbeitsflüssigkeit nur wenig materialabhängig.

Da insbesondere Butanoldämpfe gesundheitsgefährdend sind und stark riechen, werden inzwischen wieder CPCs angeboten, die Wasser als Arbeitsflüssigkeit verwenden. Hierbei muss aber beachtet werden, dass die Nachweisgrenze dieser CPCs stark vom Partikelmaterial abhängt. Eine untere Nachweisgrenze von 10 nm für hydrophile Partikel kann sich dadurch auf bis zu 25 nm für hydrophobe Partikel verschieben. Rein hydrophobe Partikel sind in einem gealterten Aerosol selten, sie kommen hauptsächlich bei frisch entstanden Aerosolpartikeln vor.

Bewertung: CPCs sind für alle Messszenarien zur Bestimmung von AWAR gut geeignet. Ihre hohe zeitliche Auflösung erlaubt die Untersuchung schneller Prozesse wie sie zum Beispiel auf Brems-Dynamometern auftreten. Hier entstehen, neben den groben Partikeln aus mechanischem Abrieb, ultrafeine Partikel durch Kondensation heißer Gase. Die Konzentration dieser Partikel kann mit einem CPC gemessen werden. Als Arbeitsflüssigkeit sollte Alkohol verwendet werden. Da eine Verschmutzung der Optik der CPCs bei solchen Messungen wahrscheinlich ist, sollten nur Geräte verwendet werden, deren Messprinzip die Einzelpartikelzählung ist.

4.4 Zusammenfassende Bewertung der PMx Messmethoden

Die **Tab. 4.1** gibt eine qualitative Übersicht über die verfügbaren Messmethoden zur AWAR Messung. In dieser Tabelle wurden für die Bewertung jeweils die bestmöglichen Anwendungen zu Grunde gelegt.

Grundsätzlich sind die gut geeigneten Messgeräte im jeweiligen Anwendungsfall zu bevorzugen.

In einzelnen Fällen kann jedoch auch ein bedingt geeignetes Messgerät sinnvoll eingesetzt werden. So ist zum Beispiel bei Versuchen an Prüfständen zumeist eine sehr hohe Zeitauflösung der Messungen erwünscht. Andererseits ist es auch möglich, etwa bei Messungen an Road-Simulatoren, die Messzeit so zu verlängern, dass auch Messgeräte mit geringen Zeitauflösungen verwendet werden können.

Messgeräte, die empfindlich gegenüber Erschütterungen sind (z. B. TEOM), können theoretisch auch in Messfahrzeugen eingesetzt werden. Allerdings erfordert ein solcher Einsatz aufwändige Maßnahmen, um eben diese Erschütterungen zu vermeiden.

Einige OPSS verfügen über einen Filter nach der Messzelle. Dieser kann theoretisch für eine chemische Analyse der Inhaltstoffe von AWAR verwendet werden. Diese Geräte

arbeiten prinzipbedingt (es darf immer nur ein Partikel im Messvolumen sein) mit sehr geringen Probenahmeflüssen. Dadurch wird die notwendige Probenahmezeit für eine chemische Analytik sehr lang.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Verwendung von bedingt geeigneten Messverfahren zur AWAR Messung entweder zu einer Verlängerung der Messzeit oder zu einem erheblich erhöhten Aufwand bei den Messungen führt.

Messtechnik	gemessener Parameter	berechnete Parameter	zeitliche Auflösung	Prüfstand	Stationäre Messung	Mobile Messungen	Chemische Analyse	Messaufwand
MPSS	Anzahlgrößenverteilung	Massengrößenverteilung	Minuten					gering
EEPS	Anzahlgrößenverteilung		1/10 Sekunde					gering
APSS	Anzahlgrößenverteilung	Massengrößenverteilung	Minuten					gering
OPSS	Anzahlgrößenverteilung	Massenkonzentration PMx	1 Sekunde					gering
ELPI	Anzahlgrößenverteilung		1/10 Sekunde					gering
ELPI	Massengrößenverteilung		Stunden-Tage					sehr hoch
Niederdruckimpaktor	Massengrößenverteilung		Stunden-Tage					sehr hoch
Filtermessung	Massenkonzentration PMx		Stunden-Tage					hoch
TEOM	Massenkonzentration PMx		1 Minute					gering
Nephelometer	Streulichtmenge		1 Sekunde					gering
Nephelometer+OPSS	Streulichtmenge+Größe	Massenkonzentration PMx	1 Sekunde					gering
Beta Absorption	Massenkonzentration PMx		30 Minuten					gering
Nephelometer+Betaabsorption	Massenkonzentration PMx		1 Minute					gering
CPC	Anzahlkonzentration		1 Sekunde					gering

gut geeignet

bedingt geeignet

ungeeignet

Tab. 4.1: Zusammenfassende Bewertung der Eignung von Messmethoden

5 Beschreibung und Bewertung von Abriebemissionen beim Betrieb von Kfz

Zunächst sei hier auf das Übersichtskapitel 3 verwiesen.

Nachfolgend werden wesentliche Zusammenstellungen aus der Systematisierung der PMP-Dokumente entnommen. Der Quellen-Verweis wird über die Dokumentnummer (siehe Dokumentverzeichnis im Abschnitt 13.3) gegeben.

5.1 Intention und Ziele der PMP- Untergruppe „non-exhaust particle emission“

Das Mandat der UNECE PMP-Arbeitsgruppe bestand ursprünglich darin, ein Verfahren zur Messung von Partikeln (Partikelanzahl) für die Typengenehmigung von Fahrzeugen zu entwickeln. Dieses Messverfahren wurde in Folge von der Europäischen Kommission (EC) für PKW (ab Euro 5b) und LKW (Euro VI), sowie für die meisten Kategorien der non road mobile machinery (NRMM) (Stufe V) übernommen.

Im Bereich motorischer Abgas-Partikelemissionen besteht momentan das Ziel, die Machbarkeit der Messung von Partikeln mit aerodynamischem Durchmesser von unter 23 nm mittels aktueller PMP Methodik aufzuzeigen. Dabei sind geeignete Anpassungen zu prüfen sowie Messabweichungen und -unsicherheiten mittels Ringversuch zu beurteilen.

Ein weiteres Mandat erhielt die PMP-Arbeitsgruppe mit dem Thema Nicht-Abgas Partikelemissionen aus Brems- und Reifenabrieb. Ziel ist es, die PMP-Methodik falls möglich bzw. mit geeigneten Anpassungen darauf anzuwenden. Dazu wurde vom Joint Research Center (JRC) eine Literaturstudie erstellt, die eine Zusammenfassung der bisher bekannten Messmethoden in diesem Bereich enthält (Grigoratos und Martini, 2014). Daraus wurde ebenfalls ein Review Artikel verfasst (Grigoratos und Martini, 2015).

Derzeit liegt der Fokus der PMP-Untergruppe „non exhaust particle emission“ auf der Entwicklung einer einheitlichen Testprozedur für die Probenahme und Beurteilung von Partikeln aus Bremsabrieb hinsichtlich Masse und Anzahl.

Chairman der PMP-Arbeitsgruppe ist Dr. Giorgio Martini (giorgio.martini@ec.europa.eu). Ansprechpartner zu detaillierten Fragen betreffs PMP-Dokumente oder Nachfragen zu den Veröffentlichungen könnte der zuständige Experte beim JRC, Dr. Theodoros Grigoratos (theodoros.grigoratos@ec.europa.eu), geben.

5.2 Begrifflichkeiten

Die PMP-Untergruppe „non-exhaust particle emission“ befasst sich mit den Nicht-Abgas Partikelemissionen. Hierbei wird unterschieden in:

- Partikel vom Reifen (tyre particles) = TP bzw. TW (tyre wear)
- Partikel von der Fahrbahnoberfläche (road wear particles) = RWP
- Partikel von Bremsen (brake particles) = BP bzw. BW (brake wear)
- Partikel von der Kupplung (clutch wear) = CP bzw. CW (clutch wear)
- Partikel aus der Umwelt (environmental „dust“) = ED

Je nach Untersuchungsgegenstand der einzelnen PMP-Fachgruppen bzw. der eingesetzten Untersuchungsmethoden werden diese einzelnen Emissionsquellen auch wie folgt zusammenfassend diskutiert (pmp-document 29-04):

- Summe aller Partikel, die auf der Straße liegen (roadway particles) = RP
- Summe aus Reifen- und Straßenabriebpartikeln (tyre & road wear particles) = TRWP

5.3 Summe Reifen- und Straßenabriebpartikel (TRWP)

Viele Untersuchungen der PMP-Untergruppe „non-exhaust particle emission“ befassen sich mit den Reifenabrieben. Ein zentrales Zwischenergebnis dieser Arbeitsgruppe war mit Veröffentlichungsjahr 2014 die umfassende Literaturlauswertung zum Thema Brems- und Reifenabriebe (Grigoratos und Martini, 2014). Siehe hierzu Kap. 6.

Das PMP-Dokument 29-04 (2014) befasst sich mit Messergebnissen aus einem Road-Simulator (VTI Stockholm). Angegeben werden Charakterisierungen der Summe aus Reifen- und Straßenabriebpartikel (tyre & road wear particles) = TRWP.

Bzgl. der PM₁₀-Partikelgrößenverteilung wurde eine Bi-modale Größenverteilung festgestellt. Die Peaks lagen um 1 µm und zwischen 5 und 8 µm. Messbasis waren APS (0.5-10 µm).

Die Partikelanzahlkonzentration (PN) im ultrafeinen Bereich (UFP) auf Basis SMPS (7 bis 300 nm) war ähnlich der Hintergrundkonzentration im Messlabor (ca. 1 000 bis 2 000 #/cm³). Ein Peak konnte bei 10 bis 100 nm festgestellt werden.

Die chemische Zusammensetzung des Fahrbahnabriebes wird durch Partikel im coarse mode (2.5 bis 10 µm) dominiert. Die Reifenabriebpartikel fanden sich mehrheitlich im Größenbereich kleiner 5 µm.

Im Mittel wurden ca. 91.5 % der PM₁₀-Masse von der Fahrbahnoberfläche verursacht.

Weiterhin wird im o. g. Dokument die Auswertung einer globalen PM₁₀-Probenahmeauswertung (Messzeitraum Herbst 2010 bis Sommer 2011) bzgl. TRWP-Relevanz diskutiert. Es wurden eine Vielzahl von Proben in Europa, der USA und in Japan in Bezug auf Pyrolysemarker analysiert. Das Ergebnis ist in **Tab. 5.1** dargestellt.

Im Ergebnis dieser Studie konnte festgestellt werden, dass die TRWP-Konzentration im Mittel kleiner als 1 µg/m³ war. Dies entspricht rund 1 % der dortigen PM₁₀-Gesamtbelastung bei Abständen von 1 bis 300 m Entfernung zu Straßen.

Gustafsson berichtete in GRPE-PMP-30-13 (2014) von Messungen am VTI-Road-Simulator (siehe auch **Abb. 3.4**). Hier werden die Summe aus Reifen- und Fahrbahnabrieb (TRWP) unter verschiedenen Reifentypen, Fahrbahntypen sowie unterschiedlichen Fahrzuständen vermessen.

Die massenbezogenen PM₁₀-Emissionen zeigten erwartungsgemäß große Abhängigkeiten von der Reifenwahl und der Fahrgeschwindigkeit. So lieferten Spikereifen bei 70 km/h etwa doppelt so hohe Werte wie Winterreifen ohne Spikes. Sommerreifen lieferten etwa eine Größenordnung niedrigere Werte als Spikereifen (siehe **Abb. 5.1**). Die Partikelgrößenverteilungen zeigen bimodale Verteilungen mit Peaks bei ca. 0.1 µm und bei ca. 2 µm.

Results from Global Air Sampling PM10

Watershed	Area (n)	Median Distance to Road [Range] (m)	Average PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	TRWP Det. Freq.	Avg ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Max ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	% Contribution to PM10 (Average)
					TRWP	TRWP	TRWP
Seine (France)	Troyes (6)	5 [3-100]	26	83%	0.70	1.34	2.80
	Reims (6)	5 (5-10)	10	67%	0.17	0.70	1.74
	Paris (9)	20 (5-300)	48	78%	0.05	0.11	0.14
	Rouen (6)	30 (20-150)	20	50%	0.17	0.86	0.86
Chesapeake (USA)	Harrisburg (9)	7 (3-89)	15	78%	0.13	0.32	0.94
	Washington, D.C. (4)	15 (3-46)	23	100%	0.24	0.48	1.04
	Maryland (7)	21 (8-46)	16	71%	0.12	0.26	0.72
	Virginia (7)	15 (1-229)	14	86%	0.10	0.16	0.84
Yodo (Japan)	Shiga (4)	5 (2-10)	49	100%	0.18	0.32	0.38
	Kyoto/Mie (10)	4 [1-10]	24	70%	0.09	0.22	0.50
	Hyogo (3)	3 [2-5]	35	33%	0.06	0.09	0.18
	Osaka (10)	5 [2-10]	33	70%	0.09	0.15	0.38
Seine	All (27)	20 [3-300]	28	70%	0.24	1.34	1.24
Chesapeake	All (27)	15 [1-229]	16	81%	0.14	0.48	0.88
Yodo	All (27)	5 [1-10]	32	70%	0.10	0.32	0.40
All	All (81)	8 [1-300]	25	74%	0.16	1.34	0.84

Tab. 5.1: Ergebnisse der globalen PM10-Analyse auf TRWP (Quelle: PMP-Dokument 29-04, 2014)

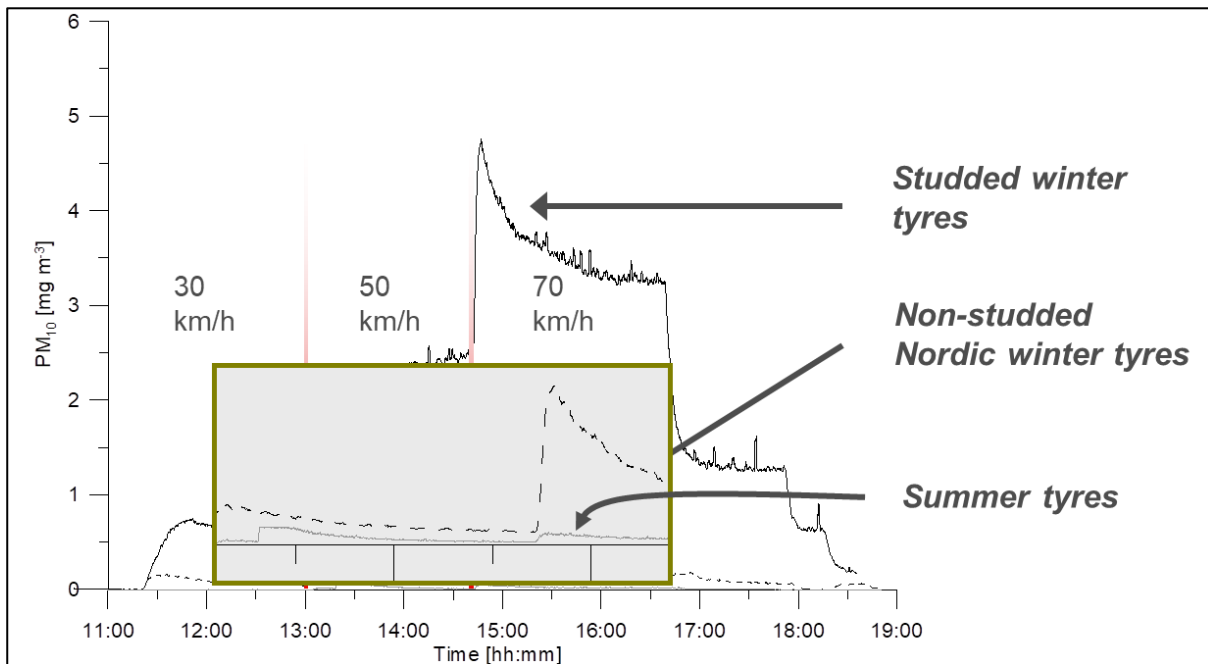


Abb. 5.1: Einfluss von Reifenwahl auf die PM10-Emissionen im VTI-Road-Simulator (Entnommen aus PMP-Dokument 30-13, 2014)

5.4 Bremsabriebe (BW)

Viele Untersuchungen der PMP-Untergruppe „non-exhaust particle emission“ befassen sich mit den Bremsabrieben. Ein zentrales Zwischenergebnis dieser Arbeitsgruppe war mit Veröffentlichungsjahr 2014 die umfassende Literaturlauswertung zum Thema Brems- und Reifenabriebe (Grigoratos und Martini, 2014). Siehe hierzu Kap. 6.

Bzgl. Messung der Bremsabriebe werden derzeit verschiedene Systeme getestet:

- *Pin-on-disc systems*:
 - Vorteil: Einfach und leicht für die Untersuchung von Abriebmechanismen zu handhaben
 - Nachteil: Die Form des Bremsbelages und das Design der Bremse können nicht untersucht werden. Es gibt außerdem wichtige Einschränkungen, z. B. bzgl. der Geschwindigkeit.
- *Full chassis dyno*:
 - Vorteil: Bildet besser die realen Verhältnisse wieder. Alle möglichen Technologien von Bremssystemen können untersucht werden.
 - Nachteil: Es gibt Überlagerungen mit den Beiträgen aus anderen Emissionsquellen.
- *Brake dyno systems*:
 - Vorteil: Einfacher zu handhaben als Full chassis dyno. Wichtige Parameter wie Geschwindigkeit, kühlender Luftvolumenstrom etc. können berücksichtigt werden.
 - Nachteil: Diese Testprozeduren würden nur in Bezug auf die Betrachtung der Bremssysteme anwendbar sein.

Das PMP-Dokument 33-07 (2014) berichtet vom REBRAKE-Projekt. Die Ziele dieses Projektes sind

- 50 % Reduzierung der PM10-Massenemission von Bremsen bis 2020 (in Bezug zu den strategischen Reduktionszielen der EU)
- Schaffung von tieferen Verständnissen der physikalischen und chemischen Emissionsprozesse insbesondere bei Differenzierung in coarse-, fine- und UF-Partikel.

Die Messungen finden im Brems-Dynamometer statt. Bis zu drei verschiedene Partikelmessgeräte sind dabei im Einsatz (siehe **Abb. 5.2**).



Abb. 5.2: Eingesetzte Messgeräte im REBRAKE-Projekt (Entnommen aus PMP-Dokument 33-07, 2014)

Das PMP-Dokument 43-12 (2017) berichtet von aktuellen systematischen Emissionsmessungen (Hagino et al., 2015 und 2016) ebenfalls am Brems-Dynamometer. Testobjekt sind das Bremssystem aus Brems Scheibe und Bremsbelag, welche durch einen Dynamo innerhalb eines Windtunnels angetrieben wird (siehe hierzu auch Abschnitt 3.2).

Als Partikelmessgerät kamen hier constant volume sampler (CVS) zum Einsatz mit der Differenzierung in PM₁₀ und PM_{2.5}. Zusätzlich wurden auch Inhaltsstoffanalysen für den Gesamtmasseabrieb sowie den PM₁₀-Anteil durchgeführt. Parallel dazu wurden auch die Abgasemissionen mit gleicher Messtechnik aufgezeichnet (siehe **Abb. 5.3**).

Betrachtet wurden verschiedene innerstädtische Fahrzyklen, welche unterschiedliche Fahrprofile, Bremsanteile etc. beinhalteten. Die Messungen wurden für Bremsen am Vorderrad und am Hinterrad getrennt durchgeführt und deren Beiträge dann entsprechend summiert.

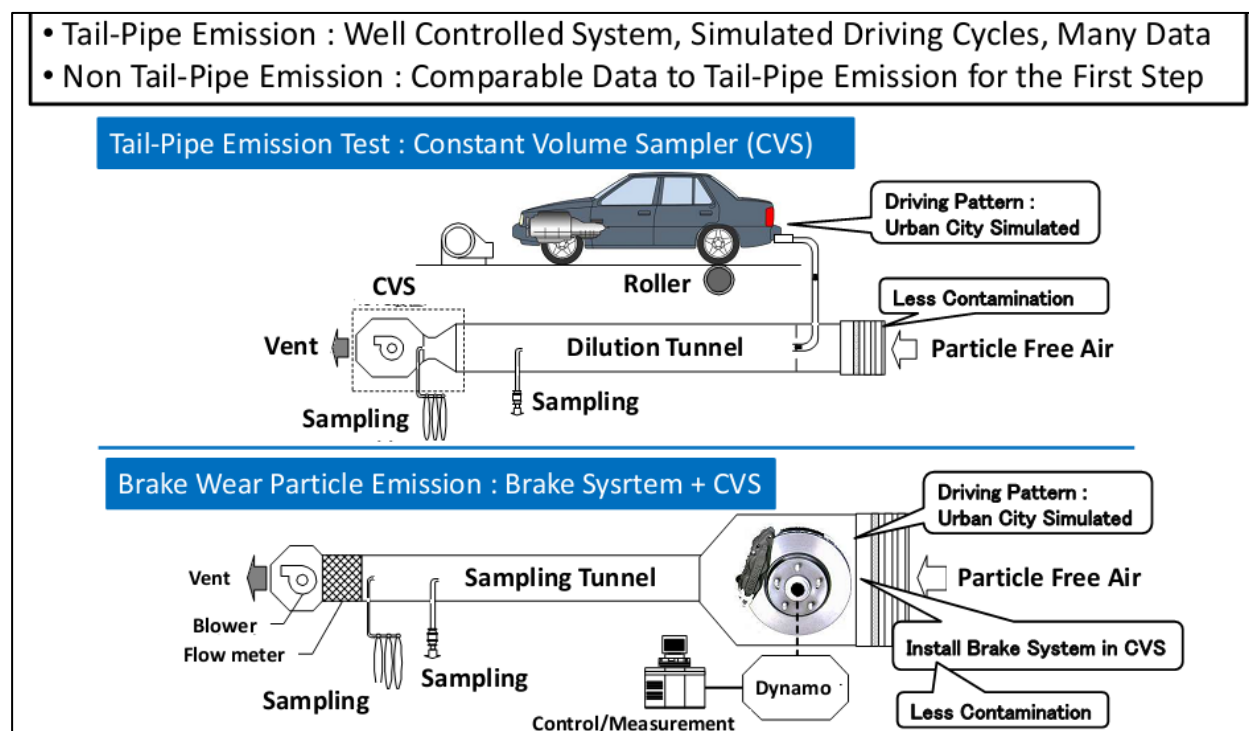


Abb. 5.3: Schematische Darstellung des Messprinzips am Bremsdynamometer nach Hagino et al., 2015 (Entnommen aus PMP-Dokument 43-12)

Ergebnisse sind beispielhaft in den **Abb. 5.4** bis **Abb. 5.6** dargestellt.

Die Bremsemissionen korrelieren wie erwartet mit den Bremsvorgängen. Die Emissionsraten liegen da in der Größenordnung 0.01 bis 0.04 mgPM₁₀/s/Rad sowie je nach untersuchten Fahrzyklus und Bremssystem zwischen 0.1 und 8 mg/(Fzg km). Der Masseanteil PM_{2.5} liegt etwa bei 70 % der PM₁₀-Masse.

Die Analyse der chemischen Zusammensetzung lieferte in den PM₁₀-Anteilen Kupfer, Barium und Antimon. Auch das früher als Bremsabriebtracer gefundene Eisen wurde in hohen Anteilen gemessen. Insbesondere die Antimonemissionen lagen mit 3 bis 12 µg/km vergleichbar mit Auswertungen aus Straßentunnel (dort 4 bis 17 µg/km). Überraschend waren relativ hohe Anteile von organischen Kohlenwasserstoffen (OC).

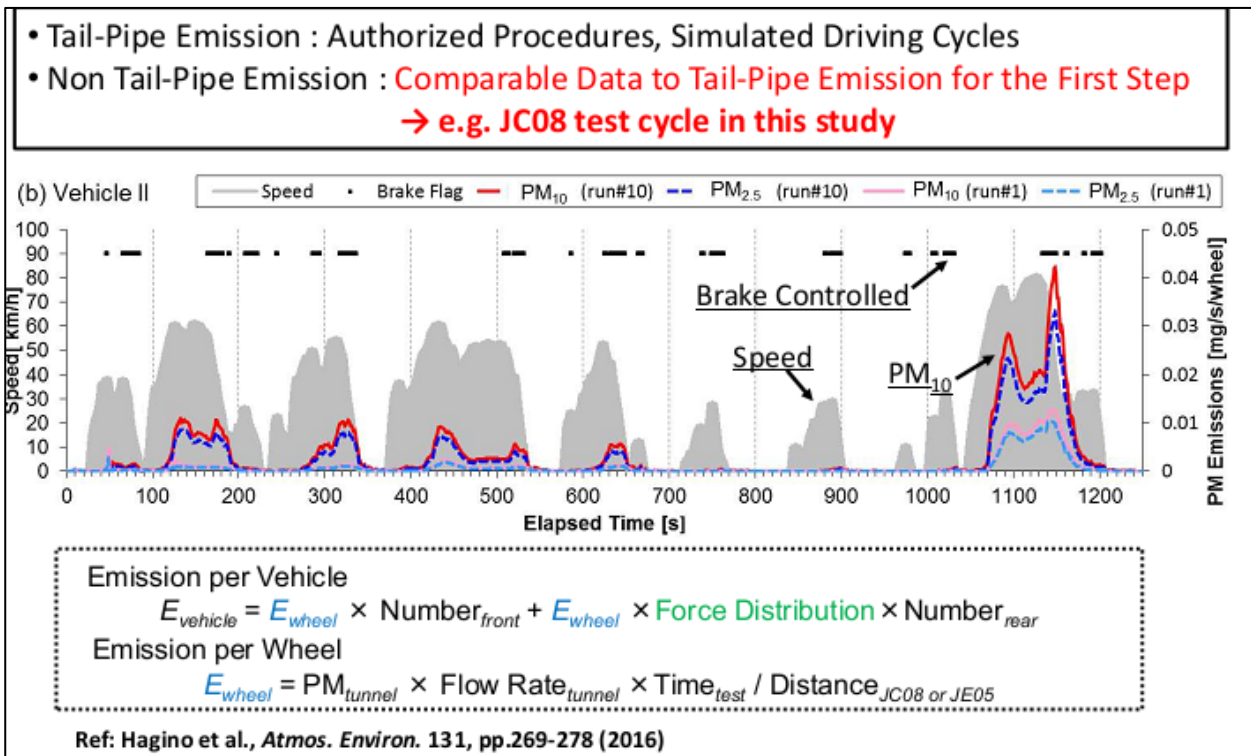


Abb. 5.4: Beispiel für die Messergebnisse am Brems-Dynamometer für massebezogenes PM10 und PM2.5 (Entnommen aus PMP-Dokument 43-12, 2017)

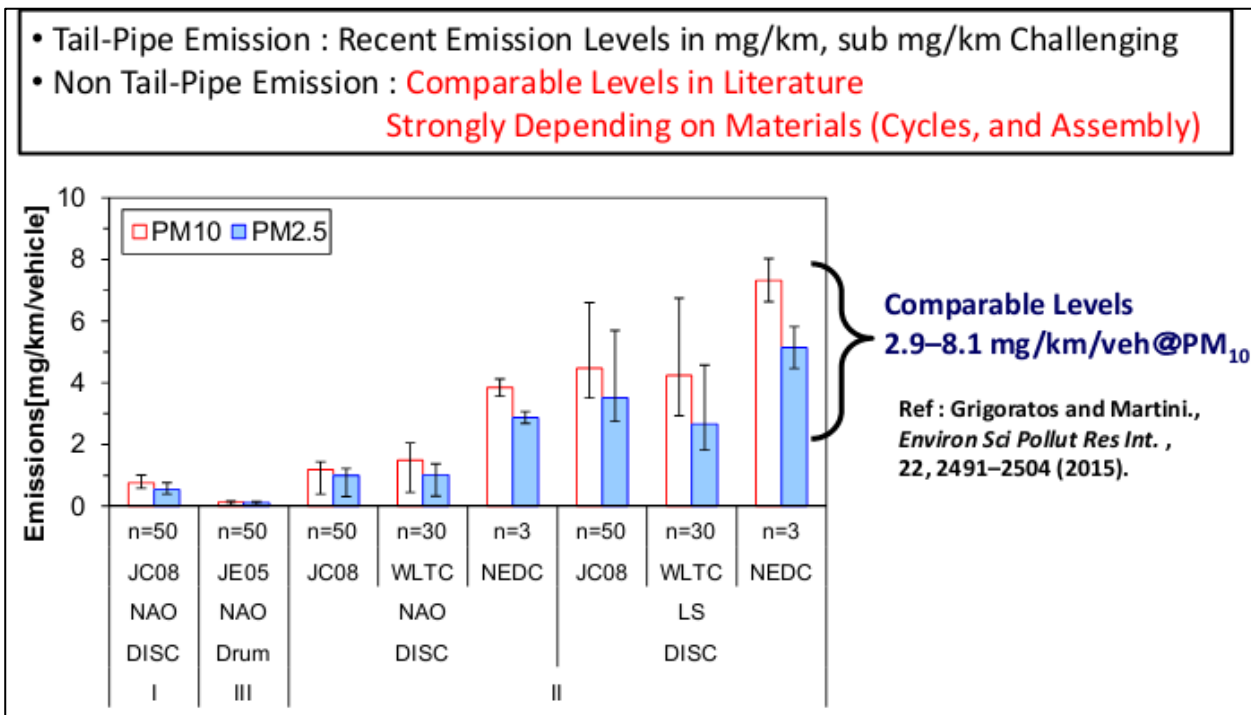


Abb. 5.5: Emissionsfaktoren für massebezogenen Bremsabrieb für unterschiedliche Fahrzyklen und Bremssysteme (Entnommen aus PMP-Dokument 43-12, 2017)

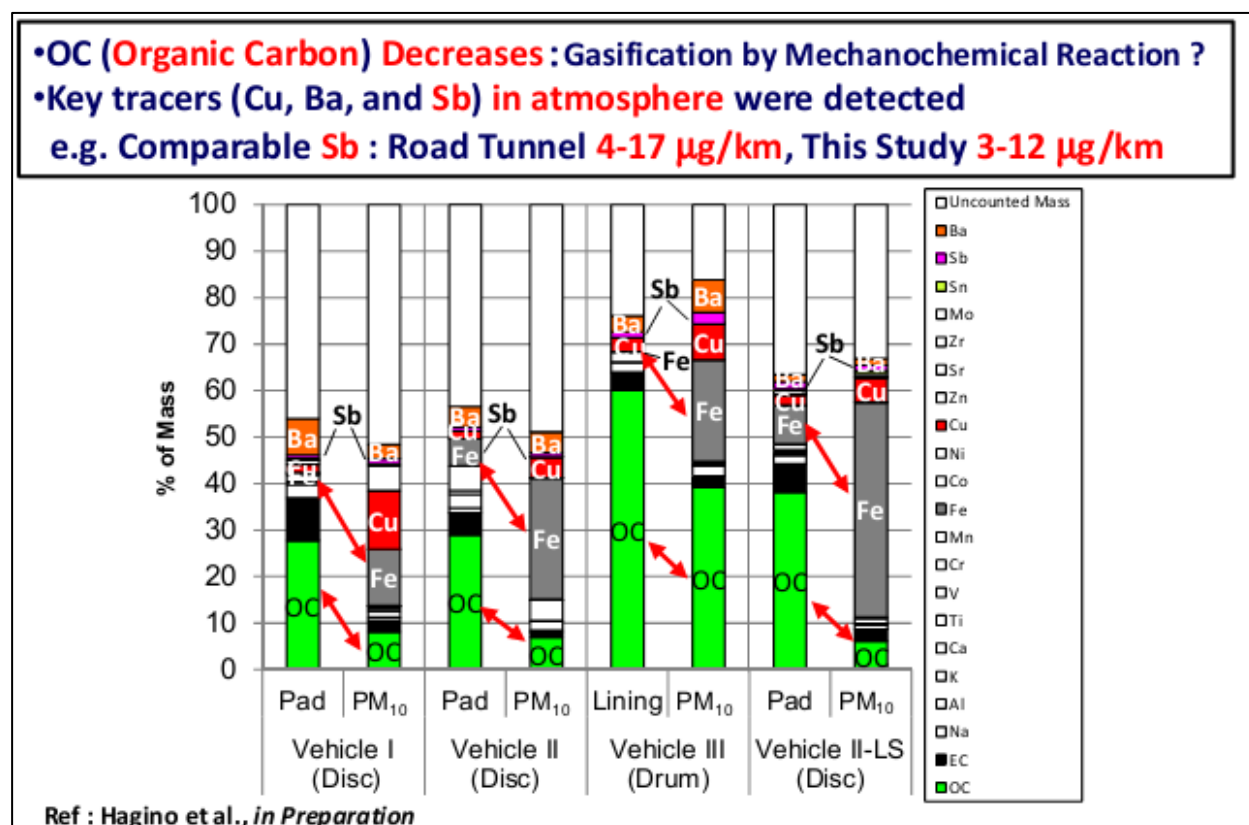


Abb. 5.6: Chemische Zusammensetzung in den Bremsabrieben getrennt nach Gesamt- und PM10-Masse für verschiedene Bremssysteme (Entnommen aus PMP-Dokument 43-12, 2017)

Weiterhin wurden parallele Messungen der Partikelmasse (DustTrak II 8530 korrigiert auf Gravimetrische Messung) und Partikelanzahlkonzentration (TSI CPC 3775 (D50= 4 nm) durchgeführt.

Die Ergebnisse (siehe **Abb. 5.7**) weisen auf lineare Korrelationen mit einem hohen Bestimmtheitsmaß (R^2 größer 0.95). Die Anzahl bezogenen Partikelemissionen liegen in der Größenordnung zwischen 0.5×10^9 und 4×10^9 #/(Fzg km) und scheinen stark vom Fahrzyklus abzuhängen. Insgesamt ist das Emissionsniveau hier zwei Größenordnungen kleiner als bei den Motoremissionen.

Das PMP-Dokument 37-08 (2015) berichtet von Abriebmessungen am fahrenden Fahrzeug direkt an den Bremsen für verschiedene Fahrzustände. Gemessen wurde die Partikelanzahlkonzentration mittels TSI EEPS (5.6 nm bis 562.3 nm) in einer zeitlichen Auflösung von 10 Hz. Weiterhin wurden Fahrzeuggeschwindigkeit und Beschleunigung sowie die Bremsstemperatur über ein Infrarotthermometer aufgezeichnet.

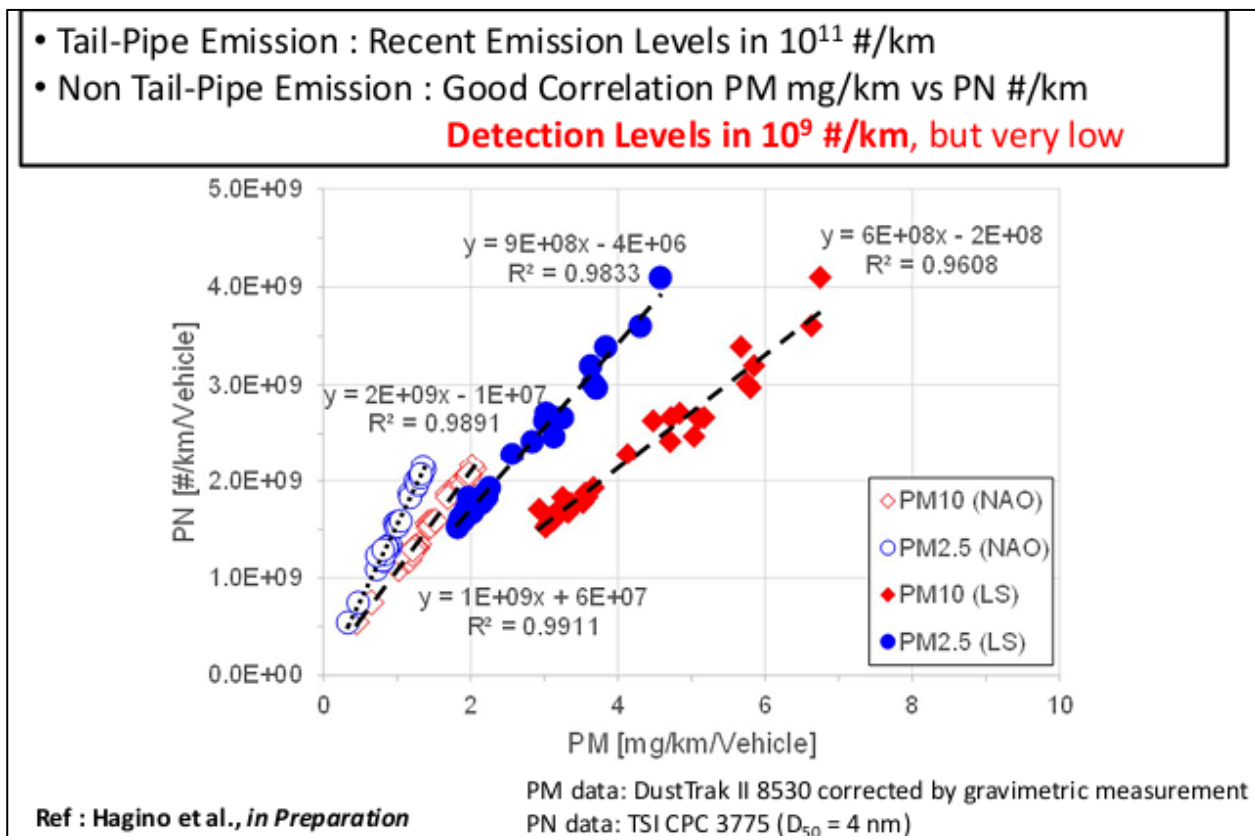


Abb. 5.7: Beispiel der Korrelation von masse- und anzahlbezogenen Bremsabriebemissionen (Entnommen aus PMP-Dokument 43-12, 2017)

Das Testprogramm bestand aus

- Geradeaus fahren bei Geschwindigkeiten von 70, 100 und 120 km/h
- Kurvenfahren bei konstanter und bei zunehmender Geschwindigkeit
- Normaler positiver Beschleunigung (bis zu 2.4 m/s^2) sowie „Rennstart“ unter Aktivierung der Traktionskontrolle
- Normalem Bremsen (negative Beschleunigung) sowie Bremsen auf Stillstand für unterschiedliche Ausgangsgeschwindigkeiten unter Aktivierung des ABS (jeweils 9 m/s^2).

Beim geradeaus fahren lagen die Partikelkonzentrationen auf dem Niveau der Hintergrundbelastung (ca. 3 bis $5 \cdot 10^3 \text{ #/cm}^3$).

Für normale (konstante) Kurvenfahrt, wie auch bei normalem Bremsen, wurden ebenfalls keine erhöhten Partikelkonzentrationen gemessen. Ebenso nicht bei normaler Beschleunigung.

Bei den Beschleunigungszuständen in der Kurvenfahrt, wo die Stabilitätskontrolle des Fahrzeuges sich einschaltete, erhöhten sich die Partikelanzahlkonzentrationen auf bis zu $3.5 \cdot 10^6 \text{ #/cm}^3$. Auch bei „Rennstart“-Manövern wurden erhöhte Partikelkonzentrationen festgestellt. „Harsches“ Bremsen führte zu Partikelbildung, wobei unterschiedliche Partikelgrößenverteilungen bei Ausgangsgeschwindigkeiten von 100 km/h im Vergleich zu denen bei 30 km/h zu beobachten waren (siehe **Abb. 5.8**).

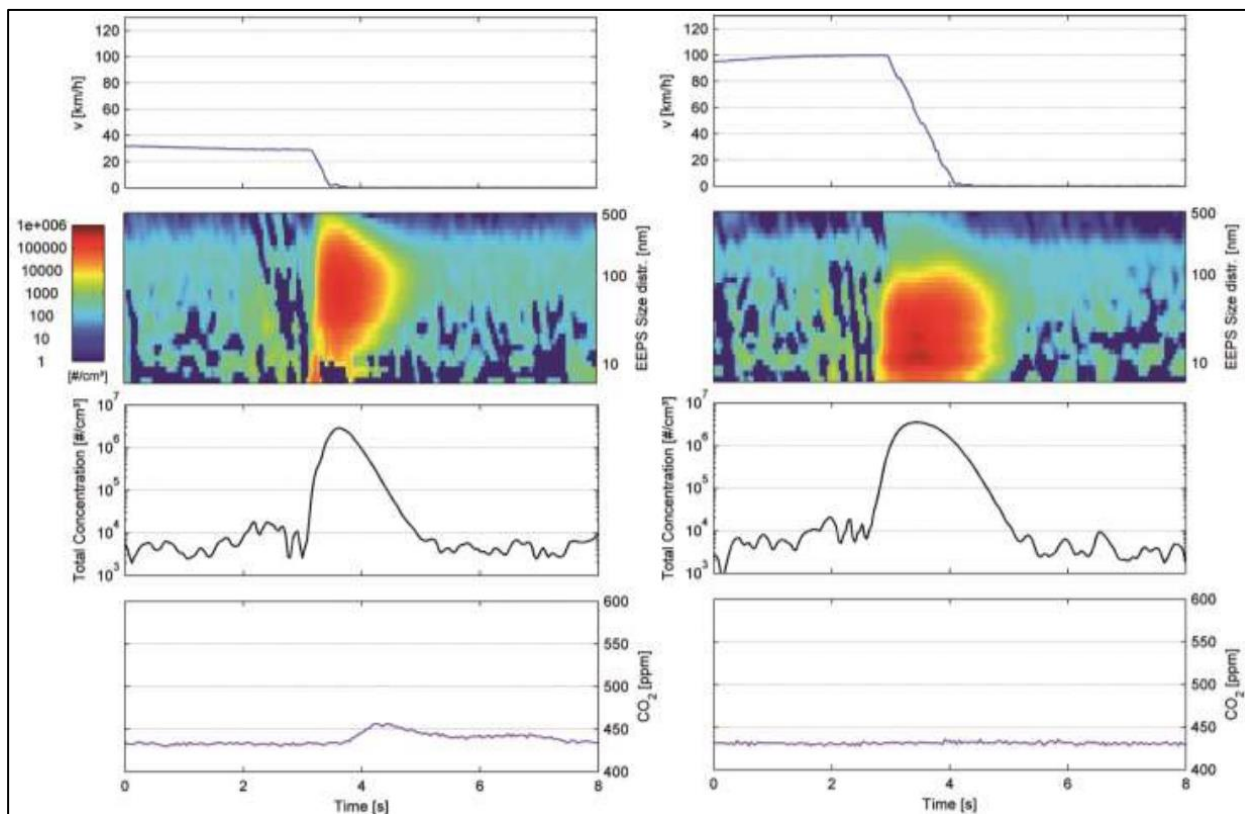


Abb. 5.8: Fahrgeschwindigkeit, Partikelanzahl- und CO₂-Konzentration beim „Gefahrenbremsen“ von 30 km/h (links) bzw. 100 km/h (rechts) aus (Entnommen aus PMP-37-08, 2015)

Als bemerkenswert wurde hierbei von den Autoren darauf verwiesen, dass sich beim Bremsen von 100 km/h aus gegenüber den anderen Beschleunigungsmanövern die Partikelgrößenverteilung deutlich verändert. Während das Maximum sonst zwischen 20 und 100 nm lag ist jetzt das Maximum bei 10 nm festzustellen (siehe **Abb. 5.9**).

Im PMP-37-09-Dokument (2015) werden diese und Ergebnisse des Forschungsprojektes „Brake-Dust“ der TU Ilmenau in Zusammenarbeit mit HORIBA diskutiert. Wesentliche Schlussfolgerungen waren, dass

- die Partikelmasse und die Partikelgrößenverteilung der Abriebe signifikant von der Temperatur der Bremsscheibe abhängen. Eine Verschiebung des Partikelspektrums hin zu kleineren Größen (30 bis 40 nm) wurde beobachtet, als die Bremsentemperaturen 200°C erreichten.
- Andererseits wird darauf verwiesen, dass beim Vergleich unterschiedlicher Experimentiermethoden (Absaugen mittels Schlauch aus Bremsdynamometer vs. Geschlossene-(Box)-Messungen) unterschiedlich hohe Partikelanzahlkonzentrationen festgestellt worden sind (bei Boxmessungen ca. 10-mal höher).

Die Relevanz der Temperaturen korrespondiert mit Ergebnissen von Kukutschova et al. (2011), die in ihren Dynamometer-Untersuchungen fanden, dass die Bildung von kleinen Abriebpartikeln bei niedrigen Rotortemperaturen zu vernachlässigen waren, die Konzentration von Nanopartikeln kleiner 100 nm aber signifikant mit ansteigender Temperatur der Bremsscheibe (dort aber erst ab etwa 340°) anstieg. Auch sie schlussfolger-

ten, dass sich diese Partikel eher infolge eines Verdampfungs-/Kondensationsprozesses bilden als primär durch die Abriebe von Nanopartikeln.

Um diese Temperaturabhängigkeit weiter zu untersuchen, wurden von der Fa. Ford Untersuchungen zum Temperaturverhalten der Bremsen bei verschiedenen Fahrzyklen durchgeführt (PMP-Dokument 39-08-2016) und weitere Projekte initiiert, die sich insbesondere auf Messmethoden im Partikelbereich unter 20 nm befassen.

Weitergehende systematische Ergebnisse zu diesen Zusammenhängen sind noch nicht publiziert.

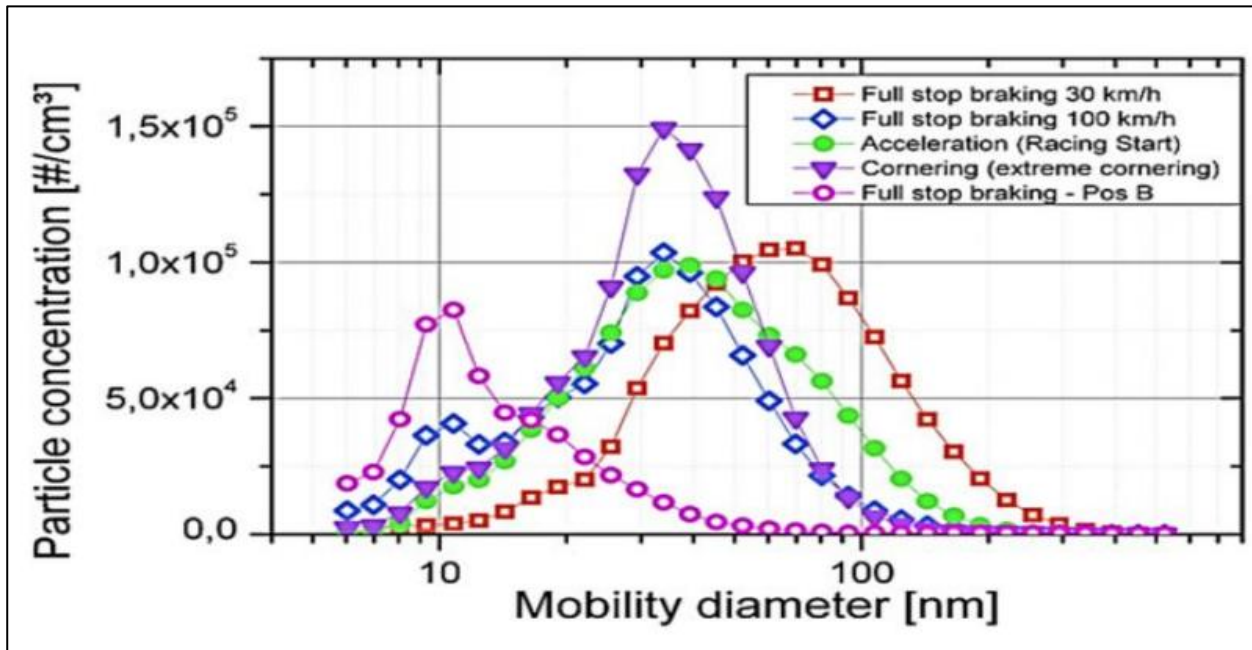


Abb. 5.9: Partikelanzahlkonzentration in Abhängigkeit vom aerodynamischen Durchmesser für Bremsmanöver von 100 km/h sowie 30 km/h. Pos B ist eine Messung nahe der Bremsscheibe, die anderen Messungen wurden im Radkasten durchgeführt. (Entnommen aus Grigoratos und Martini, 2014.)

5.5 Kupplungsabrieb (CW)

Das PMP-Dokument 30-05 (2014) sowie Grigoratos und Martini (2014) thematisieren auch die Kupplungsabriebe (CW). Es wird auf die sehr geringe Anzahl von Untersuchungen zum Thema verwiesen, die zudem die älteren, asbesthaltigen Kupplungsbeläge verwendeten. Die derzeit verwendeten Materialien im Kupplungsbelag entsprechen nach Aussage der Autoren denen in Bremsbelägen. Asbest wird in modernen Kupplungen nicht mehr verwendet. Die Autoren verweisen auch darauf, dass keine aktuellen Informationen zur Menge der in die Umwelt entweichenden Kupplungsabriebe vorliegen. Unabhängig davon wird davon ausgegangen, dass ein Großteil der Kupplungsabriebe in den Kupplungsgehäusen zurückgehalten wird. Hier werden von den o.g. Autoren Untersuchungen zur Quantifizierung und Zusammensetzung der in die Atmosphäre austretenden Kupplungsabriebe angeregt.

6 Größenverteilung, Zusammensetzung und Wirkungsmechanismen dieser Partikel

6.1 Größenverteilung

Das PMP-Dokument 29-05 (2014) sowie Grigoratos und Martini (2014) thematisieren anhand einer umfangreichen Literaturlauswertung u. a. die Größenverteilung von Reifen- und Bremsabrieben.

Es wird dort ausgeführt, dass 50 % der massebezogenen Bremsabriebe (BW) in die atmosphärische Ausbreitung gehen. Davon sind ca. 80 % PM₁₀. Der Rest wird nahe der Straße deponiert. Der massegewichtete mittlere aerodynamische Durchmesser liegt im Bereich zwischen 2 und 6 µm.

Dahingehend sind nur 0.1 bis 10 % der massebezogenen Reifenabriebe (TW) der PM₁₀-Fraktion zuzuordnen. Die Masseverteilung der Reifenabriebe zeigt ein Maximum zwischen 50 und 80 µm, während die PM₁₀-Masseverteilung des Reifenabriebs eine bimodale Verteilung mit Maxima bei 2 bis 3 sowie 5 bis 9 µm aufweist.

Die Partikelanzahlverteilung zeigt für BW häufig eine bimodale Verteilung, wobei die Lage der Peaks unterschiedlich angegeben wird. So geben einige Studien den ersten Peak bei Ultrafeinen Partikeln an, während andere diesen bei rund 350 nm sehen. Andere Studien zeigen nur unimodale Verteilungen. Insbesondere bei hohen Temperaturen der Bremscheiben scheinen Kondensationsprozesse verdampften Bremsmaterials zu Partikelbildungen unterhalb von 20 nm zu führen (siehe dazu auch Abschnitt 5.4).

Die Partikelanzahlverteilung zeigt für TW eine unimodale Verteilung. Auch hier gibt es unterschiedliche Aussagen zur Lage der Peaks (15 bis 50 nm bis keine UFP).

Gustafsson berichtete im PMP-Dokument 30-13 (2014) von Messungen am VTI-Road-Simulator (siehe auch **Abb. 3.4** sowie Abschnitt 5.1). Hier werden die Summe aus Reifen- und Fahrbahnabrieb (TRWP) unter verschiedenen Reifentypen, Fahrbahntypen sowie unterschiedlichen Fahrzuständen vermessen. Die Partikelgrößenverteilungen zeigen dort bimodale Verteilungen mit Peaks bei ca. 0.1 µm und bei ca. 2 µm.

6.2 Chemische Zusammensetzung/Tracerstoffe

Die PMP-Dokumente 29-05 (2014), 30-05 (2014) sowie Grigoratos und Martini (2014) thematisieren anhand einer umfangreichen Literaturlauswertung u. a. die chemische Charakterisierung von Reifen- und Bremsabrieben. Eine Zusammenstellung ist **Tab. 6.1**: zu entnehmen.

Hierzu wird von den Autoren ausgeführt, dass der ehemals für Bremsabriebe gebräuchliche Tracer Kupfer (Cu) war. Für den Reifenabrieb war es Zink (Zn). Einige Autoren verwiesen auch auf Bremsabrieb als wichtige Antimon (Sb) Emissionsquelle hin, während andere Autoren Sb nicht in PM₁₀-Bremsabrieb fanden.

Neuere Untersuchungen an Bremsdynamometern zeigten ebenfalls Cu und Sb, aber insbesondere auch Barium, Eisen und überraschend auch Organischen Kohlenstoff (siehe z. B. **Abb. 5.6**).

Grigoratos und Martini (2014) verwiesen zudem darauf, dass für die Reifen- und Bremsabriebe bzgl. der organischen Komponenten kleiner 200 µm nur sehr begrenzte Informationen vorliegen.

	PM_{2.5}	PM_{2.5-10}	Wear particles
Brake Wear	Transition metals (Cu, Fe), Sb (III, V), Sn, Ba, Zr, Al, S, OC>>EC	FeO, Fe₂O₃, Cu oxides, Sb (III), Sb (V), Sn, Ba, Zr, Al	Cu, Fe, Sb (III, V), Sn, Ba, Zr, Al, S, PAHs, n- alkanes, n-alkanoic acids, benzaldehydes
Tyre Wear	Zn, organic Zn, Cu, S, Si, Organic compounds, EC	Zn, organic Zn, Cu, Si, Mn	Zn, Cu, S, Si, PAHs, benzothiazoles, natural resins, n-alkanes, EC

Tab. 6.1: Wichtigste chemische Inhaltsstoffe in Brems- und Reifenabrieben (Quelle: PMP-Dokument-29-05, 2014)

6.3 Prozesse, die die Partikelgrößen- und Massenverteilung beeinflussen

Hier sei zunächst auf die allgemeinen Ausführungen im Abschnitt 3.1. verwiesen.

Die ausgewertete Literatur zeigt zudem auf, dass folgende Abhängigkeiten für die Partikelgrößen und -massenverteilungen infolge der Abriebe beobachtet wurden:

- Die chemische Zusammensetzung der Bremsen bzw. Reifen in Bezug auf das mechanische Abriebverhalten
- Die Materialfestigkeit in Bezug auf das mechanische Abriebverhalten
- Der Reifentyp (Sommer-, Winterreifen oder Spikes)
- Die Art der Fahrbahnoberfläche und damit die Interaktion zwischen Reifen und Fahrbahn
- Die Materialzusammensetzung der Reifen und Bremsen in Bezug auf thermo-mechanische bzw. thermochemische Prozesse
- Das Bremsen (insbesondere hohe negative Beschleunigungen) in Bezug auf das mechanische Abriebverhalten sowie auf thermomechanische bzw. thermochemische Prozesse
- Die Fahrzeuggeschwindigkeit in Bezug auf das mechanische Abriebverhalten
- Und bei Realbetrieb auf der Straße zusätzlich noch die äußeren Bedingungen, wie Luftfeuchtigkeit, Lufttemperatur, Niederschlag etc.
- Die Fahrzeugdichte sowie die Zusammensetzung der Fahrzeugflotte (insbesondere der Anteil an LKW)
- Bei größeren Partikeln treten zudem Sedimentationsprozesse auf

Relevante Abhängigkeiten der Abriebemissionen sind auch schematisch in der **Abb. 6.1** dargestellt.

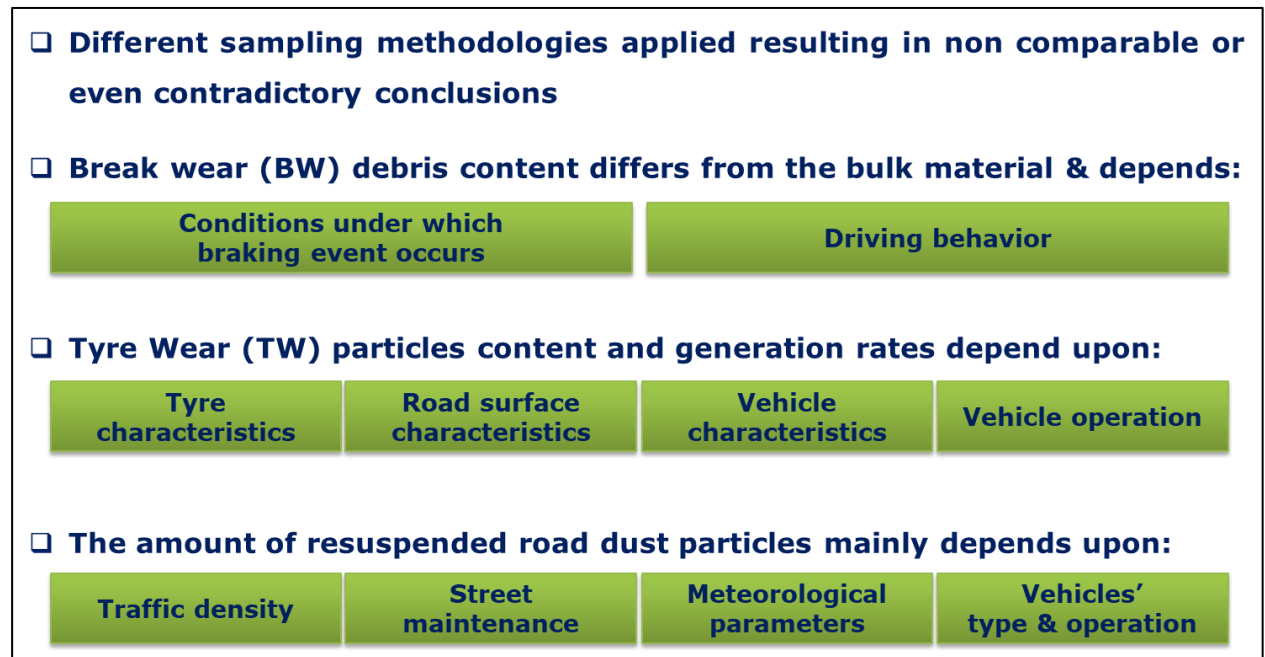


Abb. 6.1: Relevante Abhängigkeiten der Abriebemissionen (Quelle: PMP-Dokument 29-05, 2014)

Stellvertretend seien in den **Abb. 6.2** und **Abb. 6.3** Partikelmassen- und Partikelanzahlverteilungen bei Reifenabrießen unter unterschiedlichen Bedingungen dargestellt.

Für den Bremsabrieb wurden bereits im Abschnitt 5.4 Ausführungen gemacht.

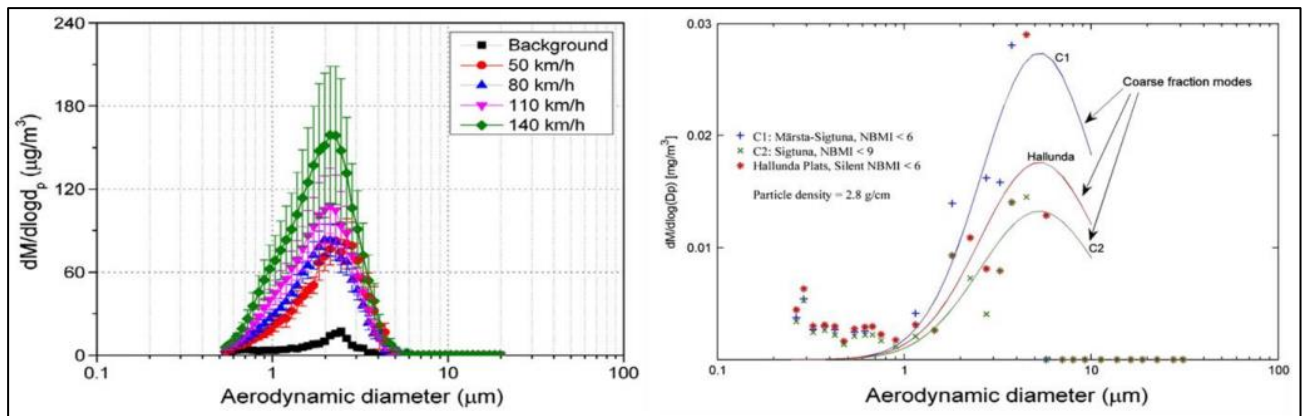


Abb. 6.2: Unimodale Massenverteilungen der Abriebpartikel von Winterreifen auf verschiedenen Asphaltfahrbahnen (entnommen aus Grigoratos und Martini, 2014)

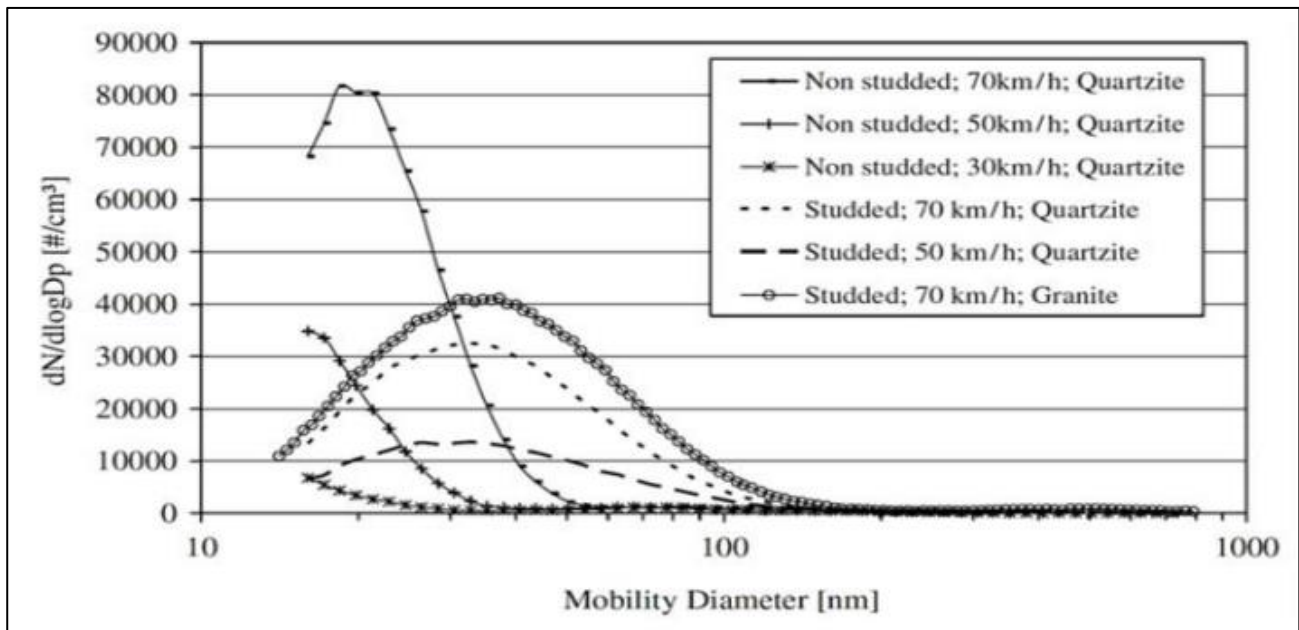


Abb. 6.3: Partikelanzahlverteilungen der Abriebpartikel unterschiedlicher Reifen auf verschiedenen Asphaltfahrbahnen (Entnommen aus Grigoratos und Martini, 2014)

Die elektronenmikroskopischen Analysen von Staubproben an zwei Autobahnabschnitten unter Realbedingungen (Tian et al., 2017) zeigen Unterschiede der massebezogenen Partikelgrößenverteilung in der coarse- und super-coarse Fraktion (bis 80 μm) zwischen den untersuchten Autobahnabschnitten der A 555 sowie der A 4. (siehe als Beispiel die **Abb. 6.4**).

Tian et al. Schlussfolgerten daraus u. a., dass eine hohe Verkehrsdichte und ein hoher LKW-Anteil und geringere Fahrzeuggeschwindigkeiten zu signifikant höheren Partikelkonzentrationen sowie zu einer Verschiebung der Größenverteilung hin zu größeren Partikelgrößen führen. Weiterhin wurde in den Auswertungen ein sog. Temperatureffekt gefunden. Dieser weist darauf hin, dass die niedrigsten PM_{2.5}- bis 10-Konzentrationen im Lufttemperaturintervall von 5 bis 12°C auftreten, bei tieferen und höheren Lufttemperaturen lagen diese Konzentrationen höher. Ein ähnlicher Effekt konnte nach Aussage der Autoren auch am Reifenprüfstand der BAST sowie im VTI-Road-Simulator unter Laborbedingungen festgestellt werden (siehe **Abb. 6.5**).

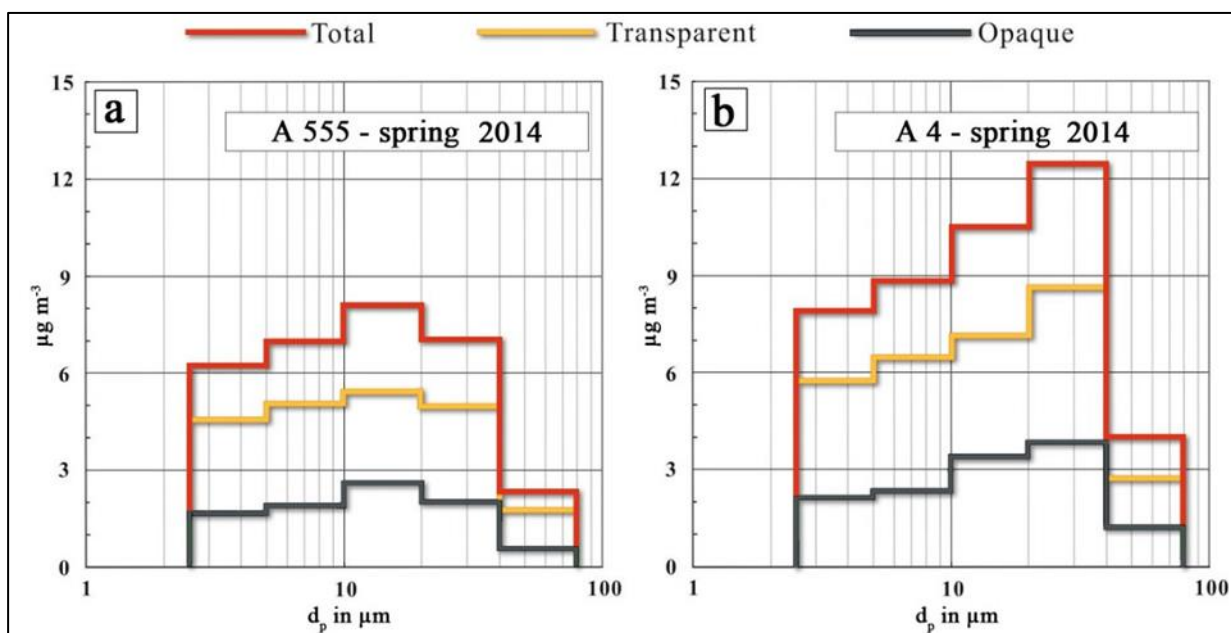


Abb. 6.4: Massebezogene Partikelgrößenverteilung an zwei Autobahnabschnitten im Frühjahr 2014 (Entnommen aus Tian et al., 2017)

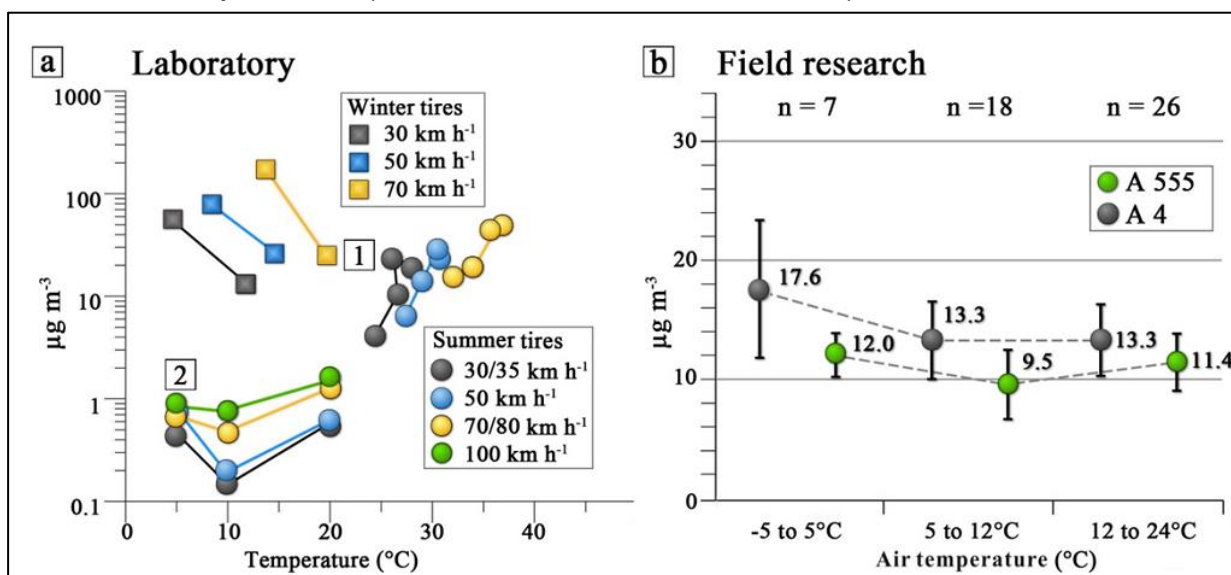


Abb. 6.5: Massebezogene Partikelkonzentrationen in Abhängigkeit von der Lufttemperatur für Messungen an zwei Autobahnabschnitten (rechts) sowie zwei Road-Simulatoren (links) (Entnommen aus Tian et al., 2017) n = Anzahl von Wochen mit entsprechend ausgewerteten Proben pro Temperaturintervall

Alle Autoren, die sich mit den Abriebemissionen befassen, weisen darauf hin, dass die vielen Einflussfaktoren, insbesondere im Zusammenspiel zwischen physikalisch/chemischen Eigenschaften der eingesetzten Materialien und Systeme auf der einen Seite und den physikalischen Einflüssen (Beschleunigungsverhalten, Fahrzeugesgeschwindigkeiten etc.) auf der anderen Seite es sehr schwer machen, die Partikelbildung aus den Abrieben im Zusammenhang zu verstehen. Hinzu kommen derzeit noch die Unsicherheiten durch die Verwendung unterschiedlicher Messverfahren und die Schwierigkeit, insbesondere die ultrafeinen Partikel vergleichend zu messen.

6.4 Hinweise auf die Gesundheitswirkung

Grigoratos und Martini (2014) fassten in ihrer Literaturlauswertung die bis dahin bekannten gesundheitlichen Effekte von Partikeln, mit Fokus auf Brems- und Reifenpartikel, zusammen. Sie wiesen insbesondere darauf hin, dass viele Studien bestätigten, dass die Partikelgröße ein wichtiger Faktor für die Partikeldeposition im Atemtrakt darstellt. Während coarse particle hauptsächlich im oberen Atemtrakt (Nase und Rachen) abgeschieden werden, können Ultrafeine Partikel (UFP) bis tief in die Lunge eindringen (**Abb. 6.6**). Dort stellen sie eine Gefahr in Bezug auf oxidativen Stress und Entzündungen dar. Dies resultiert aus deren ansteigendem Oberflächenanteil und der höheren Reaktionsrate der erzeugten freien Radikale. Weiterhin können schneller Arterienverkalkungen verursacht werden.

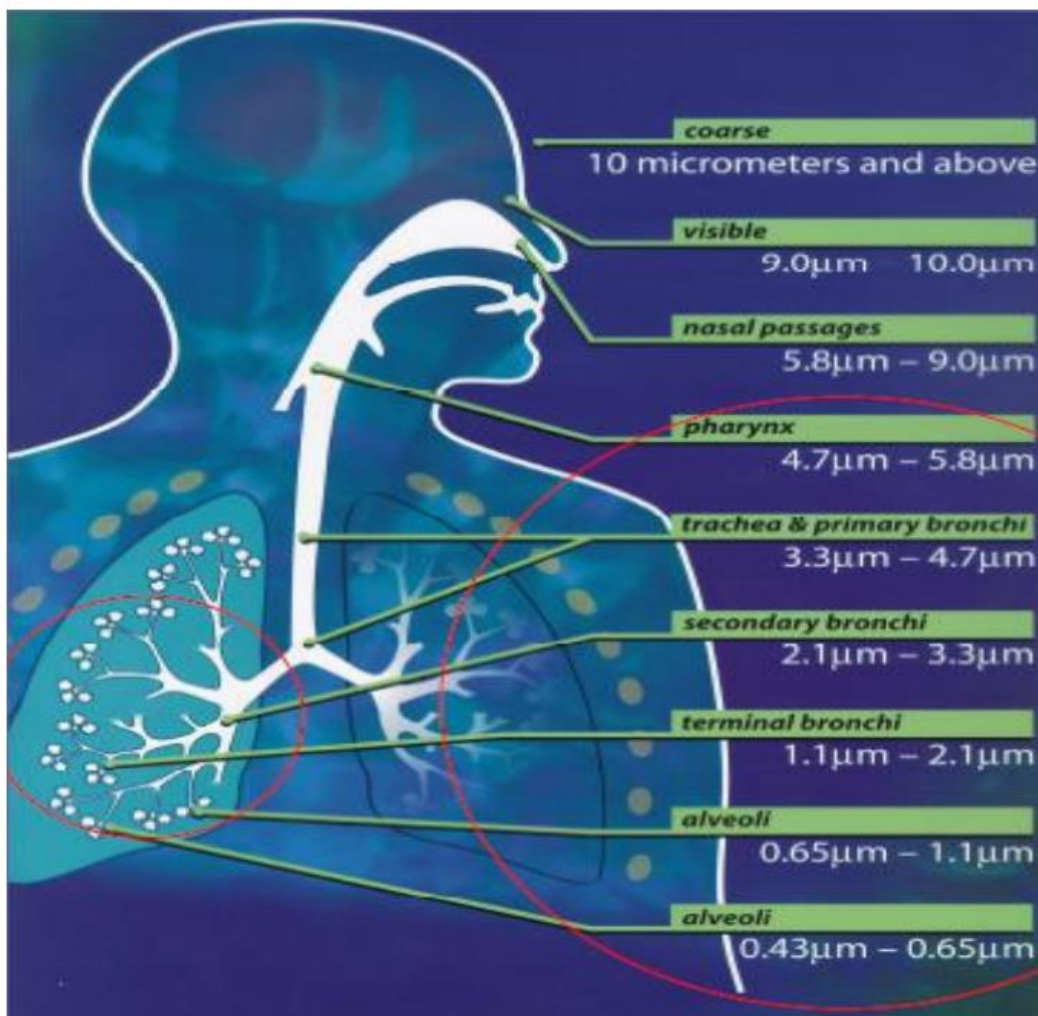


Abb. 6.6: Abscheidebereiche von Partikelinhalation im menschlichen Körper (Quelle: Poepping et al., 2010; entnommen aus Grigoratos und Martini, 2014)

Verschiedene Studien haben auch aufgezeigt, dass UFP möglicherweise durch Blut übertragbare Krankheitserreger enthalten, die dann an anderes Gewebe, wie Nieren, Leber oder das Gehirn, abgegeben werden.

Inhalationsexperimente mit Tieren zeigten zudem einen Transport von an UFP gekoppelten Mangan-, Kadmium-, Nickel-, Quecksilber- und Aluminium-Ionen zum Gehirn.

Da die Bremsabriebe zu einem erheblichen Anteil aus Partikeln kleiner 100 nm bestehen, werden häufig Bremsabriebe als potentiell gesundheitsschädlich für den Menschen eingestuft. Unabhängig davon gibt es nach Ansicht der Autoren aber derzeit keinen direkten (kausalen) Nachweis.

In Bezug auf die Reifenabriebemissionen wiesen die Autoren darauf hin, dass es verschiedene in vitro- und Tierstudien gibt, welche eine mögliche Verbindung zwischen Gesundheitswirkung und Reifenabrieben untersuchten.

Als Ursachen für die Toxizität der Reifenabriebe werden hier häufig der Eintrag von Zink sowie die aus dem Reifenmaterial entweichenden organischen Komponenten genannt. Bei den organischen Komponenten stehen besonders die verdampfenden krebserzeugenden Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAH) im Verdacht der Gesundheitsgefährdung. Auch werden die Anwesenheit von natürlichen Kautschukgummiproteinen im Reifenabrieb von einigen Untersuchungen mit erhöhten Latexallergien und erhöhter Asthmastärke in Verbindung gebracht. Andere Forscher meinen, dass die Verfügbarkeit der Kautschukproteine in der Luft extrem niedrig ist, um signifikant zu diesen Gesundheitsproblemen beizutragen.

Das PMP-Dokument 29-06 (2014) thematisiert ebenfalls die möglichen Einflüsse von Feinstaub auf die Gesundheit. Insbesondere wird darauf verwiesen, dass negative Effekte bei Inhalation gut dokumentiert sind. Eine Übersicht differenziert die bis dahin bekannten Kausalitäten nach der Partikelgröße (siehe **Tab. 6.2**).

	Causality determination					
	PM2.5		PM(10-2.5)		UFP (<100 nm)	
Outcome	Short term exposure	Long term exposure	Short term exposure	Long term exposure	Short term exposure	Long term exposure
Cardiovascular effects	Causal	Causal	Suggestive	Inadequate	Suggestive	Inadequate
Respiratory effects	Likely to be causal	Likely to be causal	Suggestive	Inadequate	Suggestive	Inadequate
Mortality	Causal	Causal	Suggestive	Inadequate	Inadequate	Inadequate
Reproductive and Developmental		Suggestive		Inadequate	Inadequate	Inadequate
Cancer, Mutagenicity, and Genotoxicity		Suggestive		Inadequate	Inadequate	Inadequate

Tab. 6.2: Gesundheitseffekte von Feinstaub (Quelle: PMP-Dokument 29-06, 2014)

Das PMP-Dokument 29-04 (2014) befasst sich zudem mit der Auswertung von toxikologischen Studien mittels TRWP (Summe aus Reifen- und Straßenabrieb) an Mäusen. Verwiesen wird hier auf die Studien von Kreider et al. (2009 und 2012). Die PM10-TRWP-Konzentrationen lagen bei 0, 10, 40 und 100 µg/m³. Die Expositionszeiten betragen 6 Stunden pro Tag über einen Zeitraum von 28 Tagen. Diese Studien zeigten, dass TRWP wahrscheinlich keine schädlichen kardio-pulmonaren Effekte verursachen. TRWP und auch Reifenabrieb (RP) allein sind weniger toxisch als Silikate und Dieselabgas und vergleichen sich mit der Wirkung von Titandioxid. Gewebeveränderungen, die in Infusionsstudien nachgewiesen wurden, waren bei Inhalationsstudien nicht festzustellen.

Die Inhalationsstudien identifizierten ein NOAEL (no observable adverse effect level) von 112 µg/m³ durch PM10-TRWP-Konzentrationen.

Meister et al. (2012) untersuchten für den Zeitraum 2000 bis 2008 den Einfluss von Kurzzeitbelastungen der coarse Partikel (2.5 bis 10 µm) auf die tägliche Mortalität in Stockholm. Sie kamen zu dem Schluss, dass es ein Ansteigen der täglichen Mortalität bei steigenden städtischen Hintergrundkonzentrationen PM2.5 bis PM10 gibt (Basis: single-pollution model).

Im PMP-Dokument 31-03 (2014) wird von russischen Experten hingewiesen, dass auch die Reifentemperatur einen hohen Einfluss auf die Reifenemission und damit auf die menschliche Gesundheit haben könnte (siehe **Tab. 6.3**). Hierzu wurden u.a. Inhalationsversuche mit Mäusen durchgeführt. Diese zeigten im Temperaturbereich von 520 bis 530°C und Inhalationszeiten von je 30 Minuten 1 bis 2 tote Tiere (bei je 8 eingesetzten Versuchstieren).

Sample	Temperature in chamber, °C	Time of exposure	The number of dead animals
New type of tire Michelin Agilis 51, 175/65 R14, United Kingdom	520 – 530	30 min	1
New tire Michelin XTA2 Energy, 275/70 R22,5, Spain	520 – 530	30 min	2
Worn tire Nokia Rollster TS, 185/70 R14, Finland	520 – 530	30 min	2
Pavement (asphalt)	520 – 530	30 min	2

Tab. 6.3: Ergebnis von Inhalationsversuchen bei erhitzten Reifen bzw. Asphalt auf die Mortalität von Labormäusen. Erläuterung siehe Text. (Entnommen aus PMP-Dokument 31-03, 2014)

Wie bereits hingewiesen, beschreiben und diskutieren Grigoratos und Martini (2014) auch die in der Literatur beschriebenen möglichen Effekte der metallischen und nicht metallischen Inhaltsstoffe auf die menschliche Gesundheit. Das soll an dieser Stelle nicht wiederholt werden. Stattdessen wird nachfolgend auf das Gefährdungspotenzial einiger wichtiger Tracersubstanzen eingegangen. Dies erfolgt in Form einer groben Ersteinschätzung. Hilfsweise werden dabei Zusammenfassungen aus WIKIPEDIA verwendet. Für weitergehende Betrachtungen sei auf die entsprechenden Originalliteraturen verwiesen:

Zink (Zn): Zink zählt zu den wichtigen Spurenelementen für den Stoffwechsel im menschlichen Körper und kommt in einer Vielzahl von Enzymen vor. Häufig wird Zink deshalb in geringen Dosen als Heilmittel oder zur Leistungsförderung eingesetzt. Wird Zink in hohen Dosen (>2 g) aufgenommen, führt dies aber zu Vergiftungserscheinungen². Für Zinkoxid wurde kein Arbeitsplatzgrenzwert (AGW) festgelegt³. Für zinkhaltige

² Ökotrophologie. Band 2, Verlag Neuer Merkur, 2005, ISBN 3-937346-03-1, S. 204 aus Wikipedia.

Rauche gab es bis 2004 einen stoffbezogenen Grenzwert von 2 bzw. 1 mg/m³ (je nach Verfahren, Arbeitstemperaturen über 850°C), gemessen in der alveolengängigen Fraktion als Zinkoxid. Kühling und Peters (1994) schlugen als Anhaltswert für die Beurteilung zur Wirkung auf den Menschen einen Zinkrauch-Jahresmittelwert von 50 µg/m³ als Mindeststandard vor. Grigoratos und Martini (2014) verweisen auf diverse Studien, in denen eine Erhöhung der Zn-Konzentrationen mit höheren negativen Gesundheitseffekten in Verbindung gebracht werden.

Kupfer (Cu): Kupfer ist für höhere Organismen nur relativ schwach giftig. So kann ein Mensch täglich 0.04 Gramm Kupfer zu sich nehmen, ohne Schaden an seiner Gesundheit zu erleiden⁴. Die toxische Wirkung entsteht dadurch, dass sich Kupferionen an Thiolgruppen von Proteinen binden und Lipide der Zellmembran peroxidieren, was zur Bildung von freien Radikalen führt, welche die DNA und Zellmembranen schädigen. Beim Menschen führt das beispielsweise im Fall von Morbus Wilson (Kupferspeicherkrankheit) zu Schädigungen der Organe mit einem hohen Kupferüberschuss. Es wird auch ein Zusammenhang zwischen Kupfer und der Entstehung der Alzheimer-Krankheit diskutiert. Bereits 2003 vermuteten Forscher, dass ein Mangel an Kupfer die Alzheimerdemenz fördert⁵. Eine darauf folgende Pilotstudie mit 70 Alzheimer-Patienten konnte jedoch keine protektive Wirkung von einer erhöhten Kupfer-Einnahme zeigen, auch wenn es zu einer Stabilisierung im Abfall von Abeta42 im Liquor kam, einem Krankheitsmarker der Alzheimer-Erkrankung⁶. Eine neue Studie zeigt, dass Kupfer sich bei langfristiger hoher Zufuhr in den Hirnkapillaren ablagert und dort die Blut-Hirn-Schranke schädigen kann. Dadurch wird der Abtransport von Beta-Amyloid behindert, die Akkumulation des Stoffes verursacht dann den Morbus Alzheimer⁷. Grigoratos und Martini (2014) verweisen auf Tierversuche von Gerlofs-Nijland et al. (2007), in denen bei Ratten negative Gesundheitseffekte in den Lungen und im Gefäßsystem mit der Anwesenheit von Bremsabrieben (Kupfer und Barium), Reifenabrieben (Zink) und Gasen aus Holzverbrennung in Verbindung gebracht werden. Auch andere Autoren verweisen auf höhere Mortalitätsraten bei Anwesenheit von Metallen, wie Kupfer, Eisen, Zink sowie Titan und Vanadium. Für Kupfer gibt es keinen Arbeitsplatzgrenzwert. Kühling und Peters (1994) schlugen als Anhaltswert für die Beurteilung zur Wirkung auf den Menschen einen 8h-Mittelwert von 20 µg/m³ vor.

³ Datenblatt Zinkoxid (CAS-Nr.: 1314-13-2). http://www.gischem.de/download/01_0-001314-13-2-000000_1_1_709.PDF

⁴ A. F. Holleman, E. Wiberg, N. Wiberg: Lehrbuch der Anorganischen Chemie. 102. Auflage. de Gruyter, Berlin 2007, ISBN 978-3-11-017770-1, S. 1434 aus Wikipedia.

⁵ T. A. Bayer: Dietary Cu stabilizes brain superoxide dismutase 1 activity and reduces amyloid Aβ production in APP23 transgenic mice. In: Proceedings of the National Academy of Sciences. 100, 2003, S. 14187–14192, doi:10.1073/pnas.2332818100 aus WIKIPEDIA

⁶ Holger Kessler, Frank-Gerald Pajonk, Daniela Bach, Thomas Schneider-Axmann, Peter Falkai, Wolfgang Herrmann, Gerd Multhaup, Jens Wiltfang, Stephanie Schäfer, Oliver Wirths, Thomas A. Bayer: Effect of copper intake on CSF parameters in patients with mild Alzheimer's disease: a pilot phase, 2 clinical trial. In: Journal of Neural Transmission. 115, 2008, S. 1651–1659, doi:10.1007/s00702-008-0136-2 aus WIKIPEDIA.

⁷ I. Singh, A. P. Sagare, M. Coma, D. Perlmutter, R. Gelein, R. D. Bell, R. J. Deane, E. Zhong, M. Parisi, J. Ciszewski, R. T. Kasper, R. Deane: Low levels of copper disrupt brain amyloid-β homeostasis by altering its production and clearance. In: Proceedings of the National Academy of Sciences. S. , doi:10.1073/pnas.1302212110 aus WIKIPEDIA

Barium (Ba): Alle wasser- oder säurelöslichen Bariumverbindungen sind giftig. Der Arbeitsplatzgrenzwert (AGW-Wert) liegt bei 0.5 mg/m^3 . Eine Dosis von 1 bis 15 Gramm ist abhängig von der Löslichkeit der jeweiligen Bariumverbindung für einen Erwachsenen tödlich. Abgelagert wird Barium in der Muskulatur, den Lungen und den Knochen, in die es ähnlich wie Calcium, jedoch schneller, aufgenommen wird. Seine Halbwertszeit im Knochen wird auf 50 Tage geschätzt. Nachdem Calcium auch an der Zellmembran der Muskulatur durch Barium ersetzt werden kann, wird – bei niedriger Dosierung – die Membrandurchlässigkeit erhöht und die Muskelkontraktion gesteigert, was zu einer Blutdrucksteigerung und Senkung der Herzfrequenz, aber auch zu Muskelkrämpfen führen kann. Höhere Dosen führen zu Muskelschwäche bis hin zu -lähmung, die auf die Beeinträchtigung des Zentralen Nervensystems zurückgeführt wird. Für Bariumverbindungen in der Luft besteht ein Schichtmittel-Arbeitsplatzgrenzwert von 0.5 mg/m^3 .

Antimon (Sb): Antimon kann bei Aufnahme hoher Dosen tödlich sein. In der Toxikologie sind drei Antimon-Formen bekannt, von denen das gasförmige Antimonhydrid (Stiban, SbH_3) die gefährlichste Form ist, die eine massive Hämolyse (Auflösung von roten Blutkörperchen) induziert. Nach der Toxizität folgt Brechweinstein mit dreiwertigem („trivalentem“) Antimon, während fünfwertiges Antimon am wenigsten toxisch ist. Es wird vermutet, dass Antimon ähnlich wie Arsen zu einem Mangel des intrazellulären Energieträgers Adenosintriphosphat (ATP) führt. Dabei kommt es zur Bildung von Chelatkomplexen zwischen dem Antimon und Thiol-Gruppen der entsprechenden Enzyme. Im Körper wirkt es in zahlreichen Organen toxisch, so im Verdauungstrakt, in der Leber, in den Nieren, im Herz und im Zentralnervensystem. Ergebnisse aus Untersuchungen deuten darauf hin, dass Antimonverbindungen Haut und Schleimhäute reizen. Bremsbeläge können Sb_2S_3 enthalten, welches während starker Bremsvorgänge und den dabei auftretenden hohen Temperaturen zu SbO_3 oxidieren kann. Dieser Stoff ist von der International Agency for Research on Cancer als mögliches Lungenkarzinogen klassifiziert und als ein „Class 3 Carcinogen“ bei Staubinhalation entsprechend Richtlinie 67/548/EU eingestuft⁸. Für Antimonverbindungen gibt es keinen Arbeitsplatzgrenzwert. Kühling und Peters (1994) schlugen als Anhaltswert für die Beurteilung zur Wirkung auf den Menschen einen Jahresmittelwert von 0.03 ng/m^3 bezogen auf ein kanzerogenes Risiko von 10^{-6} vor.

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK bzw. englisch PAH): Zur Stoffgruppe der PAK gehören alle Verbindungen, die aus zwei bis sieben Ringen von Kohlenstoff- und Wasserstoffatomen aufgebaut sind. Die Eigenschaften der einzelnen PAK hängen von der Zahl der Kohlenwasserstoff-Ringe ab: Allgemein sind PAK lipophil, das bedeutet in Wasser schlecht, aber in Fetten oder Ölen gut löslich. Mit zunehmender Zahl von Ringen nimmt diese Tendenz zu, d. h. je mehr Ringe vorhanden sind, desto fettlöslicher ist die Substanz und desto besser reichert sie sich im Fettgewebe von Organismen an. Viele PAK haben lt. Umweltbundesamt⁹ krebserregende, erbgutverändernde und/oder fortpflanzungsgefährdende Eigenschaften. Einige PAK sind gleichzeitig persistent, bioakkumulierend und giftig (toxisch) für Menschen und andere Organismen. Viele PAK treten immer als variable Gemische auf. Deshalb wird bei der chemischen Analyse häufig Benzo(a)pyren als Leitsubstanz bestimmt. Benzo[a]pyren wurde

⁸ Entnommen aus Wikipedia

⁹ hintergrund//januar 2016 Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe Umweltschädlich! Giftig! Unvermeidbar? Siehe www.umweltbundesamt.de/publikationen/polyzyklische-aromatische-kohlenwasserstoffe

ausgewählt, weil diese Verbindung besonders stark krebserregend ist (siehe z. B. **Abb. 6.7**). Als Marker für PAK in der Luft dient ebenfalls Benzo[a]pyren, für das in der 39. BImSchV ein Zielwert von 1 ng/m³ im Jahresmittel festgelegt ist.
























Gesundheitsgefährdend 		Umweltgefährdend 		Achtung 	
Name (CAS-Nr.)	Schmelzpunkt in °C	Siedepunkt in °C	Chemische Summenformel	Gefahrenkennzeichnung	Gefahrensymbol
Benzo[a]anthracen (56-55-3)	160	435	C ₁₈ H ₁₂	Gefahr: Kann Krebs erzeugen, Sehr giftig für Wasserorganismen, mit langfristiger Wirkung	 
Benzo[b]fluoranthen (205-99-2)	168	481	C ₂₀ H ₁₂	Gefahr: Kann Krebs erzeugen, Sehr giftig für Wasserorganismen, mit langfristiger Wirkung	 
Benzo[j]fluoranthen (205-82-3)	166	480	C ₂₀ H ₁₂	Gefahr: Kann Krebs erzeugen, Sehr giftig für Wasserorganismen, mit langfristiger Wirkung	 
Benzo[k]fluoranthen (207-08-9)	217	481	C ₂₀ H ₁₂	Gefahr: Kann Krebs erzeugen, Sehr giftig für Wasserorganismen, mit langfristiger Wirkung	 
Benzo[a]pyren (50-32-8)	175	495	C ₂₀ H ₁₂	Gefahr: Kann Krebs erzeugen, genetische Defekte verursachen, die Fruchtbarkeit beeinträchtigen, und das Kind im Mutterleib schädigen, sehr giftig für Wasserorganismen, mit langfristiger Wirkung	  
Benzo[e]pyren (192-97-2)	178	493	C ₂₀ H ₁₂	Gefahr: Kann Krebs erzeugen, Sehr giftig für Wasserorganismen, mit langfristiger Wirkung	 
Chrysen (218-01-9)	255	448	C ₁₈ H ₁₂	Gefahr: Kann Krebs erzeugen, vermutlich genetische Defekte verursachen, Sehr giftig für Wasserorganismen, mit langfristiger Wirkung	 
Dibenz[a,h]anthracen (53-70-3)	267	524	C ₂₂ H ₁₄	Gefahr: Kann Krebs erzeugen, Sehr giftig für Wasserorganismen, mit langfristiger Wirkung	 
Naphthalin (91-20-3)	80.5	218	C ₁₀ H ₈	Achtung: Kann vermutlich Krebs erzeugen, Gesundheitsschädlich bei Verschlucken, Sehr giftig für Wasserorganismen, mit langfristiger Wirkung	  

Abb. 6.7: Einige ausgewählte PAK und ihre Eigenschaften (Quelle: Umweltbundesamt)

7 Zusammenstellung von Messungen zur Bestimmung von AWAR

Nachfolgend werden Messungen zum Thema tabellarisch zusammengefasst. Zunächst werden massebezogenen Messungen zusammengestellt, danach partikelanzahlbezogene Messungen. Aufgezeigt werden die Literaturstellen, der Typ der Untersuchungen, die eingesetzten Messgeräte sowie der Gegenstand der Tests. Eine qualitative Einschätzung, ob die eingesetzten Messgeräte für die Untersuchung aus derzeitiger Sicht geeignet sind oder „Schwächen“ aufweisen, ergibt sich in Bezug auf die **Tab. 4.1**.

7.1 Massebezogen

Referenz	Typ der Studie	Was getestet?	Messgeräte	Bemerkung
Garg et al. (2000)	Brems-Dynamometer	Semi metallic and NAO brake pads	MOUDI >0.1µm	Bremsabrieb, Massebezogen
Sanders et al. (2003)	Brems-Dynamometer	Low metallic, semi metallic and NAO brake pads	MOUDI - ELPI	Bremsabrieb, Massebezogen
von Uexküll et al. (2005)	Brems-Dynamometer	Disc and drum brake pads of trucks	OPC (> 0.3 µm)	Bremsabrieb, Massebezogen
Iijima et al. (2007)	Brems-Dynamometer	NAO brake pads	APS (>0.5 µm)	Bremsabrieb, Massebezogen
Iijima et al. (2008)	Brems-Dynamometer	NAO brake pads	APS (>0.5 µm)	Bremsabrieb, Massebezogen
Hagino et al. (2015 und 2016)	Brems-Dynamometer	Verschiedene Bremssysteme und Fahrzyklen	Constant volume sampler (CVS) DustTrak II 8530 (korrigiert auf Gravimetrische Messung)	Bremsabrieb, Massebezogen
Gertler et al. (2005)	Messfahrzeug (TRAKER)	Straßenseitige Partikel in Bezug auf non-exhaust	TSI DustTrak II 8530, GRIMM	Non exhaust, Massebezogen
BAST (2005)	Feldmessung	Luv-Lee Messung inkl. Quellzuordnung	High-Vol- Sampler (Digital)	Non exhaust, Massebezogen
Bukowiecki et al. (2009)	Feldmessung + statistisches Modell	Luv-Lee Messung inkl. Quellzuordnung	EMPA Rotating Drum Impactor (RDI); TEOM; High-Vol-Sampler (Digital)	Non exhaust, Massebezogen
Lohmeyer (2009)	Messfahrzeug (SNIFFER)	Straßenseitige Partikel in Bezug auf non-exhaust	TEOM, ELPI (7 nm bis 10 µm)	Non exhaust, Massebezogen
Quaas et al. (2008)	Feldmessung + statistisches Modell	Luv-Lee Messung inkl. Quellzuordnung	TEOM; High-Vol-Sampler (Digital)	Non exhaust, Massebezogen

Referenz	Typ der Studie	Was getestet?	Messgeräte	Bemerkung
Kauhaniemi et al. (2014)	Messfahrzeug (SNIFFER)	Straßenseitige Partikel in Bezug auf non-exhaust	TEOM, ELPI (7 nm bis 10 µm)	Non exhaust, Massebezogen
Mathissen et al. (2012)	(FORD-) Messfahrzeug	Straßenseitige Partikel in Bezug auf non-exhaust	TSI DustTrak II 8530, APS (>0.5 µm)	Non exhaust, Massebezogen
Kukutschová et al. (2011)	Brems-Dynamometer	Low-metallic brake pads	APS – SMPS – ELPI	Bremsabrieb, Massebezogen
Harrison et al. (2012)	Feldmessung	Luv-Lee-Messung inkl. Quellzuordnung	MOUDI	Brems- und Reifenabrieb, Massebezogen
Kupiainen et al. (2005)	Road-Simulator	Winterreifen und Spiks auf Asphaltbeton	Kaskadenimpaktor	Reifen-/Straßenabrieb, Massebezogen
Gustafsson et al. (2008, 2014)	Road-Simulator	Winterreifen und Spikes auf Splittmastik- und Asphaltbeton	APS (>0.5 µm)	Reifen-/Straßenabrieb, Massebezogen
Aatmeeyata et al. (2009)	Road-Simulator	Sommerreifen auf Betonfahrbahn	GRIMM (>0.3 µm)	Reifen-/Straßenabrieb, Massebezogen
Panko et al. (2009)	Road- Simulator	Sommer- und Winterreifen auf Asphalt	APS (>0.5 µm)	Reifen-/Straßenabrieb, Massebezogen
Sjödín et al. (2010)	Road-Simulator	Sommer-, Winterreifen und Spikes auf Splittmastikasphalt	APS (>0.5 µm)	Reifen-/Straßenabrieb, Massebezogen
Kreider et al. (2010)	Road-Simulator, Messfahrzeug	Sommer- und Winterreifen auf Asphaltbeton	Laser diffraction (>0.3 µm)	Reifen-/Straßenabrieb, Massebezogen
Hussein et al. (2008)	Messfahrzeug	Alle Reifentypen auf Splittmastic und Asphaltbeton	GRIMM (>0.3 µm)	Reifenabrieb, Massebezogen
Kwak et al. (2013)	Messfahrzeug	Winterreifen auf Asphaltbeton	Kaskadenimpaktor (>0.5 µm)	Reifenabrieb, Massebezogen
Hinterhofer et al. (2015)	Tunnelmessung (Plabuschtunnel)	Bestimmung Emissionsfaktoren	Sharp 5030, TEOM FDMS	Non exhaust, Massebezogen
FVT (2014)	Tunnelmessung (Kaisermühlentunnel)	Bestimmung Emissionsfaktoren	FIDAS 200 vonPALAS, Digital DA 80-HiVol, Niederdruck Kaskadenimpaktor nach Axel Berner (Typ HAT)	Non exhaust, Massebezogen

Tab. 7.1: Massebezogene Messungen für AWAR

7.2 Partikelanzahlbezogene Messungen

Referenz	Typ der Studie	Was getestet?	Messgeräte	Bemerkung
Sanders et al. (2003)	Brems-Dynamometer	Low metallic, semi metallic and NAO brake pads	ELPI	Bremsabrieb, Anzahlbezogen
Mosleh et al. (2004)	Brems-Dynamometer	Semi metallic brake pads of trucks	Laser Scattering Analyzer	Bremsabrieb, Anzahlbezogen
von Uexküll et al. (2005)	Brems-Dynamometer	Disc and drum brake pads of trucks	OPC (>0.3 µm)	Bremsabrieb, Anzahlbezogen
Iijima et al. (2007)	Brems-Dynamometer	NAO brake pads	APS (>0.5 µm)	Bremsabrieb, Anzahlbezogen
Iijima et al. (2008)	Brems-Dynamometer	NAO brake pads	APS (>0.5 µm)	Bremsabrieb, Anzahlbezogen
Riediker et al. (2008)	Brems-Dynamometer	Verschiedene Fahrzeuge bei „fullstop“ und „normalem“ Bremsen	TEM	Bremsabrieb, Anzahlbezogen
Wahlstrom et al. (2010)	Brems-Dynamometer	Low metallic and NAO brake pads	GRIMM (>0.25 µm) und APS (>0.5 µm)	Bremsabrieb, Anzahlbezogen
Hagino et al. (2015 und 2016)	Brems-Dynamometer	Verschiedene Bremssysteme und Fahrzyklen	TSI CPC 3775 (D50= 4 nm)	Bremsabrieb, Anzahlbezogen
Gertler et al. (2005)	Messfahrzeug (TRAKER)	Straßenseitige Partikel in Bezug auf non-exhaust	TSI DustTrak II 8530, GRIMM	Non exhaust, Anzahlbezogen
Bukowiecki et al. (2009)	Feldmessung + statistisches Modell	Luv-Lee Messung inkl. Quellzuordnung	APS	Non exhaust, Anzahlbezogen
Mathissen et al. (2011)	(FORD-) Messfahrzeug	Straßenseitige Partikel in Bezug auf non-exhaust	EEPS (<0.56 µm)	Non exhaust, Anzahlbezogen
Kukutschová et al. (2011)	Brems-Dynamometer	Low-metallic brake pads	APS – SMPS	Bremsabrieb, Anzahlbezogen
Harrison et al. (2012)	Feldmessung	Luv-Lee Messung inkl. Quellzuordnung	MOUDI	Brems- und Reifenabrieb, Anzahlbezogen
Kupiainen et al. (2005)	Road-Simulator	Winterreifen und Spiks auf Asphaltbeton	Kaskadeninpektaktor	Reifen-/Straßenabrieb, Anzahlbezogen
Gustafsson et al. (2008)	Road-Simulator	Winterreifen und Spikes auf Splitmastik- und Asphaltbeton	APS (>0.5 µm)	Reifen-/Straßenabrieb, Anzahlbezogen
Aatmeeyata et al. (2009)	Road-Simulator	Sommerreifen auf Betonfahrbahn	GRIMM (>0.3 µm)	Reifen-/Straßenabrieb, Anzahlbezogen
Panko et al. (2009)	Road-Simulator	Sommer- und Winterreifen auf Asphalt	APS (>0.5 µm)	Reifen-/Straßenabrieb, Anzahlbezogen

Referenz	Typ der Studie	Was getestet?	Messgeräte	Bemerkung
Sjödin et al. (2010)	Road-Simulator	Sommer-, Winterreifen und Spikes auf Splittmastikasphalt	APS (>0.5 µm)	Reifen-/Straßenabrieb, Anzahlbezogen
Kreider et al. (2010)	Road-Simulator, Messfahrzeug	Sommer- und Winterreifen auf Asphaltbeton	Laser diffraction (>0.3 µm)	Reifen-/Straßenabrieb, Anzahlbezogen
Hussein et al. (2008)	Messfahrzeug	Alle Reifentypen auf Splittmastic und Asphaltbeton	GRIMM (>0.3 µm)	Reifenabrieb, Anzahlbezogen
Kwak et al. (2013)	Messfahrzeug	Winterreifen auf Asphaltbeton	Kaskadenimpaktor (>0.5 µm)	Reifenabrieb, Anzahlbezogen

Tab. 7.2: Anzahlbezogene Messungen für AWAR

8 Bandbreiten der ermittelten Messwerte

Im Folgenden werden beispielhaft Bandbreiten von in der Literatur veröffentlichten Emissionsfaktoren für Nicht-Abgas PM10-Emissionsfaktoren gegeben.

8.1 Emissionsfaktoren Brems- und Reifenabrieb

Grigoratos und Martini (2014) fassten die in deren Literaturstudie gefundenen Bremsabriebemissionsfaktoren tabellarisch zusammen. Diese ist in **Tab. 8.1** gegeben.

Reference	Type of study	Emission factor
Garg et al. 2000	Brake dynamometer study	2.9–7.5
Sanders et al. 2003	Brake dynamometer study	8.1
Iijima et al. 2008	Brake dynamometer study	5.8
Rauterberg-Wulff 1999	Receptor modelling (highway–tunnel)	1.0
Abu-Allaban et al. 2003	Receptor modelling	0–80
Luhana et al. 2004	Receptor modelling	8.8
Bukowiecki et al. 2009a	Receptor modelling (urban street canyon)	8.0
Bukowiecki et al. 2009a	Receptor modelling (highway)	1.6
USEPA 1995	Emission inventory	7.9
Lükewille et al. 2001	Emission inventory	1.8–4.9
Boulter et al. 2006	Emission inventory (RAINS model)	3.8
Boulter et al. 2006	Emissions inventory (CEPMEIP model)	6.0
Boulter et al. 2006	Emissions inventory (MOBILE 6.2 model)	7.8
Barlow et al. 2007	Emission inventory	4.0–8.0
NAEI 2012	Emission inventory	7.0

Tab. 8.1: Zusammenstellung von PM10-Bremsabriebemissionsfaktoren für Leichtverkehr [Werte in mg/(km Fzg)] (Quelle: Grigoratos und Martini, 2014)

Grigoratos und Martini (2014) fassten ebenfalls die in deren Literaturstudie gefundenen Reifenabriebemissionsfaktoren tabellarisch zusammen. Diese ist in **Tab. 8.2** gegeben.

8.2 Reifen- und Bremsabriebemissionsfaktoren der EEA

Für die Emissionsberichterstattung im Rahmen des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (Genfer Luftreinhalteabkommen und Göteborger Protokoll) wurde von der Europäischen Umweltagentur (EEA) ein Ratgeber zur Emissionsberechnung entwickelt (EEA/Emission Inventory Guidebook).

Im Emission Inventory Guidebook der EEA (2013) werden im Kapitel 1.A.3.b.vi Road vehicle tyre and brake wear sowie 1.A.3.b.vii Road surface wear PM_x-Emissionsfaktoren für Abriebe angegeben. Diese basieren auf der Empfehlung einer Arbeitsgruppe, welche anhand von Literaturauswertungen aus dem Jahr 2003 Methoden für deren Berechnung erarbeitet hat.

Es werden Emissionsfaktoren für die Tier 1- sowie die Tier 2-Systematik angegeben. Je nach entsprechender Datenlage sowie Relevanz ist die Systematik auszuwählen. Die **Abb. 8.1** zeigt das entsprechende Entscheidungsschema auf.

Reference	Type of study	PM ₁₀ EF
USEPA, 1995	Emissions Inventory	5.0
Keuken et al., 1999	Emissions Inventory	5.0
Rauterberg-Wulff, 1999	Receptor modelling	6.1
Hüeglin and Gehrig, 2000	Receptor modelling	13
Lukewille et al., 2001	Receptor modelling	6.5
CEPMEIP, 2002	Emissions Inventory	4.5
Luhana et al., 2004	Receptor modelling	7.4
Kupiainen et al., 2005	Road simulation study	9.0
Ten Broeke et al., 2008	Emissions Inventory	8.0
Sjödin et al., 2010	Road simulation study	3.8
CEPMEIP, 2012	Emissions Inventory	4.5
NAEI, 2012	Emissions Inventory	7.0
Panko et al., 2013	On-road study	2.4
AVERAGE VALUE		6.3

Tab. 8.2: PM10-Emissionsfaktoren für Reifenabrieb für Leichtverkehr [in mg/(km Fzg)]
(Quelle: Grigoratos und Martini, 2015)

In der **Tab. 8.3** werden die Emissionsfaktoren nach TIER 1 differenziert nach Fahrzeuggruppen sowie Korngrößen aufgeführt.

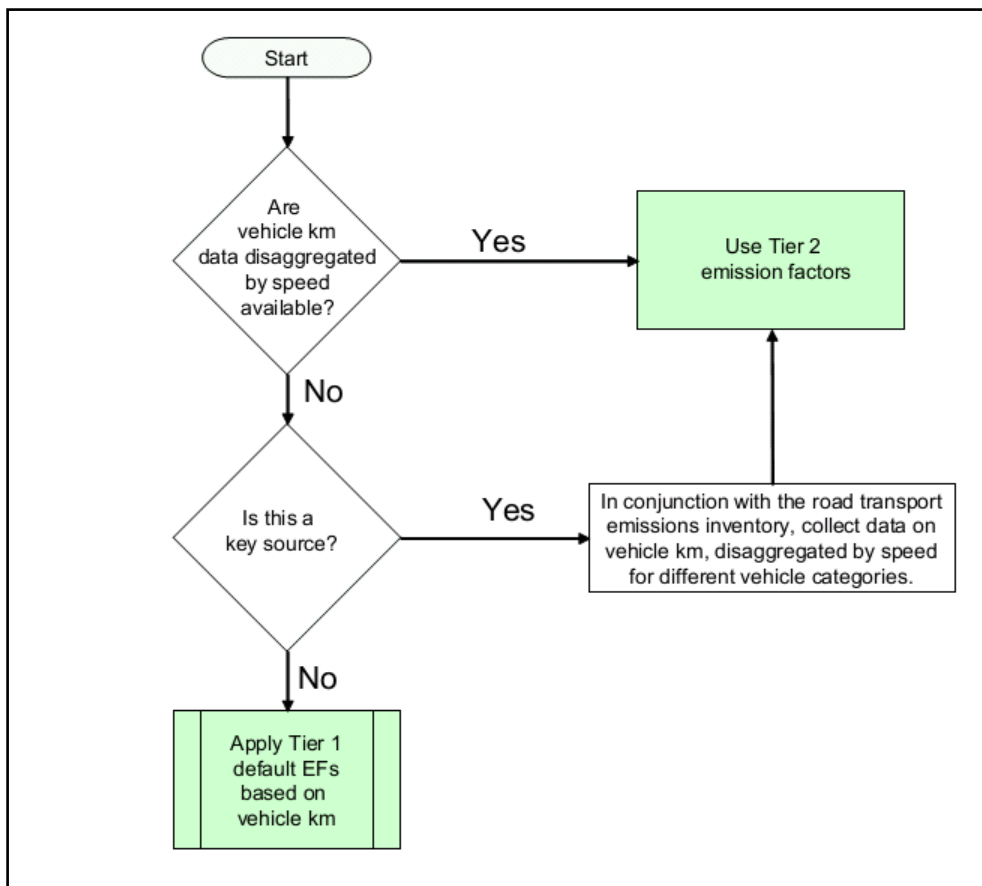


Abb. 8.1: Entscheidungsschema zur Auswahl der Tier 1- oder Tier 2-Berechnungssystematik für die Abriebemissionen Quelle: EEA (2013)

Tier 1 emission factors						
		Code	Name			
NFR Source Category		1 A 3 b vi	Road vehicle tyre and brake wear			
Fuel		N/A				
Pollutant	Vehicle type	Value	Unit	95% confidence interval		Reference
				Lower	Upper	
TSP	Two-wheelers	0.0083	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0064	0.0103	EMEP-Corinair B770 v1.0
PM ₁₀	Two-wheelers	0.0064	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0047	0.0081	EMEP-Corinair B770 v1.0
PM _{2.5}	Two-wheelers	0.0034	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0026	0.0042	EMEP-Corinair B770 v1.0
TSP	Passenger cars	0.0182	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0111	0.0262	EMEP-Corinair B770 v1.0
PM ₁₀	Passenger cars	0.0138	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0083	0.0195	EMEP-Corinair B770 v1.0
PM _{2.5}	Passenger cars	0.0074	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0045	0.0107	EMEP-Corinair B770 v1.0
TSP	Light duty trucks	0.0286	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0176	0.0362	EMEP-Corinair B770 v1.0
PM ₁₀	Light duty trucks	0.0216	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0139	0.0272	EMEP-Corinair B770 v1.0
PM _{2.5}	Light duty trucks	0.0117	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0071	0.0148	EMEP-Corinair B770 v1.0
TSP	Heavy duty vehicles	0.0777	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0462	0.1318	EMEP-Corinair B770 v1.0
PM ₁₀	Heavy duty vehicles	0.0590	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0500	0.0950	EMEP-Corinair B770 v1.0
PM _{2.5}	Heavy duty vehicles	0.0316	g km ⁻¹ vehicle ⁻¹	0.0281	0.0541	EMEP-Corinair B770 v1.0

Not estimated: PAHs, POPs, HCB, PCBs, dioxins and furans. Due to the relatively low chlorine content of tyres and brakes (chlorine is a constituent of POPs, PCBs and HCB), and the fact that abrasion is a relatively low-temperature process which does not promote the formation of PAHs, no significant emission of any of these species is expected. Therefore, no emission factors are proposed for Tier 1. The Tier 2 method suggests typical profiles for PAHs in tyre and brake wear.

Tab. 8.3: PM_x-Emissionsfaktoren für die Summe aus Reifen- und Bremsabrieb differenziert nach Fahrzeuggruppen (Quelle: EEA, 2013)

Eine detailliertere Berechnung ist mit der Tier 2-Methodik möglich. Für die Berücksichtigung von Reifenabrieb wird angesetzt:

$$EF_{\text{Reifen}} [\text{mg}/(\text{Fzg} \cdot \text{km})] = f_{\text{Reifen}} \cdot EF_{\text{TSPReifen}} \cdot S_{\text{Reifen}}(v) \text{ mit}$$

$$f_{\text{Reifen}} = \text{Anteil der Partikelfraktion an Gesamtstaub (TSP)}$$

Die Parameter für die Partikelgrößen werden unabhängig von der Fahrzeugklasse wie folgt festgelegt:

TSP:	$f_{\text{Reifen}} = 1.000$
PM10:	$f_{\text{Reifen}} = 0.600$
PM2.5:	$f_{\text{Reifen}} = 0.420$
PM1:	$f_{\text{Reifen}} = 0.060$
PM0.1:	$f_{\text{Reifen}} = 0.048$

$EF_{\text{TSPReifen}}$ = TSP-Emissionsfaktor Reifenabrieb bei einer Geschwindigkeit von 80 km/h.

Für $EF_{\text{TSPReifen}}$ werden in Abhängigkeit von der Fahrzeugklasse folgende Größen vorgeschlagen:

PKW:	10.7 [mg/km]
Leichte Nutzfahrzeuge:	16.9 [mg/km]
Schwere Nutzfahrzeuge:	45.0*[mg/km]
Motorräder:	4.6 [mg/km]

*(falls Anzahl der Achsen und Beladungsgrad nicht bekannt sind, sonst

$$EF_{\text{TSPReifen}} (\text{LKW}) = \text{Anzahl Achsen} \cdot \text{LCF} \cdot EF_{\text{TSPReifen}} (\text{PKW})/2;$$

$$\text{LCF} = 1.38 \cdot \text{Beladungsgrad} + 1.41).$$

$S_{\text{Reifen}}(v)$ = Geschwindigkeitskorrekturfaktor, welcher von der mittleren Fahrzeuggeschwindigkeit abhängt

mit

$$v < 40 \text{ km/h: } S_{\text{Reifen}}(v) = 1.39$$

$$40 \text{ km/h} \leq v \leq 90 \text{ km/h: } S_{\text{Reifen}}(v) = -0.00974 \cdot v + 1.78$$

$$v > 90 \text{ km/h: } S_{\text{Reifen}}(v) = 0.902$$

Für die Berücksichtigung von Bremsabrieb wird angesetzt:

$$EF_{\text{Brems}} [\text{mg}/(\text{Fzg km})] = f_{\text{Brems}} \cdot EF_{\text{TSPBrems}} \cdot S_{\text{Brems}}(v) \text{ mit}$$

$$f_{\text{Brems}} = \text{Anteil der Partikelfraktion an TSP}$$

Die Parameter für die Partikelgrößen werden unabhängig von der Fahrzeugklasse wie folgt festgelegt:

TSP:	$f_{\text{Brems}} = 1.00$
PM10:	$f_{\text{Brems}} = 0.98$
PM2.5:	$f_{\text{Brems}} = 0.39$
PM1:	$f_{\text{Brems}} = 0.10$
PM0.1:	$f_{\text{Brems}} = 0.08$

EF_{TSPBrems} = TSP-Emissionsfaktor Bremsabrieb bei einer Geschwindigkeit von 65 km/h

Für EF_{TSPBrems} werden in Abhängigkeit von der Fahrzeugklasse folgende Größen vorgeschlagen:

PKW:	7.5 [mg/km]
Leichte Nutzfahrzeuge:	11.7 [mg/km]
Schwere Nutzfahrzeuge:	32.7*[mg/km]
Motorräder:	3.7 [mg/km]
*(falls Beladungsgrad nicht bekannt ist, sonst	
EF _{TSPBrems} (LKW) = 3.13 · LCF · EF _{TSPBrems} (PKW);	
LCF = 0.79·Beladungsgrad+1.0)	

$S_{Brems}(v)$ = Geschwindigkeitskorrekturfaktor, welcher von der mittleren Fahrzeuggeschwindigkeit abhängt

mit

$$v < 40 \text{ km/h: } S_{Brems}(v) = 1.67$$

$$40 \text{ km/h} \leq v \leq 95 \text{ km/h: } S_{Brems}(v) = -0.027 \cdot v + 2.75$$

$$v > 95 \text{ km/h: } S_{Brems}(v) = 0.185$$

8.3 Emissionsfaktoren für AWAR nach Düring und Lohmeyer (2011)

In Düring und Lohmeyer (2011) wurde die nachfolgend beschriebene Herangehensweise für die Berechnung der PM₁₀-Emissionen einer Straße vorgeschlagen. Dort wurde im Sinne einer notwendigen schnellen und pragmatischen Zwischenlösung für die Berechnung der Nicht-Abgas PM₁₀-Emissionen im Rahmen der Luftreinhalteplanung sowie in Genehmigungsverfahren ein Ansatz gewählt, der kompatibel mit den Verkehrssituationen im Handbuch für Emissionsfaktoren ist. Diese Vorgehensweise stellte kein grundsätzlich physikalisch fundiertes Modell der PM₁₀-Emissionsberechnung dar.

Es wird dabei für die Berechnung der PM₁₀-Emissionen einer Straße davon ausgegangen, dass sie sich für das zu betrachtende Bezugsjahr (Bzj) zusammensetzen aus den Emissionen aus dem Auspuff, den direkten Emissionen (also ohne vorherige Deposition auf der Straße) aus Abrieben (Reifen, Bremsen und Straßenbelag) und einem Beitrag infolge der Wiederaufwirbelung (Resuspension) von Straßenstaub, also

$$e_{PM10}(Bzj) = e_{PM10}^{Auspuff}(Bzj) + e_{PM10}^{dAbr}(Bzj) + e_{PM10}^{Auf}(Bzj)$$

Dabei werden die Emissionen aus dem Auspuff dem HBEFA entnommen. Für Abriebe und Aufwirbelung wird angesetzt, dass diese vom Bezugsjahr unabhängig sind, also

$$e_{PM10}^{dAbr}(Bzj) = e_{PM10}^{dAbr}$$

und

$$e_{PM10}^{Auf}(Bzj) = e_{PM10}^{Auf}$$

Der Beitrag der Wiederaufwirbelung wird gebildet aus dem prinzipiell zur Verfügung stehenden Straßenstaub (= Emissionspotenzial e^{Pot}). Dieser besteht aus deponierten Abrieben (ggf. auch aus größeren Partikeln durch mechanische und/oder chemischen Einflüssen gebildet) und von außen auf die Straße eingetragenen Partikeln also

$$e_{PM10}^{Pot} = e_{PM10}^{Reifen} + e_{PM10}^{Brems} + e_{PM10}^{Straße} + e_{PM10}^{Rest}$$

Um dieses Staubpotenzial als PM₁₀ aufzuwirbeln, bedarf es kinetischer Energie durch die fahrzeugerzeugte Turbulenz (beschrieben durch eine Funktion F_{kin}). Der Straßenzustand ($F_{Zustand}$) und die Feuchte der Straßenoberfläche (F_{Regen}) können ebenfalls diesen Term beeinflussen. Messtechnisch ist es sehr schwierig, direkte und indirekte (wiederaufgewirbelte) Abriebbeiträge zu separieren. Auch werden insbesondere für Reifenab-

rieb und Straßenabrieb ähnliche Abhängigkeiten bei direkter und indirekter Emission vorliegen. Aus diesen Gründen wird keine Entkopplung von direkten und indirekten Abriebemissionen angesetzt. Somit ergibt sich folgende Gleichung für die Nicht-Abgas PM10-Emissionen:

$$e_{PM10}^{Auf/Ab} = F_{Regen} \cdot F_{Zustand} \cdot F_{kin} \cdot (e_{PM10}^{Reifen} + e_{PM10}^{Brems} + e_{PM10}^{Straße} + e_{PM10}^{Rest})$$

Die Emissionsfaktoren für die Reifen- und Bremsabriebe könnten z. B. EEA (2013) oder Ergebnissen von Feldversuchen entnommen werden. Emissionsfaktoren für Straßenabriebe sind nach Aussage der Autoren sehr unsicher. Dies gilt auch für die wenigen Daten aus verfügbaren Datenauswertungen. Aus diesem Grund wird von den Autoren vorgeschlagen, die Abriebe mit den nicht abriebsbedingten Anteilen (e^{Rest}) zusammenzufassen und mittels Anpassung an Messdaten festzulegen. Hierzu bot sich die Vorgehensweise an, nach Verkehrssituationen klassifizierte Emissionsfaktoren getrennt nach Leicht- und Schwerverkehr (ähnlich dem Vorgehen wie bei der Berechnung der Abgasemissionen mittels Handbuch für Emissionsfaktoren) zu verwenden („Emissionsfaktorenansatz“). Als Regenkorrektur wäre ein Ansatz der US-EPA möglich. Die vorliegenden Untersuchungen aus Europa für befestigte Straßen zeigen allerdings zum Teil widersprechende Abhängigkeiten von der Regenmenge auf. Die örtlichen Regenhäufigkeiten (in Bezug auf Tagesniederschlagssummen größer 0.1 mm) variieren meist nur gering um einen Wert von 50 % in Gebieten, in denen relevanter Fahrzeugverkehr zu verzeichnen ist. Außerdem ist in den Emissionsfaktoren der **Tab. 8.4**, welche der Ableitung der Emissionsfaktoren zugrunde gelegt werden, der jeweilige Regeneinfluss bereits beinhaltet. Deshalb schlagen die Autoren vor, auf einen separaten Regenkorrekturfaktor zu verzichten.

Bzgl. der Abhängigkeit des kinetischen Kopplungsgliedes von der Fahrzeuggeschwindigkeit liegen weiterhin wenig und sehr widersprüchliche Informationen vor. Aus diesem Grund wurde vorgeschlagen, auf eine zusätzliche Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit zu verzichten, wenn der Ansatz von verkehrssituationsabhängigen Emissionsfaktoren angesetzt wird. Der Sonderfall von Geschwindigkeitsbeschränkungen auf 30 km/h wird auf Grundlage der Ergebnisse nach Lohmeyer (2009) gesondert behandelt. Hier wurde vorgeschlagen, für Straßenabschnitte mit flüssigem Verkehrsfluss die Nicht-Abgas Emission um 20 % zu reduzieren. Für Straßenabschnitte mit dichtem und gesättigtem Verkehrsfluss sowie Stop&Go wurde keine Veränderung angesetzt. Für Tempolimit 40 km/h wurde vorgeschlagen, für Straßenabschnitte mit flüssigem Verkehrsfluss die Nicht-Abgas Emission um 10 % zu reduzieren. Für Straßenabschnitte mit dichtem und gesättigtem Verkehrsfluss sowie Stop&Go wird auch hier keine Veränderung angesetzt.

Die Straßenzustandskorrektur orientiert sich an Ergebnissen von Feldstudien an Innerortsstraßen von Lohmeyer (2008). Dort wurden Minderungen der Nicht-Abgas Partikelemission beim Übergang vom schlechten zum guten Straßenzustand von max. 20 % (Erfurt/Bergstraße), ca. 40 % (Leipzig/Lützner Straße) sowie ca. 70 % (Nauen/Berliner Straße) abgeschätzt. Insgesamt wurde festgestellt, dass durch die Sanierung von im Sinne der PM10-Emissionsmodellierung schlechten Fahrbahnen und Gehwegen an allen drei untersuchten Straßen eine PM10-Minderung abgeleitet werden konnte, die Höhe der absoluten Minderung aber wahrscheinlich von weiteren Randbedingungen (Ausgangszustand, Fahrzeuggeschwindigkeit, Längsneigung) abhängig ist.

Verkehrssituation HBEFA 3.1	PM10 Auf/Ab [mg/km]	
	LV	SV
Land / TL >=70 / unabhängig von Straßentyp und LOS	30	130
Agglo / TL >70 / unabhängig von Straßentyp und LOS	30	130
Agglo / AB-City / TL <=70 / unabhängig vom LOS	30	130
unabhängig vom Gebietstyp / HVS, HVS-kurv. / TL <=60 / flüssig	26	100
unabhängig vom Gebietstyp / HVS, HVS-kurv. / TL <=60 / dicht	33	350
unabhängig vom Gebietstyp / HVS, HVS-kurv. / TL <=60 / gesättigt	35	500
unabhängig vom Gebietstyp / HVS, HVS-kurv. / TL <=60 / StGo	45	1200
Agglo / HVS / 70 / flüssig	26	100
Agglo / HVS / 70 / dicht	33	350
Agglo / HVS / 70 / gesättigt	35	500
Agglo / HVS / 70 / StGo	45	1200
unabhängig vom Gebietstyp / FernStr, Fernstr.-City, FernStr-Nat. / TL <=60 / flüssig	26	100
unabhängig vom Gebietstyp / FernStr, Fernstr.-City, FernStr-Nat. / TL <=60 / dicht	33	350
unabhängig vom Gebietstyp / FernStr, Fernstr.-City, FernStr-Nat. / TL <=60 / gesättigt	40	700
unabhängig vom Gebietstyp / FernStr, Fernstr.-City, FernStr-Nat. / TL <=60 / StGo	45	1200
Agglo / Fernstr.-City, FernStr-Nat. / 70 / flüssig	26	100
Agglo / Fernstr.-City, FernStr-Nat. / 70 / dicht	33	350
Agglo / Fernstr.-City, FernStr-Nat. / 70 / gesättigt	40	700
Agglo / Fernstr.-City, FernStr-Nat. / 70 / StGo	45	1200
unabhängig vom Gebietstyp / Sammel, Sammel-kurv. / TL <70 / flüssig	26	100
unabhängig vom Gebietstyp / Sammel, Sammel-kurv. / TL <70 / dicht	33	350
unabhängig vom Gebietstyp / Sammel, Sammel-kurv. / TL <70 / gesättigt	40	700
unabhängig vom Gebietstyp / Sammel, Sammel-kurv. / TL <70 / StGo	45	1200
unabhängig vom Gebietstyp / Erschliessung / 30 / flüssig	26	280
unabhängig vom Gebietstyp / Erschliessung / 40 / flüssig	30	320
unabhängig vom Gebietstyp / Erschliessung / 50 / flüssig	33	350
unabhängig vom Gebietstyp / Erschliessung / TL <=50 / dicht	35	500
unabhängig vom Gebietstyp / Erschliessung / TL <=50 / gesättigt	45	1200
unabhängig vom Gebietstyp / Erschliessung / TL <=50 / StGo	45	1200

Tab. 8.4: Zuordnung der Nicht-Abgas PM10-Emissionsfaktoren zu allen Verkehrssituationen des HBEFA 3.1 für Straßen (außer Tunnelstrecken) LV=Leichtverkehr, SV=Schwerverkehr (Quelle: Düring und Lohmeyer, 2011)

9 Aktuelle Aktivitäten der Behörden in BRD, Österreich und Schweiz zum Thema

Es wurde eine entsprechende Abfrage bei anderen Fachbehörden durchgeführt. Dabei wurde gefragt, ob derzeit ähnliche Projekte laufen oder demnächst geplant sind.

Angefragt wurden

- Das dt. Umweltbundesamt (Fachgebiet I 3.2, „Schadstoffminderung und Energieeinsparung im Verkehr“; Fr. Vitztum v. Eckstädt, Hr. Mönch)
- Die LUBW in Baden-Württemberg (Hr. Scheu-Hachtel) wegen der insbesondere in Stuttgart problematischen Feinstaubsituation
- Das Schweizer BAFU (Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien, Sektion Verkehr; Hr. Jenk, Hr. Bonsack)
- In Österreich die Landesregierung Steiermark (Hr. Öttl), die TU Graz (Institute for Internal Combustion Engines and Thermodynamics, Department Emissions; Hr. Rexeis) sowie das Umweltbundesamt in Wien.

Im Folgenden werden die Antworten komprimiert zusammengestellt.

9.1 Schweiz

Die Schweiz bringt sich lt. Email von Hr. Bonsack (BAFU) seit Beginn in der UNECE PMP-Arbeitsgruppe ein. Das BAFU wird sich zukünftig weiterhin u. a. in der PMP-Arbeitsgruppe mit dem Thema beschäftigen und unterstützt dabei aktiv die Auswahl der geeigneten Messmethode für Bremsabriebpartikel. Beispielsweise werden Gespräche mit Horiba geführt, um Möglichkeiten der Zusammenarbeit im Bereich Messmethodik und/oder Partikelcharakterisierung (inkl. Morphologie) mit der Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt EMPA zu diskutieren.

9.2 Deutschland

Hier gibt es beim UBA derzeit keine neuen Arbeiten. Hr. Mönch verwies in seiner Antwort-Email auf die Arbeiten der TU Illmenau (Prof. Augsburg) sowie die GRPE-Arbeitsgruppe.

Hr. Scheu-Hachtel (LUBW) verwies in seiner Antwort-Email darauf, dass derzeit bei der LUBW keine konkreten Pläne für eigen initiierte Untersuchungen über Nicht-Abgas Partikelemissionen vorliegen. Die LUBW hat das Thema jedoch nach wie vor auf der Agenda. Ein angedachtes Projekt zur täglichen Berechnung der Feinstaubbelastung mit dem Modell NORTRIP im B 14-Straßenzug im Bereich von Stuttgart Am Neckartor ruht aufgrund der personellen Engpässe.

9.3 Österreich

Lt. Hr. Rexeis sind diesbezüglich keine aktuellen Studien bekannt. Er hat die Anfrage an seine Kollegen (Prof. Hausberger, Prof. Sturm) weitergeleitet.

Lt. Fr. Gudrun Stranner (Mobilität & Lärm des Umweltbundesamtes in Wien) sind dazu für Österreich keine neuen Erkenntnisse/Studien bekannt. Auch sie verwies auf Prof. Hausberger, der aber ebenfalls keine neuen Erkenntnisse dazu hat.

10 Schlussfolgerungen

Die Nicht-Abgas Partikelemissionen aus dem Kfz-Verkehr stellen einen relevanten Anteil an PM10-Emissionen dar. Der Anteil liegt derzeit bei z. T. über 50 % und wird zukünftig mit abnehmender Abgasemission weiter steigen.

Die ausgewertete Literatur zeigt zudem auf, dass folgende Abhängigkeiten für die Partikelgrößen und -massenverteilungen infolge der Abriebe beobachtet wurden:

- Die chemische Zusammensetzung der Bremsen bzw. Reifen in Bezug auf das mechanische Abriebverhalten
- Die Materialfestigkeit in Bezug auf das mechanische Abriebverhalten
- Der Reifentyp (Sommer-, Winterreifen oder Spikes)
- Die Art der Fahrbahnoberfläche und damit die Interaktion zwischen Reifen und Fahrbahn
- Die Materialzusammensetzung der Reifen und Bremsen in Bezug auf thermo-mechanische bzw. thermochemische Prozesse
- Das Bremsen (insbesondere hohe negative Beschleunigungen) in Bezug auf das mechanische Abriebverhalten sowie auf thermo-mechanische bzw. thermochemische Prozesse
- Die Fahrzeuggeschwindigkeit in Bezug auf das mechanische Abriebverhalten
- Und bei Realbetrieb auf der Straße zusätzlich noch die äußeren Bedingungen, wie Luftfeuchtigkeit, Lufttemperatur, Niederschlag etc.
- Die Fahrzeugdichte sowie die Zusammensetzung der Fahrzeugflotte (insbesondere der Anteil an LKW)
- Bei größeren Partikeln treten zudem Sedimentationsprozesse auf

Es sind verschiedene Tracersubstanzen für Reifen- und Bremsabrieb bekannt. Kuppelungsabrieb scheint keine Relevanz zu haben.

Toxikologische Untersuchungen weisen auf gesundheitliche Wirkungen der Abriebe hin, ohne dass es nach Ansicht der Autoren derzeit einen direkten (kausalen) Nachweis gibt.

Derzeit liegt der Fokus der PMP-Untergruppe „non exhaust emissionen“ auf der Entwicklung einer einheitlichen Testprozedur für die Probenahme und Beurteilung von Partikeln aus Bremsabrieb hinsichtlich Masse und Anzahl. Der dazu vorgeschlagene Ansatz ist wie folgt:

- Entwicklung eines Bremstestzyklus basierend auf realen Bedingungen (aus WLTP Datenbank)
- Evaluierung der besten Methode für die Probenahme von Bremsabriebpartikel
- Auswahl der besten Methode für die Messung und Charakterisierung von Bremsabriebpartikel basierend auf der gewählten Probenahme-Konfiguration

Bezüglich Probenahme präsentierte Dr. Dmytro Lugovyy (Horiba) am 43. Meeting vom 15.-16.03.2017 am JRC in Ispra die Aktivitäten von Horiba in Zusammenarbeit mit Audi auf einem Bremsenprüfstand sowie Hiroyuki Hagino (JARI) eine mögliche Lösung in Zusammenarbeit mit JASIC, wo ein Bremsenprüfstand mit einer CVS Anlage kombiniert wurde, um die Vergleichbarkeit mit der standardisierten Emissionsmessung zu gewährleisten. Das vollständige Dokument dieser Präsentation war noch nicht online verfügbar.

Die **Tab. 4.1** gibt eine qualitative Übersicht über die verfügbaren Messmethoden zur AWAR-Messung. In dieser Tabelle wurden für die Bewertung jeweils die bestmöglichen Anwendungen zu Grunde gelegt. Grundsätzlich sind die gut geeigneten Messgeräte im jeweiligen Anwendungsfall zu bevorzugen.

In einzelnen Fällen kann jedoch auch ein bedingt geeignetes Messgerät sinnvoll eingesetzt werden. So ist zum Beispiel bei Versuchen an Prüfständen zumeist eine sehr hohe Zeitauflösung der Messungen erwünscht. Andererseits ist es auch möglich, etwa bei Messungen an Road-Simulatoren, die Messzeit so zu verlängern, dass auch Messgeräte mit geringen Zeitauflösungen verwendet werden können.

Messgeräte, die empfindlich gegenüber Erschütterungen sind (z. B. TEOM), können theoretisch auch in Messfahrzeugen eingesetzt werden. Allerdings erfordert ein solcher Einsatz aufwändige Maßnahmen um eben diese Erschütterungen zu vermeiden.

Einige OPSS verfügen über einen Filter nach der Messzelle. Dieser kann theoretisch für eine chemische Analyse der Inhaltstoffe von AWAR verwendet werden. Diese Geräte arbeiten prinzipbedingt (es darf immer nur ein Partikel im Messvolumen sein) mit sehr geringen Probenahmeholumina. Dadurch wird die notwendige Probenahmezeit für eine chemische Analytik sehr lang.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Verwendung von bedingt geeigneten Messverfahren zur AWAR Messung entweder zu einer Verlängerung der Messzeit oder zu einem erheblich erhöhten Aufwand bei den Messungen führen.

11 Zusammenfassung

Ziel des Projekts war es, anhand einer Literaturrecherche den derzeitigen Stand des Wissens bzgl. der Relevanz von Nicht-Abgas Partikelemissionen zusammenzutragen und zu bewerten bzw. bestehende Wissenslücken aufzuzeigen. Die Ergebnisse aus der Literaturanalyse sollen den Gesetzgeber bei der Entscheidung hinsichtlich einer möglichen Vorschriftenentwicklung unterstützen und Möglichkeiten und Grenzen der Entwicklung einheitlicher Messverfahren zur Bestimmung von Nicht-Abgas Partikelemissionen aufzeigen.

Im Rahmen dieser Literaturrecherche sollten vorhandene Studien, Literatur bzw. Metastudien auf folgende Punkte hin analysiert werden:

1. Welche Nicht-Abgas Partikel-Emissionen können beim Betrieb von Kraftfahrzeugen prinzipiell entstehen?
2. Informationen zu Größenverteilung, Zusammensetzung und Besonderheiten zu Wirkungsmechanismen dieser Partikel.
3. Wo wurden bereits Messungen zur Bestimmung von Nicht-Abgas Partikelemissionen durchgeführt?
4. Welche Messverfahren kamen dabei zum Einsatz und wie wurden die Randbedingungen definiert?
5. Innerhalb welcher Spannbreiten liegen die ermittelten Messwerte?
6. Welche Schlussfolgerungen werden gezogen?

Dabei waren insbesondere die Arbeiten der Arbeitsgruppe „Particle Measurement Programme“ (PMP) innerhalb der Expertengruppe „Working Party on Pollution and Energy“ (GRPE) mit zu berücksichtigen und darzustellen.

Ausgehend von den Literaturstudien Lohmeyer fürs UBA (Lohmeyer (2016)) sowie für das LfULG Sachsen (Düring und Lohmeyer, 2011) wurde nach aktueller Literatur zum Thema recherchiert und diese beschafft. Insbesondere wurden die für die Aufgabenstellung relevanten Dokumente der Arbeitsgruppe „Particle Measurement Programme“ (PMP) innerhalb der Expertengruppe „Working Party on Pollution and Energy“ (GRPE) ausgewertet. Stand ist der 15.08.2017.

Weiterhin wurden Abfragen bei anderen Fachbehörden und Projektpartnern in Deutschland, Österreich und der Schweiz gemacht, ob neue Messprojekte (Labor und Feldversuche) in Bezug auf Nicht-Abgas Partikelemissionen geplant oder in Umsetzung sind.

Das Suchergebnis bestand aus ca. 200 Literaturhinweisen. Davon wurden anhand der Titel und der Kurzfassungen die im Literaturnachweis des vorliegenden Berichtes aufgeführten Publikationen ausgewählt und ausgewertet.

Der Bericht ist so aufgebaut, dass zu den o. g. Fragestellungen jeweils ein eigenes Kapitel erstellt wurde. Die wesentlichen Ergebnisse in komprimierter Form können wie folgt dargestellt werden:

Neben den Abgasemissionen nehmen beim Verkehr die Partikelemissionen infolge der Abriebe sowie der fahrzeuginduzierten Aufwirbelung, also die Nicht-Abgas Partikel, eine entscheidende Rolle ein. Häufig werden die Nicht-Abgas Partikelemissionen auch als Aufwirbelungs- und Abriebemissionen (AWAR) bezeichnet.

Die Partikel aus AWAR resultieren also

- aus Abrieben (Reifen, Bremsen, Straße, Kupplung) sowie aus

- akkumuliertem Straßenstaub (Aufwirbelungspotenzial), der sich hier im Wesentlichen aus von Fahrzeugen abfallenden Verunreinigungen bzw. Ladungen, aus atmosphärischem Eintrag (Deposition) infolge der Emissionsprozesse im Umkreis der Straße und der Hintergrundbelastungen, aus Schmutzeintrag aus straßenbegleitenden Bereichen sowie aus deponierten Abrieben und aus Einträgen des Winterdienstes (Sand, Salz) bildet.

Die Abriebe können dabei als direkte Emissionen wirken, aber auch durch eine Zwischendeposition das Aufwirbelungspotenzial erhöhen.

Die Abriebemissionen sind, wie auch die motorbedingten Emissionen, vom Fahrzyklus und damit von der Verkehrssituation (Anteile Konstantfahrt und Beschleunigungen sowie Fahrzeuggeschwindigkeit/Tempolimit) im Realverkehr abhängig. Sie sind auch abhängig von der Fahrzeugklasse (PKW, LNF, SNF etc.) und bei Reifen- und Bremsabrieben vom Fahrbahnmaterial und Fahrbahnzustand.

Es sind verschiedene Tracersubstanzen für Reifen- und Bremsabrieb bekannt. Neuere Untersuchungen an Bremsdynamometern zeigten bei Bremsabrieben Cu und Sb, aber insbesondere Barium, Eisen und überraschend auch Organischen Kohlenstoff. Kuppelungsabrieb scheint keine Relevanz zu haben. Allerdings wird von einigen Autoren auf fehlende neuere systematischen Studien zu diesem Thema verwiesen.

Toxikologische Untersuchungen weisen auf gesundheitliche Wirkungen der Abriebe hin, ohne dass es nach Ansicht der Autoren derzeit einen direkten (kausalen) Nachweis auf abriebbedingte Krankheitsbilder gibt. Kreider et al. (2009) und Kreider und Panko (2012) sprechen anhand der Auswertungen von Tierversuchen (Ratten) Reifenabrieben geringere nachteilige Gesundheitseffekte zu als anderen Partikelanteilen (vor allem durch Dieselpartikel).

Die Literaturlauswertung zeigte auf, dass seit der Jahrtausendwende viele systematische Messungen der masse- und der anzahlbezogenen Partikelemissionen in Bezug auf AWAR im Freiland (Luv-Lee-Messungen oder mobile Messfahrzeuge), an Road-Simulatoren, an Brems-Dynamometern sowie in Tunneln veröffentlicht worden sind.

Für die Emissionsberechnungen im Rahmen der Luftreinhalteplanung sowie der Genehmigungsplanungen liegen Emissionsfaktoren- bzw. Berechnungsmethodiken für AWAR vor. Die Unsicherheiten dieser Ansätze sind jedoch noch groß, sodass weiterer dringender Untersuchungsbedarf dazu besteht.

Die Abfrage bei anderen Fachbehörden zeigte auf, dass dort, außer den Aktivitäten der PMP-Untergruppe „non-exhaust particle emission“, derzeit keine Forschungsprojekte zum Thema Abriebpartikel geplant oder in Umsetzung sind.

12 Ausblick

Die Nicht-Abgas Partikelemissionen (AWAR) aus dem Kfz-Verkehr stellen einen relevanten Anteil an PM10-Emissionen dar. Sie setzen sich aus Abrieben (Bremsen, Reifen, Straße und eventuell Kupplung) sowie wiederaufgewirbelten Straßenstaub zusammen. Der Emissionsanteil liegt derzeit bei z. T. über 50 %.

Mit dem Übergang zur Elektromobilität wird der prozentuale Anteil von AWAR an der Gesamtemission (Abgas- plus Nicht-Abgas Partikelemission) weiter steigen. Bei 100% Elektromobilität gibt es zwar lokal keine Abgasemissionen, es bleiben aber noch die AWAR-Emissionen übrig. Deswegen müssen Emissionsminderungsmaßnahmen auf die damit im Zusammenhang stehenden Emissionsprozesse wirken. Auch unter dem Aspekt der kontinuierlichen Weiterentwicklung von Straßenbelägen, Reifen und Bremsystemen (Stichwort: emissionsarme Straße) wird es Bedarf für weitere Messungen geben. Die derzeit in der Entwicklung befindliche Elektrifizierung von LKW mittels Stromabnehmer wird bei Umsetzung in der Praxis zusätzlich zu Fahrdrabtriebmissionen führen.

Zu all diesen Emissionsprozessen sind systematische und vergleichbare Messmethoden nötig. Neben den massebezogenen Emissionen treten immer stärker die anzahlbezogenen Emissionen bis in den Größenbereich von 20 nm in den Vordergrund.

Hierbei scheint es nicht sinnvoll zu sein, solche Messungen allein den Herstellern zu überlassen. Es sollte vielmehr angedacht werden, entsprechende Messungen bei staatlichen Behörden anzusiedeln. Dabei sollten bereits bei der Konzeption von Prüfständen und Prüfstrecken deren Eignung sowie die eingesetzte Messtechnik von unabhängigen Gutachtern bzw. Institutionen bewertet werden, um teure Fehlinvestitionen zu vermeiden.

Neben belastbaren Prüfstandmessungen sollte nicht versäumt werden, auch entsprechende (regelmäßige) Messungen der AWAR unter Realbedingungen (mobile Messfahrzeuge, Analysen aus Immissionsmessungen oder Tunnelmessungen) durchzuführen, um sich nicht allein auf die Labor-/Prüfstandergebnisse zu verlassen.

Weiterhin besteht derzeit immer noch ein großes Wissensdefizit zu den Nicht-Abgas Emissionsfaktoren in Bezug auf die Emissionsmodellierung im Rahmen der Luftreinhaltung. Aus den für verschiedene Fahrzustände (Bremsen, Beschleunigen, Konstantfahrt) gewonnenen Emissionsfaktoren könnten z. B. für die im Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA) definierten Verkehrssituationen, wie mit einem „Baukasten“, entsprechende mittlere Brems-, Reifen- und Fahrbahnabriebemissionsfaktoren zusammengestellt werden. Solch ein Verfahren (dort „operating modes“) ist z. B. im Amerikanischen Emissionsmodell „MOVES“ hinterlegt. Neben Messungen an PKW-Systemen werden dazu auch Messungen an Systemen für Schwere Nutzfahrzeuge benötigt.

Weiterhin könnten solch systematische Abriebmessungen dazu genutzt werden, die Ansätze von detaillierten Emissionsmodellen, wie dem skandinavischen NORTRIP-Modell, zu verifizieren.

Die Kenntnis der Abriebe (Menge und Zusammensetzung) ist nicht nur bzgl. des Eintrages in den Luftweg relevant. Hier spielt auch der Eintrag in das Straßenabwasser und damit auch in Vegetation und Boden eine Rolle. Erhöhte Abriebemissionen (schlechte Verkehrsflüsse) sollten deshalb auch unter dem kombinierten Aspekt des Luft- und Wasserausbreitungswegs betrachtet werden.

13 Literatur und Dokumente

13.1 Literatur

39. BImSchV (2010): Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen - 39. BImSchV) Vom 2. August 2010. S. 1065-1104. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2010 Teil I Nr. 40, ausgegeben zu Bonn am 5. August 2010.

Aatmeeyata, Kaul, D.S. and Sharma, M. (2009). Traffic generated non-exhaust particulate emissions from concrete pavement: A mass and particle size study for two-wheelers and small cars. *Atmospheric Environment* 43:5691–5697.

Abu-Allaban, M., Gillies, J.A., Gertler, A.W., Clayton, R., Proffott, D. (2003): Tail-pipe, resuspended road dust, and brake-wear emission factors from on-road vehicles. In: *Atmospheric Environment* 37, pp. 5283-5293.

Amato, F., Querol, X. and the AIRUSE team (2016): Non-exhaust contributions to PM levels in 5 EU cities. 39th PMP Meeting 9 - 10 March 2016.

Andres, H., Lüönd, F., Schlatter, J., Auderset, K., Jordan-Gerkens, A., Nowak, A., Tuch, T. & Wiedensohler, A. (2014). Measuring soot particles from automotive exhaust emissions. In *EPJ Web of Conferences* (Vol. 77, p. 00020). EDP Sciences.

Arffman, A., Yli-Ojanperä, J., Kalliokoski, J., Harra, J., Pirjola, L., Karjalainen, P., Rönkkö, T., Keskinen, J. (2014): High-resolution low-pressure cascade impactor, In *Journal of Aerosol Science*, Volume 78, 2014, Pages 97-109, ISSN 0021-8502, <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2014.08.006>.

BAST (2005): PM10-Emissionen an Außerortsstraßen mit Zusatzuntersuchung zum Vergleich der PM10-Konzentrationen aus Messungen an der A 1 Hamburg und Ausbreitungsrechnungen (Düring, I., Bössinger, R., Lohmeyer, A.). Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik Heft V 125, ISBN 3-86509-307-8, Bergisch-Gladbach, Juni 2005.

BUWAL (2000): Abschätzung der PM₁₀-Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in der Schweiz (221.12/Ev V6). Hrsg.: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Abteilung Luftreinhaltung, Sektion Verkehr, Bern. 27. Juli 2000.

Birmili, W., Alaviippola, B., Hinneburg, D., Knöth, O., Tuch, T., Borken-Kleefeld, J., Schacht, A. (2009): Dispersion of traffic-related exhaust particles near the Berlin urban motorway – estimation of fleet emission factors. *Atmos. Chem. Phys.*, 9 2355-2374, 2009.

Bischof, O. F. (2016). Intercomparison of 15 aerodynamic particle size spectrometers (APS 3321): uncertainties in particle sizing and number size distribution. *Atmospheric Measurement Techniques*, 9(4), 1545.

Bretschneider, D., Düring, I., Lorentz, H., Schmidt, W. (2011): Verursacher und Tendenzen für PM_{2,5} in Sachsen, Bericht im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.), Schriftenreihe LfULG Sachsen, Heft 08/2012. November 2011. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/12982>.

Bukowiecki, N.; Gehrig, R.; Lienemann, P.; Hill, M.; Figi, R.; Buchmann, B.; Furger, M.; Richard, A.; Mohr, C.; Weimer, S.; Prévôt, A.; Baltensperger, U. (2009): PM10-Emissionsfaktoren von Abriebspartikeln des Straßenverkehrs (APART). Forschungsauftrag ASTRA 2005/007, Bundesamt für Strassen, August 2009.

Bukowiecki, N., Lienemann, P., Hill, M., Furger, M., Richard, A., Amato, F., Prévôt, A.S.H., Baltensperger, U., Buchmann, B., Gehrig, R. (2010): PM10 emission factors for non-exhaust particles generated by road traffic in an urban street canyon and along a freeway in Switzerland. *Atmospheric Environment* 44 (2010) 2330-2340.

BUWAL (2001): Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen. Umweltmaterialien Heft Nr. 136, 2001.

Boulter, P. G. (2005): A review of emission factors and models for road vehicle non-exhaust particulate matter. TRL-Project Report PPR065, 29 September 2005, ISBN 1-84608-942-5.

Chen, B.T., Cheng, Y.S. & Yeh, H.C. (1985): Performance of a TSI Aerodynamic Particle Sizer, *Aerosol Science and Technology*, 4:1, 89-97, DOI: 10.1080/02786828508959041

Dahl, A., Gharibi, A., Swietlicki, E., Gudmundsson, A., Bohgard, M., Ljungman, A., Blomqvist, G., Gustafsson, M. (2006): Traffic-generated emissions of ultrafine particles from pavement-tire interface. In: *Atmospheric Environment* 40 (2006), 1314-1323.

Denby, B.R., Sundvor I. et al (2012): NORTRIP (NON-exhaust Road TRaffic Induced Particle emission modelling) model development and documentation. NILU Scientific report OR 23/2012.

Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketzel, M., Normann, M., Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Omstedt, G. (2013): A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: Road dust loading and suspension modelling. *Atmospheric Environment* 77 (2013) 283-300.

Düring, I., Lohmeyer, A. (2011): Einbindung des HBEFA 3.1 in das FIS Umwelt und Verkehr sowie Neufassung der Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abrieb des Straßenverkehrs. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul unter Mitarbeit der TU Dresden sowie der BEAK Consultants GmbH. Projekt 70675-09-10, Juni 2011. Gutachten im Auftrag von: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.

EEA (2013): Joint EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook, Copenhagen: European Environment Agency, September 2013. <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidbook-2013>.

EPA (2014): Brake and Tire Wear Emissions from On-road Vehicles in MOVES2014. Assessment and Standards Division Office of Transportation and Air Quality U.S. Environmental Protection Agency. Dezember 2014.

Etyemezian et al. (2003). Vehicle-Based Road Dust Emission Measurement: I - Methods and Calibration. *Atmos. Environ.* 37, 4559-4571.

Garg, B.D, Cadle, S.H, Mulawa, P.A. and Groblicki, P.J. (2000): Brake wear particulate matter emissions. *Environmental Science and Technology* 34:4463-4469.

Gehrig, R., Hill, M., Buchmann, B., Imhof, D., Weingartner, E., Baltensperger, U. (2003): Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Abschlussbericht der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) und des Paul Scherrer Institutes (PSI) zum Forschungsprojekt ASTRA 2000/415. Juli 2003. www.empa.ch/plugin/template/empa/700/5750/---/l=1.

Gerlofs-Nijland, M., Dormans, J.A., Bloemen, H., Leseman, D., Boere, J.F., Kelly, F.J. Mudway, I.S., Jimenez, A.A., Donaldson, K., Guastadisegni, C., Janssen, N., Brunekreef, B., Sandström, T., Van Bree L. and Cassee F.R. (2007). Toxicity of Coarse and Fine Particulate Matter from Sites with Contrasting Traffic Profiles. *Inhalation Toxicology* 19:1055-1069.

Grigoratos, Th. and Martini, G. (2014): Non-exhaust traffic related emissions. Brake and tyre wear PM: Literature review. Joint Research Centre Institute of Energy and Transport. JRC89231 EUR 26648 EN ISBN 978-92-79-38302-1 (PDF) ISBN 978-92-79-38303-8 (print) ISSN 1831-9424 (online) ISSN 1018-5593 (print) <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC89231/jrc89231-online-final-version-2.pdf>.

Grigoratos, Th. and Martini, G. (2015): Brake wear particle emissions: a review. *Environ Sci Pollut Res* (2015) 22:2491–2504.

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Gudmundsson, A., Dahl, A., Swietlicki, E., Bohgard, M., Lindbom, J. and Ljungman, A. (2008): Properties and toxicological effects of particles from the interaction between tyres, road pavement and winter traction material. *Science of the Total Environment* 393:226-240.

Hagino, H., Oyama, M., Sasaki, S., (2015). Airborne brake wear particle emission due to braking and accelerating. *Wear* 334-335, 44-48.

Hagino, H., Oyama, M., Sasaki, S. (2016): Laboratory testing of airborne brake wear particle emissions using a dynamometer system under urban city driving cycles. *Atmospheric Environment* 131 (2016) 269-278.

Harrison, R.M., Jones, A.M., Gietl, J., Yin, J. and Green, D.C. (2012). Estimation of the contributions of brake dust, tire wear, and resuspension to non-exhaust traffic particles derived from atmospheric measurements. *Environmental Science and Technology* 46:6523-6529.

Hussein, T., Johansson, C., Karlsson, H. and Hansson, H.C. (2008): Factors affecting non-tailpipe aerosol particle emissions from paved roads: On-road measurements in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment* 42:688–702.

Högström, R., Quincey, P., Sarantaridis, D., Lüönd, F., Nowak, A., Riccobono, F., Tuch, T. & Keskinen, J. (2014). First comprehensive inter-comparison of aerosol electrometers for particle sizes up to 200 nm and concentration range 1000 cm⁻³ to 17 000 cm⁻³. *Metrologia*, 51(3), 293.

Israël, G.W., Schlums, C., Treffeisen, R. Pesch, M. (1994): Rußimmissionen in Berlin, Herkunftsbestimmung - Kfz-Flottenemissionsfaktoren – Vergleichbarkeit von Probenahmemethoden. Fortschrittberichte VDI, Reihe Umwelttechnik, Nr. 152.

Israël, G.W., Schlums, C., Treffeisen, R., Pesch, M. (1996): Rußimmission in Berlin - Herkunftsbestimmung, KFZ-Flottenemissionsfaktoren, Vergleichbarkeit von Probenahmemethoden. Fortschrittberichte VDI, Reihe 15: Umwelttechnik Nr. 152, ISBN 3-18-315215-0, VDI-Verlag Düsseldorf, Februar 1996.

Iijima, A., Sato, K., Yano, K., Kato, M., Kozawa, K. and Furuta, N. (2008): Emission factor for antimony in brake abrasion dust as one of the major atmospheric antimony sources. *Environmental Science and Technology* 42:2937–2942.

Iijima, A., Sato, K., Yano, K., Kato, M., Tago, H., Kato, M., Kimura, H. and Furuta, N. (2007): Particle size and composition distribution analysis of automotive brake abrasion dusts for the evaluation of antimony sources of airborne particulate matter. *Atmospheric Environment* 41:4908–4919.

Järvinen, A., Aitomaa, M., Rostedt, A., Keskinen, J., Yli-Ojanperä, J.(2014): Calibration of the new electrical low pressure impactor (ELPI+), In *Journal of Aerosol Science*, Volume 69, 2014, Pages 150-159, ISSN 0021-8502, <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2013.12.006>.

Johnson, T.; Caldow, R.; Pucher, A.; Mirme, A.; Kittelson, D. (2003): An engine exhaust particle sizer spectrometer for transient emission particle measurements. Conference: 9th Diesel Engine Emissions Reduction (DEER) Workshop 2003, Newport, RI (US), 08/24/2003--08/28/2003.

Klenk, U., Rühling, A., Düring, I., Eickelpasch, G., Holst, H., Jäckel, S. (2016): Staubemissionen durch Lkw-Verkehr auf befestigten innerbetrieblichen Fahrwegen Teil 2: Berechnung von Emissionsfaktoren. *Zeitschrift Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 2016.

Högström, A., Kos, G. P. A., Ten Brink, H. M., Mirme, A., Tuch, T., Roth, C., & Kreyling, W. G. (2001). Comparability of three spectrometers for monitoring urban aerosol. *Atmospheric Environment*, 35(11), 2045-2051.

Klingenberg, H., Schürmann, D., Lies, K.-H. (1991): Dieselmotorabgas - Entstehung und Messung. In: VDI-Bericht Nr. 888, S. 119-131.

Kreider, M., Panko, J., McDonald, J.D., McAtee, B.L., Finley, B.L. and Seagrave, J. (2009): Effects of Intratracheal Instillation of Tire and Road Wear Particles (TRWP) and Tread Particles (TP) on Inflammation and Cytotoxicity in Rat Lung: A Comparative Toxicity Study. Society of Toxicology (SOT) Annual Meeting, Washington, D.C., U.S.A.

Kreider, M.L. and Panko, J.M. (2012): Effects of Subacute Inhalation Exposure to Tire and Road Wear Particles in Rats. 48th Congress of the European Societies of Toxicology, Eurotox, 17-20 June 2012, Stockholm, Sweden.

Kreider, M.L., Panko, J.M., McAtee, B.L., Sweet, L.I. and Finley, B.L. (2010): Physical and chemical characterization of tire-related particles: Comparison of particles generated using different methodologies *Science of the Total Environment* 408:652–659.

Kühling, W. und Peters, H.-J. (1994): Die Bewertung der Luftqualität bei Umweltverträglichkeitsprüfungen. Bewertungsmaßstäbe und Standards zur Konkretisierung einer wirksamen Umweltvorsorge. UVP Spezial Nr. 10, 1994. ISBN: 3-929797-05-4.

Kukutschová, J., Moravec, P., Tomášek, V., Matějka, V., Smolík, J., Schwarz, J., Seidlerová, J., Šafářová, K. and Filip, P. (2011). On airborne nano/micro-sized wear particles released from low-metallic automotive brakes. *Environmental Pollution* 159:998-1006.

Kupiainen, K., Tervahattu, H., Raisanen, M., Makela, T., Aurela, M. and Hillamo, R. (2005): Size and composition of airborne particles from pavement wear, tyres and traction sanding. *Environmental Science & Technology* 39:699-706.

Kwak, J.H., Kim, H., Lee, J. and Lee, S. (2013): Characterization of non-exhaust coarse and fine particles from on-road driving and laboratory measurements. *Science of the Total Environment* 458-460: 273-282.

Kupiainen, K.J. und Pirjola, L. (2011): Vehicle non-exhaust emissions from the tyre-road interface – effect of stud properties, traction sanding and resuspension. *Atmospheric Environment* 45 (2011) 4141-4146.

Kuhns, H., Etyemezian, V., Landwehr, D., MacDougall, C., Pitchford, M., Green, M. (2001): Testing Re-entrained Aerosol Kinetic Emissions from Roads (TRAKER): a new approach to infer silt loading on roadways. *Atmospheric Environment* 35 (2001).

Lohmeyer (2001): Validierung von PM10-Immissionsberechnung im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Feinstaubausbildung von Straßen. Auftraggeber: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin und Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Bericht des Ingenieurbüros Lohmeyer, Juni 2001.

Lohmeyer (2004): Berechnung der Kfz-bedingten Feinstaubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul unter Mitarbeit der IFEU Heidelberg GmbH und der TU Dresden, Institut für Verkehrsökologie. November 2004. Gutachten im Auftrag von: Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.

Lohmeyer (2008): Einfluss von Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM_x-Belastung an Straßen. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul in Zusammenarbeit mit IFEU-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH und Technische Universität Dresden, Fakultät Verkehrswissenschaften. Projekt 70227-05-10, Oktober 2008. Bericht im Auftrag von: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.

Lohmeyer (2009): Einfluss von verkehrsberuhigenden Maßnahmen auf die PM10-Belastung an Straßen – FE 77.486/2006. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul, unter Mitarbeit von: TU Dresden, Lehrstuhl Verkehrs- und Infrastrukturplanung: Prof. Dr.-Ing. Gerd-Axel Ahrens (als Leiter des Lehrstuhls vip), Dr.-Ing. Christian Bartz, Dr.-Ing. Rico Wittwer und Lehrstuhl für Verkehrsökologie: Prof. Dr.-Ing. Udo J. Becker, Dr.-Ing. Falk Richter, Dipl.-Ing. Wolfram Schmidt sowie NORDIC ENVICON Oy (Helsinki) und Metropolia Helsinki University of Applied Sciences: Kaarle Kupiainen, Liisa Pirjola, Ana Stojiljkovic, Alekski Malinen, Harri Portin. Projekt 70310-06-10, Juli 2009. Gutachten im Auftrag von: Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Bonn.

Lohmeyer (2016): Ermittlung von Emissionsfaktoren von Kraftfahrzeugen unter Berücksichtigung zukünftiger Antriebskonzepte und der Vorkette von Kraftstoffen;

Teilprojekt: Systematisierung, Abstimmung und Aufbereitung von PM_x-Emissionsfaktoren aus Abrieb und Wiederaufwirbelung für HBEFA. UFOPLAN 2013, FKZ 3713 47 100. Bericht im Auftrag des UBA über IFEU Heidelberg. November 2016.

Lörzer, J. (2002): Messungen ausgewählter Abgaskomponenten in einem Verkehrstunnel zur Bestimmung von Emissionsfaktoren. Dissertation an der Bergischen Universität-Gesamthochschule Wuppertal. Februar 2002. siehe http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=965001342&dok_var=d1&dok_ext=pdf&filename=965001342.pdf

Mathissen, Marcel, et al. (2011): "Investigation on the potential generation of ultrafine particles from the tire–road interface." *Atmospheric Environment* 45.34 (2011): 6172-6179.

Mathissen, Marcel, et al. (2012) "Non-exhaust PM emission measurements of a light duty vehicle with a mobile trailer." *Atmospheric Environment* 59 (2012): 232-242.

Mirme, A., Kreyling, W. G., Khlystov, A., Brink, H. T., Ruuskanen, J., Tuch, T., & Pekkanen, J. (2002). Intercomparison of aerosol spectrometers for ambient air monitoring. *Aerosol Science & Technology*, 36(8), 866-876.

Mosleh, M., Blau, P.J. and Dumitrescu, D. (2004): Characteristics and morphology of wear particles from laboratory testing of disc brake materials. *Wear* 256:1128-1134.

Ketzel, M., Wahlin, P., Berkowicz, R., Palmgren, F. (2003): Particle and trace gas emission factors under urban driving conditions in Copenhagen based on street and roof level observations. In: *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 3, pp. 5513-5546.

Palmgren, F., Wahlin, P., Berkowicz, R., Ketzel, M., Illerup, J.B., Nielsen, M., Winther, M., Glasius, M., Jensen, B. (2003): *Aerosols in Danish Air (AIDA)*. Mid-term report 2000-2002. NERI Technical Report No. 460. Hrsg.: Ministry of Environment – National Environmental Research Institut / Denmark.

Panko, J., McAtee, B.L., Kreider, M., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Gudmundsson, A., Sweet, L. and Finley, B. (2009); *Physio-Chemical Analysis of Airborne Tire Wear Particles*. 46th Congress of the European Societies of Toxicology, Eurotox, 13-16 September 2009, Dresden, Germany.

Panko, J.M., Chu, J., Kreider, M. and Unice, K.M. (2013): Measurement of airborne concentrations of tire and road wear particles in urban and rural areas of France, Japan, and the United States. *Atmospheric Environment* 72:192–199.

Poepping, N. and Ginda, J. (2010): *Adverse Health Effects of Diesel Particle Air Pollution*. An Overview for the DEM Clean Diesel Workshops. Diesel Workshop presentations Rhodes February 2010.

Pfeifer, S. (2014) *Verknüpfung aerodynamischer und optischer Eigenschaften nichtkugelförmiger atmosphärischer Grobstaubpartikel*, Dissertation Universität Leipzig <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:bsz:15-qucosa-158560>.

Quass, U., John, A. C., Beyer, M., Lindermann, J., Kuhlbusch, T. A.J. (2008): Ermittlung des Beitrages von Reifen-, Kupplungs-, Brems- und Fahrbahnabrieb an den PM₁₀-Emissionen von Straßen. *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen Verkehrstechnik Heft V165* März 2008.

Rauterberg-Wulff, A. (2000): Untersuchung über die Bedeutung der Staubaufwirbelung für die PM10-Immission an einer Hauptverkehrsstraße. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, TU Berlin, Fachgebiet Luftreinhaltung, Januar 2000.

Riediker, M., Gasser, M., Perrenoud, A., Gehr, P. and Rothen-Rutishauser, B. (2008): A system to test the toxicity of brake wear particles. 12th International ETH-Conference on Combustion Generated Nanoparticles, 23–25 June 2008, Zurich, Switzerland.

Rose, D., Wehner, B., Ketzel, M., Engler, C., Voigtländer, J., Tuch, T., & Wiedensohler, A. (2006). Atmospheric number size distributions of soot particles and estimation of emission factors. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6(4), 1021-1031.

Ruuskanen, J., Tuch, T., Ten Brink, H., Peters, A., Khlystov, A., Mirme, A., & Valiulis, M. (2001). Concentrations of ultrafine, fine and PM 2.5 particles in three European cities. *Atmospheric Environment*, 35(21), 3729-3738.

Sanders, P.G., Xu, N., Dalka, T.M. and Maricq, M.M. (2003): Airborne brake wear debris: size distributions, composition, and a comparison of dynamometer and vehicle tests. *Environmental Science and Technology* 37:4060-4069.

Sjödin, A., Ferm, M., Björk, A., Rahmberg, M., Gudmundsson, A., Swietlicki, E., Johansson, C., Gustafsson, M. and Blomqvist, G. (2010): Wear Particles from Road Traffic: A Field, Laboratory and Modelling Study. IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd., Göteborg.

Spindler, G., Brüggemann, E., Gnauk, T. H., Gruener, A., Herrmann, H., Müller, K., Tuch, T., Wiedensohler, A. (2004). Size-segregated physical-chemical characterization of tropospheric particles in winter 2003 at Melpitz (Germany). *Journal of Aerosol Science*, 35, 1157-1168.

Tian, Z., Dietze, V., Sommer, F., Baum, A., Kaminski, U., Sauer, J., Maschowski, Ch., Stille, P., Cen, K., Gieré, R. (2017): Coarse-Particle Passive-Sampler Measurements and Single-Particle Analysis by Transmitted Light Microscopy at Highly Frequented Motorways. *Aerosol and Air Quality Research*, x: 1–15, xxxx Copyright © Taiwan Association for Aerosol Research ISSN: 1680-8584 print / 2071-1409 online. Article in press.

Tuch, Th., Franck, U., Wiedensohler, A., Birmili, W, Schilde, M. (2006). Ultrafeine Partikel aus Verkehrsemissionen – Probleme bei der Auswahl repräsentativer Messstandorte zur Beurteilung der Humanexposition. Experten-Workshop Verkehrsbedingte Feinstäube in der Stadt vom 14./15.02.2005 in Leipzig, http://stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/luftqualitaet/de/werkstatt_feinstaub/download/ber/3067.pdf#page=34.

Tuch, T., Weinhold, K., Merkel, M., Nowak, A., Klein, T., Quincey, P., ... & Wiedensohler, A. (2016). Dependence of CPC cut-off diameter on particle morphology and other factors. *Aerosol Science and Technology*, 50(4), 331-338.

US-EPA (2011): Emission Factor Documentation for AP-42, Section 13.2.1. Paved Roads. Measurement Policy Group. Office of Air Quality Planning and Standards. U.S. Environmental Protection Agency. <http://niquery.epa.gov>.

VDI 3489 Blatt 3 (1997): Messen von Partikeln - Methoden zur Charakterisierung und Überwachung von Prüfaerosolen - Optischer Partikelzähler.

von Uexküll, O., Skerfving, S., Doyle, R. and Braungart, M. (2005): Antimony in brake pads: a carcinogenic component? *Journal of Cleaner Production* 13:19–31.

Wahlström, J., Olander, L. and Olofsson, U. (2010a): Size, shape, and elemental composition of airborne wear particles from disc brake materials. *Tribology Letters* 38:15-24.

Wahlström, J., Söderberg, A., Olander, L., Jansson, A. and Olofsson, U. (2010b): A pin-on-disc simulation of airborne wear particles from disc brakes. *Wear* 268:763-769.

Weinbruch, S., Worringer, A., Ebert, M., Scheuven, D., Kandler, K., Pfeffer, U., Bruckmann, P. (2014): A quantitative estimation of the exhaust, abrasion and re-suspension components of particulate traffic emissions using electron microscopy. *Atmospheric Environment* 99 (2014) 175 -162.

Wiedensohler, A., Birmili, W., Nowak, A., Sonntag, A., Weinhold, K., Merkel, M., Tuch, T. & Fjåraa, A. M. (2012). Mobility particle size spectrometers: harmonization of technical standards and data structure to facilitate high quality long-term observations of atmospheric particle number size distributions. *Atmospheric Measurement Techniques*, 5, 657-685.

Whitby KT, Cantrell BK (1976): Proceedings of the International Conference on Environmental Sensing and Assessment (ICESA), Institute of Electrical and Electronic Engineers (IEEE) 1976. Atmospheric aerosols: characteristics and measurement. IEEE #75-CH 1004-1, ICESA paper 29-1, Washington, DC: IEEE. p. 6.

13.2 Ausgewählte Literatur nach Themenbereichen

13.2.1 Messtechnik

Andres, H., Lüönd, F., Schlatter, J., Auderset, K., Jordan-Gerkens, A., Nowak, A., Tuch, T. & Wiedensohler, A. (2014). Measuring soot particles from automotive exhaust emissions. In *EPJ Web of Conferences* (Vol. 77, p. 00020). EDP Sciences.

Arffman, A., Yli-Ojanperä, J., Kalliokoski, J., Harra, J., Pirjola, L., Karjalainen, P., Rönkkö, T., Keskinen, J. (2014): High-resolution low-pressure cascade impactor, In *Journal of Aerosol Science*, Volume 78, 2014, Pages 97-109, ISSN 0021-8502, <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2014.08.006>.

Birmili, W., Alaviippola, B., Hinneburg, D., Knoth, O., Tuch, T., Borcken-Kleefeld, J., Schacht, A. (2009): Dispersion of traffic-related exhaust particles near the Berlin urban motorway – estimation of fleet emission factors. *Atmos. Chem. Phys.*, 9 2355-2374, 2009.

Bischof, O. F. (2016). Intercomparison of 15 aerodynamic particle size spectrometers (APS 3321): uncertainties in particle sizing and number size distribution. *Atmospheric Measurement Techniques*, 9(4), 1545.

Chen, B.T., Cheng, Y.S. & Yeh, H.C., (1985): Performance of a TSI Aerodynamic Particle Sizer, *Aerosol Science and Technology*, 4:1, 89-97, DOI: 10.1080/02786828508959041.

Högström, R., Quincey, P., Sarantaridis, D., Lüönd, F., Nowak, A., Riccobono, F., Tuch, T. & Keskinen, J. (2014). First comprehensive inter-comparison of aerosol electrometers for particle sizes up to 200 nm and concentration range 1000 cm⁻³ to 17 000 cm⁻³. *Metrologia*, 51(3), 293.

Högström, A., Kos, G. P. A., Ten Brink, H. M., Mirme, A., Tuch, T., Roth, C., & Kreyling, W. G. (2001). Comparability of three spectrometers for monitoring urban aerosol. *Atmospheric Environment*, 35(11), 2045-2051.

Järvinen, A., Aitomaa, M., Rostedt, A., Keskinen, J., Yli-Ojanperä, J. (2014): Calibration of the new electrical low pressure impactor (ELPI+), In *Journal of Aerosol Science*, Volume 69, 2014, Pages 150-159, ISSN 0021-8502, <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2013.12.006>.

Johnson, T.; Caldow, R.; Pucher, A.; Mirme, A.; Kittelson, D. (2003): An engine exhaust particle sizer spectrometer for transient emission particle measurements. Conference: 9th Diesel Engine Emissions Reduction (DEER) Workshop 2003, Newport, RI (US), 08/24/2003--08/28/2003.

Mirme, A., Kreyling, W. G., Khlystov, A., Brink, H. T., Ruuskanen, J., Tuch, T., & Pekkanen, J. (2002). Intercomparison of aerosol spectrometers for ambient air monitoring. *Aerosol Science & Technology*, 36(8), 866-876.

Mosleh, M., Blau, P.J. and Dumitrescu, D. (2004): Characteristics and morphology of wear particles from laboratory testing of disc brake materials. *Wear* 256:1128-1134.

Pfeifer, S. (2014) Verknüpfung aerodynamischer und optischer Eigenschaften nichtkugelförmiger atmosphärischer Grobstaubpartikel, Dissertation Universität Leipzig <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:bsz:15-qucosa-158560>.

Rose, D., Wehner, B., Ketzler, M., Engler, C., Voigtländer, J., Tuch, T., & Wiedensohler, A. (2006). Atmospheric number size distributions of soot particles and estimation of emission factors. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6(4), 1021-1031.

Spindler, G., Brüggemann, E., Gnauk, T. H., Gruener, A., Herrmann, H., Müller, K., Tuch, T., Wiedensohler, A. (2004). Size-segregated physical-chemical characterization of tropospheric particles in winter 2003 at Melpitz (Germany). *Journal of Aerosol Science*, 35, 1157-1168.

Tuch, Th., Franck, U., Wiedensohler, A., Birmili, W, Schilde, M. (2006). Ultrafeine Partikel aus Verkehrsemissionen – Probleme bei der Auswahl repräsentativer Messstandorte zur Beurteilung der Humanexposition. Experten-Workshop Verkehrsbedingte Feinstäube in der Stadt vom 14./15.02.2005 in Leipzig, http://stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/luftqualitaet/de/werkstatt_feinstaub/download/ber/3067.pdf#page=34.

Tuch, T., Weinhold, K., Merkel, M., Nowak, A., Klein, T., Quincey, P., ... & Wiedensohler, A. (2016). Dependence of CPC cut-off diameter on particle morphology and other factors. *Aerosol Science and Technology*, 50(4), 331-338.

VDI 3489 Blatt 3 (1997): Messen von Partikeln - Methoden zur Charakterisierung und Überwachung von Prüfaerosolen - Optischer Partikelzähler.

Wiedensohler, A., Birmili, W., Nowak, A., Sonntag, A., Weinhold, K., Merkel, M., Tuch, T. & Fjåraa, A. M. (2012). Mobility particle size spectrometers: harmonization of technical standards and data structure to facilitate high quality long-term observations of atmospheric particle number size distributions. *Atmospheric Measurement Techniques*, 5, 657-685.

Whitby KT, Cantrell BK (1976): Proceedings of the International Conference on Environmental Sensing and Assessment (ICESA), Institute of Electrical and Electronic Engineers (IEEE) 1976. Atmospheric aerosols: characteristics and measurement. IEEE #75-CH 1004-1, ICESA paper 29-1, Washington, DC: IEEE. p. 6.

13.2.2 Einfluss auf Gesundheit

Meister, K., Johansson, C., Forsberg, B. (2012): Estimated Short-Term Effects of Coarse Particles on Daily Mortality in Stockholm, Sweden. *Environmental Health Perspectives* Volume 120 Number 3, March 2012.

Kühling, W. und Peters, H.-J. (1994): Die Bewertung der Luftqualität bei Umweltverträglichkeitsprüfungen. Bewertungsmaßstäbe und Standards zur Konkretisierung einer wirksamen Umweltvorsorge. UVP Spezial Nr. 10, 1994. ISBN: 3-929797-05-4.

Kreider, M., Panko, J., McDonald, J.D., McAtee, B.L., Finley, B.L. and Seagrave, J. (2009): Effects of Intratracheal Instillation of Tire and Road Wear Particles (TRWP) and Tread Particles (TP) on Inflammation and Cytotoxicity in Rat Lung: A Comparative Toxicity Study. Society of Toxicology (SOT) Annual Meeting, Washington, D.C., U.S.A.

Kreider, M.L. and Panko, J.M. (2012): Effects of Subacute Inhalation Exposure to Tire and Road Wear Particles in Rats. 48th Congress of the European Societies of Toxicology, Eurotox, 17-20 June 2012, Stockholm, Sweden.

13.2.3 Feldmessungen

Bukowiecki, N.; Gehrig, R.; Lienemann, P.; Hill, M.; Figi, R.; Buchmann; B.; Furger, M.; Richard, A.; Mohr, C.; Weimer, S.; Prévôt, A.; Baltensperger, U. (2009): PM10-Emissionsfaktoren von Abriebspartikeln des Straßenverkehrs (APART). Forschungsauftrag ASTRA 2005/007, Bundesamt für Strassen, August 2009.

Kaarle Kupiainen, Roosa Ritola, Ana Stojiljkovic, Liisa Pirjola, Aleks Malinen, Jarkko Niemid (2016): Contribution of mineral dust sources to street side ambient and suspension PM10 samples. *Atmospheric Environment* 147(2016) 178-189.

F. Amato, A. Karanasiou, T. Moreno, A. Alastuey, J.A .G. Orza, J. Lumberras, R. Borge, E. Boldo, C. Linares, X. Querol (2012): Emission factors from road dust resuspension in a Mediterranean freeway. *Atmospheric Environment* 61 (2012) 580 -587.

Weinbruch, S., Worringer, A., Ebert, M., Scheuvs, D., Kandler, K., Pfeffer, U., Bruckmann, P. (2014): A quantitative estimation of the exhaust, abrasion and resuspension components of particulate traffic emissions using electron microscopy. *Atmospheric Environment* 99 (2014) 175 -162.

Dr. Annette Worrigen, PD Dr. Martin Ebert und Prof. Dr. Stephan Weinbruch (2010): Entwicklung von Methoden zur qualitativen und quantitativen Quellzuordnung von Aerosolpartikeln an einem Verkehrs-Hotspot. Endbericht zum Forschungsvorhaben. Technische Universität Darmstadt Institut für Angewandte Geowissenschaften Fachgebiet Umweltmineralogie. Juni 2010.

Tian, Z., Dietze, V., Sommer, F., Baum, A., Kaminski, U., Sauer, J., Maschowski, Ch., Stille, P., Cen, K., Gieré, R. (2017): Coarse-Particle Passive-Sampler Measurements and Single-Particle Analysis by Transmitted Light Microscopy at Highly Frequented Motorways. *Aerosol and Air Quality Research*, x: 1–15, xxxx Copyright © Taiwan Association for Aerosol Research ISSN: 1680-8584 print / 2071-1409 online. Article in press.

Quass, U., John, A. C., Beyer, M., Lindermann, J., Kuhlbusch, T. A.J. (2008): Ermittlung des Beitrages von Reifen-, Kupplungs-, Brems- und Fahrbahnabrieb an den PM10-Emissionen von Straßen. *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen Verkehrstechnik Heft V165* März 2008.

13.2.4 Mobile Messungen

M. Kauhaniemi, A. Stojiljkovic, L. Pirjola, A. Karppinen, J. Härkönen, K. Kupiainen, L. Kangas, M. A. Aarnio, G. Omstedt, B. R. Denby and J. Kukkonen (2014): Comparison of the predictions of two road dust emission models with the measurements of a mobile van. *Atmos. Chem. Phys.*, 14, 9155–9169, 2014. doi:10.5194/acp-14-9155-2014.

Kupiainen, K.J. und Pirjola, L. (2011): Vehicle non-exhaust emissions from the tyre-road interface – effect of stud properties, traction sanding and resuspension. *Atmospheric Environment* 45 (2011) 4141-4146.

Kupiainen K., Pirjola, L., Stojiljkovic, A., Malinen, A., Portin, H., Düring, I. (2008): Effects of speed reduction measures in Halle (Saale) on road dust- (PM10 and PM2.5) and NOx-emissions- Measurements with the mobile air pollution laboratory SNIFFER in Spring 2008. Final report Oktober 2008.

Lohmeyer (2009): Einfluss von verkehrsberuhigenden Maßnahmen auf die PM10-Belastung an Straßen – FE 77.486/2006. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul, unter Mitarbeit von: TU Dresden, Lehrstuhl Verkehrs- und Infrastrukturplanung: Prof. Dr.-Ing. Gerd-Axel Ahrens (als Leiter des Lehrstuhls vip), Dr.-Ing. Christian Bartz, Dr.-Ing. Rico Wittwer und Lehrstuhl für Verkehrsökologie: Prof. Dr.-Ing. Udo J. Becker, Dr.-Ing. Falk Richter, Dipl.-Ing. Wolfram Schmidt sowie NORDIC ENVICON Oy (Helsinki) und Metropolia Helsinki University of Applied Sciences: Kaarle Kupiainen, Liisa Pirjola, Ana Stojiljkovic, Alekski Malinen, Harri Portin. Projekt 70310-06-10, Juli 2009. Gutachten im Auftrag von: Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Bonn.

Mathissen, Marcel, et al. (2012) "Non-exhaust PM emission measurements of a light duty vehicle with a mobile trailer". *Atmospheric Environment* 59 (2012): 232-242.

Maik Bergmann (2008): Entwicklung und Anwendung neuartiger Messverfahren zur Charakterisierung partikelförmiger Emissionen moderner Kraftfahrzeuge.

Dissertation im Fachbereich C der Bergischen Universität Wuppertal. November 2008.

Gertler, A. Etyemezian, V., Gillies, J., Kuhns, H. (2005): Methods To Assess Road Dust Resuspension (TRAKER Vehicle). Presentation 2005 in Tokyo. Siehe auch Etyemezian et al. (2003). Vehicle-Based Road Dust Emission Measurement: I - Methods and Calibration. *Atmos. Environ.* 37, 4559-4571.

Pirjola, L., H. Parviainen, T. Hussein, A. Vallia, K. Hameri, P. Aalto, A. Virtanen, J. Keskinen, T.A. Pakkanen, T. Makela, R.E. Hillamoe (2004): "Sniffer"-a novel tool for chasing vehicles and measuring traffic pollutants. *Atmospheric Environment* 38 (2004) 3625–3635.

13.2.5 Road-Simulatoren und Brems-Dynamometer

Mikael Eriksson, John Lord, Staffan Jacobson (2001): Wear and contact conditions of brake pads: dynamical in situ studies of pad on glass. *Wear* 249 (2001) 272–278.

Grigoratos, Th and Martini, G. (2015): Brake wear particle emissions: a review. *Environ Sci Pollut Res* (2015) 22:2491–2504.

Brynhild Snilsberg, Tom Myran, Nils Uthus, Joralf Aurstad (2004): Evaluation of different laboratory methods for simulation of pavement wear and road dust generation from studded tires.

Mats Gustafsson, Göran Blomqvist, Per Jonsson, Cecilia Bennet, Anders Gudmundsson, Erik Swietlicki (2010): Partiklar i vägmiljön -hur påverkar gummi-asfalt. Presentation Göteborg 2010-09-29.

Mats Gustafsson, Göran Blomqvist, Anders Gudmundsson, Per Jonsson, Erik Swietlicki (2011): Vägbeläggningsans damningsbenägenhet. VTI rapport 711. Utgivningsår 2011.

Dahl, A., Gharibi, A., Swietlicki, E., Gudmundsson, A., Bohgard, M., Ljungman, A., Blomqvist, G., Gustafsson, M. (2006): Traffic-generated emissions of ultrafine particles from pavement-tire interface. In: *Atmospheric Environment* 40 (2006), 1314-1323.

Hagino, H., Oyama, M., Sasaki, S. (2016): Laboratory testing of airborne brake wear particle emissions using a dynamometer system under urban city driving cycles. *Atmospheric Environment* 131 (2016) 269-278.

13.2.6 Tunnelmessungen

FVT (2014): Ermittlung von aktuellen Emissionsfaktoren für limitierte und nicht limitierte Schadstoffkomponenten des Straßen- und Schienenverkehrs. Abschlussbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie in Wien.

Hinterhofer, M., Sturm, P., Nöst, Th. (2014): NOx, PM10 und ausgewählte Schwermetall Emissionsfaktoren basierend auf aktuellen Tunnelmessungen. Kurzfassung der Technischen Universität Graz.

Lörzer, J. (2002): Messungen ausgewählter Abgaskomponenten in einem Verkehrstunnel zur Bestimmung von Emissionsfaktoren. Dissertation an der Bergi-

schen Universität-Gesamthochschule Wuppertal. Februar 2002. siehe
http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=965001342&dok_var=d1&dok_ext=pdf&filename=965001342.pdf.

13.2.7 Übersichtsdokumente

Boulter, P. G. (2005): A review of emission factors and models for road vehicle non-exhaust particulate matter. TRL-Project Report PPR065, 29 September 2005, ISBN 1-84608-942-5.

P.G. Boulter, A.J. Thorpe, R.M. Harrison and A.G. Allen (2011): Road vehicle non-exhaust particulate matter: Final report on emission modelling for Department for the Environment, Food and Rural Affairs, Scottish Executive, Welsh Assembly Government, and the Department of Environment in Northern Ireland.

Bukowiecki, N.; Gehrig, R.; Lienemann, P.; Hill, M.; Figi, R.; Buchmann; B.; Furger, M.; Richard, A.; Mohr, C.; Weimer, S.; Prévôt, A.; Baltensperger, U. (2009): PM10-Emissionsfaktoren von Abriebspartikeln des Straßenverkehrs (APART). Forschungsauftrag ASTRA 2005/007, Bundesamt für Strassen, August 2009.

Denby, B.R., Sundvor I. et al (2012): NORTRIP (NON-exhaust Road TRaffic Induced Particle emission modelling) model development and documentation. NILU Scientific report OR 23/2012.

Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketzler, M., Normann, M. Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Omstedt, G. (2013): A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: Road dust loading and suspension modelling. Atmospheric Environment 77 (2013) 283-300.

Düring, I., Lohmeyer, A. (2011): Einbindung des HBEFA 3.1 in das FIS Umwelt und Verkehr sowie Neufassung der Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abrieb des Straßenverkehrs. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul unter Mitarbeit der TU Dresden sowie der BEAK Consultants GmbH. Projekt 70675-09-10, Juni 2011. Gutachten im Auftrag von: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.

EEA (2013): Joint EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook, Copenhagen: European Environment Agency, September 2013. <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013>.

Edward Nam, Sujana Srivastava (2006): Brake and Tire Emissions in MOVES. Presentation on FACA Meeting August 8, 2006.

Gehrig, R., Hill, M., Buchmann, B., Imhof, D., Weingartner, E., Baltensperger, U. (2003): Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Abschlussbericht der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) und des Paul Scherrer Institutes (PSI) zum Forschungsprojekt ASTRA 2000/415. Juli 2003. www.empa.ch/plugin/template/empa/700/5750/---/l=1.

Grigoratos, Th. and Martini, G. (2014): Non-exhaust traffic related emissions. Brake and tyre wear PM: Literature review. Joint Research Centre Institute of Energy and Transport. JRC89231 EUR 26648 EN ISBN 978-92-79-38302-1 (PDF) ISBN 978-92-79-38303-8 (print) ISSN 1831-9424 (online) ISSN 1018-5593 (print)

[http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC89231/jrc89231-online final version 2.pdf](http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC89231/jrc89231-online%20final%20version%202.pdf).

Grigoratos, Th and Martini, G. (2015): Brake wear particle emissions: a review. Environ Sci Pollut Res (2015) 22:2491–2504.

Ilias Vouitsis, Leonidas Ntziachristos, Christos Samaras and Zisis Samaras (2014): Quantification of non-exhaust road transport PM emissions. Paper on Transport Research Arena 2014, Paris.

Lohmeyer (2016): Ermittlung von Emissionsfaktoren von Kraftfahrzeugen unter Berücksichtigung zukünftiger Antriebskonzepte und der Vorkette von Kraftstoffen; Teilprojekt: Systematisierung, Abstimmung und Aufbereitung von PMx-Emissionsfaktoren aus Abrieb und Wiederaufwirbelung für HBEFA. UFOPLAN 2013, FKZ 3713 47 100. Bericht im Auftrag des UBA über IFEU Heidelberg. November 2016.

13.3 Ausgewertet Dokumente der Arbeitsgruppe „Particle Measurement Programme“ (PMP) innerhalb der Expertengruppe „Working Party on Pollution and Energy“ (GRPE)

- PMP-43-06 Terres_CPC_Cali_RR_First_Results.pdf
- PMP-43-09 PMP_Pems4Nano_v06.pptx
- PMP-43-11 LOWBRASYS_Cycle.pptx
- PMP-43-12 JARI_Brake_2017_for_PMP_20170315.pdf
- PMP-43-13 Brake dust measurement _ cover.pptx
- PMP-43-14 Brakes TF Activities.pdf
- PMP-44-04 rev1 Brake Dust Sampling and Measurement.docx
- GRPE-75-17.pptx
- PMP-35-03 NEPE - Working Item 2 Draft Final.docx
- PMP-40-02 PMP NEPE Status Report.doc
- PMP-39-11 Amato Air Use Brussels3.pdf
- PMP-39-10 NEPE - Working Item 3 Draft Final.docx
- PMP-39-08 Grochowicz Wear and Dust _ Comparison of test procedures.pdf
- PMP-39-04 NEPE - Summary Results of WI-1.pdf
- PMP-39-03 NEPE Status Report Draft JRC.doc
- PMP-39-02 NEPE - Driving Conditions Summary Report.pdf
- PMP-38-04 PMP Non_ Exhaust_ Emissions.pptx
- PMP 37-09 meeting notes draft 37th session.doc
- PMP-37-08_Ford_NonExhaust.pdf
- PMP-37-07 2015-10-08_TRWP and PM2.5_Global sampling programme_Presentation to PMP_vF.pdf
- PMP-35-18 TMD 2015 Brake Emissions 2 (handout!).pdf
- PMP-33-09 33rd PMP notes draft rev 2.docx
- PMP-33-07 REBRAKE.pdf
- GPPE-PMP-31-03 - Russian Federation doc GRPE-69-03e.pdf
- GPPE-PMP-31-02 Non-exhaust particle emissions-draft.docx
- GRPE-PMP-30-13 VTI studies on non-exhaust particles.pptx
- GRPE-PMP-30-05 Non-exhaust emissions rev 1.pptx
- GRPE-PMP-29-06 Brakes-Tyres_open questions.pptx

- GRPE-PMP-29-05 Brakes-Tyres 2V GRPE.pptx
- GRPE-PMP-29-04 - Review of TRWP_Presentation UNECE PMP.pdf
- GRPE-PMP-28-07 - 131121 meeting minutes - consolidated draft.doc