

PM₁₀-Emissionen an Außerortsstraßen

**Berichte der
Bundesanstalt für Straßenwesen**

Verkehrstechnik Heft V 125



bast

PM₁₀-Emissionen an Außerortsstraßen

**mit Zusatzuntersuchung zum
Vergleich der PM₁₀-Konzentrationen
aus Messungen an der A1 Hamburg
und Ausbreitungsberechnungen**

von

Ingo Düring
Rainer Bösingher
Achim Lohmeyer

Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG
Radebeul / Karlsruhe

**Berichte der
Bundesanstalt für Straßenwesen**

Verkehrstechnik Heft V 125

bast

Die Bundesanstalt für Straßenwesen veröffentlicht ihre Arbeits- und Forschungsergebnisse in der Schriftenreihe **Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen**. Die Reihe besteht aus folgenden Unterreihen:

- A - Allgemeines
- B - Brücken- und Ingenieurbau
- F - Fahrzeugtechnik
- M- Mensch und Sicherheit
- S - Straßenbau
- V - Verkehrstechnik

Es wird darauf hingewiesen, dass die unter dem Namen der Verfasser veröffentlichten Berichte nicht in jedem Fall die Ansicht des Herausgebers wiedergeben.

Nachdruck und photomechanische Wiedergabe, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung der Bundesanstalt für Straßenwesen, Referat Öffentlichkeitsarbeit.

Die Hefte der Schriftenreihe **Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen** können direkt beim Wirtschaftsverlag NW, Verlag für neue Wissenschaft GmbH, Bgm.-Smidt-Str. 74-76, D-27568 Bremerhaven, Telefon (04 71) 9 45 44 - 0, bezogen werden.

Über die Forschungsergebnisse und ihre Veröffentlichungen wird in Kurzform im Informationsdienst **BAST-Info** berichtet. Dieser Dienst wird kostenlos abgegeben; Interessenten wenden sich bitte an die Bundesanstalt für Straßenwesen, Referat Öffentlichkeitsarbeit.

Impressum

Bericht zum Forschungsprojekt 02.222/2002/LRB:
PM₁₀-Emissionen an Außerortsstraßen

Projektbetreuung

Anja Baum

Herausgeber

Bundesanstalt für Straßenwesen
Brüderstraße 53, D-51427 Bergisch Gladbach
Telefon: (0 22 04) 43 - 0
Telefax: (0 22 04) 43 - 674

Redaktion

Referat Öffentlichkeitsarbeit

Druck und Verlag

Wirtschaftsverlag NW
Verlag für neue Wissenschaft GmbH
Postfach 10 11 10, D-27511 Bremerhaven
Telefon: (04 71) 9 45 44 - 0
Telefax: (04 71) 9 45 44 77
Email: vertrieb@nw-verlag.de
Internet: www.nw-verlag.de

ISSN 0943-9331
ISBN 3-86509-307-8

Bergisch Gladbach, Juni 2005

Kurzfassung – Abstract

PM₁₀-Emissionen an Außerortsstraßen

Es wurde anhand einer ersten Auswertung der Messdaten an der autobahnähnlichen B 10 bei Karlsruhe und anhand einer Systematisierung weiterer zugänglicher PM₁₀-Messergebnisse an Straßen im Anwendungsbereich des Merkblattes über Luftverunreinigungen an Straßen (MLuS 02) eine bessere Anpassung des existierenden Verfahrens zur Berechnung verkehrsbedingter PM₁₀-Emissionen im Sinne einer schnell verfügbaren pragmatischen Zwischenlösung für diese Straßen erarbeitet.

Mittels der NO_x-Tracermethode konnten für die B 10 bei Karlsruhe PM₁₀-Emissionsfaktoren abgeleitet werden. Diese betragen im Wochenmittel 81 mg/(km Fzg), wobei an trockenen Werktagen 92 mg/(km Fzg) und an trockenen Sonntagen 59 mg/(km Fzg) ermittelt wurden. Anhand der Auswertung der Inhaltsstoffanalysen wurde u. a. abgeschätzt, dass an trockenen Werktagen ca. 50 % der PM₁₀-Emissionen durch Auspuffemissionen realisiert werden, ca. 20 % durch Reifenabrieb, weniger als 1 % durch Bremsabriebe und ca. 30 % durch Straßenabriebe sowie Wiederaufwirbelung von Schmutzeintrag.

Es wurde in diesen Überlegungen angenommen, dass sich die PM₁₀-Emissionen einer Straße aus den Emissionen des Auspuffs sowie dem Anteil aus Abrieb und dem der Aufwirbelung infolge Reifen-, Brems-, Kupplungsbelags- und Straßenabrieb sowie Straßenstaub zusammensetzen. Dabei werden die Emissionen aus dem Auspuff bestimmt nach dem Handbuch für Emissionsfaktoren des Umweltbundesamtes (HBEFA). Die Emissionen für Abrieb und Aufwirbelung wurden auf Basis von aus vorliegenden Messergebnissen abgeleiteten Emissionsfaktoren (getrennt nach Pkw und Lkw) berechnet. Entsprechende Emissionsfaktoren werden angegeben. Unterschieden wird nach nicht überdeckelten Straßen und Tunnelstrecken. Für Tunnelstrecken, auf denen die Emissionen offenbar geringer sind als auf offenen Straßen, werden niedrigere Pkw-Emissionsfaktoren angesetzt als für Straßen auf freier Strecke. Unterschieden wird auch weiterhin in Straßen mit gutem bzw. schlechtem Straßenzustand. Eine eindeutige Geschwindigkeitsabhängigkeit konnte aus den verfügbaren

Daten nicht abgeleitet werden. Auch die Regenabhängigkeit ist weiterhin nicht eindeutig geklärt.

Für die Bestimmung der Kurzzeitbelastung nach 22. BImSchV für PM₁₀ und CO wurde auf Basis der Auswertung von Messdaten ein statistischer Zusammenhang abgeleitet für die Berechnung der Anzahl von Überschreitungen von 50 µg PM₁₀/m³ als Tagesmittelwert bzw. zur Bestimmung des maximalen gleitenden CO-8h-Wertes aus dem jeweiligen Jahresmittelwert.

Der Bericht wurde um eine Zusatzuntersuchung zum Vergleich der PM₁₀-Konzentrationen aus Messungen an der A 1 bei Hamburg und Ausbreitungsberechnungen erweitert. Diese Zusatzuntersuchung enthält als Anhänge eine Fehlerdiskussion, eine Darstellung des Berechnungsverfahrens PROKAS zur Bestimmung verkehrserzeugter Schadstoffbelastungen sowie die MLuS-02-Protokolle zum PC-Berechnungsverfahren zur Abschätzung von verkehrsbedingten Schadstoffemissionen nach dem Merkblatt über Luftverunreinigungen an Straßen der Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Version 5.0j vom 26.02.2002. Auf die Wiedergabe dieser Anhänge wurde in der vorliegenden Veröffentlichung verzichtet. Sie liegen bei der Bundesanstalt für Straßenwesen vor und sind dort einsehbar. Verweise auf die Anhänge wurden zur Information des Lesers im Berichtstext beibehalten.

PM₁₀ Emissions on Rural Roads

The existing procedure for calculating PM₁₀ traffic emissions was improved on the basis of a first analysis of the readings taken at the B 10 arterial road near Karlsruhe/Baden-Wuerttemberg and on the basis of other available PM₁₀ readings carried out near roads. The aim was to use these results to improve the emission model in MLuS, the code of practice on air pollution near roads. It was intended that a quick pragmatic procedure should adapt the model to take into account the new information; the development of a new, scientifically sound model was beyond the scope of the project.

By using NO_x as a tracer, it was possible to derive PM_{10} emission factors for the B 10 near Karlsruhe. The weekly mean values were $81\text{mg}/(\text{km}/\text{vehicle})$; on dry weekdays a value of $92\text{mg}/(\text{km}/\text{vehicle})$ was recorded and on dry Sundays a value of $59\text{mg}/(\text{km}/\text{vehicle})$. Based on the analysis of the dust on the filters, it was estimated that during dry weekdays approx. 50% of the PM_{10} emissions were emitted by the vehicle exhaust, approx. 20% by abrasion of tyres, less than 1% by abrasion of brakes and approx. 30% by abrasion of the road surface, dust resuspension and emission of external materials.

It was assumed that PM_{10} emissions on a road are made up of emissions from exhaust, as well as emissions from abrasion and resuspension caused by tyres, brakes, clutches, the road surface and road dust. The exhaust emissions are determined using the official handbook of emission factors (HBEFA), edited by the Federal Environmental Protection Agency (Umweltbundesamt). The emissions for abrasion and resuspension were calculated using emission factors (broken down into passenger car emission factors and truck emission factors) derived from existing field measurements. The emission factors derived are contained in the report. Separate data are given for open roads and tunnels. Lower emission factors were fixed for passenger cars in tunnels, as emissions are evidently lower in tunnels than on open roads. As in the procedure used previously, a differentiation is also made between roads in good condition and roads in bad condition. It was not possible to detect any clear dependence of the emission factors on vehicle speed or rain.

To determine the short-period loading under the 22nd BImSchV for PM_{10} and CO, a statistical relationship was deduced on the basis of field measurements; this was used to calculate the number of times the daily mean of $50\text{ }\mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ was exceeded and to determine the highest gliding CO 8h value from the annual mean value of PM_{10} and CO.

The report was extended to include an additional investigation to compare the PM_{10} concentrations from readings on the A 1 near Hamburg as well as propagation calculations. The appendices to this additional investigation contain an error discussion, a presentation of the PROKAS calculation method for determining pollutant impact caused by traffic and the MLuS 02 protocols

on the PC calculation method to estimate pollutant immissions in accordance with the Road and Transportation Research Association's (Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen) Codes of Practice on Air Pollution on Roads, Version 5.0j of 26.02.2002. This appendices were omitted from this publication. They can be consulted at the Federal Highway Research Institute. References to the appendices have been retained in the report text for the reader's information.

Inhalt

Teil 1: PM₁₀-Emission an Außerortsstraßen

1	Aufgabenstellung	11	3.5	PM _x -Zusatzbelastungen (Gravimetrie) .	21
1.1	Stand der Wissenschaft bei Beginn des Projektes	11	3.6	Auswahl von Tagen für die Inhalts- stoffanalyse	24
1.2	Gesamtziel des Vorhabens	12			
2	Vorgehensweise bei der Bestimmung der Partikel- emissionen an der B 10	12	4	Ergebnisse der Datenauswertung für die Tage mit Inhaltsstoff- analyse	25
2.1	Allgemeine Einleitung	12	4.1	Verkehrsstärken und Fahrzeug- geschwindigkeiten	25
2.2	Methoden zur Bestimmung von PM _x -Emissionsfaktoren	14	4.2	PM ₁₀ -Emissionsfaktoren	27
2.2.1	Die Tracer-Methode	14	4.2.1	Allgemeines	28
2.2.2	Rückrechnung mit einem Ausbreitungsmodell	15	4.2.2	PM ₁₀ -Zusatzbelastungen	28
2.2.3	Differenzierung der PM _x -Emissionsfaktoren	15	4.2.3	PM ₁₀ -Emissionsfaktoren	28
2.3	Lage der Messstelle an der B 10	15	4.2.4	Tagesgänge und Einflussgrößen	29
2.4	Beschreibung der eingesetzten Mess- und Analyseverfahren an der B 10	16	4.2.5	Mittlere PM _x -Gesamtemissions- faktoren	33
2.4.1	Gravimetrische Erfassung der PM ₁₀ - und PM _{2,5} -Konzentrationen	16	4.3	Inhaltsstoffanalysen und Ableitung von Quellanteilen für den Verkehr	34
2.4.2	Analyse der Filter	17	4.3.1	Zusammensetzung der Gesamt- und Zusatzbelastung	34
2.4.3	Kontinuierliche Erfassung der PM ₁₀ -Konzentrationen	18	4.3.2	Differenzierung der PM ₁₀ - Emissionsfaktoren nach Quell- anteilen	39
2.4.4	Kontinuierliche Erfassung der NO _x -Konzentrationen	18	4.4	Wichtigste Ergebnisse der Daten- auswertung	43
2.4.5	Erfassung der meteorologischen Größen	18	4.5	Messunsicherheiten in den bestimmten Emissionsfaktoren	44
2.4.6	Erfassung der verkehrlichen Parameter	18	5	Messdaten für Autobahnen und autobahnähnliche Straßen	45
2.5	Qualitätssicherung der Messungen	19	5.1	Autobahn A 8 bei Zusmarshausen ...	45
2.5.1	Konzentrationsmessungen	19	5.2	Autobahn A 4 Bensberg (BAST)	46
2.5.2	Verkehrszählungen	19	5.3	Autobahn A 5 bei Kenzingen und Holzhausen	47
3	Vorauswertung der B-10-Daten	20	5.4	Autobahn A 4 bei Jena-Lobeda	48
3.1	Auswahl des Messzeitraumes	20	5.5	Autobahn A 1 bei Birrhard und A 4 bei Humlikon (Schweiz)	48
3.2	Statistische Kenngrößen der Immissionen	20	5.6	Stadtautobahn Berlin (Lerchpfad)	50
3.3	Windverhältnisse	21	5.7	BAB A 14 bei Nehlitz und Zöberitz ...	51
3.4	Immissionszeitreihen (Gravimetrie)	21	5.8	BAB A 656 zwischen Mannheim und Heidelberg (BAB-II-Projekt)	51
			5.9	Messergebnisse aus Tunneln	53
			5.10	Diskussion der vorliegenden Emissionsfaktoren	56
			6	PM₁₀-Emissionsmodellierung	57
			6.1	Modifiziertes EPA-Modell	57

6.2	Neuere Erkenntnisse zu PM ₁₀ -Emissionsmodellen	58	Teil 2: Zusatzuntersuchung zum Vergleich der PM₁₀-Konzentrationen aus Messungen an der A 1 Hamburg und Ausbreitungsrechnungen	
6.3	Fazit aus den vorliegenden Messdaten an Autobahnen	61		
6.4	Empfehlung für ein aktualisiertes PM ₁₀ -Emissionsmodell	61		
6.5	Vergleich des Emissionsansatzes mit vorliegenden Naturdaten	63	1	Aufgabenstellung 85
6.6	Vergleich von Messungen mit Rechnungen nach MLuS	64	2	Eingangsdaten 85
			2.1	Bauliche Gegebenheiten 85
			2.2	Verkehr 85
7	PM₁₀-Überschreitungshäufigkeiten	65	3	Meteorologie 87
7.1	Allgemeines	65	4	Großräumige Schadstoffvorbelastung der Luft 87
7.2	Vorgehensweise	65	5	Messdaten an der Autobahnmesstelle Billwerder 88
7.3	Ergebnisse Datenauswertung	66	6	Luftschadstoffemissionen 89
7.4	Statistische Analyse der Daten	69	6.1	Methode zur Bestimmung der Emissionsfaktoren 89
7.5	Vorschlag für das zukünftige Vorgehen in MLuS	71	6.1.1	Motorbedingte Emissionsfaktoren 89
			6.1.2	Nicht motorbedingte Emissionsfaktoren 90
8	Grenzwert für CO-8-Stunden-Mittelwert	72	7	Ergebnisse der Ausbreitungsberechnungen 91
8.1	Vorgehensweise	72	7.1	Berechnungen mit PROKAS 91
8.2	Ergebnisse	72	7.1.1	Berechnungsverfahren 91
			7.1.2	Berechnungsergebnisse und Vergleich mit den Messwerten 92
9	Zusammenfassung	73	7.2	Berechnungen mit MLuS 92
			7.3	Fazit 93
10	Literatur	78	8	Literatur 93

Erläuterungen von Fachausdrücken

PM₁₀

PM ist die Abkürzung für Particulate Matter, d. h. Staub. Die 10 bedeutet vereinfacht ausgedrückt: Es werden Partikel bis zu einem (aerodynamischen) Durchmesser von 10 µm betrachtet. Die PM₁₀-Konzentration ist also die Feinstaubkonzentration.

Emission/Immission

Als Emission bezeichnet man die von einem Fahrzeug oder anderen Emittenten ausgestoßene Luftschadstoffmenge in Gramm Schadstoff pro Stunde. Die in die Atmosphäre emittierten Schadstoffe werden vom Wind verfrachtet und führen im umgebenden Gelände zu Luftschadstoffkonzentrationen, den so genannten Immissionen. Diese Immissionen stellen Luftverunreinigungen dar, die sich auf Menschen, Tiere, Pflanzen und andere Schutzgüter überwiegend nachteilig auswirken. Die Maßeinheit der berechneten oder gemessenen Immission am Untersuchungspunkt ist µg (oder mg) Schadstoff pro m³ Luft.

Fahrmuster/Verkehrssituation

Emissionen und Kraftstoffverbrauch hängen in hohem Maße vom Fahrverhalten der Kfz ab, die sich in unterschiedlichen Betriebszuständen wie Leerlauf im Stand, Beschleunigung, Fahrt mit konstanter Geschwindigkeit und Bremsverzögerung befinden. Das typische Fahrverhalten der Kfz kann bei ähnlichen Kennwerten des Fahrverhaltens (Zeitanteil der einzelnen Betriebszustände, Durchschnittsgeschwindigkeit etc.) zu so genannten Fahrmustern zusammengefasst werden. Insgesamt werden für Straßen außerhalb bzw. innerhalb von Ortschaften basierend auf repräsentativen Erhebungen 10 Fahrmuster unterschieden. Die Definition der Fahrmuster ist im UBA-Bericht 8/94 dokumentiert.

Mit einer Verkehrssituation ist ein bestimmtes Fahrverhaltensmuster (= Linear-Kombination von Fahrmustern) verknüpft. Verkehrssituationen sind durch die Merkmale eines Straßenabschnitts wie Straßenkategorie, Geschwindigkeitsbeschränkung, Ausbaugrad etc. charakterisiert.

Grenzwerte/Prüfwerte/Leitwerte/Vorsorgewerte

Grenzwerte sind zum Schutz der menschlichen Gesundheit vom Gesetzgeber vorgeschriebene Beurteilungswerte für Luftschadstoffkonzentrationen,

die in der Regel nicht überschritten werden dürfen. Für Stoffe wie z. B. Benzol und Ruß, für die aus wissenschaftlicher Sicht keine Grenzwerte angegeben werden können, ab deren Unterschreiten eine Unbedenklichkeit angenommen werden kann, existieren keine Grenzwerte. Die 23. BImSchV gibt für diese beiden Luftschadstoffe jedoch Schwellenwerte (so genannte Prüfwerte) vor, die hier wie Grenzwerte behandelt werden.

Die in der 23. BImSchV angeführten Prüfwerte stellen Konzentrationswerte dar, bei deren Überschreitung der Einsatz verkehrlenkender Maßnahmen zur Senkung der Schadstoffbelastung zu prüfen ist.

Leit- bzw. Vorsorgewerte stellen zusätzliche Beurteilungsmaßstäbe dar, die zahlenmäßig niedriger als Grenzwerte sind und somit im Konzentrationsbereich unterhalb der Grenzwerte eine differenzierte Beurteilung der Luftqualität ermöglichen.

Jahresmittelwert/98-Perzentilwert

An den betrachteten Untersuchungspunkten unterliegen die Konzentrationen der Luftschadstoffe in Abhängigkeit von Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Verkehrsaufkommen etc. ständigen Schwankungen. Die Immissionskenngrößen Jahresmittelwert und 98-Perzentilwert charakterisieren diese Konzentrationen. Der Jahresmittelwert stellt den über das Jahr gemittelten Konzentrationswert dar. Eine Einschränkung in der Verwendbarkeit des Jahresmittelwertes besteht darin, dass er nichts über den zeitlichen Verlauf der Konzentrationen aussagt. Eine das ganze Jahr über konstante Konzentration kann zum gleichen Jahresmittelwert führen wie eine z. B. tagsüber sehr hohe und nachts sehr niedrige Konzentration. Der Gesetzgeber hat deshalb zusätzlich zum Jahresmittelwert auch den so genannten 98-Perzentilwert der Konzentration eingeführt, das ist derjenige Konzentrationswert, der in 98 % der Zeit des Jahres unterschritten bzw. in 2 % der Zeit des Jahres überschritten wird. Der 98-Perzentilwert ist also ein Maß für die Spitzenkonzentrationen, die z. B. bei Verkehrsspitzen und/oder schlechten Durchluftungsverhältnissen auftreten.

Vorbelastung/Zusatzbelastung/Gesamtbelastung

Als Vorbelastung werden im Folgenden die Immissionen bezeichnet, die bereits ohne die Emissionen des Straßenverkehrs auf den betrachteten Straßen an den Untersuchungspunkten vorliegen. Die Zu-

satzbelastung ist diejenige Immission, die ausschließlich vom Verkehr auf dem zu untersuchenden Straßennetz – bei Anwendung von MLuS-92: auf der zu beurteilenden Straße – hervorgerufen wird. Die Gesamtbelastung ist die Summe aus Vorbelastung und Zusatzbelastung und wird in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ oder mg/m^3 angegeben.

Teil 1:

PM₁₀-Emissionen an Außerortsstraßen

1 Aufgabenstellung

1.1 Stand der Wissenschaft bei Beginn des Projektes

PM₁₀-Emissionsmodell

Die EG-Richtlinie 1999/30/EG setzt Grenzwerte für Konzentrationen von Partikeln mit aerodynamischen Durchmessern kleiner 10 µm (PM₁₀) in der Luft. Diese Grenzwerte wurden 2002 im Rahmen der novellierten 22. BImSchV in deutsches Recht überführt. Messungen der verschiedenen Bundesländer stellen Überschreitungen der Grenzwerte fest. Überschreitungen treten vor allem an Verkehrsmessstationen auf und erste Quellenabschätzungen zeigen, dass der Verkehrsanteil an den Überschreitungen einen relevanten Beitrag liefert (LENSCHOW et al., 2001; LUTZ, 2002). Gleichzeitig zeigen diese und andere Untersuchungen deutliche Kenntnislücken im Bereich der Quellenzuordnung (KUHNBUSCH et al., 2002) und insbesondere bei der PM₁₀-Emissionsprognose für Verkehr (LOHMEYER, 2001).

Verursacher der PM₁₀-Immissionen im Nahbereich von Straßen sind zu einem großen Teil zwei bis drei Emissionsprozesse:

1. Auspuffemissionen,
2. Aufwirbelung von Straßenabrieb, Reifenabrieb sowie Brems- und Kupplungsbelagsabrieb,
3. Aufwirbelung von eingetragenen Straßenstaub.

Nur für Auspuffemissionen und (bedingt) Reifenabrieb liegen in Deutschland fundiertere Informationen vor (RAUTERBERG-WULFF, 1998). Das mangelnde Wissen über Ursachen, Qualität und Quantität der PM₁₀-Emissionen infolge der offenbar wichtigen anderen Quellen, vor allem Straßenabrieb und Aufwirbelung, ist ein gravierender Mangel bei Analysen von Maßnahmen gegen diese PM₁₀-Grenzwertüberschreitungen, aber auch bei der Erstellung von Umweltverträglichkeitsprüfungen (UVP) sowie bei Meldungen an die EG.

Formeln zur Bestimmung der PM₁₀-Emissionen für die Staubaufwirbelung sind in Schweden bzw. den USA entwickelt worden. Die Formel aus Schweden erscheint für deutsche Verhältnisse nicht anwendbar. Die Formel aus den USA, die so genannte EPA-Formel, bestimmt den PM₁₀-Emissionsfaktor einer Straße in Abhängigkeit der zwei Parameter Staabeladung der Straße (in g/m²) und mittleres

Gewicht der Fahrzeuge der Fahrzeugflotte in Tonnen. Die Leistungsfähigkeit der Formel wird allerdings von Experten in den USA, aber auch aus Europa bemängelt.

LOHMEYER (2001 und 2002) modifizierte und verglich die EPA-Formel mit Messungen von verschiedenen Straßen aus dem Innerortsbereich und Tunnelstrecken. Für Außerortsstraßen und Autobahnen lagen damals keine belastbaren Messdatensätze vor. Hier wurden im genannten modifizierten EPA-Modell mit Hilfe der Innerortsbetrachtungen und diversen (plausiblen) Annahmen erste Parametersätze entwickelt, die auf eine Validierung durch Messdatensätze warteten. Diese modifizierte EPA-Formel wurde im Rahmen des FE 02.207/2000/LRB in das Programm zur Berechnung von verkehrsbedingten Luftschadstoffen (aktualisiertes „Merkblatt über Luftverunreinigungen an Straßen, MLuS 02“) eingearbeitet. In einem begleitenden Bericht zur Formel wiesen die Autoren jedoch auf wesentliche Kenntnislücken im Bereich der PM₁₀-Emissionsberechnungen und deren Validierung hin.

Ein vom baden-württembergischen Ministerium für Umwelt und Verkehr finanziertes, im Jahr 2003 fertig gestelltes Forschungsprojekt hatte zum Ziel, bis Ende 2001 in Deutschland straßennah erhobene PM₁₀-Messdaten zu recherchieren, die dortigen PM₁₀-Emissionen zu bestimmen und mit den Werten des Emissionsmodells zu vergleichen. Daten von drei Messstellen an Autobahnen lagen vor: Messstelle Holzhausen (nördlich Freiburg) an der A 5, Messstelle Kenzingen (bei Freiburg) an der A 5 und die Messstelle an der Stadtautobahn Berlin (Lerchpfad). Dabei zeigte sich, dass das modifizierte EPA-Modell die Emissionen an den Messstellen Kenzingen und Holzhausen stark überschätzt, während die Emission an der Stadtautobahn Berlin leicht unterschätzt wird; siehe www.Lohmeyer.de/literatur.htm (LOHMEYER, 2003a). Weitere kürzlich bekannt gewordene Messergebnisse an Autobahnen aus dem Jahr 2002 scheinen mehrheitlich darauf hinzudeuten, dass das modifizierte Modell der US EPA die PM₁₀-Emissionen von Autobahnen eher deutlich überschätzt. Dies sollte im Rahmen des durchzuführenden Projektes verifiziert werden.

Seit Juli 2002 liefert eine Messstelle an der B 10 in Karlsruhe (betrieben von der UMEG Karlsruhe) u. a. zeitlich hochaufgelöste Daten von PM₁₀/PM_{2,5} und NO_x-Konzentrationen beidseits der Straße sowie der Meteorologie. Diese Daten standen für eine Auswertung zur Verfügung.

PM₁₀-Überschreitungshäufigkeit

Im MLuS 02 ist eine Funktion zur Bestimmung der Überschreitungshäufigkeiten mittels Ableitung aus dem PM₁₀-Jahresmittelwert integriert. Diese Funktion basiert auf der Analyse der wenigen im Jahr 2001 verfügbaren Messdaten aus den Jahren 1994 bis 2000. In den Anwendungen von MLuS 02 wurde festgestellt, dass der Grenzwert für die Überschreitungshäufigkeiten der 22. BImSchV häufig überschritten wird. Die Auswertung von neueren Messdaten deutet darauf hin, dass die im MLuS integrierte Funktion eher zu konservativ ist bzw. regionale (bundeslandtypische) Unterschiede aufweist.

8-h-Mittelwert für CO-Konzentrationen

Ein Grenzwert für den 8-h-Mittelwert für die CO-Konzentrationen wird durch die 22. BImSchV festgelegt (10 mg/m³ im gleitenden 8-h-Mittelwert darf nicht überschritten werden). Im bisherigen MLuS-Verfahren ist aber keine Funktion für die Bestimmung dieses Wertes enthalten.

1.2 Gesamtziel des Vorhabens

Das Gesamtziel des Vorhabens bestand in einer ersten Auswertung der B-10-Daten, in einer Systematisierung weiterer zugänglichen Messergebnisse und darauf aufbauend in einer Verbesserung des existierenden Modells zur Berechnung verkehrsbedingter PM₁₀-Emissionen für Autobahnen und Außerortsstraßen im Sinne einer schnell verfügbaren pragmatischen Zwischenlösung im MLuS. (Hinweis: Die Ableitung eines grundsätzlich neuen, physikalisch fundierteren Modells der PM₁₀-Emissionsprozesse infolge Straßenverkehr war nicht Aufgabe dieses Projektes. Diese längerfristige Lösung ist aber nach wie vor anzustreben.)

Weiterhin sollte die Funktion zur Bestimmung der PM₁₀-Überschreitungshäufigkeiten im MLuS aktualisiert und eine Berechnungsmethodik zur Bestimmung des 8-h-Mittelwertes von CO abgeleitet werden.

2 Vorgehensweise bei der Bestimmung der Partikelemissionen an der B 10

Im Folgenden geht es um die Messstation an der B 10, die von der UMEG insbesondere für die Ent-

wicklung eines PM₁₀-Emissionsmodells errichtet wurde.

Nachfolgend werden nach einer allgemeinen Einführung in die Problematik der Partikelemissionen die Messstelle und die eingesetzten Mess- und Analyseverfahren beschrieben. Die Auswertung der Daten erfolgt in den Kapiteln 3 und 4.

2.1 Allgemeine Einleitung

Man unterscheidet primäre, also direkt als Partikel emittierte, und sekundäre, aus gasförmigen Vorläufern in der Atmosphäre gebildete Partikel (siehe dazu als Übersicht Bild 2.1 bzw. BUWAL, 2001). Aus anthropogenen Quellen entstehen primäre Partikel bei Verbrennungsprozessen, vor allem als ultrafeine und feine mit einem Durchmesser unter etwa 0.3 µm (z. B. Ruß). Partikel, die durch Abrieb oder Aufwirbelung entstehen, haben meist aerodynamische Durchmesser größer als 1–2 µm. Sie werden geformt durch das Herausbrechen bzw. das Zermalen 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

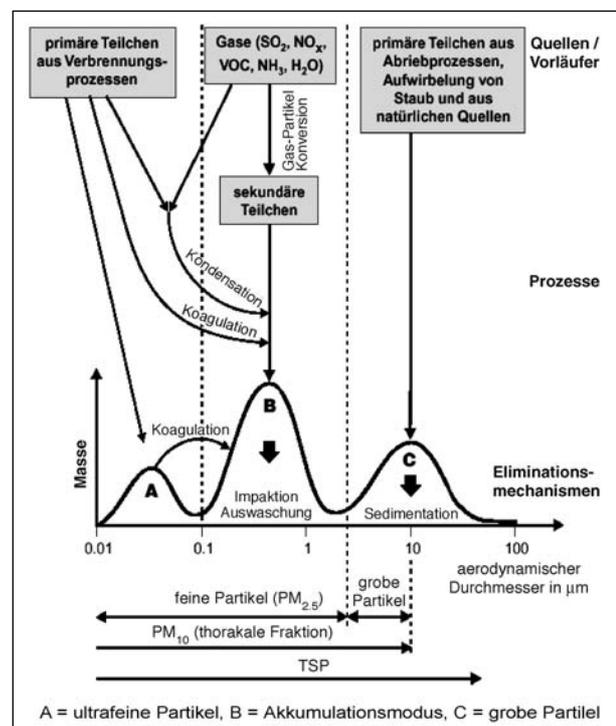


Bild 2.1: Vereinfachte Darstellung der Größenverteilung des atmosphärischen Aerosols in Quellnähe und der wichtigsten Prozesse (Quelle: BUWAL, 2001)

kommen Pollen, Meeressgisch, Winderosion und Vulkane in Frage. Partikel im mittleren Größenbereich (zwischen 0.1 und 2.5 μm) 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). Maßgebend ist auch die chemische Zusammensetzung der Partikel, z. B. für ihre Reaktivität und ihre Fähigkeit, Wasser aus der Luft aufzunehmen und als Kondensationskeime für Wolkentröpfchen zu dienen.

Man unterscheidet im Allgemeinen 3–4 Größenbereiche:

- ultrafeine Partikel (aerodynamischer Partikeldurchmesser $< 0.1 \mu\text{m}$),
- feine Partikel, auch Akkumulationsmodus genannt, (0.1–2.5 μm) und
- grobe Partikel, auch „coarse mode“ genannt (größer ca. 2.5 μm).

Die ultrafeinen Partikel werden sehr oft noch unterschieden in den sog. „Aitken-Mode“ (zwischen 0.1 und 0.02 μm) und die sehr kleinen Partikel ($< 0.02 \mu\text{m}$ „nucleation mode“) (PALMGREN et al., 2003).

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.

Die maßgebenden Prozesse hängen primär vom Partikeldurchmesser ab. Teilchen über 10 μm 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. Partikel im Akkumulationsmodus (0.1–2.5 μm) 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, sodass die Partikel mehrere Tage in der Luft bleiben und entsprechend weit transportiert werden können. Teilchen dieser Größenklasse werden hauptsächlich durch Niederschläge aus der Atmosphäre entfernt, zum Teil durch Deposition. Es gibt keine wirkungsvollen Prozesse, um feine Partikel zu groben ($> 2.5 \mu\text{m}$) 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 (Verbrennungsprozesse) oder grobe Partikel (Abriebsprozesse) 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 (Bild 2.1). 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; KETZEL et al., 2003). Der Akkumulationsmodus macht den größten Teil der PM_{10} -Masse aus, etwa 80 % beim gealterten Aerosol (BUWAL, 2001).

Neben den Auspuffemissionen nehmen beim Verkehr die Partikelemissionen infolge der fahrzeuginduzierten Aufwirbelung eine entscheidende Rolle ein. Die wesentlichen Prozesse als Voraussetzung der Aufwirbelung sind schematisch in Bild 2.2 aufgezeigt. Diese aufgewirbelten Partikel resultieren

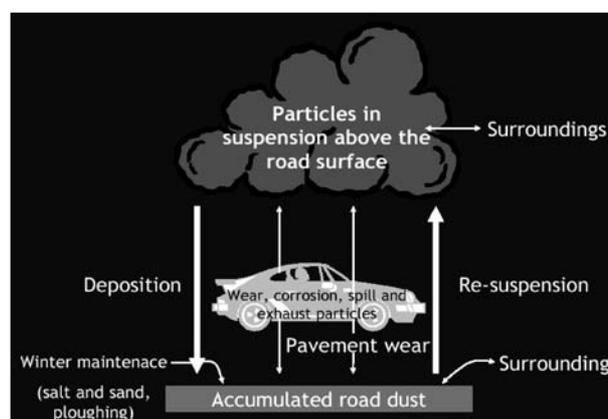


Bild 2.2: Schematische Darstellung von Prozessen, die zum Aufwirbelungspotenzial beitragen (Quelle: GUSTAFSSON, 2003)

aus akkumuliertem Straßenstaub (Aufwirbelungspotenzial), der sich im Wesentlichen aus Abrieben (Reifen, Bremsen, Straße, Fahrzeug), aus atmosphärischem Eintrag (Deposition), aus Schmutzeintrag aus straßenbegleitenden Flächen (Grünflächen, Fußwege, Parkflächen etc.) und aus Einträgen des Winterdienstes (Sand, Salz) bildet. Die Prozesse zur Bildung des Aufwirbelungspotenzials sowie die Menge des dann tatsächlich aufgewirbelten Materials sind stark komplex, zeitabhängig und von verschiedenen Einflussgrößen, die sich zum Teil untereinander beeinflussen, abhängig. Stellvertretend seien hierbei genannt: Zusammensetzung der Fahrzeugflotte, Fahrzeuggeschwindigkeiten, die Eigenschaften der Straße und umliegenden Flächen (Material, Beschaffenheit), meteorologische Größen, wie Temperatur, Luftfeuchte, Regenhäufigkeit und -mengen etc.

2.2 Methoden zur Bestimmung von PM_x -Emissionsfaktoren

Zur Bestimmung von standortspezifischen PM_x -Emissionsfaktoren infolge Straßenverkehr können im Allgemeinen drei voneinander unabhängige Methoden angewendet werden:

1. die so genannte Tracer Methode,
2. die Rückrechnung mittels Ausbreitungsmodell und
3. die Massenbilanzierung in einem Tunnel (wird im Folgenden nicht weiter betrachtet).

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 Bedingun-

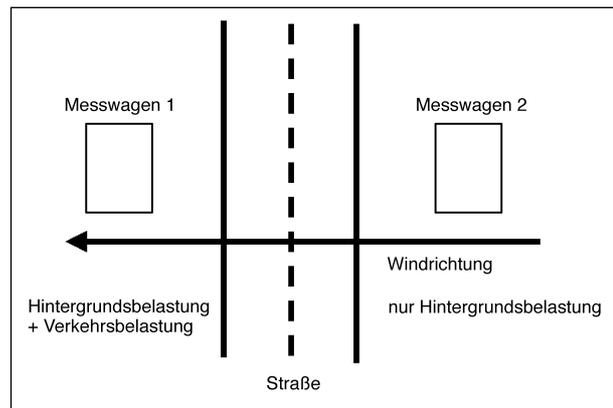


Bild 2.3: Schematische Darstellung des Lee-Luv-Konzeptes an Straßen ohne Randbebauung (Quelle: GEHRIG et al., 2003)

gen vor Ort schwierig. Für Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung wird idealerweise das sog. Lee-Luv-Konzept (Bild 2.3) realisiert.

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 sich in Luv befindet, muss über eine zeitlich korrelierte Windrichtungsmessung bestimmt werden.

Hilfweise (aber mit geringerer Aussagegenauigkeit) können analoge Informationen 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.

2.2.1 Die Tracer-Methode

Bei dieser Methode wird vorausgesetzt, dass die Emissionsfaktoren der Tracersubstanz bekannt sind. Im Allgemeinen werden hierbei die Stickoxide

(NO_x) verwendet, da diese derzeit die am besten untersuchten verkehrsbezogenen Emissionsfaktoren darstellen. Die Berechnung der NO_x-Emissionsfaktoren kann mittels Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA) in der aktuellsten Version erfolgen. Das Verhältnis zwischen NO_x-Emissionsdichte und NO_x-Zusatzbelastung stellt das so genannte Verdünnungsverhältnis dar. Weiterhin wird begründet angenommen, dass sich PM₁₀ 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:

$$\text{NO}_x\text{-ZB}/\text{E}(\text{NO}_x) = \text{PM}_{10}\text{-ZB}/\text{E}(\text{PM}_{10}) \\ = \text{Verdünnungsfaktor} = \text{konst. bzw.}$$

$$\text{E}(\text{PM}_{10}) = \text{PM}_{10}\text{-ZB} \cdot \text{E}(\text{NO}_x)/\text{NO}_x\text{-ZB},$$

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 wird allerdings davon ausgegangen, dass die jeweils verwendeten NO_x-Emissionsfaktoren die Realität richtig widerspiegeln und dass das Emissions- und Ausbreitungsverhalten bei Partikeln und NO_x gleich ist.

2.2.2 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. Lärmschutzwand etc.) Verhältnisse Ausbreitungsberechnungen (z. B. mit dem Ausbreitungsmodell PROKAS) durchgeführt. Daraus lässt sich der Verdünnungsfaktor, also das Verhältnis zwischen Immissionszusatzbelastung und Emissionsdichte, bestimmen. Mit der gemessenen Zusatzbelastung und dem Verdünnungsfaktor kann dann auf die zum Messtermin vorhandene Emissionsdichte geschlossen 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 auch die Unsicherheit im berechneten Emissionsfaktor enthalten ist.

2.2.3 Differenzierung der PM_x-Emissionsfaktoren

Die mit den o. g. Methoden bestimmbaren Emissionsfaktoren stellen die PM₁₀-Gesamtemissionsfaktoren der mittleren vor Ort fahrenden Fahrzeugflotte dar.

Unter der Voraussetzung, dass die mittleren PM_x-Emissionsfaktoren der Pkw inkl. LNF und Lkw von anderen Einflussgrößen (wie z. B. Verkehrsstärke, Wochentag etc.) unabhängig sind, kann eine Differenzierung in Pkw inkl. LNF und Lkw-Emissionsfaktoren aus dem Vergleich der bestimmten Emissionsfaktoren e_{ges} und Fahrzeugmengen n_{Pkw} und n_{Lkw} zu möglichst stark unterschiedlichen Situationen erfolgen, z. B.

$$e_{\text{ges}}(\text{Sonntag}) \\ = e_{\text{Pkw/LNF}} \cdot n_{\text{Pkw} + \text{LNF}}(\text{So}) + e_{\text{Lkw}} \cdot n_{\text{Lkw}}(\text{So}) \\ \text{und}$$

$$e_{\text{ges}}(\text{Mo bis Fr}) \\ = e_{\text{Pkw/LNF}} \cdot n_{\text{Pkw} + \text{LNF}}(\text{Mo-Fr}) + e_{\text{Lkw}} \cdot n_{\text{Lkw}}(\text{Mo-Fr}),$$

mit e als jeweiligem Emissionsfaktor [mg/(km · Fzg)] und n als Anzahl von Fahrzeugen im betrachteten Zeitintervall. Somit ergeben sich zwei Gleichungen mit den beiden unbekanntem Emissionsfaktoren, die somit eindeutig gelöst werden können. Liegt ein ausreichendes statistisches Datenkollektiv e_{ges} für eine große Bandbreite an Lkw-Anteilen vor (z. B. auf Basis von 1h-Mittelwerten, so ist auch eine Regression über ein größeres Datenkollektiv zur Differenzierung in Pkw/Lkw-Emissionsfaktoren möglich.

2.3 Lage der Messstelle an der B 10

Der Messstandort liegt an der Bundesstraße 10 westlich von Karlsruhe (Südtangente Karlsruhe) zwischen Knielingen und der Rheinbrücke vor

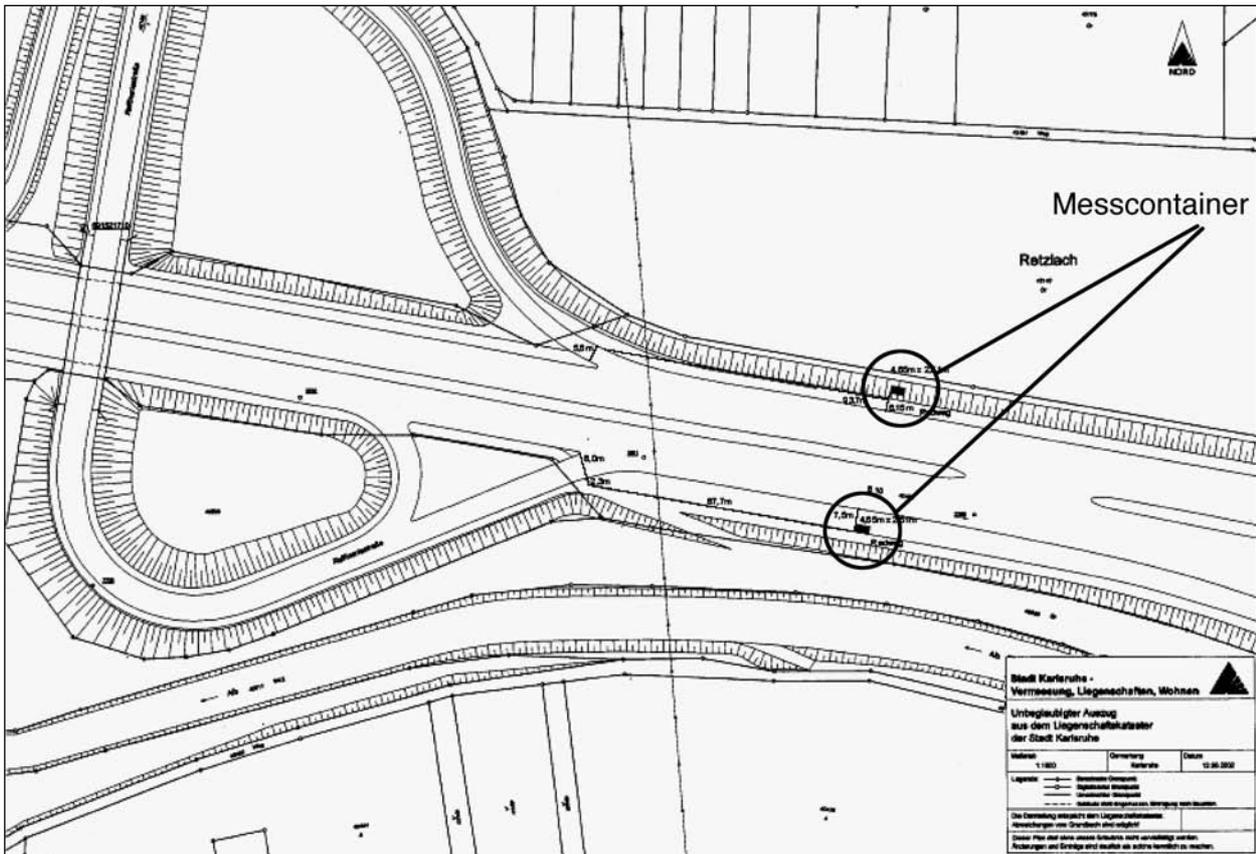


Bild 2.4: Lageplan für den Bereich der Messstelle an der B 10 bei Karlsruhe



Bild 2.5: Blick auf den Bereich der Messstellen an der B 10 bei Karlsruhe in Richtung Ost (oben) bzw. in Richtung West (unten)

der Ausfahrt zu der nördlich gelegenen Raffinerie. Bild 2.4 zeigt einen Lageplan der Umgebung der Messstelle, Bild 2.5 gibt Fotos der Umgebung der Messstellen.

Die Ausbreitungsverhältnisse sind weit gehend frei. Lediglich auf der nördlichen und südlichen Straßenseite stehen ein paar Büsche in der Nähe des Messcontainers. Der nördliche Messcontainer befindet sich 6.15 m nördlich der nördlichen Fahrbahn, der südliche Container 7.5 m von der südlichen Fahrbahn entfernt.

2.4 Beschreibung der eingesetzten Mess- und Analyseverfahren an der B 10

2.4.1 Gravimetrische Erfassung der PM₁₀- und PM_{2,5}-Konzentrationen

Zur Erfassung der PM₁₀- und PM_{2,5}-Konzentrationen wurden je Station vier High-Volume Sampler des Typs Digital DHA 80 verwendet. Die Probenahme der Schwebstaubfraktion erfolgte als Tagesmit-

telwert von 0 bis 24 Uhr. Der vorgeschaltete gröbselektierende Lufteinlass weist eine Abscheidewirksamkeit von 50 % für Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von kleiner 10 µm bzw. 2.5 µm auf (PM₁₀-bzw. PM_{2,5}-Einlass). Zur Bestimmung der Schwebstaubmasse erfolgt die Probenahme auf Glasfaserfiltern. Der Digital High-Volume-Sampler (DHA-80) erfüllt die Anforderungen an Äquivalenzsampler nach DIN/EN 12341. Das Gerät verfügt über einen automatischen Probenwechsler, sodass ohne Wartung 14 Tagesmittelwerte gewonnen werden können. Zusätzlich enthält das Gerät Filter zur Blindwertkontrolle. Der Filter hat einen Durchmesser von 150 mm. Der Volumenstrom wird konstant auf 720 m³/24h geregelt. Die Gerätefunktion wird per Fernübertragung der Pumpenleistung kontrolliert.

Die für die Probenahme mittels Digital DHA-80 verwendeten Filter werden vor der Bestäubung im Labor äquilibriert, d. h., auf eine definierte Feuchte eingestellt und gewogen. Nach der Bestäubung werden die Filter wieder äquilibriert und zurückgewogen. Die Waage (Fabrikat Mettler AE 240) besitzt eine Genauigkeit von 0.1 mg. Die relative Nachweisgrenze für dieses Verfahren liegt mit einem Sammelvolumen von 720 m³ bei 1 µg/m³.

Die PM₁₀- bzw. PM_{2,5}-Immissionsmessungen einschließlich der gravimetrischen Bestimmung der Filterbeladung wurden gemäß VDI 2463 Blatt 1 „Messen von Partikeln – Gravimetrische Bestimmung der Massenkonzentration von Partikeln in der Außenluft“ bzw. gemäß DIN EN 12341 (1999) durchgeführt.

2.4.2 Analyse der Filter

Die an den Messstationen beprobten Filter der Partikelfractionen PM₁₀ und PM_{2,5} wurden auf die Elemente Eisen, Kalzium, Chlorid, Sulfat, Nitrat, Ammonium sowie Kohlenstoffe (EC, OC) analysiert. Diese Analysen beschreibt die UMEG wie folgt:

Die Eisen- und Kalziumbestimmung erfolgte in Anlehnung an die Richtlinie VDI 2267, Bl. 15VE „Stoffbestimmung an Partikeln in der Außenluft – Messen der Massenkonzentration von As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb, V, Zn mit Hilfe der optischen Massenspektrometrie (ICP-MS) nach Filterprobenahme und Aufschluss in oxidierendem Säuregemisch“. Die bestaubten Filter werden dabei offen in

oxidierendem Säuregemisch aufgeschlossen. Die Elementbestimmung erfolgte dann durch optische Emissionsspektrometrie (ICP OES).

Die Bestimmung der Salze erfolgte in Anlehnung an die Richtlinie VDI 3497 Blatt 3 „Messen partikelgebundener Anionen in der Außenluft; Analyse von Chlorid, Nitrat und Sulfat mittels Ionenchromatografie mit Suppressortechnik nach Aerosolabscheidung auf PTFE-Filtern“ (hier Quarzfiltern).

Es handelt sich hierbei um die so genannte Ionenaustausch-Chromatografie, die vor allem zur Bestimmung mehrerer Komponenten besonders geeignet ist. Das Herzstück eines Ionenchromatografen ist eine niederkapazitive Trennsäule, ein nachgeschalteter, hochkapazitiver Suppressor (zur Unterdrückung der Grundleitfähigkeit der Trägerlösung) sowie ein Leitfähigkeitsdetektor.

Eine mittels Ionenchromatografie zu analysierende Probe muss dabei als Lösung vorliegen. Hierzu wurden Teile der PM₁₀- und PM_{2,5}-Filterproben in ein Kunststoffreagenzglas gegeben und mit destilliertem Wasser bedeckt. Zur Elution wurden Proben für 20 Minuten in ein Ultraschallbad eingebracht, der anschließend mindestens eine Stunde Ruhephase folgte, bevor die ionenchromatorische Analyse durchgeführt wurde. Zur Eichung der Messsignale wurden für jede Messgröße Standards unterschiedlicher Konzentrationen verwendet.

Die Bestimmung des Rußes erfolgte in Anlehnung an die Richtlinie VDI 2465 Blatt 2 „Messen von Ruß (Immission) – Thermografische Bestimmung des elementaren Kohlenstoffes nach Thermodesorption des organischen Kohlenstoffes“. Zur Bestimmung des elementaren Kohlenstoffes (EC) und des organischen Kohlenstoffes (OC) im abgeschiedenen Feinstaub wird die Probe unter Sauerstoffatmosphäre verbrannt und das dabei gebildete CO₂ IR-spektroskopisch detektiert. Das kohlenstoffspezifische Analyseverfahren der Infrarotspektroskopie erlaubt jedoch keine Unterscheidung zwischen organisch gebundenem (OC) und elementarem (EC) Kohlenstoff. Die Spezifität des Verfahrens auf elementarem Kohlenstoff wird durch ein Zweiphasen-Temperaturprogramm erreicht. Im ersten Schritt wird der organisch gebundene Kohlenstoff zu CO₂ und H₂O verbrannt. Dies lässt sich auch an dem Auftreten eines Wasserpeaks feststellen. Im zweiten Schritt wird der verbleibende Kohlenstoff als elementarer Kohlenstoff bestimmt. Die relative Nachweisgrenze dieses Verfahrens liegt

bei einem Sammelvolumen von 720 m³ bei 0,2 µg/m³.

2.4.3 Kontinuierliche Erfassung der PM₁₀-Konzentrationen

Die kontinuierliche Messung des Schwebstaubes der Fraktion PM₁₀ erfolgte nach dem radiometrischen Prinzip gemäß Richtlinie VDI 2463 Blatt 5 „Messen von Partikeln; Messen der Massenkonzentration (Immission); Filterverfahren; Automatisiertes Filtergerät FH 62 I“. Die Probenahme erfolgte als Halbstundenmittelwert mit vorgeschaltetem PM₁₀-Einlass. Über eine Probeneinheit wird Messluft bei konstantem Volumenstrom angesaugt. Die in der Luft enthaltenen Staubpartikel werden auf einem Filterband abgeschieden. Die Messung des Staubbelags erfolgt nach dem radiometrischen Prinzip der Beta-Strahlen-Absorption. Die Bestaubungsstelle des Filterbandes wird von einem im Gerät integrierten Beta-Strahler durchstrahlt. Die Schwächung des Strahlenbündels, dessen Intensität mit einer Ionenkammer gemessen wird, ist ein Maß für die durchstrahlte Masse. Die relative Nachweisgrenze dieses Verfahrens liegt bei 10 µg/m³ bei einer Probenahmedauer von einer Stunde.

2.4.4 Kontinuierliche Erfassung der NO_x-Konzentrationen

Die kontinuierlichen Messungen der Stickoxid-Konzentrationen erfolgten als Halbstundenmittelwerte mit eignungsgeprüften Gasanalysatoren des Typs MLU Model 200A gemäß DIN EN (Entwurf) „Luftqualität – Messverfahren zur Bestimmung der Konzentration von Stickstoffdioxid und Stickstoffmonoxid mit Chemilumineszenz“, welche das gleiche Messprinzip beschreibt wie die DIN ISO 7996.

Bei dem Chemilumineszenz-Verfahren wird genutzt, das bei der Reaktion mit Ozon aus NO ein elektronisch angeregtes NO₂-Molekül entsteht. Dieses gibt beim Rücksprung auf ein niedrigeres Energieniveau seine überschüssige Energie als Lichtquant ab. Die Lichtquanten werden über einen Fotomultiplier gemessen. Die gemessene Lichtenergie ist proportional zur NO-Konzentration. Zur Bestimmung der NO₂-Konzentration wird die Probenluft über einen thermokatalytischen Konverter geleitet,

der das NO₂ zu NO reduziert. Zyklisch wird NO und die Summe von NO und NO₂ (NO_x) bestimmt. Aus der Differenz erhält man die NO₂-Konzentrationen.

2.4.5 Erfassung der meteorologischen Größen

Die Messung von Windrichtung und -geschwindigkeit erfolgte als Halbstundenmittelwert gemäß Richtlinie VDI 3786 Blatt 2 „Umweltmeteorologie – Meteorologische Messungen für Fragen der Luftreinhaltung – Wind“. Die Windmessung erfolgte an der Station Süd in einer Höhe von 10 m, an der Station Nord bis zum 28.03.2003 in 5 m Höhe, ab dann ebenfalls in 10 m Höhe.

Die Windrichtung wird mittels Windfahne gemessen. Die Windfahne besteht aus einem um die senkrechte Achse drehbaren Windrichtungsanzeiger, der an einem Ende eine Leitfläche besitzt. Durch den Wind wird die Windfahne in den Wind gedreht. Durch das auftretende Drehmoment wird ein der Windrichtung entsprechendes Signal abgegeben. Die Grenze der Auflösung liegt bei der Windrichtung bei 2,5°.

Die Windgeschwindigkeit wird mittels Schalenkreuzanemometer gemessen. Über die Frequenz kann die Windgeschwindigkeit errechnet werden. Über einen Messwerteumformer wird das Signal zur Aufzeichnung übertragen. Die Anlaufschwelle bei der Messung der Windgeschwindigkeit liegt bei 0,3 m/s.

Die Globalstrahlung wurde mit einem Sternpyranometer nach DIRMHIRN ermittelt. Die Strahlungintensität wird dabei über eine Temperaturdifferenz zwischen schwarzen und weißen Plättchen gemessen. Diese Temperaturdifferenz wird durch den Einbau einer hochempfindlichen Thermosäule in eine proportionale „Elektromotorische Kraft“ umgesetzt. Der Sternpyranometer nach DIRMHIRN misst die kurzwellige Strahlung von 0,3 bis 3 µm. Der Messbereich liegt bei ca. 1.300 W/m². Das Verfahren ist in der Richtlinie VDI 3786 Bl. 5 „Meteorologische Messungen für Fragen der Luftreinhaltung; Globalstrahlung, direkte Sonnenstrahlung und Strahlungsbilanz“ beschrieben.

2.4.6 Erfassung der verkehrlichen Parameter

Zur Erfassung der verkehrlichen Parameter im Bereich der Messstelle B 10 wird auf die Ergebnisse

der automatischen Verkehrsmessstelle 5 des Stadtplanungsamtes (STA) der Stadt Karlsruhe zurückgegriffen, die uns im Rahmen des Projektes zur Verfügung gestellt wurden. Diese Verkehrsmessstelle registriert die Verkehrsmengen und Fahrzeuggeschwindigkeiten auf den 8 Fahrstreifen der B 10. Die Fahrspur 1 ist dabei die nördliche Außenfahrbahn der B 10 in Richtung Pfalz bzw. die Einfädelungsspur aus Knielingen kommend.

Die weiteren Fahrstreifen werden aufsteigend nach Süden bis zum Fahrstreifen 8 (die Ausfahrtsspur nach Knielingen (K 9651)) nummeriert. Somit weisen die Fahrstreifen 1 bis 4 in Fahrtrichtung Pfalz/Ölkreuz und die Fahrstreifen 5 bis 8 in Richtung Karlsruhe /Knielingen.

In die Fahrbahn sind dazu Induktionsschleifen in alle 8 Fahrstreifen eingelassen. Diese Induktionsschleifen registrieren die passierenden Fahrzeuge. Die Auswertung der Signale erfolgt lt. STA Karlsruhe mittels des Fahrzeugklassifikators VDK 900/VQM 900 der Traffic Data Systems GmbH. Das Modul VDK 900 enthält alle Elemente zur Klassifizierung der Fahrzeuge nach 8 Klassen, die Baugruppe VQM 900 ist u. a. für die Erkennung und ggf. Ausblendung von seitlich versetzt fahrenden Fahrzeugen (Schrägfahrern) zuständig.

Ausgegeben werden die Fahrzeugklassen: Pkw, Pkw bzw. Lieferwagen mit Anhänger, Lieferwagen bis 3.5 t zulässigen Gesamtgewichtes (ohne Anhänger), Lkw größer 3.5 t zulässigen Gesamtgewichtes (ohne Anhänger), Lkw größer 3.5 t zulässigen Gesamtgewichtes (mit Anhänger), Sattelzüge, Busse und Motorräder.

Als Fahrzeuggeschwindigkeiten werden für drei Fahrzeuggruppen (leichte Fahrzeuge, schwerer Wirtschaftsverkehr und Reiseverkehr) die mittleren Fahrzeuggeschwindigkeiten (v_M), die Standardabweichung (v_S) sowie Perzentile (v_{15} und v_{85}) angegeben.

2.5 Qualitätssicherung der Messungen

2.5.1 Konzentrationsmessungen

Zur Durchführung der Messungen wurden eignungsgeprüfte Gasanalysatoren eingesetzt. Die Gasanalysatoren werden in regelmäßigen Abständen

im Labor kalibriert. Dabei werden die Geräteparameter „Linearität des Messbereichs“, „Nullpunkt“ und „Empfindlichkeit“ überprüft und gegebenenfalls eingestellt.

Zur Durchführung der Kalibrierung werden mindestens zwei Prüfgase mit bekannten Konzentrationen über dem gesamten Messbereich und Nullgas auf den Analysator aufgeschaltet. Während des Betriebs der Gasanalysatoren in der Messstation wird täglich eine Funktionskontrolle mit Hilfe einer Prüfgaskonzentration und mit Nullluft durchgeführt. Im 14-tägigen Rhythmus werden Wartungsarbeiten in den Stationen durchgeführt. Dabei wird für jeden Messplatz eine Funktionskontrolle durchgeführt. Es werden die Volumenströme kontrolliert. Die Gaswege werden auf Dichtigkeit geprüft. Die Wartungsarbeiten beinhalten auch den Tausch von Filtern, die Erneuerung der Verschlauchungen sowie andere Wartungsarbeiten, die laut Herstellerangaben für die einzelnen Analysatoren vorgeschrieben werden.

2.5.2 Verkehrszählungen

In zwei Gutachten durch die Fa. Heusch-Bösefeldt (1999) bzw. HB-Verkehrsconsult (2003) wurden die Genauigkeiten des eingesetzten Systems anhand des Vergleiches von Zählungen und Videoaufzeichnungen an der BAB A 99 bewertet. Da lt. Heusch-Bösefeldt (1999) das Klassifikationssystem VDK 900/VQM 900 über keine mechanischen Einstellmöglichkeiten (Schalter, Potentiometer) verfügt, ist eine Baugleichheit aller ausgelieferten Systeme gewährleistet.

Bzgl. der Fahrzeugmengenerfassung (Kfz-Insgesamt) kamen die Gutachter zu dem Schluss, dass der relative Fehler 0.0 % betrug. Alle Fahrzeuge (inkl. Motorräder) eines Fahrstreifens der hochbelasteten A 99 wurden im Messzeitraum registriert.

Es wurden keine Doppelerfassungen von Fahrzeugen mit Hänger (Registrierung als 2 einzelne Fahrzeuge) beobachtet, ebenso wenig Einfachregistrierungen von zwei dicht hintereinander fahrenden Fahrzeugen.

Bzgl. der Fahrzeugklassenbestimmung liegen die festgestellten Detektionsraten zwischen 94.7 % (Bus) und 99.4 % (Pkw).

3 Vorauswertung der B-10-Daten

3.1 Auswahl des Messzeitraumes

Von der UMEG Karlsruhe wurden die Messdaten aus folgenden Zeiträumen zur Verfügung gestellt, wobei es innerhalb dieser Zeiträume teilweise Datenlücken gibt:

- Gravimetrisch bestimmte Tagesmittel für PM₁₀ und PM_{2,5} aus dem Zeitraum von 10.08.2002 bis 18.09.2003.
- Kontinuierliche (1/2h-Mittelwerte) Konzentrationswerte von PM₁₀, CO und Meteorologie im Zeitraum vom 24.07.2002 bis 30.9.2003.
- Kontinuierliche (1/2h-Mittelwerte) Konzentrationswerte von NO_x im Zeitraum vom 31.07.2002 bis 19.10.2003.
- Kontinuierliche Verkehrszahlen (1h-Mittelwerte) an der Verkehrszählstelle 5 (Knielingen) der Stadt Karlsruhe fahrstreifenfein und für die Klassen Pkw, Pkw mit Anhänger, Lkw, Lkw mit Anhänger, Bus, Sattelschlepper, Lieferwagen, Kraftrad und Sonstige im Zeitraum 23.05.2002 bis 13.06.2002 und 05.03.2003 bis 21.07.2003¹. Zusätzlich wurden für den gleichen Zeitraum und in der gleichen zeitlichen und räumlichen Auflösung Angaben zu den Fahrzeuggeschwindigkeiten für drei Fahrzeuggruppen angegeben. Die Verkehrszahlen weisen also größere zeitliche Datenlücken auf.

Um einen möglichst vollständigen Datensatz zu erhalten, zeigt sich, dass für den Anfang (10.08.2002) und das Ende des Messzeitraumes neben den Verkehrszählungen die gravimetrischen PM_x-Daten der begrenzende Faktor sind für das Ende im Prinzip die Verkehrszählungen (21.07.2003). Da sich die Verkehrszahlen im Wesentlichen periodisch wiederholen, können hier Fehlstellen hilfsweise kompensiert werden.

Für die weitere Auswertung der statistischen Kenngrößen der Immissionen wird der Zeitraum 10.08.2002 bis 09.08.2003 (= 1 Jahr) betrachtet. Für die Ableitung von Emissionsfaktoren ein-

schließlich Inhaltsstoffanalysen steht, begrenzt durch die Verfügbarkeit der Verkehrszahlen, der Zeitraum 05.03.2003 bis 09.08.2003 zur Verfügung, also leider nur das Frühjahr und der Sommer.

3.2 Statistische Kenngrößen der Immissionen

Im Messzeitraum wurden die in der Tabelle 3.1 aufgeführten statistischen Kenngrößen (Gesamtbelastung) gemessen. Die PM₁₀-Konzentrationen lagen somit auf der nördlichen Seite der B 10 in 3 m Messhöhe bei ca. 28 µg/m³, auf der südlichen Seite bei ca. 29 µg/m³. 50 µg/m³ als Tagesmittelwert wurden auf der nördlichen Seite 20-mal überschritten, auf der südlichen Seite 28-mal. Der Anteil der feinen Partikelfraktion PM_{2,5} an PM₁₀ lag an der Messstelle Nord bei ca. 73 %, an der Messstelle Süd mit 67 % etwas niedriger. Die Datenverfügbarkeit der gravimetrisch bestimmten Konzentrationen lag zwischen 85 und 90 %. Als NO_x-Jahresmittelwert wurden an der Station Nord 123 µg/m³ und an der Station Süd 137 µg/m³ gemessen.

In 6 m Messhöhe liegen an der Station Nord die Jahresmittelwerte bei ca. 25 µg/m³ sowie die Anzahl von Überschreitungen bei 17 bzw. an der Station Süd im Jahresmittel bei 29 µg/m³ und 31 Überschreitungen. An der Station Süd werden also erstaunlicherweise in 6 m Höhe leicht höhere PM₁₀-Konzentrationen festgestellt als in 3 m Höhe. Der Anteil PM_{2,5} an PM₁₀ wurde mit 79 % (Nord) bzw. 63 % (Süd) gemessen. Die Datenverfügbarkeit liegt bei ca. 85 %. Als NO_x-Jahresmittelwert wurden an der Station Nord 114 µg/m³ und an der Station Süd 122 µg/m³ gemessen.

Station	PM _{2,5} (JM)	PM _{2,5-10} (JM)	PM ₁₀ (JM)	Anzahl Überschr. von 50 µg/m ³	NO _x (JM)	CO (JM)	Wind- geschw. (JM) [m/s]
Station Nord							
3 m Höhe	20.3	7.8	27.8 (28.6)	20	122.9	290	
6 m Höhe	19.9	5.4	25.2	17	113.7		
5 m Höhe							1.3
Station Süd							
3 m Höhe	19.0	9.6	28.3 (29.7)	28	136.7	270	
6 m Höhe	18.3	10.8	29.0	31	122.4		
10 m Höhe							1.6
Konzentrationen in µg/m ³ . Werte in Klammern = Beta-Staubmeter							

Tab. 3.1: Statistische Kenngrößen (JM = Jahresmittel) im statistisch ausgewerteten Zeitraum 10.08.2002 bis 09.08.2003

¹ Nach Abschluss der Vorauswertungen der Daten wurden uns vom STA Karlsruhe noch Verkehrszahlen zwischen 21.07. und 05.11.2003 zur Verfügung gestellt. Soweit notwendig, wurden diese mitverwendet. Der betrachtete Messzeitraum wurde aber nicht verändert.

3.3 Windverhältnisse

Die Windverhältnisse (Windrichtung und Windgeschwindigkeit) wurden im Messzeitraum kontinuierlich an den Stationen Nord und Süd erfasst. An der Station Süd wurde über den gesamten Messzeitraum in 10 m Höhe gemessen, an der Station Nord bis zum 28.03.2003 in 5 m Höhe, ab dann ebenfalls in 10 m Höhe. Die Windrichtungsverteilungen an den Messstationen Nord und Süd sind in

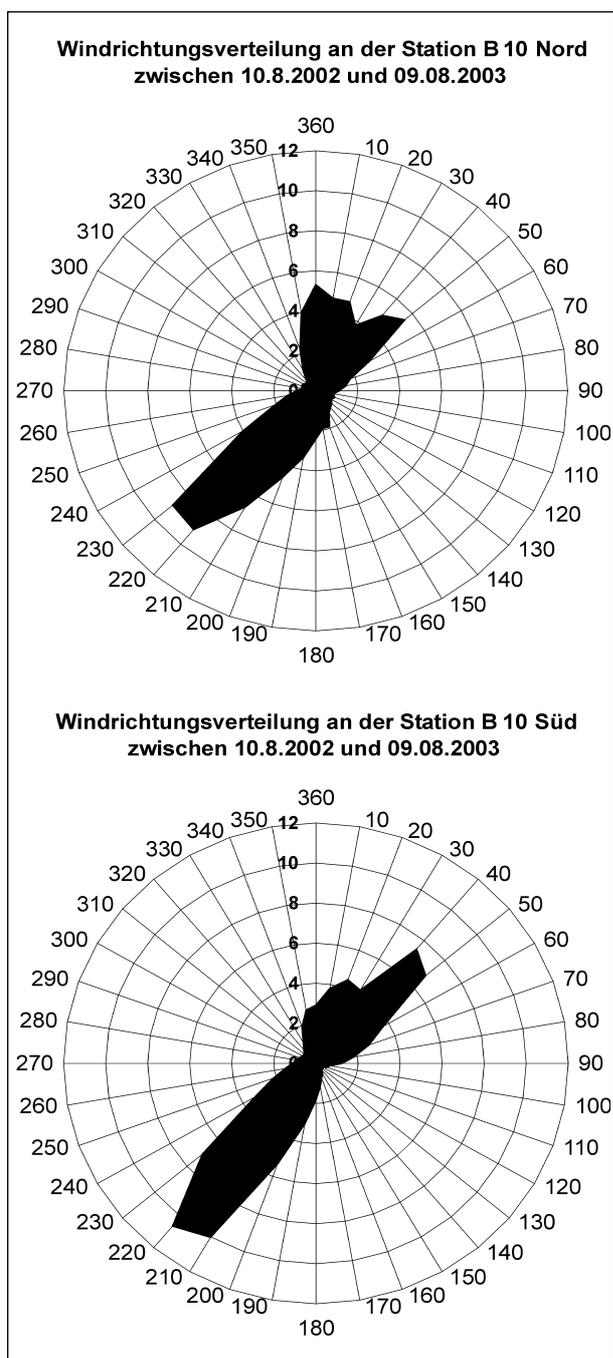


Bild 3.1: Windrichtungsverteilungen an den Stationen B 10 Nord und Süd

Bild 3.1 dargestellt. Die Hauptwindrichtung ist jeweils Südwest. Ein Nebenmaximum ist bei nördlichen bis nordöstlichen Windrichtungen zu verzeichnen. An der Station Süd sind nördliche Windrichtungen weniger häufig zu verzeichnen als an der Station Nord. Die mittlere Windgeschwindigkeit ist an der Station Nord wegen der temporär geringeren Messhöhe mit 1.3 m/s niedriger als an der Station Süd (1.6 m/s).

Im Messzeitraum, in dem auf beiden Seiten jeweils auf 10 m Höhe gemessen wurde, lagen die mittleren Windgeschwindigkeiten an der Station Nord bei 1.6 m/s, an der Station Süd bei 1.5 m/s. Insgesamt sind die Windgeschwindigkeiten an der B 10 gegenüber nahe liegenden, frei angeströmten Standorten (z. B. Eggenstein, Freudenstadt, Karlsruhe-West) herabgesetzt. Ursache sind wahrscheinlich die den Messcontainern nahe liegenden Baum- und Buschgruppen.

3.4 Immissionszeitreihen (Gravimetrie)

In Bild 3.2 sind beispielhaft die Tagesmittelwerte an der Station Nord, in Bild 3.3 an der Station Süd in 3 m Höhe getrennt für die Partikelfractionen $PM_{2.5}$ und $PM_{2.5-10}$ im Auswertzeitraum dargestellt. Demnach schwanken die PM_{10} -Konzentrationen im Allgemeinen zwischen 10 und $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, als höchste PM_{10} -Konzentration wurde $112 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgestellt. (Hinweis: Negative Werte zeigen an, dass die gemessene $PM_{2.5}$ -Konzentration höher war als die PM_{10} -Konzentration).

3.5 PM_x -Zusatzbelastungen (Gravimetrie)

Außerordentlich wichtig für die spätere Betrachtung des Einflusses der B 10 auf die Immissionssituation an den Messstellen ist die Separation der Zusatzbelastung. Aus diesem Grund wurden die Differenzen der PM_{10} - und $PM_{2.5}$ -Konzentrationen zwischen der Station Nord und Süd gebildet. Um eine Systematisierung vornehmen zu können, wurden diese Differenzen der Größe nach (Ordnungskriterium ist die Differenz der PM_{10} -Konzentrationen) sortiert. Das Ergebnis ist beispielhaft für die Messhöhe von 3 m in Bild 3.4 aufgezeigt. Aufgrund diverser Datenausfälle reduziert sich bei dieser Auswertung das verfügbare Datenkollektiv um ca. 25 % auf 276 Tage.

Es werden Luv-Lee-Differenzen der PM_{10} -Tagesmittelwerte bis $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgestellt. Sehr häufig liegen diese Zusatzbelastungen zwischen 3 und 10

$\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Konzentrationsdifferenzen PM_{10} -Nord minus-Süd sind niedriger als Süd minus Nord. Unterschiede zwischen Nord und Süd werden auch

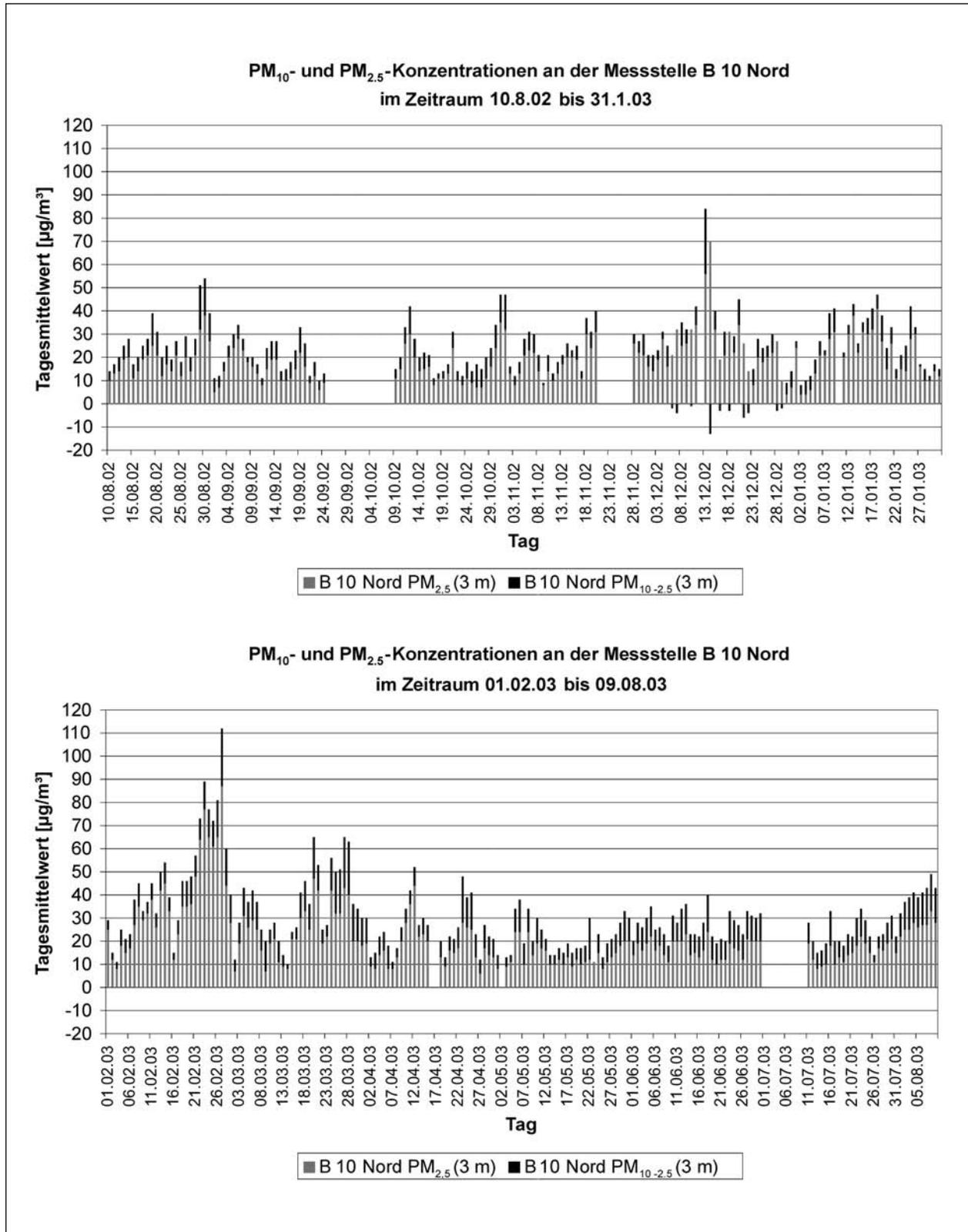


Bild 3.2: Zeitreihen der PM_x -Konzentrationen (24h-Mittelwerte/Gravimetrie) an der Station Nord (Messhöhe 3 m), negative Werte: $PM_{2,5}$ höherer Messwert als PM_{10}

im relativen Anteil der $PM_{2.5}$ an der PM_{10} -Zusatzbelastung deutlich. Der relative Anteil $PM_{2.5}$ an PM_{10} ist bei nördlichen Windrichtungen geringer als bei südlichen Windrichtungen.

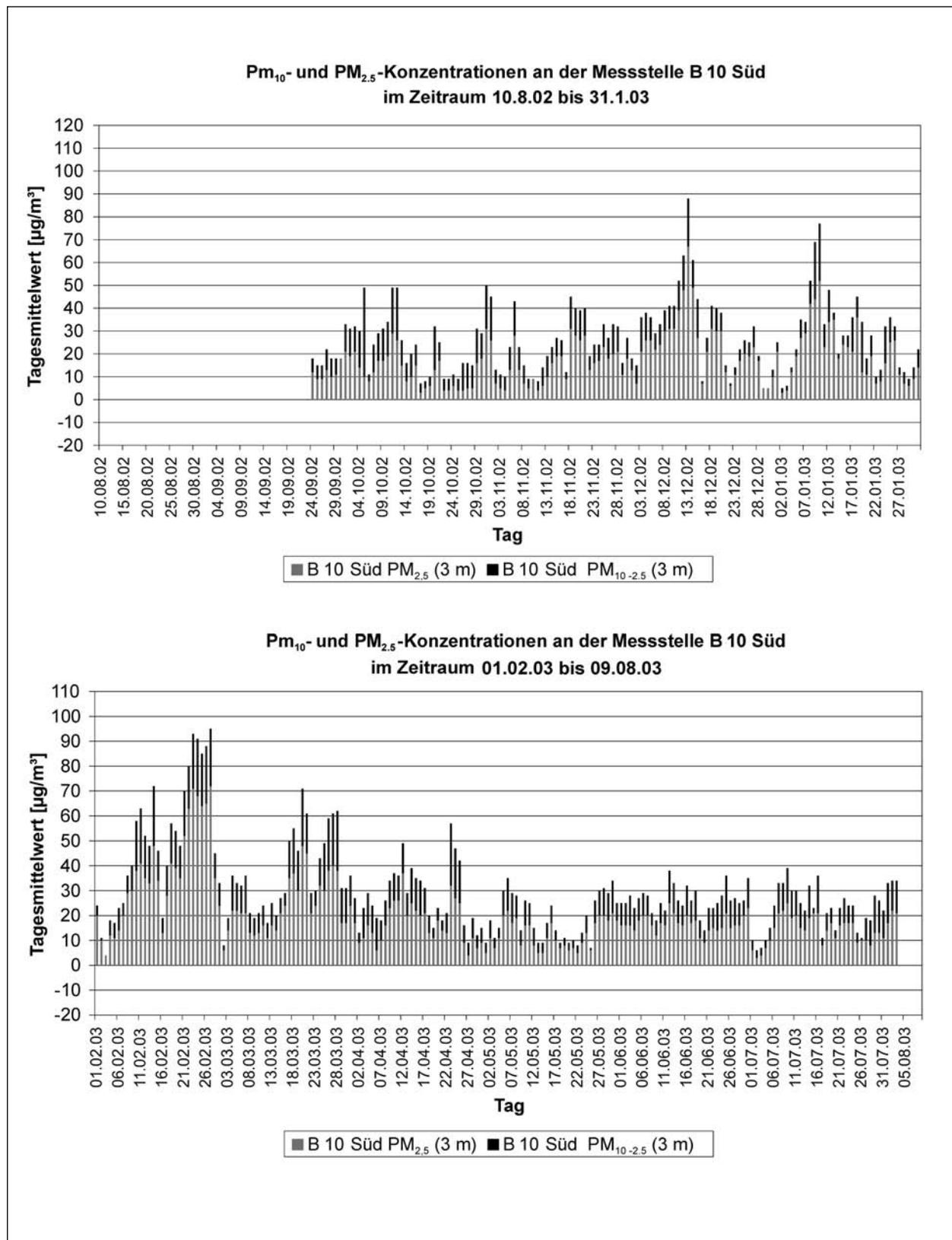


Bild 3.3: Zeitreihen der PM_x -Konzentrationen (24h-Mittelwerte/Gravimetrie) an der Station Süd (Messhöhe 3 m)

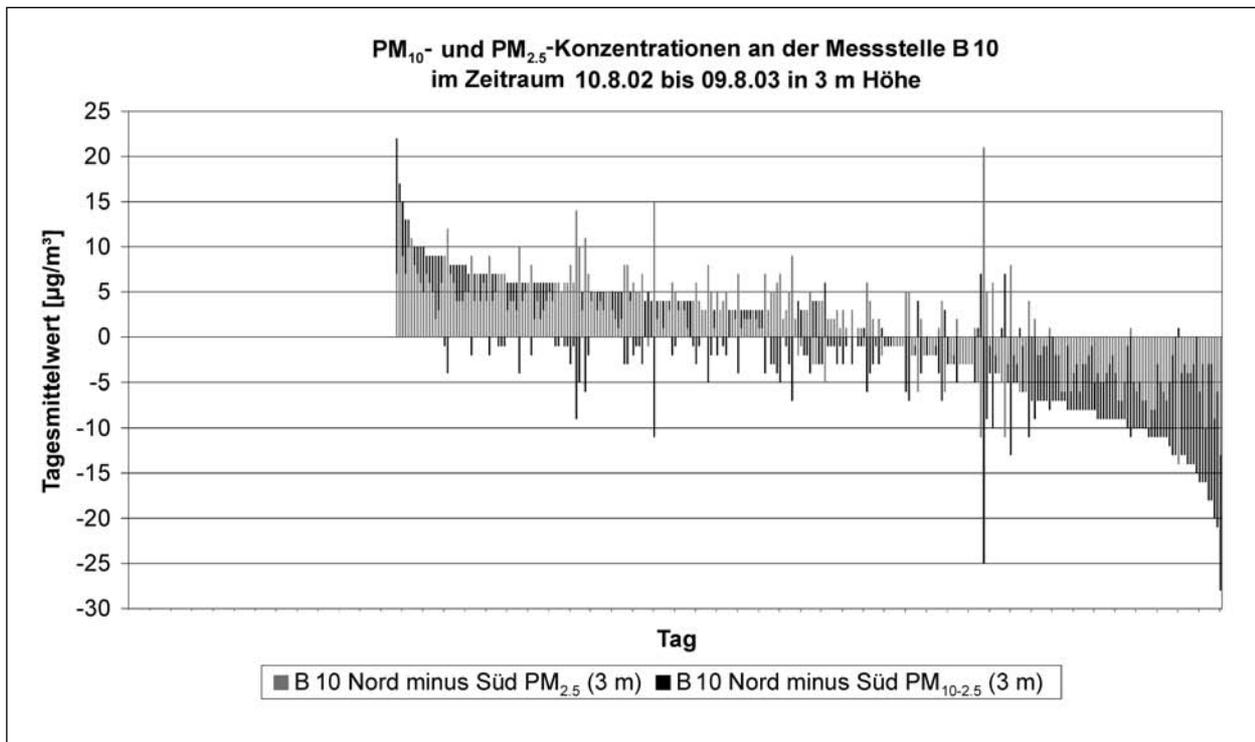


Bild 3.4: Differenzen der PM_x -Konzentrationen (24h-Mittelwerte/Gravimetrie) zwischen den Stationen Nord und Süd (Messhöhe 3 m). Die Werte wurden absteigend sortiert nach der Größe der PM_{10} -Differenz „Nord minus Süd“. Tage mit teils positiven und teils negativen Werten weisen auf nicht stabile Luv-Lee-Bedingungen hin. An Tagen ohne Konzentrationsangabe waren nicht alle Konzentrationsinformationen verfügbar.

3.6 Auswahl von Tagen für die Inhaltsstoffanalyse

Die Bestimmung der verkehrsbedingten PM_{10} - und $PM_{2.5}$ -Emissionen basiert wie erläutert auf dem Ansatz der luv- und leeseitigen Messung der PM_{10} -, $PM_{2.5}$ - und NO_x -Massenkonzentrationen. Durch Differenzbildung der in Luv und Lee erhaltenen Konzentrationen und mit der Kenntnis der verkehrsbedingten NO_x -Emissionen können die Emissionsdichten und durch deren Division durch die Verkehrsstärke die gesuchten Emissionsfaktoren von PM_{10} und $PM_{2.5}$ berechnet werden. Hierbei können nur Zeiten berücksichtigt werden, bei denen stabile meteorologische Bedingungen (insbesondere Windrichtung) vorliegen, die zu einem deutlichen Effekt der Konzentrationszunahme zwischen Luv (vor der Autobahn) und Lee (nach der Autobahn) führen.

Folgende Auswahlkriterien zur Identifizierung von Tagen, an denen die Filter auf Inhaltsstoffe ausgewertet werden sollten, wurden festgelegt:

1. Es müssen Konzentrationswerte für 3 m Messhöhe auf beiden Seiten vorliegen.
2. Der Wind sollte entweder stabil aus dem südlichen oder aus dem nördlichen Windsektor gerichtet sein.
3. Der Betrag der Differenz der PM_{10} -Konzentrationen Nord minus Süd in 3 m Messhöhe sollte größer/gleich $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sein. Bei einer mittleren Vorbelastung von ca. $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wäre das ein „Signal“-Effekt von mindestens ca. 30 %.
4. Der Betrag der Differenz der $PM_{2.5}$ -Konzentrationen Nord minus Süd sollte gleichzeitig größer/gleich null sein. Das heißt, die feine Staubfraktion als ein möglicher Indikator für die Auspuffemissionen sollte keine unplausible Abnahme zeigen.
5. Es sollten alle Wochentage (einschließlich Wochenende) möglichst gleichmäßig vertreten sein, um den Einfluss der Schwerverkehrsanteile separieren zu können.
6. Es sollten möglichst auch für die 1/2h-Mittelwerte der Konzentrationen und Meteorologie sowie die 1h-Mittelwerte des Verkehrs die Daten vollständig verfügbar sein.

7. Die Daten aus 6 m Messhöhe werden zur Auswahl der Probetage nicht herangezogen, da sich die Messstelle in dieser Höhe möglicherweise nicht in allen entsprechenden Situationen innerhalb der Abgasfahne befindet. Sie sollten aber für die ausgewählten Probetage mit auf Inhaltsstoffe analysiert werden.

Bei Anwendung dieser Kriterien werden die in Tabelle 4.3 aufgeführten Tage separiert. Für zwei Samstage und 6 Sonntage wurde das Kriterium 3 von 6 auf $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ reduziert, um ein größeres Datenkollektiv für die Wochenenden mit den geringeren Schwerverkehrsanteilen zu erhalten. Damit wären für 20-mal Montag, 16-mal Dienstag, 20-mal Mittwoch, 17-mal Donnerstag, 16-mal Freitag, 9-mal Samstag und 13-mal Sonntag (in der Summe also für 111 Tage) die Proben auf Inhaltsstoffe zu prüfen.

Die Probetage verteilen sich über alle Monate des Jahreszeitraumes, wobei im Februar mit 22 Tagen die meisten und in den Monaten November und August mit vier bzw. einem Probetag die wenigsten Tage zu verzeichnen sind.

Einen Eindruck über die Stabilität der meteorologischen Bedingungen an den ausgewählten Tagen vermittelt Bild 3.5. Hier wurden die Windrichtungen an der Station Süd (1/2h-Werte) für die ausgewählten Tage dargestellt, an denen die Differenz der PM_{10} -Tagesmittelwerte (Gravimetrie) in 3 m Messhöhe zwischen Station Nord und Süd positiv ist. Idealerweise würde man hierbei nur südliche Windrichtungen erwarten. Dies wird im Wesentlichen bestätigt, denn in der Realität treten Windrichtungen zwischen 150° und 250° (also aus dem südlichen Windrichtungssektor) auf. Windrichtungen außerhalb dieses Sektors treten nur mit geringer Häufigkeit auf. Somit ist für die ausgewählten Tage von ausreichend stabilen Windverhältnissen auszugehen.

In den Proben dieser ausgewählten Tage sowohl für 3 als auch für 6 m Messhöhe sollten EC (Ruß) und OC (organischer Kohlenstoff, möglichst getrennt nach niedrig siedenden und höher siedenden Komponenten) und der silikatische Rest bestimmt werden. EC ist in der $\text{PM}_{2,5}$ -Fraktion hierbei ein direkter Tracer für Auspuffemissionen. EC und OC in der Fraktion 2.5 bis $10 \mu\text{m}$ sind Tracer für Reifenabriebe und Aufwirbelungen organischer Materialien. Außerdem sollten Analysen auf Ammonium, Nitrat und Sulfat (sekundäre Partikelbildungen durch Kondensation heißer Gase), Antimon

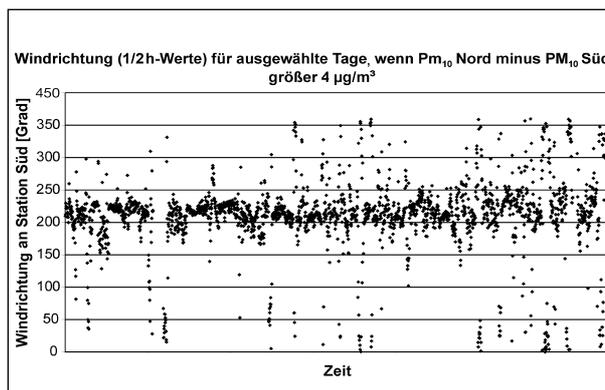


Bild 3.5: Windrichtung für die ausgewählten Tage, wenn die Differenz der PM_{10} -Konzentrationen (24h-Mittelwerte/Gravimetrie) zwischen den Stationen Nord und Süd (Messhöhe 3 m) positiv ist

und Eisen (Bremsabriebe) sowie Kalzium (Straßenabrieb und Erdkrustenmaterialien) durchgeführt werden.

Von den in Tabelle 4.3 aufgeführten Tagen für eine Inhaltsstoffanalyse wurden aus Gründen der finanziellen Randbedingungen des Projektes 172 Proben ausgewählt. Diese wurden nach den Kriterien „vollständige Verfügbarkeit aller Daten (einschließlich Verkehrsdaten), Wochentage (auch Sonntage) und „maximale Zusatzbelastung“ festgelegt. Diese Probetage waren:

06., 12. und 14.03.2003, 17. bis 21.03.2003, 14., 15., 23., 24., 26. und 28.04.2003, 18., 20. bis 22. sowie 26. bis 28.05.2003, 01., 04., 05., 10., 16., 18., 25., 28. und 29.06.2002, 13., 14., 17. und 20.07.2003 und der 03.08.2003 sowie zusätzlich noch die Tage 09.01. und 19.02.2003 als die Tage mit den höchsten PM_{10} -Zusatzbelastungen, wobei hier allerdings keine Verkehrszahlen vorlagen. Für die genannten Probetage wurden immer die PM_{10} - und $\text{PM}_{2,5}$ -Daten der Stationen Nord und Süd in jeweils 3 m Höhe, für 4 Tage zusätzlich in 6 m Höhe analysiert.

4 Ergebnisse der Datenauswertung für die Tage mit Inhaltsstoffanalyse

4.1 Verkehrsstärken und Fahrzeuggeschwindigkeiten

Tagesgänge der Verkehrsstärken für mehrere Tage, für die Inhaltsstoffanalysen vorlagen, sind beispiel-

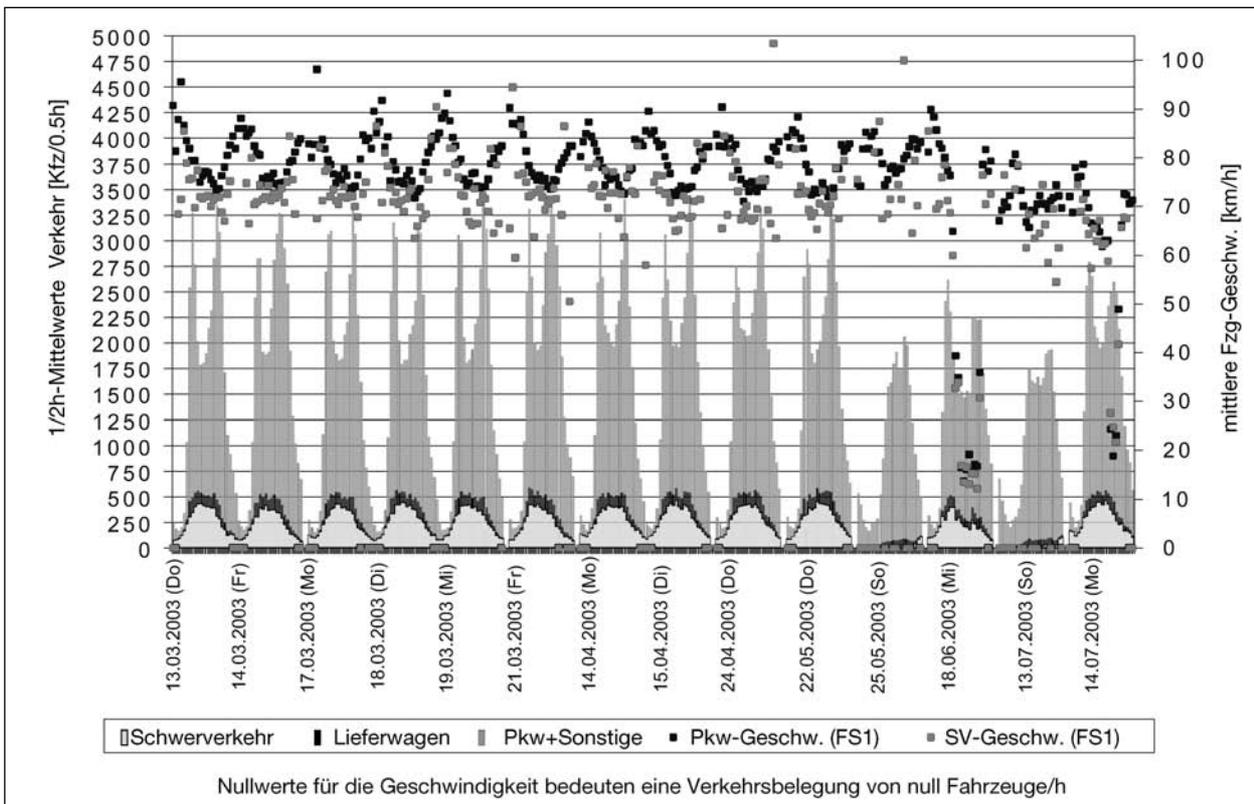


Bild 4.1: Beispiele für Verkehrsstärken im Gesamtquerschnitt an der Messstelle sowie mittlere Fahrzeuggeschwindigkeiten auf dem äußeren rechten Fahrstreifen Richtung Pfalz

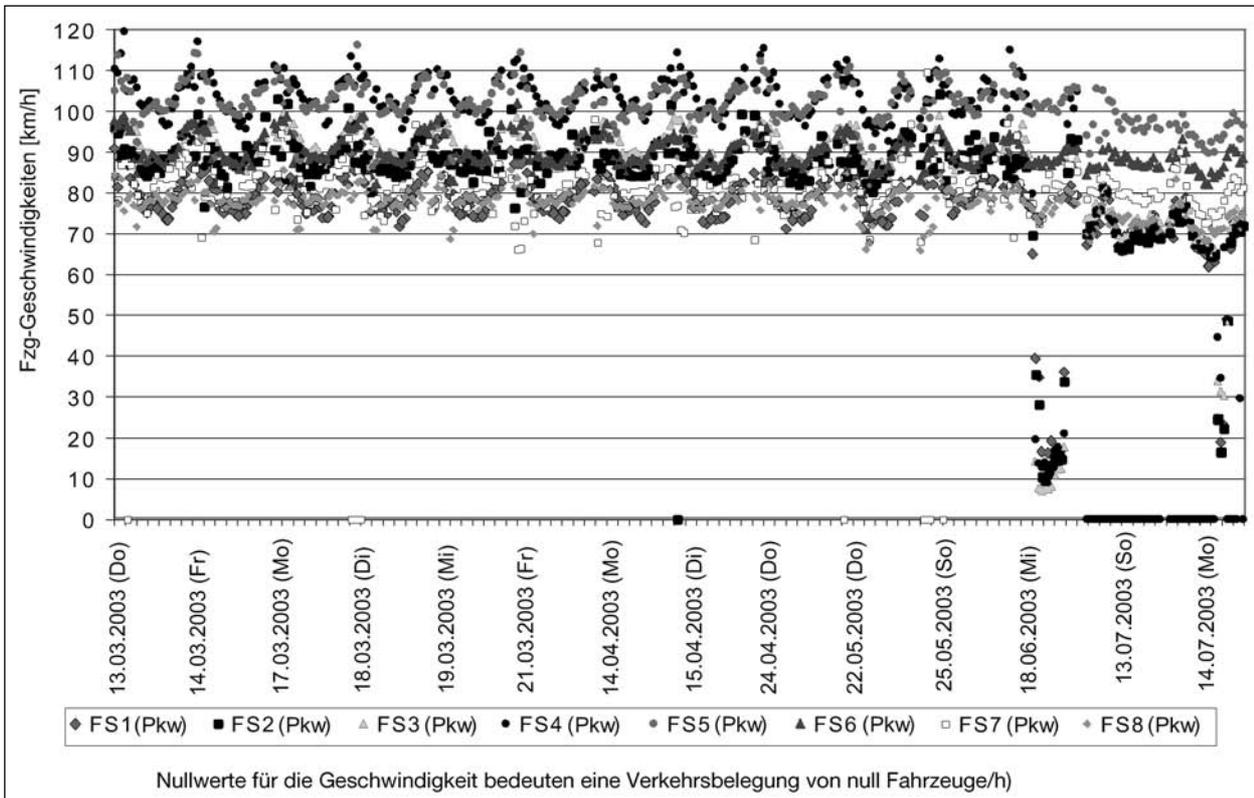


Bild 4.2: Mittlere Pkw-Geschwindigkeiten auf allen Fahrstreifen für die betrachteten Straßen

haft in Bild 4.1 aufgezeigt. Zusätzlich sind für diese Tage die mittleren Fahrzeuggeschwindigkeiten getrennt nach Pkw und Schwerverkehr für den Fahrstreifen 1 (nördliche Außenfahrbahn der B 10 in Richtung Pfalz) dargestellt. In Bild 4.2 sind ebenfalls für die Tage des Bildes 4.1 für die Pkw die mittleren Fahrgeschwindigkeiten getrennt für alle Fahrstreifen abgebildet.

Die Verkehrstagesgänge zeigen an den Werktagen für die Pkw ausgeprägte Morgen- und Abendspitzen um ca. 6 000 Kfz/h. An den Sonntagen zeigen sich in den Tagstunden Verkehrsmengen um ca. 2 500 bis 3 000 Kfz/h. Der Schwerverkehr liegt an den Sonntagen bei nahe null, an den Werktagen fahren tagsüber ca. 400 Lkw/h sowie ca. 100 Lieferwagen/h.

Die Tabelle 4.1 fasst die über diese Tage gemittelten Verkehrsstärken zusammen. Die mittlere Verkehrsstärke am Messquerschnitt betrug somit ca. 75 500 Kfz/d bei einem Schwerverkehrsanteil größer 3.5 t von 14.4 % und einem Anteil Lieferwagen (= Transportfahrzeuge mit zulässigem Gesamtgewicht zwischen 2.8 t und 3.5 t) von 4.6 %.

Die mittleren Geschwindigkeiten der Pkw (Bild 4.2) lagen bei diesem auf 100 km/h beschränkten Abschnitt tags auf den jeweiligen äußeren rechten Fahrstreifen bei ca. 75 bis 85 km/h und auf den inneren Fahrstreifen bei ca. 85 bis 105 km/h. Bei Verkehrsdichten kleiner etwa 4 000 Kfz/h (also im Wesentlichen nachts und am Sonntag) liegen die Pkw-Geschwindigkeiten ca. 10 bis 15 km/h höher. Am 18.06.2003 wurden auf den Fahrstreifen 1 bis 4 zeitweilig nur geringe Fahrzeuggeschwindigkeiten um 15 km/h registriert. Dies steht möglicherweise im Zusammenhang mit der Sperrung des Fahrstreifens 4, welche am 13. und 14.07.2003 z. B. auch zu ca. 5 bis 10 km/h geringeren Fahrzeuggeschwindigkeiten auf allen Fahrstreifen führte.

Die mittleren Lkw-Geschwindigkeiten (Bild 4.1) lagen im Allgemeinen zwischen ca. 68 und 85 km/h.

Anhand der vorliegenden Fahrzeuggeschwindigkeiten, der Straßenklassifizierung und der signalisierten Geschwindigkeitsbeschränkung auf 100 km/h kann die Verkehrssituation an der Messstelle entsprechend Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA (UBA, 1999) zu „AB Tempolimit 100“, für die Fahrtrichtung Pfalz am 18.06.2003 Nachmittag mit „AB Stgo“ und am 13.07. sowie 14.07.2003 mit „AB Bau2“ charakterisiert werden. Aufgrund der für

Verkehrsstärken [Kfz/d]	Wochenmittel	Mo bis Fr	Sonntag
DTV	75 500	78 900	51 650
Schwerverkehr	10 850 entspricht 14.4 %	12 400 entspricht 15.6 %	1 200 entspricht 2.3 %
Pkw	61 100 entspricht 81.0 %	62 200 entspricht 78.9 %	48 500 entspricht 94.1 %
Lieferwagen	3 520 entspricht 4.6 %	3 800 entspricht 4.8 %	1 800 entspricht 3.7 %

Tab. 4.1: Verkehrsstärken am Messquerschnitt

die Fahrzeuggeschwindigkeiten beobachteten Variation mit den Verkehrsstärken und den vor Ort beobachteten Verkehrszuständen wird im Folgenden unter Normalbetrieb der Straße für Verkehrsdichten größer 4 000 Kfz/h im Gesamtquerschnitt die Verkehrssituation mit „AB Tempolimit 100 gebunden“ sonst „AB Tempolimit 100“ angenommen.

4.2 PM₁₀-Emissionsfaktoren

4.2.1 Allgemeines

Die Datenlage erlaubt die Bestimmung der PM₁₀-Emissionsfaktoren mittels der Methode NO_x als Tracer. Es gilt wie im Abschnitt 2.2.1 erläutert die Beziehung:

$$\text{NO}_x\text{-ZB}/\text{E}(\text{NO}_x) = \text{PM}_{10}\text{-ZB}/\text{E}(\text{PM}_{10}) = \text{konst. bzw.}$$

$$\text{E}(\text{PM}_{10}) = \text{PM}_{10}\text{-ZB} \cdot \text{E}(\text{NO}_x)/\text{NO}_x\text{-ZB},$$

wobei ZB die Differenz zwischen Gesamtbelastung und Vorbelastung kennzeichnet und E die jeweilige Emissionsdichte.

Aus dem Vergleich der berechenbaren NO_x-Emissionsdichten und den aus den vorliegenden Messdaten abgeleiteten NO_x- und PM₁₀-Zusatzbelastungen können somit mittels o. g. Dreisatz die jeweiligen PM₁₀-Emissionsdichten bzw. Emissionsfaktoren bestimmt werden. Diese Emissionsfaktoren stellen die PM₁₀-Gesamtemissionsfaktoren dar.

Durch Subtraktion des ermittelten Gesamt-PM₁₀-Emissionsfaktors mit den PM₁₀-Auspuffemissionsfaktoren aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren (UBA, 2004) erhält man eine Abschätzung der PM₁₀-Emissionsfaktoren infolge von Abrieben und Aufwirbelung.

Für dieses Verfahren stehen die kontinuierlich als 1/2-Stundenmittelwerte ermittelten Konzentrationen und die als 1-Stundenmittelwerte vorliegenden

Verkehrsstärken zur Verfügung. Die Zuordnung von Vorbelastung und Gesamtbelastung erfolgt über die ebenfalls kontinuierlich vorliegende Windrichtungsinformation. Hierbei werden die Ereignisse im Windrichtungssektor Nord (300 bis 60 Grad) sowie Süd (120 bis 240 Grad) ausgewertet.

Somit ist es möglich, Stundenmittelwerte der Emissionsfaktoren zu bestimmen. Auf Grundlage der Konzentrations-, Emissions- und Flottenunterschiede zwischen Werktagen und Wochenende lassen sich wie im Abschnitt 2.2.3 erläutert auch nach Pkw/LNF und Schwerverkehr differenzierte Emissionsfaktoren ableiten.

4.2.2 PM₁₀-Zusatzbelastungen

Die in den o. g. Windrichtungssektoren berechneten PM₁₀-Zusatzbelastungen (Beta-Staubmeter) als 1/2-Stundenmittelwerte in 3 m Messhöhe sind exemplarisch in Bild 4.3 aufgezeigt.

Für die dargestellten Tage kann festgestellt werden, dass in der überwiegenden Mehrzahl eine deutliche PM₁₀-Zusatzbelastung zu verzeichnen

ist. Sie liegt im Allgemeinen zwischen 5 und 20 µg/m³ als 1/2-Stundenmittelwert und kann aber auch Werte über 30 µg/m³ erreichen.

In wenigen Stunden sind auch „negative“ Zusatzbelastungen zu verzeichnen, die trotz Winds von der Autobahn zur Messstelle einen niedrigeren Konzentrationswert zeigen als an der Wind zugewandenen Station. Dies tritt mit deutlichen Effekten insbesondere an den Tagen mit eingeschränktem Verkehrsfluss (z. B. 18.06., 13. und 14.07.2003) auf.

4.2.3 PM₁₀-Emissionsfaktoren

Aus den PM₁₀-Zusatzbelastungen und den für jede halbe Stunde berechenbaren NO_x-Emissionsfaktoren wurden die PM₁₀-Emissionsfaktoren bestimmt. Dies wurde für die Situationen mit positiver NO_x-Zusatzbelastung > 40 µg/m³ durchgeführt.

Die Berechnung der Emissionsfaktoren bei niedrigeren NO_x-Schwellen ist zu unsicher. (Hinweis: Für positive NO_x-Differenzen größer 40 µg/m³ und gleichzeitig negativen PM₁₀-Differenzen wurde der

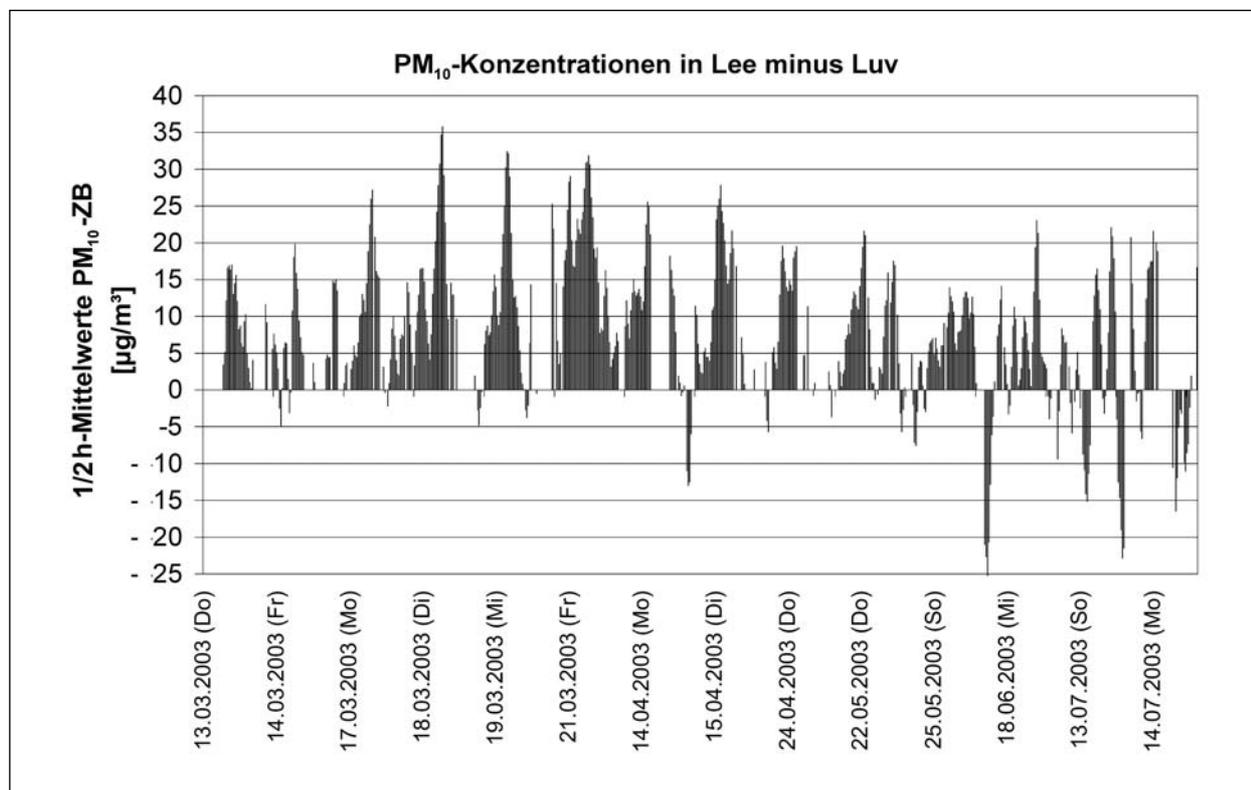


Bild 4.3: PM₁₀-Zusatzbelastungen (das heißt Lee- minus Luvkonzentrationen) in den Windrichtungssektoren Nord bzw. Süd an einer Auswahl der betrachteten Tage, an denen Inhaltsstoffanalysen vorlagen. In Stunden ohne Wert lagen keine stabilen Luv-Lee-Bedingungen vor oder waren NO_x- und PM₁₀-Messwerte nicht gleichzeitig vorhanden. Negative Werte weisen auf einen höheren Luvwert als den dazugehörigen Leewert hin

PM₁₀-Emissionsfaktor zu null gesetzt und in die statistische Auswertung mit einbezogen. Damit wird verhindert, dass kleine PM₁₀-Zusatzbelastungen im Bereich der Nachweisschwelle und damit niedrige Emissionsfaktoren unterdrückt werden.)

Als Verkehrssituation für die NO_x-Emissionsberechnung wurde entsprechend obigen Ausführungen für alle Fahrstreifen und für alle Tage mit Verkehrsstärken im Gesamtquerschnitt größer als 4 000 Kfz/h „AB Tempolimit 100 gebunden“ sonst „AB Tempolimit 100“ angesetzt. (Hinweis: Die besonderen Verkehrszustände während der Baustellenzeit werden später separat diskutiert.) Als Emissionsfaktoren ergeben sich dabei für das Bezugsjahr 2003 und die Flottenzusammensetzung entsprechend HBEFA 2.1 UBA (2004) für

AB Tempolimit 100 gebunden:
Pkw inkl. LNF : 0.287 g NO_x/(km · Fzg)

Lkw: 6.933 g NO_x/(km Fzg)
und für

AB Tempolimit 100:
Pkw inkl. LNF : 0.396 g NO_x/(km · Fzg)

Lkw: 6.948 g NO_x/(km · Fzg).

Für die Auspuffpartikel liefert das HBEFA 2.1 folgende Emissionsfaktoren:

AB Tempolimit 100 gebunden:

Pkw inkl. LNF : 0.012 g PM₁₀/(km · Fzg)

Lkw: 0.152 g PM₁₀/(km · Fzg)
und für

AB Tempolimit 100:

Pkw inkl. LNF : 0.018 g PM₁₀/(km · Fzg)

Lkw: 0.137 g PM₁₀/(km · Fzg)

Beispiele für die damit aus den Messdaten abgeleiteten PM₁₀-Gesamtemissionsfaktoren (also ohne Differenzierung in die verschiedenen Quellanteile) sind in Bild 4.4 aufgezeigt. Sie variieren zwischen ca. 0.01 und 1.00 g/(km · Fzg), sehr häufig zwischen 0.05 und 0.15 g/(km · Fzg).

4.2.4 Tagesgänge und Einflussgrößen

4.2.4.1 Tagesgänge

Aus den verfügbaren Daten wurden durch Mittelwertbildung mittlere Tagesgänge der Emissionsfaktoren für Montag bis Freitag und für Sonntag er-

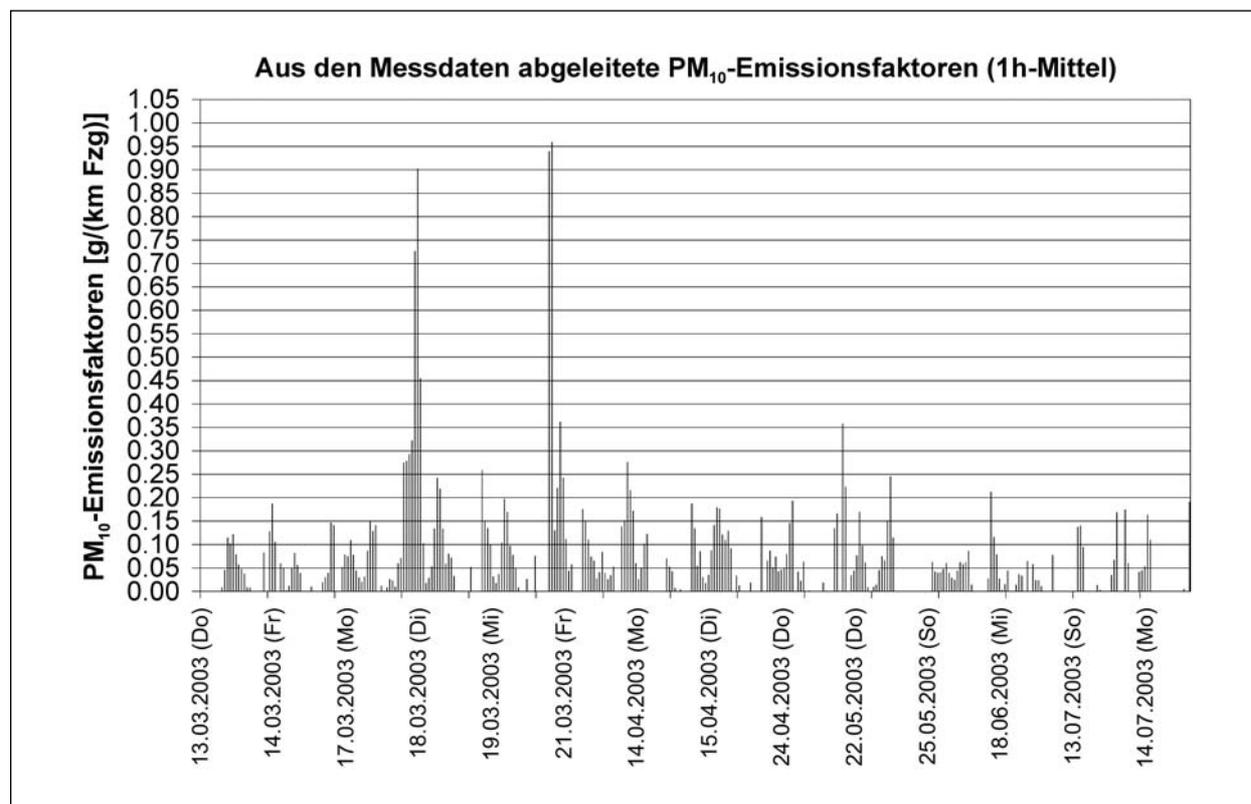


Bild 4.4: Beispiele für die aus den Messdaten abgeleitete PM₁₀-Gesamtemissionsfaktoren (Beta-Staubmeter)

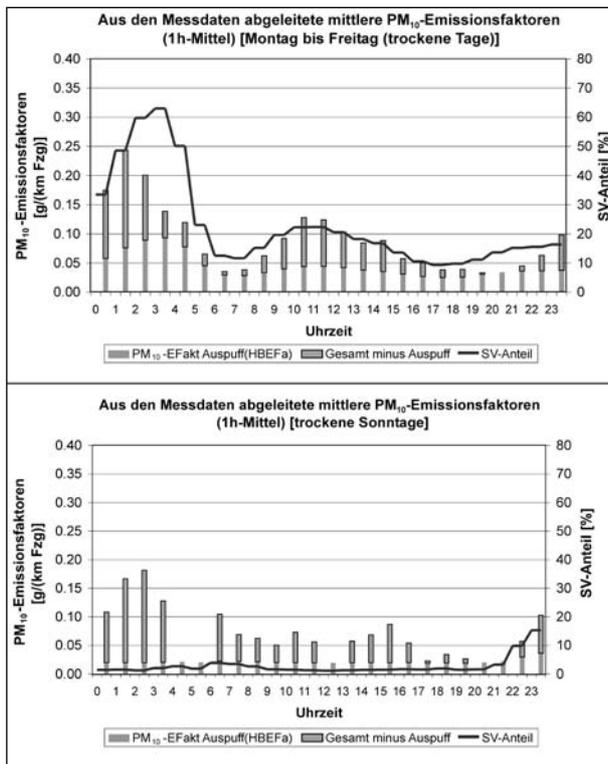


Bild 4.5: Aus den Messdaten abgeleitete PM_{10} -Emissionsfaktoren für Werktage ohne Niederschlag (oben) und Sonntage (unten)

stellt. Diese sind in Bild 4.5 aufgezeigt. Die möglichen Ursachen für die Variationen in den ermittelten PM_{10} -Emissionsfaktoren sollen im Folgenden diskutiert werden.

Eine wesentliche Einflussgröße auf die Höhe des Emissionsfaktors ist nach derzeitigem Verständnis der Anteil des Schwerverkehrs an der Fahrzeugflotte (siehe dazu im Vorgriff z. B. Kapitel 6). Deshalb wurden die Schwerverkehrsanteile ebenfalls mit in die Abbildungen aufgenommen. Deutlich zu erkennen ist an den Werktagen eine deutliche Korrelation zum Schwerverkehrsanteil. In den frühen Morgenstunden mit Schwerverkehrsanteilen zwischen 30 und 65 % sind im Mittel die höchsten PM_{10} -Emissionsfaktoren festzustellen. In den Zeiten mit den geringsten Schwerverkehrsanteilen liegen auch im Mittel die kleinsten Emissionsfaktoren vor. Zieht man von den ermittelten PM_{10} -Emissionsfaktoren die mittels Handbuch (HBEFA 2.1) bestimmbaren auspuffbedingten Emissionsfaktoren ab, so erhält man ein Maß für die nicht abgasbedingten Emissionen. In den Nachtstunden und gegen Mittag (also bei hohen Schwerverkehrsanteilen) ist dieser Anteil im Mittel gleich groß oder größer als die mit HBEFA berechenbaren Auspuffemissionsfaktoren.

An den ausgewerteten Sonntagen entfällt im Wesentlichen aufgrund des Lkw-Fahrverbotes der Einfluss des Schwerververkehrs. Die SV-Anteile liegen bei ca. 1.5 bis 3 %, erst nach 21 Uhr ist ein deutliches Ansteigen des Schwerverkehrsanteiles zu erkennen. Trotz des geringen Schwerverkehrsanteiles sind bis zum Vormittag hohe Emissionsfaktoren zu verzeichnen, die nicht durch die Auspuffemissionen des HBEFA erklärt werden können.

4.2.4.2 Abhängigkeit vom Schwerverkehr und von der Verkehrsstärke

In Bild 4.6 sind beispielhaft Emissionsfaktoren in Abhängigkeit vom Anteil Schwerverkehr dargestellt, und zwar einmal für den Gesamtemissionsfaktor und zum anderen dieser wiederum reduziert um die Partikel-Auspuffemissionen entsprechend HBEFA 2.1 als Maß für die Emissionsfaktoren für Abriebe und Aufwirbelung. Hierbei zeigen sich im Wesentlichen drei Gruppen von Emissionsfaktoren:

1. Schwerverkehrsanteile kleiner 5 %: Dies sind die Emissionsfaktoren für Sonntage. Da der Schwerverkehrsanteil nahe null liegt, repräsentieren diese Emissionsfaktoren im Wesentlichen die Emissionen der Pkw. Dennoch ist die Bandbreite relativ groß [zwischen 0 und 0.15 g/(km · Fzg)]. Eine Korrelation zum Anteil Lieferwagen konnte nicht festgestellt werden und ist somit nicht Ursache dieser Unterschiede. Auch eine eindeutige Abhängigkeit von der Verkehrsstärke konnte nicht festgestellt werden. Möglicherweise deutet sich eine Abhängigkeit insofern an, dass bei sehr geringen Verkehrsstärken (400 bis 1 500 Kfz/h) in der Tendenz höhere Emissionsfaktoren auftreten als bei Verkehrsstärken ab ca. 2 000 Kfz/h. Dies ist für die nicht auspuffbedingten Emissionsfaktoren in Bild 4.8 aufgezeigt.
2. Schwerverkehrsanteile 7 bis ca. 30 %: In diesem Intervall findet sich die größte Anzahl von Situationen, es wird im Wesentlichen charakterisiert durch die normalen Werktagsbedingungen. Hier zeichnet sich die erwartete Korrelation zwischen Emissionsfaktor und Schwerverkehrsanteil ab (siehe Bild 4.6). Allerdings führt wahrscheinlich die mögliche Überlagerung weiterer Einflussfaktoren zu deutlichen Variationen. Um dies zu verdeutlichen, sind die Emissionsfaktoren nur für die Episode 17.03. (Montag) bis 21.03.2003 (Freitag) dargestellt (Bild 4.7). Erstaunlicherweise zeigen die Emissionsfaktoren

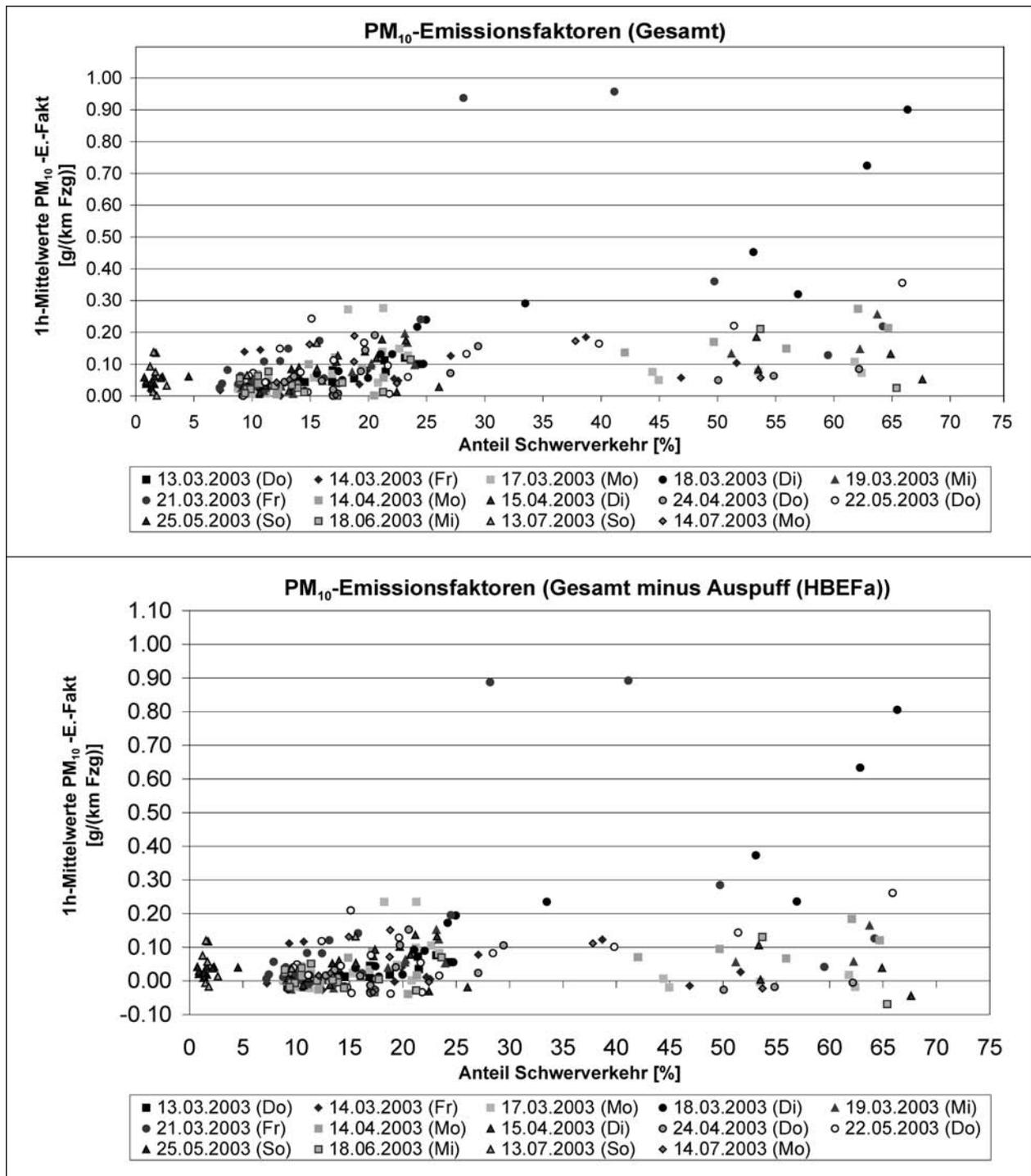


Bild 4.6: Aus den Messdaten abgeleitete 1h-Mittelwerte der PM₁₀-Emissionsfaktoren in Abhängigkeit vom Schwerverkehrsanteil

des 17. bis 19.03.2003 und einiger Stunden des 20. und 21.03.2003 mit bis ca. 25 % Schwerverkehrsanteil fast den gleichen Verlauf. Am 21.03. und in einigen Stunden des 17. und 20.03.2003 sind um den Faktor ca. 5 bis 8 höhere nicht auspuffbedingte Emissionsfaktoren ermittelt worden. Die Ursachen sind derzeit noch unklar. Die meteorologischen Bedingungen waren an allen Tagen dieser Episode fast gleich [Windrichtung,

Strahlung, Feuchte, kein Niederschlag (außer 0.1 mm um 0 Uhr am 21.3.2003)]. Einzig die Windgeschwindigkeiten lagen am 21.03.2003 mit Werten zwischen 1.5 und 3 m/s höher als an den anderen Tagen (0.5 bis 2 m/s).

- Schwerverkehrsanteile zwischen 30 und 70 %: Diese Situationen treten an Werktagen im Wesentlichen in den frühmorgendlichen Stunden

(ca. 0 bis 5 Uhr) kurz vor dem Einsetzen der berufsverkehrsbedingten Verkehrsspitze auf. Die Emissionsfaktoren für diese Situationen zeigen ein uneinheitliches Verhalten mit sehr großen Streuungen, die wahrscheinlich durch die in der Tendenz geringeren Luv/Lee-Differenzen bedingt sind. Sehr häufig ist allerdings eine Art Sättigungseffekt zu verzeichnen, das heißt, die nicht auspuffbedingten Emissionsfaktoren steigen zu sehr großen Schwerverkehrsanteilen nicht mehr an oder sind gar null (Bilder 4.6 und 4.7).

sich etwa zwischen 13 und 22 % SV-Anteil ein ausgeprägter Anstieg sowohl in den Gesamt-, aber auch in den nicht auspuffbedingten Emissionsfaktoren. Zu höheren SV-Anteilen deutet sich eine Abnahme des Anstieges an, allerdings bei sehr großen Streuungen. Zwischen 8 und 12 % SV-Anteil scheint bei den Gesamtemissionsfaktoren im Mittel keine oder nur eine geringe Abhängigkeit vom Anteil Schwerverkehr vorzuliegen. Der nicht auspuffbedingte PM₁₀-Anteil liegt dort im Mittel etwa gleich hoch wie die mittels HBEFA abgeschätzte Auspuff-Emission. Es gibt allerdings auch Situationen, wo dieser Effekt nicht auftritt (siehe Bild 4.7). Die Gründe dafür sind wie oben erläutert derzeit noch unklar.

Um die jeweiligen Trends zu erfassen, sind in Bild 4.9 die über alle ausgewerteten Tage gemittelten PM₁₀-Emissionsfaktoren dargestellt. Dabei zeigt

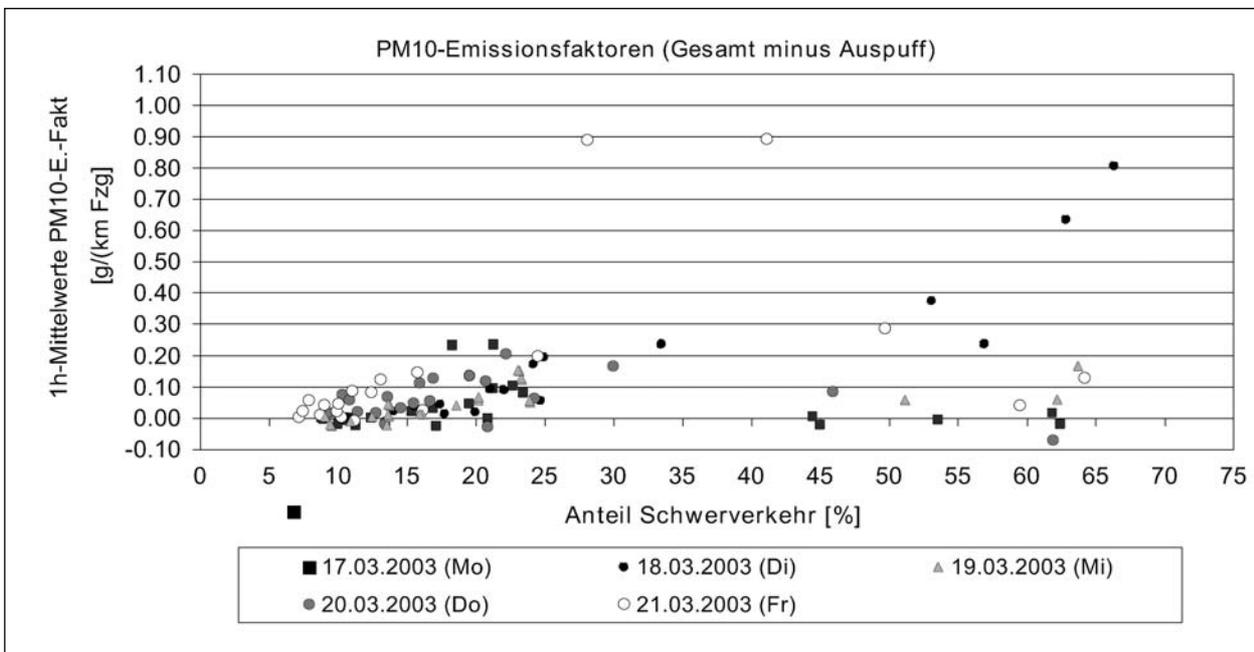


Bild 4.7: Aus den Messdaten abgeleitete 1h-Mittelwerte der PM₁₀-Emissionsfaktoren minus Auspuffemission (HBEFA) an Werktagen in Abhängigkeit vom Schwerverkehrsanteil

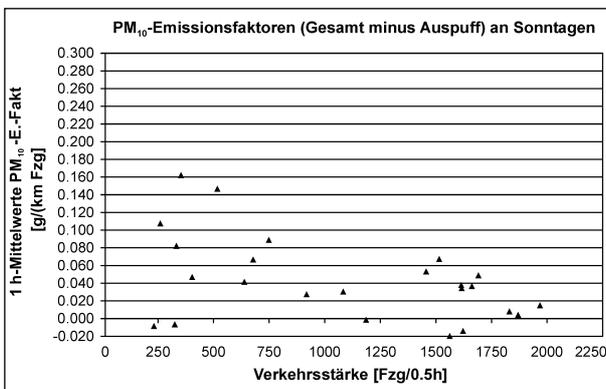


Bild 4.8: Aus den Messdaten abgeleitete 1h-Mittelwerte der PM₁₀-Emissionsfaktoren minus Auspuffemission (HBEFA) in Abhängigkeit von der Verkehrsstärke. Mittelwert über vier Sonntagen

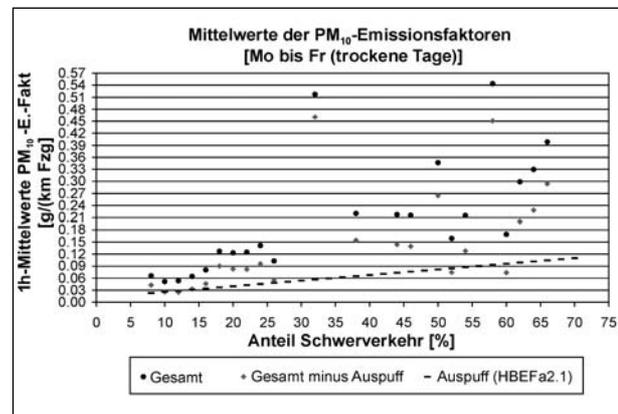


Bild 4.9: Über die trockenen Werktage gemittelte 1h-Mittelwerte der PM₁₀-Emissionsfaktoren in Abhängigkeit vom Schwerverkehrsanteil

4.2.4.3 Einfluss von Niederschlag

Der 22.05.2003 war ein Tag mit deutlichen Niederschlagsmengen. Die für diesen Tag bestimmten Emissionsfaktoren, die Schwerverkehrsanteile und die Regenmengen sind in Bild 4.10 dargestellt.

Es kann festgestellt werden, dass bis ca. 10 Uhr der Verlauf ähnlich und die absolute Höhe der PM_{10} -Emissionsfaktoren in der Tendenz etwas höher als im mittleren werktäglichen Verlauf (Bild 4.5) sind (Niederschlagssumme bis dahin ca. 1 mm). Gegen 12 Uhr war nach 0.8 mm Niederschlag in einer halben Stunde ein schnelles und deutliches Absinken der PM_{10} -Emissionsfaktoren zu erkennen. Der Gesamtemissionsfaktor lag hierbei sogar zum Teil niedriger als der abgeschätzte Auspuffemissionsfaktor für „AB 100g“. Möglicherweise ist dies mit niedrigeren Auspuffemissionen durch eine vorsichtigeren Fahrweise während und kurz nach dem Regen bei nasser Fahrbahn in Zusammenhang zu bringen. Die aufgezeichneten mittleren Fahrzeuggeschwindigkeiten zeigen für diesen Zeitraum etwas (Pkw ca. 5 km/h und Schwerverkehr ca. 2 bis 3 km/h) niedrigere Werte als im gleichen Zeitraum an trockenen Tagen.

Der nicht abgasbedingte PM_{10} -Anteil sank durch den Regen und die damit nasse Fahrbahn für ca. 4 h auf null. Erst ab ca. 16 Uhr ist wieder ein Anstieg festzustellen. Die Emissionsfaktoren lagen dann deutlich höher als im Werktagmittel an trockenen Tagen. Andere Werkstage mit Regen zeigen ein ähnliches Verhalten. Möglicherweise wird

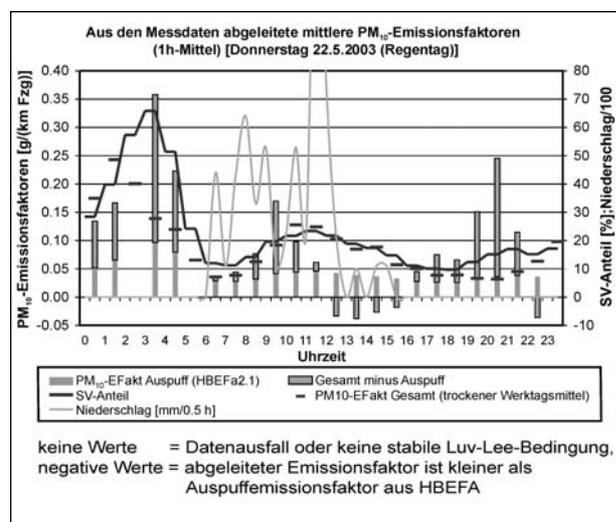


Bild 4.10: Tagesgang der aus den Messdaten abgeleiteten 1h-Mittelwerte der PM_{10} -Emissionsfaktoren an einem Regentag sowie Schwerverkehrsanteil und Niederschlagsmenge, vergleiche auch Bild 4.5

dann der am Boden gebundene nasse Staub nach dem Abtrocknen mobilisiert.

4.2.5 Mittlere PM_x -Gesamtemissionsfaktoren

Die in den vorangegangenen Abschnitten aufgeführten PM_{10} -Emissionsfaktoren können nach mittlerem Werktag, Samstag und mittlerem Sonntag getrennt gemittelt werden. Es wurde hierbei folgende Vorgehensweise gewählt:

Die PM_{10} -Emissionsfaktoren wurden aus den kontinuierlichen 1/2-Stundenmittelwerten unter stabilen Luv-Lee-Bedingungen übernommen. Die Aufteilung in $PM_{2,5}$ und $PM_{2,5-10}$ wurde anhand der Differenzen (Lee minus Luv) der Konzentrationsanteile der gravimetrischen Proben (Tagesmittelwerte) bestimmt. Diese Emissionsfaktoren sind getrennt nach mittleren Werktag (Montag bis Freitag), Samstag sowie Sonntag in der Tabelle 4.2 zusammen mit den zugehörigen Verkehrsstärken aufzeigt.

Um eine Differenzierung des flottenmittleren Emissionsfaktors für die Fahrzeugklassen Pkw (inklusive LNF) sowie Lkw durchzuführen, können z. B. die in Abschnitt 2.2.3 genannten Verfahren angewendet werden:

- Abschätzung basierend aus dem Vergleich der Emissionsfaktoren bei unterschiedlichen Lkw-Anteilen an Werktagen, samstags und sonntags. Eine lineare Regression der in Tabelle 4.2 aufgeführten Werte liefert eine Funktion:

	Mo bis Fr n = 28	Samstag n = 2	Sonntag n = 7
DTV [Kfz/d]	79 000	61 800	51 500
Schwerverkehr [Kfz/d]	12 700 (16 %)	3 000 (5 %)	1 200 (2 %)
Pkw [Kfz/d]	62 500 (79 %)	56 100 (91 %)	48 500 (94 %)
Lieferwagen [Kfz/d]	3 800 (5 %)	2 700 (4 %)	1 800 (4 %)
PM_{10} -Efaktor [mg/(km · Fzg)]	86	73	67
$PM_{2,5}$ -Efaktor [mg/(km · Fzg)]	43	45	31
$PM_{(2,5-10)}$ -Efaktor [mg/(km · Fzg)]	43	29	37
n = Anzahl der Analysetage			

Tab. 4.2: Verkehrsstärken und abgeleitete Gesamtemissionsfaktoren am Messquerschnitt für alle Tage mit Inhaltsstoffanalysen. Der Emissionsfaktor PM_{10} wurde aus den kontinuierlichen 1/2h-Mittelwerten abgeleitet, der $PM_{2,5}$ bzw. $PM_{(2,5-10)}$ aus den gravimetrischen Anteilen $PM_{2,5}$ an PM_{10} bestimmt

$$e \left[\frac{\text{g}}{\text{km} \cdot \text{Fzg}} \right] = 1.3 \cdot \text{Lkw-Anteil [\%]} + 65$$

mit $R^2 = 0.99$.

Somit ergibt sich mit dieser üblicherweise verwendeten Methodik ein mittlerer Pkw-Emissionsfaktor von 65 mg/(km · Pkw) und ein Lkw-Emissionsfaktor von 195 mg/(km · Lkw).

- b) In den vorhergehenden Abschnitten wurde aufgezeigt, dass in Zeiten mit wenig Verkehr (z. B. sonntags) und sehr geringem Lkw-Anteil die Emissionsfaktoren in der Tendenz höher liegen als bei hohen Verkehrsdichten. Auch scheint möglicherweise werktags bei geringen Lkw-Anteilen, aber auch bei hohen Lkw-Anteilen keine lineare Abhängigkeit vorzuliegen (siehe z. B. Bild 4.9). Eine Regression der (trockenen) werktäglichen Emissionsfaktoren über den Lkw-Anteil liefert im Wertebereich der Lkw-Anteile zwischen 7 % und 25 % (mindestens 5 1/2h-Mittelwerte pro Lkw-Anteil verfügbar) als best fit folgende nichtlineare Funktion:

$$e \left[\frac{\text{g}}{\text{km} \cdot \text{Fzg}} \right] = 0.023 \cdot e^{0.079 \text{ Lkw-Anteil [\%]}}$$

mit $R^2 = 0.8$.

Somit ergäbe sich für die trockenen Werktage ein Pkw-Emissionsfaktor von 23 mg/(km · Pkw), der bei ca. 1/3 dieses Wertes liegt, welcher über den Werktag/Sonntag-Vergleich ermittelt wurde.

Es liegen an den ausgewerteten Werktagen zu Zeiten stabiler Luv-Lee-Bedingen keine Situationen mit Lkw-Anteilen kleiner 7 % vor, um den Trend zu prüfen. Möglicherweise zeigen sich in den scheinbar widersprüchlichen Ergebnissen mehrere Abhängigkeiten gleichzeitig, da z. B. niedrigere Lkw-Anteile werktags zu Zeiten mit sehr hohem Verkehrsaufkommen korreliert sind, dahingegen sonntags niedrigeres Verkehrsaufkommen vorherrscht. Die für sonntags abgeleiteten Emissionsfaktoren sind statistisch geringer abgesichert als für die Werktage (sonntags geringeres Datenkollektiv, höhere Messungengenauigkeit durch geringe Zusatzbelastungen aufgrund der niedrigeren Verkehrsstärken etc.). Bis zu 25 % Lkw-Anteil kann der flottenmittlere Emissionsfaktor danach werktags mit ausreichender Genauigkeit durch eine lineare Kombination von

22 mg/(km · Pkw) bzw.

430 mg/(km · Lkw)

beschrieben werden. Die Unsicherheiten sind allerdings wie oben erläutert relativ groß.

Beide genannten Effekte (mögliche Nichtlinearität zwischen Pkw- und Lkw-Emissionsfaktoren sowie der mögliche Einfluss geringerer Verkehrsstärken auf die Emissionsfaktoren) sollten bei vertiefenden Datenauswertungen bzw. weiterführenden Projekten untersucht werden. Da die Statistik im Bereich niedriger und sehr hoher Schwerverkehrsanteile nicht ausreicht, um gesicherte Aussagen treffen zu können, wird im Folgenden für die Anwendung im PM₁₀-Emissionsmodell pragmatisch von einem linearen Zusammenhang zwischen Emissionsfaktor und Lkw-Anteil ausgegangen.

4.3 Inhaltsstoffanalysen und Ableitung von Quellanteilen für den Verkehr

Im Folgenden werden die von der UMEG analysierten Inhaltsstoffe der Filterproben systematisiert. Hierbei werden sowohl die Zusammensetzung der Gesamtbelastung als auch die der Zusatzbelastung (also die Konzentrationen der Probe in Lee der Hauptwindrichtung minus der Konzentration der Probe in Luv der Hauptwindrichtung) betrachtet. Da die Probetage zuvor (siehe Abschnitt 3.6) nach den Kriterien für stabile Luv-Lee-Situationen ausgewählt wurden, sollten auch die Inhaltsstoffanteile in den jeweiligen Zusatzbelastungen klare verkehrsbezogene Beziehungen aufweisen. Unsicherheiten liegen in Mess- und Analyseeffekten (aufgrund möglicherweise niedriger Konzentrationen) sowie in der zwar anteilmäßig sehr geringen aber dennoch auftretenden Aufhebung der Luv-Lee-Bedingung innerhalb eines jeweiligen Tages begründet, die sich wegen der 24h-Mittelung aber nicht separieren lässt.

4.3.1 Zusammensetzung der Gesamt- und Zusatzbelastung

4.3.1.1 Mittelwert über alle Proben

Die mittlere prozentuale Zusammensetzung der Gesamtbelastungen für die in Abschnitt 3.7 genannten Probetage ist exemplarisch für die Station Nord in Bild 4.11 aufgezeigt.

Es ist festzustellen, dass an den beprobten Tagen ca. 13 % der PM₁₀-Gesamtbelastung (entspricht 3.8 µg/m³) elementaren Kohlenstoff (EC) darstellt. Der Anteil organisch gebundener Kohlenstoff (OC) ist mit 14 % etwas größer als der von EC. Die analysierten Ionen (Sulfate, Nitrate, Ammonium), welche im Wesentlichen sekundäre Partikel aus dem großräumigen Schadstoffeintrag repräsentieren,

stellen erwartungsgemäß mit ca. 32 % einen recht deutlichen Anteil dar. Dagegen liefern Kalzium mit 1.4 %, Chloride mit 0.1 %, Eisen mit 1.8 % und Antimon mit 0.02 % (nicht in Bild 4.11 aufgenommen) nur geringe Beiträge zur PM_{10} -Gesamtbelastung. Der nicht analysierte Rest von ca. 38 % wird erfah-

rungsgemäß zum größten Teil durch mineralische Stoffe gebildet.

Wichtig für die weitere Auswertung ist die Ableitung der Stoffanteile für die Zusatzbelastungen (Erläuterung siehe oben). Diese sind in Bild 4.12 aufgezeigt.

In der $PM_{2.5}$ -Zusatzbelastung dominiert mit ca. 69 % der elementare Kohlenstoff. Ca. 14 % sind organischer Kohlenstoff und ca. 9 % nicht analysierter (meist mineralischer) Rest. Die Anteile an Antimon, Eisen, Kalzium und Chloride sind kleiner 2 %. Für Ammonium wird eine Zusatzbelastung von etwa 0 % ausgewiesen, der Anteil Nitrate und Sulfate liegt bei ca. 6 %.

In der $PM_{(2.5-10)}$ -Zusatzbelastung dominiert mit ca. 69 % der nicht analysierte (mineralische) Rest. Ca. 6 % sind elementarer Kohlenstoff und ca. 13 % organischer Kohlenstoff. Der Anteil an Eisen wurde

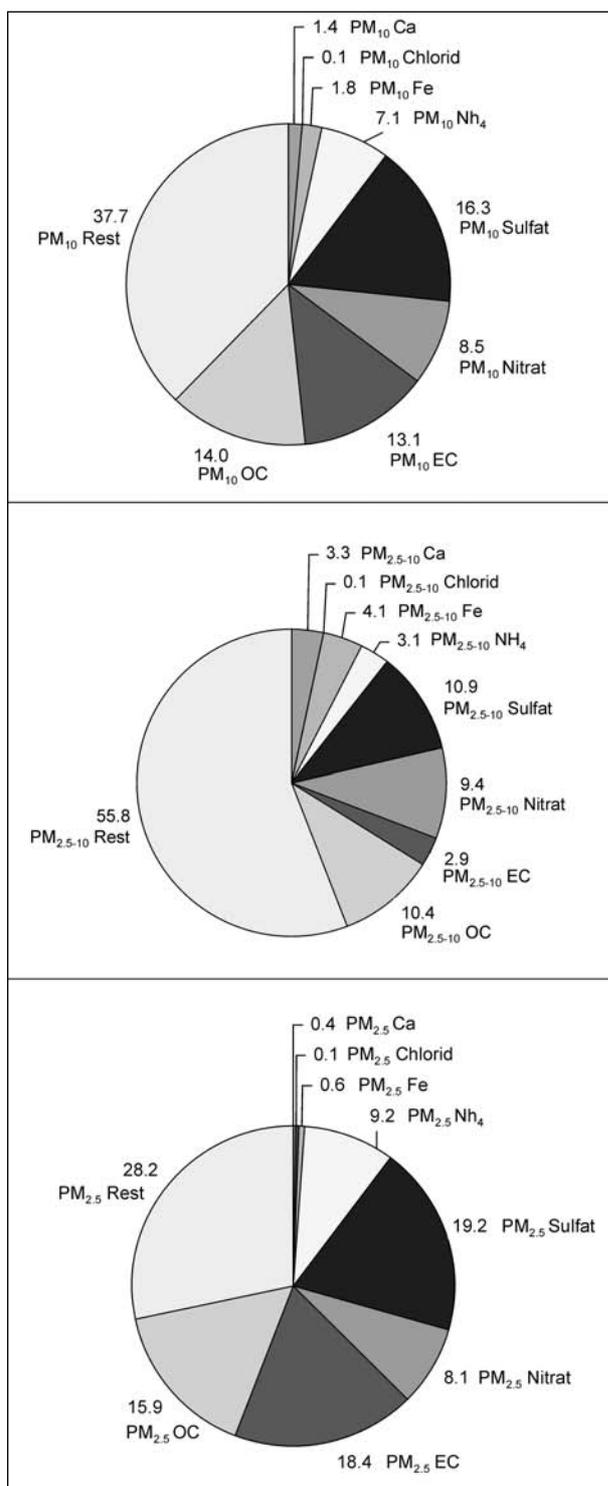


Bild 4.11: Stoffanteile [%] an der PM_x -Gesamtbelastung für die Station Nord (3 m Höhe) für PM_{10} , $PM_{2.5-10}$ und $PM_{2.5}$

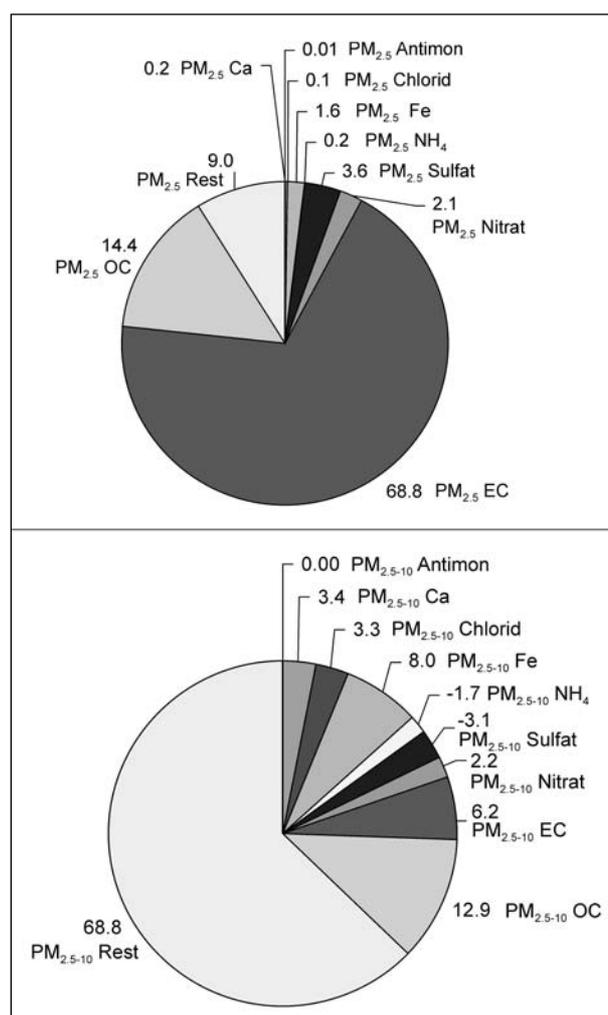


Bild 4.12: Stoffanteile [%] an der PM_x -Zusatzbelastung (3 m Messhöhe); negative Werte: Werte in Lee niedriger als in Luv

mit ca. 8 %, der von Kalzium mit ca. 3 % bestimmt. Die Zusatzbelastung der Sulfate und Ammonium ist eher null, der Anteil Nitrat liegt bei ca. 2 %. Chloride in der Zusatzbelastung wurden in relevanten Mengen nur an einem Tag (09.01.2003) festgestellt (siehe unten).

4.3.1.2 Stoffanteile an den einzelnen Proben-tagen

Die Differenzierung der Inhaltsstoffe an den jeweiligen Messtagen ist in Bild 4.13 dargestellt. Es werden in dieser Abbildung prozentuale Anteile aufge-

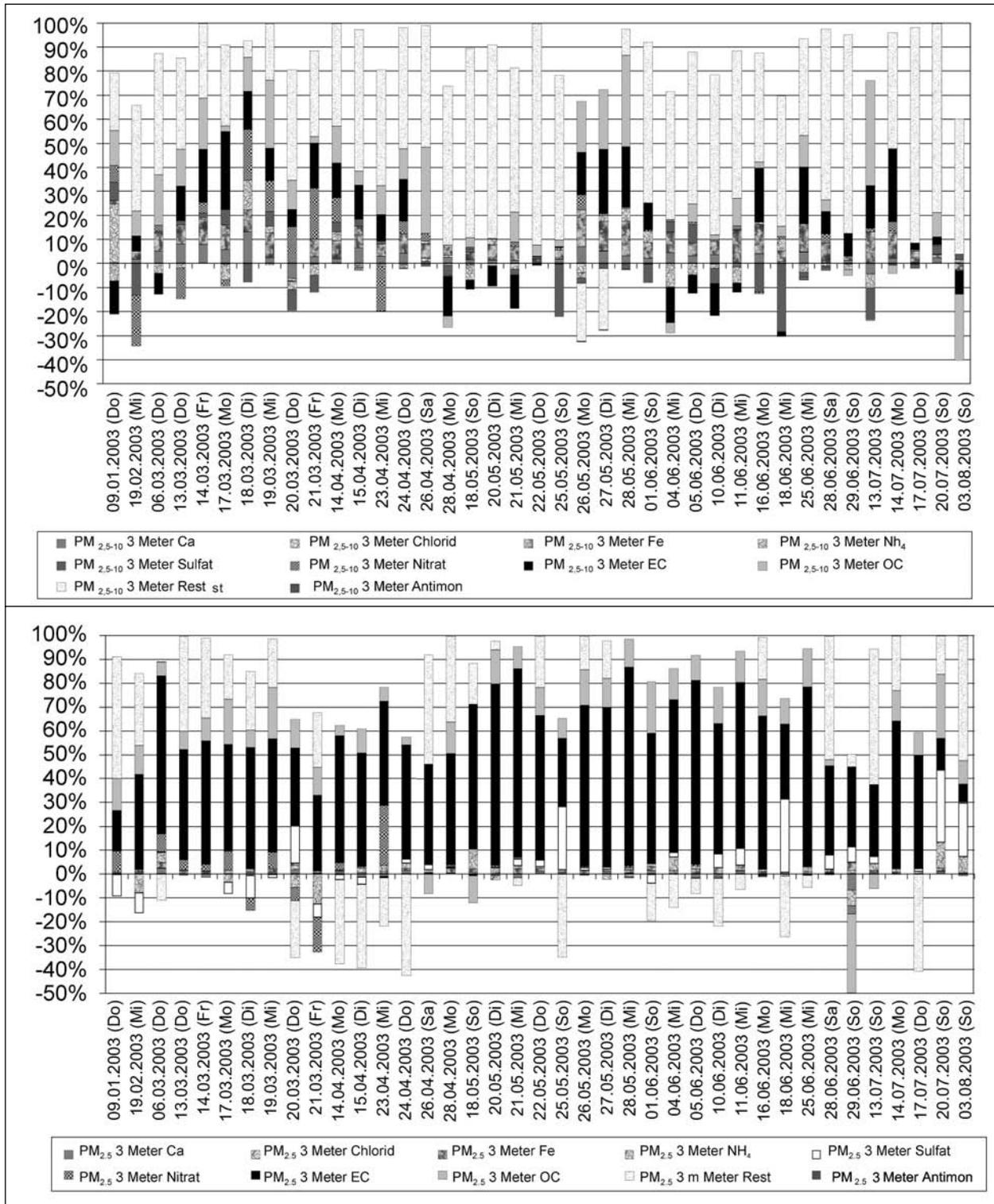


Bild 4.13: Stoffanteile [%] an der PM_x-Zusatzbelastung in 3 m Messhöhe für die analysierten Messtage (oben für PM_(2.5-10); unten für PM_{2.5}); negative Werte: Werte in Lee niedriger als in Luw

zeigt. Die absoluten PM_x -Konzentrationen sind in Tabelle 4.3 dargestellt.

Datum	Wochen- tag	B 10 Nord minus Süd $PM_{2.5}$ (3 m)	B 10 Nord minus Süd $PM_{10-2.5}$ (3 m)	B 10 Nord minus Süd PM_{10} (3 m)	B 10 Nord minus Süd $PM_{2.5}$ (6 m)	B 10 Nord minus Süd $PM_{10-2.5}$ (6 m)	B 10 Nord minus Süd PM_{10} (6 m)	Nieder- schlags- summe (mm)
09.10.02	3	-6	-10	5-16	-7	-5	-12	0.0
10.10.02	4	-4	-10	-14	-5	-5	-10	0.0
11.10.02	5	-3	-13	-16	-4	-9	-13	0.0
20.10.02	7	0	-15	-15	0	-6	-6	0.0
24.10.02	4	5	2	7	7	-2	5	0.7
06.11.02	3	-5	-7	-12	-5	-10	-15	0.0
18.11.02	1	-1	-7	-8	2	-6	-4	0.0
19.11.02	2	-4	-5	-9	-1	-9	-10	0.5
29.11.02	5	11	0	11	7	-2	5	1.4
03.12.02	2	-2	-11	-13	-3	-10	-13	0.3
05.12.02	4	-10	-1	-11	-1	-11	-12	0.5
09.12.02	1	-5	-4	-9	1	-12	-11	0.2
11.12.02	3	-5	-5	-10	3	-15	-12	0.0
19.12.02	4	-8	-3	-11	-2	-9	-11	0.0
20.12.02	5	4	3	7	7	-8	-1	2.1
24.12.02	2	3	3	6	5	-5	0	0.0
06.01.03	1	-6	-2	-8	0	-7	-7	0.3
07.01.03	2	-8	-3	-11	-4	-7	-11	0.2
09.01.03	4	-13	-15	-28	-1	-24	-25	0.0
11.01.03	6	-3	-8	-11	0	-9	-9	0.0
12.01.03	7	-4	-10	-14	1	-14	-13	0.0
14.01.03	2	4	2	6				0.1
15.01.03	3	7	0	7	9	-7	2	0.0
16.01.03	4	7	2	9	9	-6	3	0.1
20.01.03	1	4	2	6	4	-1	3	0.4
23.01.03	4	7	1	8	3	0	3	4.3
24.01.03	5	-2	-5	-7	-1	-8	-9	0.4
25.01.03	6	3	3	6	5	-9	-4	0.0
31.01.03	5	-2	-5	-7	0	-5	-5	0.0
01.02.03	6	5	0	5	6	-5	1	0.0
02.02.03	7	2	2	4	-2	1	-1	2.4
03.02.03	1	4	3	7	0	4	4	6.9
04.02.03	2	6	1	7	8	-4	4	0.1
07.02.03	5	7	6	13	8	-3	5	0.1
08.02.03	6	6	3	9	10	-11	-1	0.0
09.02.03	7	-1	-6	-7	4	-11	-7	0.0
10.02.03	1	-6	-15	-21	1	-18	-17	0.1
11.02.03	2	-3	-15	-18	1	-19	-18	0.1
12.02.03	3	-9	-11	-20	-4	-14	-18	0.1
14.02.03	5	-3	-15	-18	-2	-14	-16	0.1
15.02.03	6	-1	-6	-7	1	-11	-10	0.0
16.02.03	7	-1	-3	-4	1	-7	-6	0.0
17.02.03	1	-5	-6	-11	-1	-10	-11	0.1
18.02.03	2	-6	-5	-11	-1	-15	-16	0.1
19.02.03	3	-4	-4	-8	0	-14	-14	0.1
21.02.03	5	-4	-9	-13	3	-23	-20	0.0
24.02.03	1	-3	-11	-14	-1	-20	-21	0.0
25.02.03	2	-3	-10	-13	1	-20	-19	0.0
26.02.03	3	0	-7	-7	1	-17	-16	0.0
27.02.03	4	15	2	17	12	-21	-9	0.0
28.02.03	5	9	6	15	7	-4	3	0.0
01.03.03	6	4	3	7	4	-4	0	1.7
02.03.03	7	1	3	4	-3	5	2	3.5
03.03.03	1	5	4	9	4	-1	3	0.1
06.03.03	4	8	2	10	5	-2	3	6.3
13.03.03	4	-7	-4	-11	-3	-6	-9	0.0
14.03.03	5	-6	-4	-10	-4	-3	-7	0.0

Tab. 4.3: Ausgewählte Tage für die Inhaltsstoffanalysen einschließlich der PM_x -Luv-Lee-Differenzen

Die Stoffanteile in den feinen Partikeln ($PM_{2.5}$), die im Wesentlichen den Auspuffemissionen zugeord-

Datum	Wochen- tag	B 10 Nord minus Süd $PM_{2.5}$ (3 m)	B 10 Nord minus Süd $PM_{10-2.5}$ (3 m)	B 10 Nord minus Süd PM_{10} (3 m)	B 10 Nord minus Süd $PM_{2.5}$ (6 m)	B 10 Nord minus Süd $PM_{10-2.5}$ (6 m)	B 10 Nord minus Süd PM_{10} (6 m)	Nieder- schlags- summe (mm)
17.03.03	1	-5	-4	-9	-4	-9	-13	0.0
18.03.03	2	-4	-5	-9	-4	-8	-12	0.0
19.03.03	3	-5	-5	-10	-4	-7	-11	0.0
20.03.03	4	-1	-5	-6	-1	-9	-10	0.1
21.03.03	5	-3	-5	-8	-2	-8	-10	0.0
24.03.03	1	10	3	13	5	-1	4	0.0
26.03.03	3	-6	-2	-8	-5	-7	-12	0.0
29.03.03	6	3	2	5	2	-3	-1	0.0
31.03.03	1	-6	0	-6	-4	-4	-8	0.0
03.04.03	4	-3	-5	-8	-4	-3	-7	0.0
04.04.03	5	-2	-5	-7	-4	-4	-8	0.0
07.04.03	1	-2	-5	-7	-2	-3	-5	0.0
08.04.03	2	-3	-6	-9	-2	-4	-6	0.1
09.04.03	3	-3	-5	-8	-1	-7	-8	0.0
14.04.03	1	-2	-7	-9	-2	-10	-12	0.0
15.04.03	2	-2	-6	-8	-2	-5	-7	0.0
23.04.03	3	-4	-5	-9	-4	-7	-11	0.0
24.04.03	4	-1	-7	-8	-2	-7	-9	0.1
26.04.03	6	4	3	7	0	0	0	4.2
28.04.03	1	6	2	8	6	-4	2	0.0
29.04.03	2	7	3	10	5	-1	4	3.2
30.04.03	3	4	2	6	2	1	3	2.0
07.05.03	3	-7	-3	-10	-5	-3	-8	0.0
08.05.03	4	5	1	6	5	-4	1	4.4
09.05.03	5	6	0	6	4	-1	3	2.7
16.05.03	5	-7	-2	-9	-4	-5	-9	0.0
18.05.03	7	2	4	6	1	0	1	7.8
19.05.03	1	4	2	6				13.7
20.05.03	2	4	4	8	4	0	4	0.0
21.05.03	3	4	4	8	4	1	5	0.5
22.05.03	4	7	15	22				3.2
25.05.03	7	2	4	6	1	0	1	2.6
26.05.03	1	-6	-1	-7	-3	-7	-10	2.2
27.05.03	2	-7	-2	-9	-6	-4	-10	0.0
28.05.03	3	-5	-3	-8	-5	-3	-8	0.2
01.06.03	7	-2	-3	-5	9	-21	-12	0.0
04.06.03	3	5	2	7	14	-17	-3	0.0
05.06.03	4	4	4	8	12	-19	-7	0.0
10.06.03	2	3	3	6	12	-18	-6	0.0
11.06.03	3	4	2	6	12	-17	-5	0.0
16.06.03	1	-7	-3	-10	-6	-3	-9	0.0
18.06.03	3	6	4	10	0	4	4	0.0
23.06.03	1	5	3	8	13	-8	5	0.0
25.06.03	3	-5	-4	-9	-7	0	-7	0.0
27.06.03	5	5	1	6	0	2	2	13.6
28.06.03	6	4	2	6	0	-4	-4	0.0
29.06.03	7	0	4	4	-1	-4	-5	0.0
13.07.03	7	-6	-1	-7	-3	-1	-4	0.0
14.07.03	1	-10	-6	-16	-7	-3	-10	0.0
17.07.03	4	2	7	9				0.0
20.07.03	7	3	6	9	4	4	8	1.2
23.07.03	3	5	5	10				0.0
25.07.03	5	6	3	9	11	-1	10	0.1
03.08.03	7	4	1	5	4	-3	1	0.0

Tab. 4.3: Fortsetzung

net werden können (siehe im Vorgriff Abschnitt 4.3.2.1) zeigen im Allgemeinen durch die Dominanz von elementarem Kohlenstoff (EC) jeweils ähnliche Verteilungen. Der EC-Anteil schwankt dennoch stark zwischen ca. 18 % (09.01.2003) und ca. 85 % (21.05.2003). Der Anteil organischer Kohlenstoff (OC) variiert zwischen ca. 3 % (24.04.2003) und ca. 25 % (20.07.2003), für einige Proben am Sonntag, z. B. 18.05, 29.06., 13.07.2003, lag die $PM_{2.5}$ -OC-Konzentration in Lee niedriger als in Luv.

Der nicht analysierte Rest stellt meist neben dem EC den größten Stoffanteil dar. Dieser ist allerdings auch den stärksten Schwankungen unterlegen. Die Schwankungsbreite liegt zwischen ca. 56 % (Sonntag, 13.07.2003) und stark negativen Werten, das heißt höheren Luv als Lee-Konzentrationen (dies betrifft z. B. den 20.03., 14.04., 15.04., 24.04., 25.05., 18.06. und 17.07.2003). Allerdings lagen an diesen Tagen jeweils in einer größeren Zahl von Stunden Bedingungen vor, wo die Windrichtung an der Messstelle nicht aus dem zur Auswertung festgelegten (engen) Windrichtungssektor gerichtet war. Möglicherweise gab es hier also Einträge auf die Filter, die nicht vollständig der B 10 zuzuordnen sind. Es gibt aber auch Tage, an denen die Bedingungen zu 100 % stabil waren und die dennoch unplausible Verhältnisse zeigen, so z. B. der 21.03.2003, an dem eine deutliche Abnahme der Ionen (Sulfat, Nitrat und NH_4) zwischen der Lee- und Luv-Station beobachtet wurde. Da aber die Ionenkonzentrationen der Zusatzbelastung in der $PM_{2.5}$ -Fraktion sich an diesem Tag auf relativ niedrigem Niveau bewegte, können hier möglicherweise auch Analyseungenauigkeiten eine Ursache sein. Die Anteile Kalzium und Eisen liegen auf einem sehr niedrigen Niveau (meist kleiner als 2 %). Der Anteil Antimon liegt praktisch bei null.

Die Stoffanteile in den gröberen Partikeln ($PM_{2.5-10}$), die im Wesentlichen Abriebs- und Aufwirbelungsprozessen zugeordnet werden können (siehe ebenfalls im Vorgriff Abschnitt 4.3.2.2 ff), sind deutlicheren Schwankungen unterlegen als die innerhalb der feinen Fraktion. In dieser Fraktion dominiert häufig der nicht analysierte (mineralische) Rest (bis ca. 93 %, 22.05.2003). Es gibt aber auch Tage, an denen dieser deutlich negativ (26. und 27.05. sowie 13.07.2003) bzw. fast null (18.03. und 28.05.2003) ist.

Der Kohlenstoffanteil (EC und OC) variiert im Allgemeinen zwischen 5 % und 60 %, wobei das Verhältnis zwischen EC und OC deutlichen Schwankungen unterworfen ist.

Der Anteil von Eisen weist die größte Konstanz auf. Er variiert hier im Allgemeinen zwischen 3 % und 15 %. Auch Kalzium zeigt häufig ähnliche Anteile zwischen 3 % und 14 %. Es gibt aber auch Tage, an denen liegt die Zusatzbelastung Kalzium unterhalb der Nachweisgrenze (z. B. 22.05., 25.05, 18.06, 09.01.2003). Auch der Anteil Ionen schwankt sehr stark. Wie auch schon in der $PM_{2.5}$ -Fraktion sind häufig „negative Anteile“ (insbesondere Sulfate) zu verzeichnen.

Am 09.01.2003 wurde ein hoher Anteil Chloride (Streusalz) an der $PM_{(2.5-10)}$ -Zusatzbelastung festgestellt. Er lag hier bei ca. 25 %. Unklar ist, an welchem Tag das Streusalz auf die Straße gebracht wurde. Möglicherweise war es am 04. oder 05.01.2003, da dort Niederschläge bei Nachttemperaturen unter dem Gefrierpunkt registriert wurden. An den anderen Tagen wurden keine relevanten Chloridzusatzbelastungen festgestellt.

Nachfolgend soll auf Besonderheiten einzelner Messtage hingewiesen werden:

Der 22.05.2003 war ein Regentag mit relevanten Regenmengen (siehe auch Bild 4.10). Die grobe Partikelfraktion $PM_{(2.5-10)}$ zeigt auffallend den höchsten Anteil (92 %) des nicht analysierten Restes aller Tage. Dagegen sind in dieser Größenfraktion der Zusatzbelastung kein EC und keine Ionen nachgewiesen worden. Der Anteil Eisen und OC ist gering (zusammen kleiner 8 %). Andere Regentage (wie z. B. 06.03., 26.04., 18.05.2003) zeigen bezüglich EC und der Ionen ein ähnliches Verhalten. Dahingehend ist die Stoffzusammensetzung am 26.05.2003 (ebenfalls ein Regentag) deutlich anders. Die feine Partikelfraktion ($PM_{2.5}$) zeigt in der Tendenz einen etwas erhöhten Anteil EC (ca. 60–80 %) und nur geringe Mengen Ionen und Eisen. Im Prinzip ist also an diesem Regentag nur die Partikelfraktion auffällig, die den Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen zugeordnet wird. Auch der 25.05.2003 (Sonntag) war ein Regentag. Auch hier zeigte sich in der $PM_{(2.5-10)}$ -Fraktion eine ähnliche Stoffaufteilung wie am 22.05.2003. Dagegen unterscheidet sich die Zusammensetzung der $PM_{2.5}$ -Fraktion (insbesondere der Kohlenstoffe) zwischen diesen beiden Tagen. Da hier die Abgaspartikel dominieren, ist dies wegen der sehr unterschiedlichen Schwerverkehrsanteile auch plausibel.

Der 17.03. bis 21.03.2003 gehören zu der Episode, die bereits im Abschnitt 4.2.4 wegen der dort fast gleichen und stabilen Bedingungen diskutiert worden ist. Am 21.03. waren hierbei im Gegensatz zu

den anderen drei Tagen um ca. den Faktor 5 bis 8 höhere nicht abgasbedingte Partikelemissionsfaktoren abgeleitet worden (siehe Bild 4.7). Die feine Partikelfraktion ($PM_{2.5}$) zeigt an diesem Tag einen deutlich geringeren Anteil von EC (32 % im Gegensatz zu 50 % an den anderen drei Tagen). Dies ist wahrscheinlich zum Teil dem an diesem Tag geringeren Schwerverkehrsanteil von 14 % gegenüber 16 bis 17 % an den anderen Tagen geschuldet, kann aber u. E. diese relativ große Diskrepanz nicht erklären. Der Anteil OC liegt im Schwankungsbereich der anderen Tage dieser Episode, ebenso der nicht analysierte Rest. Der Ionenanteil weist einen deutlichen „negativen“ Betrag auf. Die größeren Partikel($PM_{2.5-10}$) weisen trotz der stabilen äußeren Bedingungen deutliche Unterschiede in den Anteilen aller analysierten Stoffe auf. Auffällig sind der relativ hohe Anteil von Nitraten am 18., 19. und 21.03.2003 sowie der ebenfalls relativ hohe Anteil Kalzium am 18.03.2003. Eine Ursache für die stark unterschiedliche Höhe der PM_{10} -Emissionsfaktoren zwischen 21.03. und den anderen drei Tagen lässt sich somit aus der Inhaltsstoffanalyse nicht ableiten.

An den Sonntagen liegen zum Teil stark unterschiedliche Inhaltsstoffanteile vor. Während z. B. am 25.05. in der $PM_{2.5}$ -Fraktion der Anteil nicht analysierter Rest „negativ“ ist, stellt er am 13.07. etwa die Hälfte der Partikelmasse in dieser feinen Fraktion. Auch die EC-Anteile unterscheiden sich stark untereinander. In der gröberen Fraktion ($PM_{2.5-10}$) dagegen besteht z. B. die Partikelmasse am 25.05. zu fast 70 % aus nicht analysiertem Rest, welcher am 13.07. dort gar nicht nachweisbar war. Allerdings lagen die $PM_{2.5-10}$ -Konzentrationen am 13.07. mit $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf einem sehr niedrigen Niveau, sodass die Angaben hier eher unsicher sind. An anderen Sonntagen ist ebenfalls ein hoher Anteil nicht analysierten Restes festzustellen. Der 18.05. und der 25.05.2003 waren wie bereits erwähnt Regentage. Die Besonderheiten dazu wurden bereits oben diskutiert.

Am 18.06.2003 wurden über einen längeren Zeitraum in Fahrtrichtung Pfalz geringe Fzg.-Geschwindigkeiten um 15 km/h beobachtet. Obwohl es sich um einen Werktag (Mi) handelt, dieser Tag trocken und am Vortag nur geringe Niederschläge zu verzeichnen waren, ähnelt die Inhaltsstoffzusammensetzung sowohl von $PM_{2.5}$ als auch von $PM_{(2.5-10)}$ sehr stark der eines Regensonntags (25.05.2003).

Am 09.01.2003 wurde ein deutlicher Chloridgehalt der Partikelfraktion $PM_{(2.5-10)}$ wahrscheinlich durch Salzen der Fahrbahn an einem der Tage vorher festgestellt. Der Chloridanteil lag hierbei bei ca. 25 %. In der $PM_{2.5}$ -Fraktion wurde hingegen kein Chlorid in der Zusatzbelastung festgestellt. Erstaunlicherweise ist in dieser Probe ein deutliches Defizit an EC zu verzeichnen.

Insgesamt ist festzustellen, dass die chemische Zusammensetzung der Partikel zwischen den einzelnen Tagen zum Teil deutlich differieren kann. An einigen Tagen sind Unplausibilitäten zu erkennen, z. B. mit höheren Luv- als Lee-Konzentrationsanteilen. Proben mit mehr als 20 % „negative Stoffanteile“ in der Zusatzbelastung werden deshalb bei der nachfolgenden Quellseparation nicht verwendet. Ausnahme bilden hierbei (wegen fehlender Alternative) die Sonntage und die Regentage. Es werden deshalb für die weitere Betrachtung in Bezug auf die Quellseparation folgende Tagesproben verwendet:

13.03., 14.03, 17.03., 18.03., 19.03., 23.04., 20.05., 21.05., 28.05., 05.06., 10.06., 11.06., 16.06., 25.06., 14.07.2003	trockene Werktage
06.03., 22.05., 26.05.2003	Werktage mit Regen
18.05., 25.05.2003	Sonntage mit Regen
01.06., 13.07., 20.07., 03.08.2003	Sonntage trocken

4.3.2 Differenzierung der PM_{10} -Emissionsfaktoren nach Quellanteilen

Im Folgenden sollen aus den in den vorhergehenden Abschnitten vorgestellten Messergebnissen die PM_{10} -Emissionsfaktoren einschließlich deren Aufteilung in Abgasemissionen, Abriebe und Resuspension abgeleitet werden.

4.3.2.1 Auspuffemissionen

Für die Ableitung der Auspuffemissionen gibt es bei der vorliegenden Datenlage folgende Möglichkeiten:

- Berechnung mittels Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA 2.1),
- Ableitung aus den Inhaltsstoffanalysen.

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 $1 \mu\text{m}$ (aerodynamisch)

scher Durchmesser) zugeordnet werden und werden somit voll durch die PM_{2.5}-Probenahme erfasst. Durch die sehr hohen durch die Kraftübertragung vom Reifen auf die Straße auftretenden Scherungskräfte werden Abriebspartikel im Wesentlichen in der Fraktion größer 2.5 µm gebildet (siehe z. B. ISRAEL et al., 1994; RAUTERBERG-WULFF, 1999). Auch die sich auf der Straße ablagernden Staubeinträge sind eher diesem Coarse-mode (2.5 bis 10 µm) zuzuordnen. Die chemische Zusammensetzung von Abgaspartikeln von Diesel-Pkw wird mit ca. 70 % Anteil dominiert von elementarem Kohlenstoff (EC) und daran adsorbierter organischer Materie OM² (ca. 24 %) sowie Metalloxiden (2 %) und Sulfaten (kondensierte Schwefelsäure, ca. 3 %) (KLINGENBERG et al., 1991). ISRAEL et al. (1994) fanden bei Analysen der Kohlenstoffanteile aus Dieselabgasen eines Nutzfahrzeugmotors ein Verhältnis zwischen EC und OC von 1:1.

Aus diesem Grund werden aus den Inhaltsstoffen der analysierten PM_{2.5}-Proben (Zusatzbelastung) die genannten Anteile den Auspuffemissionen zugeordnet und mit der PM₁₀-Zusatzbelastung ins Verhältnis gesetzt (Tabelle 4.4).

Der Anteil der Abgaspartikel an den verkehrsbedingten PM₁₀-Konzentrationen kann mit diesem

² OM = organische Materie. Entsprechend verschiedener Untersuchungen in der Literatur wird diese aus OC unter Multiplikation mit dem Faktor 1.2 bestimmt.

Konzentration [µg/m ³] sowie Anteil an Summe Indikator Inhaltsstoffe [%]	Mo bis Fr trocken n = 15	Mo bis Fr Regen n = 3	Sonn- tag trocken n = 4	Sonn- tag Regen n = 2
PM ₁₀ Zusatzbelastung [µg/m ³]	9.1	13	6.5	6.0
EC2.5	3.6 (78 %)	3.9 (80 %)	1.1 (67 %)	1.7 (62 %)
OM2.5 = OC2.5*1.2	0.9 (20 %)	0.8 (16 %)	0.4 (25 %)	0.1 (4 %)
Sulfat2.5	0 (0 %)	0.1 (2 %)	0.1 (6 %)	0.9 (32 %)
Eisen2.5	0.08 (2 %)	0.09 (2 %)	0.04 (2 %)	0.05 (2 %)
Summe Indikatorstoffe [µg/m ³]	4.6	4.9	1.7	2.8
Anteil Indikatorstoffe an PM ₁₀ [%]	50	38	26	47
(n = Anzahl von Probetagen)				

Tab. 4.4: Zusatzbelastung der PM₁₀-Tagesproben (Differenz-Luv-Lee), deren Inhaltsstoffe, welche die Auspuffemissionen charakterisieren, deren Anteil an der Summenkonzentration der PM_{2.5}-Inhaltsstoffe und Summenanteil an PM₁₀

Ansatz zu ca. 38 % bis 50 % an Werktagen sowie zu ca. 26 % bis 47 % an Sonntagen abgeschätzt werden. Die EC- und OM-Anteile werktags und an trockenen Sonntagen vergleichen sich hierbei gut mit den o. g. Anteilen aus Prüfstandsversuchen von KLINGENBERG et al. (1991). Für die beiden Regensontage liegt der OM-Anteil sehr niedrig, allerdings bei nur zwei vorliegenden Tagesproben.

An den ausgewerteten Sonntagen ist der bei Regen hohe Anteil an Sulfaten auffällig. Der EC-Anteil ist sonntags niedriger (62–67 %) als werktags (78–80 %).

Mit diesen abgeleiteten Abgasanteilen lassen sich die in Tabelle 4.5 aufgeführten Emissionsfaktoren für Abgaspartikel ableiten. Zum Vergleich sind die mittels HBEFA 2.1 berechneten Abgaspartikelemissionsfaktoren unter Beachtung der jeweiligen Schwerverkehrsanteile mit aufgeführt. Dabei wurde von den in Abschnitt 4.2.3 aufgeführten Emissionsfaktoren ausgegangen.

Für den mittleren trockenen Werktag vergleicht sich der aus den Inhaltsstoffen abgeleitete Auspuffemissionsfaktor gut mit den vom HBEFA 2.1 angegebenen. Für die Werktage mit Regen liegt der Gesamtemissionsfaktor etwa 40 % niedriger als der an trockenen Werktagen. Allerdings ist die Aussagesicherheit wegen der nur drei Messtage sehr eingeschränkt. Für die Sonntage vergleichen sich die Auspuffemissionsfaktoren gut im Rahmen der geringen Statistik mit dem HBEFA. Der Gesamtemissionsfaktor an nassen Sonntagen ist nicht geringer als an trockenen. Die statistische Aussagesicherheit ist allerdings sehr eingeschränkt.

	PM ₁₀ -Gesamt- emissions- faktor [mg/(km · Fzg)]	PM ₁₀ -Auspuff aus Inhalts- stoffanalyse [mg/(km · Fzg)]	PM ₁₀ -Auspuff aus HBEFA 2.1 [mg/(km · Fzg)]
Werktag trocken (n = 15)	92	46	44
Werktag Regen (n = 3)	53	20	44
Sonntag trocken (n = 4)	58	15	21
Sonntag Regen (n = 2)	67	31	21
(n = Anzahl der ausgewerteten Messtage)			

Tab. 4.5: Abgeleitete Emissionsfaktoren für Werktag und Sonntage

Mit folgendem Ansatz wird eine Abschätzung der Aufteilung des Auspuffemissionsfaktors auf die Fahrzeugklassen Pkw/inkl. LNF und Lkw vorgenommen:

Der aus den Inhaltsstoffanalysen abgeleitete Wert für trockene Werkstage kann als statistisch gut abgesichert angesehen werden. Der von Regenwerktagen ist statistisch unsicher. Deshalb wird der trockene Werktagwert als repräsentativ für alle Werkstage angesehen. Die Werte sonntags sind von ihrer statistischen Sicherheit ebenfalls sehr stark eingeschränkt. Sie streuen allerdings um den Auspuffemissionsfaktor des HBEFA 2.1. Deshalb wird für die Sonntage der mittlere Emissionsfaktor aus dem HBEFA als repräsentativ für alle Sonntage angesehen. Aus dem Vergleich werktags zu sonntags lassen sich die Partikel-Emissionsfaktoren getrennt nach Pkw und Lkw wie folgt abschätzen:

17 mg/(km Pkw) und 199 mg/(km Lkw).

Der Pkw-Emissionsfaktor liegt hierbei zwischen den Werten aus dem HBEFA für die Verkehrssituationen BAB100 und BAB100g (18 mg/(km Pkw) bzw. 12 mg/(km Pkw)). Der Lkw-Emissionsfaktor läge mit dieser Abschätzung ca. 30 % bzw. 45 % höher als für die o. g. Verkehrssituationen nach HBEFA 2.1 (137 mg/(km Lkw) bzw. 152 mg/(km Lkw)).

4.3.2.2 Reifenabrieb

In der Literatur finden sich verschiedene Möglichkeiten zur Ableitung des Beitrages von Reifenabrieb an der Partikelemission.

HÜGLIN (BUWAL, 2000) schätzte diesen Anteil aus der Analyse der organischen Verbindung N-Cyclohexyl-2-benzothiazolamin (NCBA) ab, welche praktisch ausschließlich in vulkanisiertem Gummi vorkommt. Die Analyse auf diesen Stoff ist sehr aufwändig und teuer. Auch schwanken nach BUWAL, (2000) die NCBA-Gehalte in den Proben verschiedener Reifenhersteller stark. Aus diesem Grund kam diese Methode nicht zur Anwendung.

ISRAEL et al. (1994) schätzten den Anteil Reifenabrieb u. a. aus Größenverteilungen der Partikel ab. Sie fanden beim Vergleich zwischen den an einer Autobahn gemessenen Partikelgrößenverteilungen mit denen von reinen Abgaspartikelverteilungen heraus, dass die Dieselabgasverteilung gut die ge-

messene Partikelgrößenverteilung im Bereich zwischen 0.01 und 0.125 μm (aerodynamischer Durchmesser) beschreibt, dass aber zu größeren Partikeln hin ein erheblicher Unterschied besteht. Diese größeren Partikel weisen in der Masseverteilung eine log-Normalverteilung mit einem Äquivalentdurchmesser von 0.8 μm und einer geometrischen Standardabweichung von 4 μm auf. Diese wurden von den Autoren dem Reifenabrieb zugeordnet. Nach diesen Ergebnissen konnten somit auch Partikel kleiner 2.5 μm dem Reifenabrieb zugeordnet werden.

Demgegenüber fand RAUTERBERG-WULFF (1999) Reifenabriebspartikel nur im Größenbereich 2.5 bis 10 μm . Zur Ableitung des Anteils Reifenabrieb an der Gesamtpartikelfraktion ging sie von zwei grundlegenden Annahmen aus:

- Reifenabriebspartikel kommen nur in der Fraktion 2.5 bis 10 μm vor und
- das Verhältnis von niedrig siedenden (OC1) zu höher siedenden organischen Kohlenstoffverbindungen (OC2) unterscheidet sich in Anlehnung an Ergebnisse von ISRAEL et al. (1994) signifikant zwischen Abgaspartikeln und Reifenabriebspartikeln.

Eine Differenzierung der organischen Kohlenstoffverbindungen in OC1 und OC2 konnte durch die UMEG im Rahmen der hier durchgeführten Untersuchungen nicht bereitgestellt werden. Um dennoch eine Abschätzung des Anteils Reifenabrieb am PM_{10} vornehmen zu können, werden folgende Annahmen getroffen:

1. Der Reifenabrieb kommt nur in der Partikelfraktion 2.5 bis 10 μm vor.
2. Die Auspuffemissionen liegen zu 100 % in der $\text{PM}_{2,5}$ -Fraktion.
3. Der Anteil von elementarem Kohlenstoff (EC) an Reifenabriebspartikeln wird nach RAUTERBERG-WULFF (1999) bzw. ISRAEL et al. (1994) zu 30 % angenommen.
4. Der Anteil von EC am gesamten Kohlenstoffgehalt (TC) liegt nach ISRAEL et al. (1994) im Reifen bei ca. 34 %.

Aus diesen Annahmen heraus werden aus den Inhaltsstoffen der analysierten $\text{PM}_{(2,5-10)}$ -Proben (Zusatzbelastung) die genannten Anteile den Reifenabriebsmissionen zugeordnet und mit der PM_{10} -

Zusatzbelastung ins Verhältnis gesetzt. Dies ist in der Tabelle 4.6 aufgeführt.

Es kann zunächst festgestellt werden, dass das Verhältnis zwischen elementarem und totalem Kohlenstoff in der $PM_{(2.5-10)}$ -Fraktion an trockenen Tagen zwischen 63 % (trockener Werktag) und 23 % (trockener Sonntag) liegt. Die Unterschiede sind somit relativ groß, bewegen sich allerdings um den Wert aus den Ergebnissen der Untersuchungen an Reifen durch ISRAEL et al. (1994). An den Regentagen ist bemerkenswerterweise der Anteil $EC(2.5-10)$ an der PM_{10} -Zusatzbelastung null.

Geht man davon aus, dass der gesamte elementare Kohlenstoff (2.5 bis 10 μm) dem Reifenabrieb zuzuordnen ist, dann kann der reifenabriebsbedingte Partikelbeitrag für die trockenen Tage zu

$$\begin{aligned} PM_{\text{Reifen}} &= EC(2.5-10) \cdot 1/0.3 = 0.7 \mu g/m^3 \cdot 1/0.3 \\ &= 2.3 \mu g/m^3 \text{ (Werktag)} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} PM_{\text{Reifen}} &= EC(2.5-10) \cdot 1/0.3 = 0.2 \mu g/m^3 \cdot 1/0.3 \\ &= 0.7 \mu g/m^3 \text{ (Sonntag)} \end{aligned}$$

bestimmt werden.

Nimmt man an, dass der gesamte Kohlenstoff (2.5 bis 10 μm) dem Reifenabrieb zuzuordnen ist, dann kann der reifenabriebsbedingte Partikelbeitrag zu

$$\begin{aligned} PM_{\text{Reifen}} &= TM(2.5-10) \cdot 0.34 \cdot 1/0.3 \\ &= 1.4 \mu g/m^3 \cdot 0.34 \cdot 1/0.3 = 1.7 \mu g/m^3 \text{ (Werktag)} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} PM_{\text{Reifen}} &= TM(2.5-10) \cdot 0.34 \cdot 1/0.3 \\ &= 0.7 \mu g/m^3 \cdot 0.34 \cdot 1/0.3 \\ &= 0.8 \mu g/m^3 \text{ (Sonntag)} \end{aligned}$$

Konzentration [$\mu g/m^3$] sowie Anteil an PM_{10} [%]	Mo bis Fr trocken n = 15	Mo bis Fr Regen n = 3	Sonn- tag trocken n = 4	Sonn- tag Regen n = 2
PM_{10} Zusatzbelastung [$\mu g/m^3$]	9.1	13	6.5	6.0
$EC(2.5-10)$	0.7 (8 %)	0.2 (2 %)	0.2 (3 %)	0.0 (0 %)
$OM(2.5-10) = OC(2.5-10) \cdot 1.2$	0.7 (8 %)	1.2 (9 %)	0.4 (6 %)	0.2 (3 %)
$TM(2.5-10) = EC + OM$	1.4 (15 %)	1.4 (11 %)	0.7 (11 %)	0.3 (5 %)

Tab. 4.6: Zusatzbelastung der Inhaltsstoffe, welche die Reifenabriebsemissionen charakterisieren, und deren Anteil an der PM_{10} -Konzentration (alles Zusatzbelastungen)

bestimmt werden. Beide Ansätze liefern hier also ähnliche Ergebnisse. Unter Verwendung des jeweils größeren Wertes kann ein PM_{10} -Emissionsfaktor für den Reifenabrieb von

$$2.3 \mu g/m^3 / 9.1 \mu g/m^3 \cdot 92 \text{ mg}/(\text{km} \cdot \text{Fzg}) = 23 \text{ mg}/(\text{km} \cdot \text{Fzg}) \text{ (trockener Werktag)}$$

$$0.8 \mu g/m^3 / 6.5 \mu g/m^3 \cdot 58 \text{ mg}/(\text{km} \cdot \text{Fzg}) = 7 \text{ mg}/(\text{km} \cdot \text{Fzg}) \text{ (trockener Sonntag)}$$

und für die kleineren Werte von

$$1.7 \mu g/m^3 / 9.1 \mu g/m^3 \cdot 92 \text{ mg}/(\text{km} \cdot \text{Fzg}) = 17 \text{ mg}/(\text{km} \cdot \text{Fzg}) \text{ (trockener Werktag)}$$

$$0.7 \mu g/m^3 / 6.5 \mu g/m^3 \cdot 58 \text{ mg}/(\text{km} \cdot \text{Fzg}) = 6 \text{ mg}/(\text{km} \cdot \text{Fzg}) \text{ (trockener Sonntag)}$$

abgeleitet werden. Aus den Verhältnissen werktags zu sonntags mit den entsprechenden Schwerverkehrsanteilen kann eine Differenzierung in Pkw und Schwerverkehr vorgenommen werden. Dies führt zu folgenden abgeschätzten PM_{10} -Emissionsfaktoren infolge Reifenabriebs für trockene Tage:

$$\text{Pkw: } 4 \text{ mg } PM_{10}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$$

$$\text{SV: } 84 \text{ bis } 121 \text{ mg } PM_{10}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$$

Im MLuS 02 werden für Autobahnen und Außerortsstraßen derzeit Emissionsfaktoren Ruß aus Reifenabrieb verwendet, die mittels Annahme von ca. 30 % Ruß an Reifenabrieb umgerechnet werden können:

$$\text{Reifenabrieb für Pkw: } 7 \text{ mg}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$$

$$\text{Reifenabrieb für SV: } 30 \text{ mg}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$$

Die in MLuS 02 verwendeten Reifenabriebsemissionsfaktoren liegen somit für Pkw ca. 40 % höher als die für die B 10 abgeleiteten. Für den Schwerverkehr wurden für die B 10 deutlich höhere Emissionsfaktoren (ca. 3- bis 4-mal höher) als im MLuS verwendet abgeleitet.

4.3.2.3 Brems- und Straßenabrieb sowie Wiederaufwirbelung von Straßenstaub

Bremsbeläge setzen sich überwiegend aus anorganischem Material mit erheblichen Anteilen von Kupfer, Nickel, Chrom und Blei zusammen (siehe z. B. MUSCHAK, 1989; PALME et al., 2004). Zieht man Elementuntersuchungen von STECHMANN (1993) heran, so enthalten nicht asbesthaltige Bremsbeläge auch nicht vernachlässigbare Elementgehalte für Eisen und Zink. Außerdem ist neben den erwähnten Substanzen im Bremsstaub

noch Eisen aus Abrieb der Bremsschreiben bzw. Bremstrommeln enthalten. In mehreren Messungen ist Antimon (Sb) nachgewiesen und als Tracer für die Bremsabriebe verwendet wurden, da Antimon-Immissionen weit gehend durch Bremsvorgänge (Anteil Antimon ca. 2 % am Bremsabrieb) realisiert werden (PALME et al., 2004; RAUTERBERG-WULFF, 1998).

Der Anteil Eisen an den Bremsbelägen liegt bei ca. 20 % (WECKWERTH, 2004). Dieser Wert ist allerdings ziemlich unsicher und kann nicht als Basis für eine belastbare Abschätzung des Bremsabriebes verwendet werden.

Antimonanalysen lagen für einen Teil der Proben der B 10 vor, sodass diese Analyse-Möglichkeit zur Verfügung stand.

Der mittlere Anteil Antimon an der PM₁₀-Zusatzbelastung über alle Analysetage lag bei 0.03 % mit nur geringen Variationen. Daran lässt sich eine Obergrenze für Bremsabrieb von ca. 0.6 mg/(km · Fzg) ableiten. Bremsabrieb spielt somit keine relevante Rolle an der Messstelle an der B 10.

Auch für die Straßenabriebe war keine eindeutige Indikationsgröße vorhanden.

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 den Ergebnissen der vorhergehenden Abschnitte lassen sich demnach zusammenfassend die Abschätzungen wie nachfolgend für die trockenen Tage zusammenstellen (Tabelle 4.7).

	PM ₁₀ -Gesamt* [mg/(km · Fzg)]	Auspuff [mg/(km · Fzg)]	Reifenabrieb [mg/(km · Fzg)]	Bremsabrieb [mg/(km · Fzg)]	Straßenabriebe sowie Staubaufwirbelung [mg/(km · Fzg)]
Werktag trocken n = 14	92	46 (44)	19 bis 26	< 1	22 bis 30
Sonntag trocken n = 4	58	15 (21)	7 bis 8	< 1	29 bis 36

* = mittels NO_x-Tracermethode bestimmt.

Tab. 4.7: Aus den Messdaten der analysierten trockenen Tage abgeleitete PM₁₀-Emissionsfaktoren (Werte in Klammern = mittels HBEFA 2.1 ermittelt)

Danach tragen die auspuffbedingten Emissionen an den analysierten trockenen Tagen mit ca. 50 % (Werktag) bzw. 25 bis 36 % (Sonntag) zum PM₁₀-Gesamtemissionsfaktor bei. Der Anteil des Reifenabriebes an der gesamten PM₁₀-Emission wurde mit ca. 18 bis 25 % (Werktag) und ca. 10 bis 12 % (Sonntag) abgeschätzt. Der Anteil Bremsabrieb liegt niedriger als 1 %. Der nicht auspuffbedingte Anteil liegt damit an Werktagen ohne Regen bei ca. 50 % und an trockenen Sonntagen bei ca. 70 %.

4.4 Wichtigste Ergebnisse der Datenauswertung

- Für 38 Tage mit deutlichen Luv-Lee-Effekten liegen vollständige Datensätze (Verkehr, Konzentrationen, Inhaltsstoffanalysen, Meteorologie) vor. Davon wurden 24 Tage selektiert, in denen die meteorologischen und verkehrlichen Bedingungen weit gehend stabil und die Zusatzbelastungen der Inhaltsstoffkonzentrationen für Partikelgröße PM_{2.5} und PM_{2.5-10} positiv waren. Davon entfallen 18 Tage auf einen Werktag (Montag bis Freitag) sowie 6 Tage auf einen Sonntag. An 5 Tagen (3 Werktage und 2 Sonntage) hatte es geregnet. Die täglichen Regnmengen lagen an diesen Tagen über 1 mm.
- Anhand der NO_x-Tracermethode konnten PM₁₀-Emissionsfaktoren abgeleitet werden. Dieser beträgt im Wochenmittel 81 mg/(km · Fzg), wobei an trockenen Werktagen 92 mg/(km · Fzg) und an trockenen Sonntagen 58 mg/(km · Fzg) ermittelt wurden. Der Vergleich zwischen Sonntag zu Werktag weist im Mittel eine fahrzeugspezifische Separation des PM₁₀-Emissionsfaktors an der B 10 in 65 mg/(km · Pkw) und 195 mg/(km · Lkw) hin. Die Regression der werktäglichen Emissionsfaktoren in Abhängigkeit vom Lkw-Anteil führt auf Pkw-Emissionsfaktoren von ca. 23 mg/km und Lkw-Emissionsfaktoren von 430 mg/km, also auf deutlich niedrigere Pkw- und höhere Lkw-PM₁₀-Emissionsfaktoren als aus dem Sonntags/Werktags-Vergleich ableitbar. Möglicherweise liegt dieser scheinbare Widerspruch in einer nichtlinearen Abhängigkeit der Emissionsfaktoren insbesondere bei niedrigen und sehr hohen Lkw-Anteilen eventuell auch in Kombination mit zu verkehrsarmen Zeiten (z. B. sonntags) in der Tendenz höheren Pkw-Emissionsfaktoren begründet. Vorausgesetzt, dass die als Tracer verwendeten NO_x-Emissionsfaktoren (Pkw/Lkw) des Hand-

buches für Emissionsfaktoren die Realität richtig widerspiegeln. Weiterführende Untersuchungen sollten sich mit diesen Effekten auseinandersetzen. Als gewichteter Wochenmittelwert wird im Folgenden von 26 mg/(km · Pkw) und 410 mg/(km · Lkw) ausgegangen.

- Anhand der Auswertung der vorliegenden Inhaltsstoffanalysen konnte eine Abschätzung der Quellanteile vorgenommen werden. Für trockene Werktage wurde festgestellt, dass ca. 50 % der PM₁₀-Emissionen durch Auspuffemissionen realisiert werden, ca. 20 % durch Reifenabrieb, weniger als 1 % durch Bremsabriebe und ca. 30 % durch Straßenabriebe sowie Wiederaufwirbelung von Schmutzeintrag. Für trockene Sonntage konnten ca. 25 bis 36 % auspuffbedingte Partikel, ca. 10 bis 12 % Reifenabrieb, ebenfalls weniger als 1 % Bremsabrieb sowie ca. 50 bis 65 % durch Straßenabriebe sowie Wiederaufwirbelung von Schmutzeintrag bestimmt werden.
- Der Vergleich der aus den Inhaltsstoffanalysen abgeleiteten Partikel-Auspuffemissionen mit den Werten aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA 2.1) zeigte für die trockenen Werktage eine Abweichung von ca. 5 %, für die trockenen Sonntage ca. 30 %. Für die Regentage liegt die Abweichung, allerdings bei stark eingeschränkter Statistik, bei ca. ±50 %. Aus dem Sonntags/Werktags-Vergleich konnten Auspuffemissionsfaktoren von 17 mg/(km · Pkw) bzw. 200 mg/(km · Lkw) abgeschätzt werden.
- Für die drei analysierten Werktage mit Regen wurde eine Reduktion des tagesmittleren Emissionsfaktors von ca. 40 % gegenüber dem mittleren trockenen Werktag festgestellt. Für die zwei Sonntage mit Regen wurde keine Abnahme (eher eine Zunahme) gegenüber dem mittleren trockenen Sonntag beobachtet. An allen Tagen lagen Niederschlagsmengen größer 1 mm vor. Die stundenfeine Auswertung der Emissionsfaktoren an Regentagen zeigt, dass während und kurz nach dem Regen die PM₁₀-Emissionen deutlich (häufig auf ca. null) zurückgehen, danach aber auf ein deutlich höheres Niveau als im trockenen Mittel angestiegen sind. Die PM₁₀-Emissionsminderung durch Regen ist somit stark von der Länge des Regenereignisses und von der Zeit abhängig, in der sich die Straße in einem nassen Zustand befindet.

4.5 Messunsicherheiten in den bestimmten Emissionsfaktoren

Die Unsicherheiten bei der Bestimmung der Emissionsfaktoren bei der hier verwendeten Methode der Auswertung von Luv-Lee-Differenzen und anschließender NO_x-Tracemethode sind sehr komplex. Sie sind im Wesentlichen abhängig von den Messgenauigkeiten der kontinuierlichen PM₁₀- und NO_x-Messungen, von der Bestimmung der Verkehrsmengen einschließlich deren Differenzierungen und der Bestimmung der NO_x-Emissionsdichten anhand von NO_x-Emissionsfaktoren. Wegen der genannten Komplexität ist es nicht möglich, auf Basis der Fehlerbandbreiten aller Eingangsdaten und Rechenschritte eine klassische Fehlerberechnung durchzuführen.

Die Immissionsmessungen sind mit Ungenauigkeiten behaftet. Sie stellen die wesentlichsten Eingangsgrößen dar. Hierbei sind sowohl Unsicherheiten bei den einzelnen Messwerten zu beachten als auch die Unsicherheiten in den Luv-Lee-Differenzen. Es ist aber davon auszugehen, dass beim hier verwendeten Luv-Lee-Konzept diejenigen Messfehler, die beide Messgeräte in gleicher Weise betreffen (zufällige Fehler), nicht relevant sind. Dagegen wären systematische Messfehler zu berücksichtigen. Diese sind im vorliegenden Fall aber nicht konkret bekannt, da Parallelmessungen am selben Ort nicht vorgenommen wurden. Es wird deshalb im Folgenden davon ausgegangen, dass dieser sowohl für PM₁₀ als auch für NO_x 10 % beträgt.

Für die als Tracer benutzten NO_x-Emissionen ist festzustellen, dass diese Emissionen nicht an der B 10 direkt gemessen, sondern über durch das Handbuch für Emissionsfaktoren vorgegebene Emissionsfaktoren für Pkw inkl. LNF und Lkw (einer für das Bezugsjahr 2003 angenommenen Fahrzeugflotte) ermittelt wurden. Die Genauigkeit dieser Emissionsdaten ist daher unmittelbar abhängig von den Fehlerbandbreiten der Basisdaten (Basisemissionsfaktoren, Flottenzusammensetzung, Fahrverhalten etc.). Für diese Emissionsfaktoren liegen derzeit keine statistischen Erhebungen über Fehlerbandbreiten vor. Als Schätzwert wird im Folgenden ebenfalls von 10 % ausgegangen.

Die Unsicherheit bei der Bestimmung der totalen Verkehrsmenge spielt für die Ermittlung des PM₁₀-Emissionsfaktors eine Rolle, und die Unsicherheiten bei der Aufteilung in Pkw und Lkw. Aufgrund der im

Abschnitt 2.5.2 aufgeführten Untersuchungen kann bei der Bestimmung der Verkehrsstärken und der Unterscheidung in Pkw und Lkw von einem Fehler deutlich kleiner als 5 % ausgegangen werden.

Im Mittel wurden Luv-Lee-Differenzen von ca. 13 $\mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ bzw. 200 $\mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$ bei einem mittleren NO_x -Emissionsfaktor von ca. 1.2 g/(km · Fzg) ermittelt. Mit den o. g. Unsicherheiten ergäbe das eine Unsicherheitsbandbreite der mittleren PM_{10} -Gesamtemissionsfaktoren von ca. 30 %. Für einzelne 1/2-Stundenwerte ist der Fehler mit den vorliegenden Daten nicht quantifizierbar, der relative Fehler ist aber wahrscheinlich in einer ähnlichen Größenordnung, bei kleinen Konzentrationsdifferenzen eher höher.

5 Messdaten für Autobahnen und autobahnähnliche Straßen

In einem Rundschreiben wurden alle Landesumweltämter (LUA) und das Umweltbundesamt gebeten, uns ggf. von vorliegenden PM_{10} -Messdaten bzw. Messkampagnen in den Ländern an Autobahnen bzw. Außerortsstraßen zu informieren. Eine Rückantwort von mehreren LUA und vom UBA erfolgte. Zusätzlich wurde in der Literatur nach weiteren Emissionsfaktoren für Autobahnen/Außerortsstraßen recherchiert. Im Folgenden werden die relevanten Messungen und deren Ergebnisse vorgestellt. Eine zusammenfassende Bewertung bzw. das Ziehen von Schlussfolgerungen wird dann in Kapitel 6 durchgeführt.

5.1 Autobahn A 8 bei Zusmarshausen

Das Bayerische Landesamt für Umweltschutz betrieb zwischen 27.07.2001 und 10.04.2002 (also ca. 8½ Monate) eine Messstation an der A 8 bei Zusmarshausen. In Bild 5.1 ist diese aufgezeigt.

Die BAB A 8 ist in diesem Bereich eine 4-streifige Autobahn ohne Standstreifen und ohne Geschwindigkeitsbeschränkung. Als Fahrbahnbelag wurde von der LfU Beton angegeben. Die Messstelle (Feinstaubprobensammler AGS 050 PM_{10}) befand sich ca. 3 m vom äußeren Fahrstreifen entfernt. Es wurden PM_{10} -Messungen nur auf einer Straßenseite durchgeführt. Die Vorbelastung wurde deshalb von der LfU abgeschätzt. Messungen von NO_x wurden dort nicht durchgeführt.



Bild 5.1: PM_{10} -Messstelle an der Autobahn A 8 bei Zusmarshausen

Messzeitraum	27.07.2001 bis 10.04.2002
Verkehrsstärke [Kfz/d]	56 500
Lkw-Anteil [%]	15
Abstand zur Fahrbahn [m]	3
Verkehrssituation nach HBEFA	AB>120
Regenhäufigkeit [%]	49
mittlere Windgeschwindigkeit [m/s]	2.5
Messgerät	KleinfILTERGERÄT AGS 050 (Gravimetrie)
Höhe der PM_{10} -Messung [m]	1.5
PM_{10} -Gesamtbelastung [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	46
Anzahl Überschreitungen TMW > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	35* (entspricht ca. 125/Jahr)
PM_{10} -Vorbelastung [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	23
(* nicht jeder Tag ausgewertet)	

Tab. 5.1: Kenngrößen an der BAB A 8, Quelle: RABL (2003)

Die Kenngrößen gemäß Tabelle 5.1 wurden von der LfU Bayern für diese Messstelle angegeben.

Die gemessene PM_{10} -Gesamtbelastung liegt somit in diesem 8-Monatszeitraum höher als der ab 2005 einzuhaltende Grenzwert von 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel. Die verkehrsbedingte Zusatzbelastung beläuft sich auf ca. 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Anzahl der von der LfU ausgewerteten Tagesmittelwerte größer 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ erreicht gerade die ab 2005 erlaubte Anzahl von 35. Bei einem vollständigen Datenkollektiv über ein Jahr wäre somit eine deutliche Überschreitung dieses Beurteilungswertes zu erwarten. Da parallele NO_x -Messungen und auch verlässliche Winddaten nicht vorlagen, konnten keine Emissionsfaktoren abgeleitet werden.

Der Wert dieser Messung liegt deshalb insbesondere in den Immissionsmessergebnissen.

5.2 Autobahn A 4 Bensberg (BASt)

Die Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt) betreibt an der BAB A 4 u. a. auch eine PM₁₀-Messstelle. In Bild 5.2 ist diese aufgezeigt.

Die A 4 ist in diesem Bereich eine 4-streifige Autobahn (Asphaltbelag) mit Standstreifen und ohne Geschwindigkeitsbeschränkung. Die Messstelle (Messhöhe 3.5 m) liegt ca. 13 m von der äußeren Begrenzung des Standstreifens entfernt, ca. 0.5 m unterhalb der Fahrbahn (die Autobahn verläuft hier auf einem ca. 4 m hohen Damm). Auf der gegenü-



Bild 5.2: PM₁₀-Messstelle an der A 4 (links) sowie Blick auf die Autobahn im Bereich der Messstelle (oben)

Messzeitraum	09.01.02 bis 31.12.02	01.01.03 bis 10.09.03
Verkehrsstärke [Kfz/d]	72 600	72 600
Lkw-Anteil [%]	8.8	8.8
Abstand zum Standstreifen [m]	13	13
Verkehrssituation	AB>120	AB>120
Regenhäufigkeit [%]	n. b.	n. b.
mittlere Windgeschwindigkeit [m/s]	2.4	2.2 (0.5*)
Messgerät	TEOM (Standortkalibriert)	TEOM (Standortkalibriert)
Höhe der PM ₁₀ -Messung [m]	3.5	3.5
PM ₁₀ -Gesamtbelastung [µg/m ³]	18	21
Anzahl Überschreitungen TMW > 50 µg/m ³	3	1
PM ₁₀ -Vorbelastung [µg/m ³]	15	16
n. b. = nicht bestimmt, * = direkt an der Messstelle im Wald		

Tab. 5.2: Kenngrößen an der BAB A 4, Quelle: BASt (2003) und eigene Auswertungen

berliegenden Straßenseite ist eine 5 m hohe Lärmschutzwand installiert. Die Umgebung der PM₁₀-Messstelle ist geprägt von relativ dichtem Baum- und Strauchbewuchs, welche die Strömungsverhältnisse stark beeinflussen.

PM₁₀ wird nur an dieser Messstelle gemessen. Es liegt also keine direkte Vorbelastungsmessung vor. Diese wurde anhand der Konzentrationen aus dem Windrichtungssektor 110° bis 250° (Messstelle in Luv der Windrichtung) abgeschätzt. NO_x wird an dieser Stelle nicht gemessen. Es werden allerdings NO_x an verschiedenen anderen Messpunkten an der A 4 in diesem Bereich sowie meteorologische Daten erhoben. Die BASt stellte die Zeitreihen der Konzentrationen und der Meteorologie (1/2-Stundenmittelwerte) zwischen dem 27.04.2001 und dem 10.09.2003 sowie die Verkehrsstärken zur Verfügung. Da im Jahr 2001 noch die Standortkalibrierung des Messgerätes (TEOM) erfolgte und vom 01.01. bis 08.01.2002 unplausibel niedrige PM₁₀-Konzentrationen ausgewiesen wurden, werden die Daten im Folgenden erst ab 09.01.2002 betrachtet. Die daraus ableitbaren Kenngrößen sind in der Tabelle 5.2 aufgeführt. Den mittleren Tagesgang der PM₁₀-Konzentrationen an der Messstelle zeigt Bild 5.3.

Die gemessenen PM₁₀-Gesamtbelastungen liegen mit Werten um 20 µg/m³ auf einem relativ niedrigen Niveau. Sie zeigen aber, wie auch die NO_x-Konzentrationen, einen typischen verkehrsbedingten Tagesgang. Die abgeleiteten verkehrsbedingten Zusatzbelastungen sind mit ca. 3 bis 5 µg/m³ im Jahresmittel relativ gering. Es ist hier allerdings nicht auszuschließen, dass durch den starken Bewuchs um die Messstelle und die 5 m hohe LSW auf der gegenüberliegenden Straßenseite eine

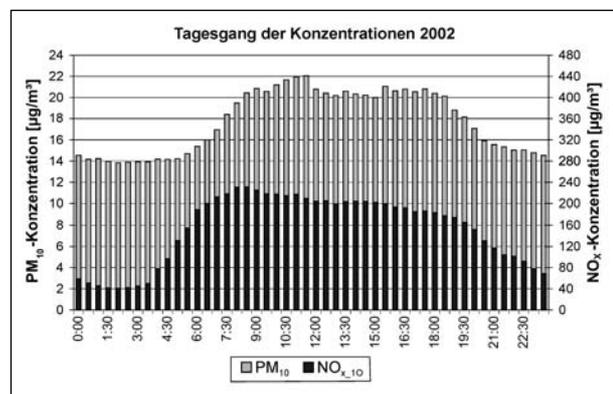


Bild 5.3: Jahresmittlerer Tagesgang der PM₁₀-Konzentration an der BAB A 4 in 13 m Entfernung zur Fahrbahn. Zur Information ist der Tagesgang der NO_x-Konzentration in 2.4 m Entfernung zur Fahrbahn mit angegeben

Konzentrationsminderung erfolgt. Durch die Vollständigkeit des Datensatzes (einschließlich Meteorologie) bestand die Möglichkeit, mittels Ausbreitungsberechnung den Emissionsfaktor abzuleiten. Dazu wurde eine Ausbreitungsberechnung mittels des Modells PROKAS durchgeführt. Die Eingangsdaten Verkehr wurden wie für das Jahr 2002 angesetzt. Weiterhin lag eine standortbezogene Ausbreitungsklassenstatistik (AKS) vor.

Die mittlere Windgeschwindigkeit in dieser AKS lag wie im Jahr 2002 bei 2.4 m/s. Bei der Berechnung wurden die Dammlage und die Lärmschutzwand berücksichtigt. Dahingegen konnte der Einfluss des Waldes in diesem Modell nicht berücksichtigt werden.

Als Emissionsfaktor wurde entsprechend dem Vorgehen im modifizierten EPA-Modell (mEPA, siehe im Vorgriff Abschnitt 6.2) ein Wert von 0.221 g (km · Fzg) verwendet. Mit diesem Ansatz berechnet PROKAS einen PM₁₀-Jahresmittelwert der Zusatzbelastung am Messort in 1.5 m Messhöhe von 10 µg/m³. Da aufgrund der starken Turbulenz am Messort infolge des Bewuchses eine gute Durchmischung und somit ein geringer Höhengradient der Konzentrationen zu erwarten sind, wird der Messwert mit dem Rechenwert trotz unterschiedlicher Auswertehöhen vergleichbar sein.

Die berechnete Zusatzbelastung liegt um den Faktor 2 bis 3 höher als die aus den Messwerten abgeleitete. Somit scheinen entweder die PM₁₀-Emissionsfaktoren auf der A 4 nur bei ca. 0.07 bis 0.11 g/(km · Fzg) zu liegen oder durch den Waldbewuchs eine zusätzliche PM₁₀-Minderung einzutreten oder es überlagern sich beide Effekte.

5.3 Autobahn A 5 bei Kenzingen und Holzhausen

In LOHMEYER (2003a) wurden Messdaten aus dem Jahr 2001 an der Autobahn A 5 bei Kenzingen und bei Holzhausen ausgewertet. Bild 5.4 vermittelt einen fotografischen Eindruck der Messorte. Die A 5 ist in beiden Fällen eine 4-streifige Autobahn mit Standstreifen. Der Fahrbahnbelag ist jeweils Asphalt. In Holzhausen lag im Messzeitraum aufgrund von Bauarbeiten über 6 Wochen eine Geschwindigkeitsbeschränkung auf 80 km/h und über 2 Monate in eine Fahrtrichtung eine auf 120 km/h vor. In Kenzingen gab es keine Geschwindigkeitsbeschränkung. Die Verkehrsdaten konnten nicht für

das Messjahr zur Verfügung gestellt werden, sondern wurden aus Zähldaten aus 1995 abgeleitet. Die Datengenauigkeit war somit eingeschränkt. In der Tabelle 5.3 sind die verfügbaren Kenngrößen an den beiden Messstationen aufgeführt.



Bild 5.4: Ansicht der Messstellenbereiche an der BAB A 5 bei Holzhausen (oben) und Kenzingen (unten)

	A 5 Kenzingen	A 5 Holzhausen
Messjahr	2001	2001
Verkehrsstärke [Kfz/d]	56 700	60 700
Lkw-Anteil [%]	13.1	12.9
Abstand zur Fahrbahn [m]	12	12
Verkehrssituation	AB>120	AB>120
Regenhäufigkeit [%]	42	42
mittlere Windgeschwindigkeit [m/s]	2.8	2.1
Messmethodik	Gravimetrie	Gravimetrie
Messhöhe [m]	3	3
PM ₁₀ -Gesamtbelastung [µg/m ³]	24	25
Anzahl Überschreitungen TMW > 50 µg/m ³	12*	18*
PM ₁₀ -Vorbelastung [µg/m ³]	18	18
abgeleiteter Emissionsfaktor [g/(km · Fzg)]	0.060	0.056
* = nur jeden 2. Tag beprobt		

Tab. 5.3: Kenngrößen an der BAB A 5, Quelle: LOHMEYER (2003a) und UMEG (2003)

5.4 Autobahn A 4 bei Jena-Lobeda

Die Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG) betreibt seit Februar 2003 eine Messstation an der A 4 bei Jena-Lobeda. Diese ist in Bild 5.5 aufgezeigt.

Die A 4 ist in diesem Bereich eine 4-streifige Autobahn ohne Standstreifen und mit einer Geschwindigkeitsbeschränkung auf 100 km/h. Die Messstelle (Messhöhe 3.5 m) liegt ca. 35 m von der äußeren Fahrbahn entfernt. Im Sommer 2003 war durch den Bau der Anschlussstelle Jena-Göschwitz in diesem Bereich häufig Stau. Ebenfalls im Sommer 2003 wurde direkt im Bereich der Messstelle der alte Belag abgefräst und durch einen neuen Asphaltbelag ersetzt. Die Umgebung der Messstelle ist von relativ starkem Bewuchs geprägt, welcher die Strömungsverhältnisse beeinflusst.

Die vorliegenden Kenngrößen an dieser Station sind in der Tabelle 5.4 dargestellt.



Bild 5.5: Ansicht der BAB A 4 im Bereich der Messstelle Jena-Lobeda (oben) sowie der Messstelle selbst (links)

Messzeitraum	09.01. bis 31.12.2003
Verkehrsstärke [Kfz/d]	66 000*
Lkw-Anteil [%]	15*
Abstand zur Fahrbahn [m]	35
Verkehrssituation	AB100
mittlere Windgeschwindigkeit [m/s]	1.5***
Messmethode	FH 62-IR mit Kalibrierung Gravimetrie
Höhe der PM ₁₀ -Messung [m]	3.5
PM ₁₀ -Gesamtbelastung [µg/m ³]	28
Anzahl Überschreitungen TMW > 50 µg/m ³	22
PM ₁₀ -Vorbelastung [µg/m ³]	ca. 20-25**
* = KURZAK (2002) für das Jahr 2000;	
** = Abschätzung TLUG Jena;	
*** = direkt an der Messstelle in 10 m Höhe beeinflusst von umliegender Vegetation	

Tab. 5.4: Kenngrößen an der BAB A 4

Auch für diese Messstelle konnten wegen fehlender verlässlicher Vorbelastungsmessungen (PM₁₀ und NO_x) keine Emissionsfaktoren abgeleitet werden. Der Datensatz wird aber zum Vergleich mit den MLuS-Ergebnissen verwendet.

5.5 Autobahn A 1 bei Birrhard und A 4 bei Humlikon (Schweiz)

Im Rahmen umfangreicher Messungen zur Ableitung von PM₁₀-Emissionsfaktoren aus dem Straßenverkehr wurden durch die Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) und das Paul Scherrer Institut (PSI) in der Schweiz auch Untersuchungen an zwei Autobahnabschnitten durchgeführt (GEHRIG et al., 2003).

Die Messstelle an der A 1 in Birrhard erlaubte die Anwendung des Lee-Luv-Konzepts mit je einem Messwagen beidseits der A 1 (rund 60 000 Fahrzeuge pro Tag). Ein Messwagen stand östlich der Autobahn A 1, 20 m von der Fahrbahn entfernt auf gleicher Höhe wie die Fahrbahn. Der zweite Messwagen stand westlich der A 1 auf einem Feldweg, in einer Entfernung zur Fahrbahn von etwa 25 m. Der Feldweg liegt 2 m unterhalb des Fahrbahnniveaus. Die Umgebung wird hauptsächlich landwirtschaftlich genutzt. Von Westen waren die Messwagen frei anströmbar, bei Ostwind lag der Luv-Messwagen etwas im Windschatten eines Ökonomiegebäudes, was aber auf die Luvkonzentrationen ohne Einfluss war. An der Messstelle war die erlaubte Höchstgeschwindigkeit 120 km/h. Der Betonbelag im Bereich der Messstelle wurde im Jahre 1970 eingebaut und befand sich in einem guten Zustand. Bild 5.6 vermittelt einen fotografischen Eindruck von der Autobahn.

Auch die Messstelle A 1 bei Humlikon erlaubte den Autoren die Anwendung des Lee-Luv-Konzepts. Die beiden Messwagen standen auf dem Rastplatz „Kreuzstraße“ östlich der A 4 und auf dem Parkplatz des Restaurants „Zur Kreuzstraße“ westlich der S 6. Die A 4 ist eine zweispurige Autobahn (total rund 27 000 Fahrzeuge pro Tag) zwischen Schaffhausen und Winterthur. Die Geschwindigkeit ist auf 100 km/h beschränkt. Die S 6 ist eine zweispurige Überlandstraße, welche in diesem Bereich parallel zur A 4 verläuft. Sie ist durch einen ca. 2 m hohen Erdwall von der Autobahn abgetrennt. Die Verkehrsfrequenz der S 6 ist aber laut GEHRIG et al. (2003) im Vergleich zur A 4 nur gering, sodass die Messstelle im Wesentlichen die A 4 repräsentiert.



Bild 5.6: Blick von der Messstelle Birrhard Ost (links) und von der Messstelle Birrhard West (rechts) auf die Autobahn A 1 (Quelle: GEHRIG et al., 2003)



Bild 5.7: Messstellen im Westen (links) und im Osten (rechts) der hier parallel verlaufenden Straßen A 4 und S 6 (Quelle: GEHRIG et al., 2003)

Die nähere Umgebung wird ausschließlich landwirtschaftlich genutzt. Humlikon und Henggart liegen je etwa 1 km westlich resp. südlich von der Messstelle entfernt. Der Deckbelag der A 4 (Splittmastixasphalt SMA 11 S, Bitumen: Olexobit SMA) wurde im September 2000, derjenige der S 6 (AB 11 N, Bitumen: B 70/100) im Juni 2001 eingebaut. Der Zustand der Beläge ist somit noch fast neuwertig.

Bild 5.7 zeigt die Situation an den beiden Messstellen bei Humlikon. Die nachfolgende Tabelle 5.5 fasst die an beiden Messstandorten ermittelten Kenngrößen zusammen.

Die ermittelten verkehrsbedingten Zusatzbelastungen liegen an diesen beiden Autobahnabschnitten in ca. 20 m Entfernung bei ca. $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei direkter Strömung von der Straße zur Messstelle.

	A 1 Birrhard	A 4 Humlikon
Messzeitraum	16.05. bis 22.08.01	28.10. bis 31.12.01
mittl. Verkehrsstärke [Kfz/h]	2 760	1 681
Lkw-Anteil [%]	10.6	12.5
Abstand zur Fahrbahn [m]	20/25	ca. 20
Verkehrssituation	AB120	AB100
Messgerät	FH62IR angep.	FH62IR angep.
Höhe der PM ₁₀ -Messung [m]	4	4
PM ₁₀ -Belastung in Lee der A 1 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	17.9	21.3
PM ₁₀ -Belastung in Luv der A 1 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	13.9	17.9
abgeleiteter PM ₁₀ -Emissionsfaktor [g/(km · Fzg)]	0.083	0.071
abgeleiteter PM ₁₀ -EmiFaktor Auf/Ab [g/km · Fzg]	0.050	0.037

Tab. 5.5: Kenngrößen an der BAB A 1 und A 4 in der Schweiz (Quelle: GEHRIG et al., 2003)

Die verwendete Messmethodik (Luv-Lee-Messungen PM_{10} und NO_x , darauf aufbauend Ableitung der Emissionsfaktoren mittels NO_x -Tracermethode) erlaubte den Autoren auch, die PM_{10} -Emissionsfaktoren zu ermitteln und aufgrund von gröbenselektiven Partikelmessungen (PM_1 und PM_{10}) eine Trennung in auspuffbedingte sowie nicht auspuffbedingte Emissionen durchzuführen. Als Kriterium wurde gesetzt, dass die Partikelfraktion PM_1 nur durch die Auspuffemissionen verursacht werden.

Anzumerken zu den Ergebnissen sind die beiden unterschiedlichen Messzeiträume. Sie umfassen jeweils ca. 2 Monate. Allerdings liegt die Messkampagne in Birrhard im Sommer, die in Humlikon im Winter. Eventuell vorhandene Einflüsse meteorologischer Parameter, wie Regenhäufigkeit, Feuchte etc., auf die Ergebnisse wurden von den Autoren nicht direkt diskutiert. Sie wiesen jedoch darauf hin, dass „zwischen nassen und trockenen Fahrbahnen bzgl. PM_{10} -Emissionen keine klaren Unterschiede festzustellen waren ...“.

5.6 Stadtautobahn Berlin (Lerchpfad)

Die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Berlin, betreibt eine Messstation am südwestlichen Fahrbahnrand der Berliner Stadtautobahn (MC014, Lerchpfad 17 in Berlin-Charlottenburg). Das Verkehrsaufkommen ist sehr hoch (mehr als 150 000 Kfz/d sowie Schwerverkehrsanteile um ca. 8 % pro Werktag). Die Autobahn verläuft ca. 5 m unterhalb des Messcontainers (siehe Bild 5.8). In diesem Bereich liegt eine Geschwindigkeitsbeschränkung auf 80 km/h vor.

Messdaten von dieser Messstelle wurden in der Vergangenheit im Rahmen mehrerer Projekte ausgewertet. ISRAEL et al. (1994) leiteten z. B. aus kontinuierlichen NO_x -und Schwebstaubmessungen der Jahre 1989 bis 1992 mittels NO_x -Tracermethode Schwebstaubemissionsfaktoren getrennt nach Pkw (0.12 g/(km · Pkw)) und Lkw (2.0 g/(km · Lkw)) ab. Als Hintergrundwerte wurden dabei Messdaten der Station Tegel verwendet. Nimmt man begründet an, dass ca. 80 % des Schwebstaubes PM_{10} sind, so wären dies Emissionsfaktoren von 0.096 g/(km · Pkw) sowie 1.6 g/(km · Lkw).

Im Jahr 2002 wurden dort eine mittlere PM_{10} -Gesamtbelastung von 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und 91 Überschreitungen von Tagesmittelwerten größer 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. Windrichtungsabhängige Tagesmittelwer-

te (SenUm Berlin, 2003) zeigen für die südlichen bis westnordwestlichen Windrichtungssektoren 200° bis 315° (also für Wind zur Autobahn hin) für das Jahr 2002 einen Mittelwert von ca. 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Unter begründeter Annahme dieses Wertes als Vorbelastung wäre eine Zusatzbelastung von der Stadtautobahn von ca. 9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ableitbar. Die Vorbelastung von 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ korrespondiert mit den PM_{10} -Jahresmittelwerten an städtischen Hintergrundmessstellen von Berlin (Station 15 Tiergarten: 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; Station 42 Nansenstraße: 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; Station 171 Mitte: 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und wäre etwas höher als die PM_{10} -Konzentrationen am südlichen Stadtrand von Berlin (Station 27 Marienfelde: 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Im Jahr 2001 wurden an der Stadtautobahn im Jahresmittel 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bei 60 Überschreitungen des Tagesgrenzwertes gemessen. Eine windrichtungsabhängige Auswertung lag nicht vor. Die Be-



Bild 5.8: Ansicht der Stadtautobahn Berlin im Bereich der Messstelle Lerchpfad

Messjahr	2000	2001	2002
mittlere Verkehrsstärke [Kfz/d]	177 000*	177 000*	177 000*
Lkw-Anteil [%]	5.8*	5.8*	5.8*
Abstand zur Fahrbahn [m]	10	10	10
Verkehrssituation	AB80	AB80	AB80
Messhöhe [m]	3.5	3.5	3.5
PM_{10} -Jahresmittelwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	32	35	40
Anzahl Überschreitungen TMW > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	n. b.	60	91
PM_{10} -Zusatzbelastung [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	ca. 8	ca. 8 bis 9	ca. 9
abgeleiteter PM_{10} -Emissionsfaktor [g/(km · Fzg)]	0.14	n. b.	n. b.
(*= Werte für das Jahr 2000) n. b. = nicht bestimmt.			

Tab. 5.6: Kenngrößen an der Berliner Stadtautobahn (Lerchpfad) Quelle: LOHMEYER (2003a) und Senat Berlin

lastungen an den städtischen Hintergrundmessstellen Tiergarten und Nansenstraße zeigten für dieses Jahr Jahresmittelwerte von $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die PM_{10} -Zusatzbelastung sollte deshalb am Lerchpfad bei ca. 8 bis $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und somit etwa gleich hoch wie im Jahr 2002 liegen.

Für den Zeitraum Juni 1999 bis Dezember 2000 lagen PM_{10} - und NO_x -Konzentrationen einschließlich der Angaben zu den Windrichtungen vor (SCHULZE, 2002). Für das Jahr 2000 lässt sich daraus ein PM_{10} -Jahresmittelwert von $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ableiten. Eine windrichtungsabhängige Auswertung dieser Daten lieferte eine PM_{10} -Vorbelastung von $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und somit eine PM_{10} -Zusatzbelastung durch die Stadtautobahn von $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Für NO_x wurden im Jahresmittel $147 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgewiesen und im Windrichtungssektor 200° bis 315° $98.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Diese NO_x -Vorbelastung liegt deutlich höher als an den Hintergrundmessstellen Tegel (ca. $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bzw. Tiergarten (ca. $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Grund hierfür ist wahrscheinlich ein NO_x -Eintrag aus dem im Vorbelastungswindsektor gelegenen Hauptverkehrsstraßen „Königin-Elisabeth-Straße“ bzw. „Spandauer Damm“.

IFEU-Heidelberg gab in LOHMEYER (2003a) für den Lerchpfad einen NO_x -Emissionsfaktor von $0.85 \text{ g}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$ für das Bezugsjahr 2000 an. Mit diesen Angaben kann mittels NO_x -Tracer-Methode ein PM_{10} -Emissionsfaktor von $0.14 \text{ g}/(\text{km Fzg})$ bestimmt werden. Für das zweite Halbjahr 1999 ergibt sich eine PM_{10} -Zusatzbelastung von $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ minus $24.6 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 9.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sowie eine NO_x -Zusatzbelastung von $190 \mu\text{g}/\text{m}^3$ minus $125 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und bei angenommenen unveränderten NO_x -Emissionen ein PM_{10} -Emissionsfaktor von $0.12 \text{ g}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$, der sich gut vergleicht mit den für das Jahr 2000 abgeleiteten von $0.14 \text{ g}/(\text{Fzg km})$ (Tabelle 5.6).

5.7 BAB A 14 bei Nehlitz und Zöberitz

Das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LfU Sachsen-Anhalt, 2003) führte ein „Messprogramm zur Untersuchung des Einflusses der neu gebauten Bundesautobahn A 14 im Bereich Halle/S. auf die Immissionen“ durch. Die Messungen liefen in den Jahren 1998 bis 2000, also vor und nach Inbetriebnahme dieser Autobahn. Es wurden an mehreren Untersuchungspunkten in unterschiedlicher Entfernung zur Autobahn (ca. 20 m bis 600 m) Stichprobenmessungen sowie an zwei Messstellen (100 m und 270 m Entfernung) sta-

tionäre Konzentrationsmessungen durchgeführt. Die Verkehrsstärke auf den beiden betrachteten Autobahnabschnitten lag im Zeitraum 8 bis 16 Uhr (werktags) bei ca. 1 200 Kfz/h. Damit dürfte die Gesamtverkehrsstärke werktags bei ca. 15 000 bis 20 000 Kfz/d liegen. Genauere Angaben lagen nicht vor, ebenfalls auch keine Schwerverkehrsanteile.

Nach Inbetriebnahme der Autobahn wurde im Zeitraum 26.11.1999 bis 25.11.2000 eine PM_{10} -Gesamtbelastung an den stationären Messstationen von $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sowohl in Nehlitz (also in 270 m Entfernung) als auch in Zöberitz (also in 100 m Entfernung) als Jahresmittelwert gemessen. Angaben zur Vorbelastung wurden nicht gemacht. Da aber der gemessene Jahresmittelwert in 270 m Entfernung gleich dem in 100 m Entfernung ist, scheint hier die autobahnbedingte PM_{10} -Zusatzbelastung eher gering zu sein. Die Ergebnisse der mobilen Messungen (jeder Messpunkt wurde jeweils ca. 10- bis 11-mal im Zeitraum werktags zwischen 8 und 16 Uhr angefahren) zeigen keine Korrelation mit dem Abstand zur A 14.

5.8 BAB A 656 zwischen Mannheim und Heidelberg (BAB-II-Projekt)

Über die Messkampagne BAB II im Mai 2001 an der Autobahn A 656 berichten GEHRIG et al. (2003). Folgende Ausführungen sind dem Bericht entnommen:

„Der untersuchte Teil der Autobahn mit zwei Fahrspuren pro Richtung liegt auf einem 1.0 bis 1.5 m hohen Damm, der von offenen Landwirtschaftsflächen umgeben ist (Bild 5.9). Der Damm selber ist mit Gras bewachsen, auch der Mittelstreifen ist nicht verbaut, sodass die Luftanströmung nahezu ungestört erfolgen kann. Es gibt auch keine weiteren nennenswerten Emissionsquellen der unter-



Bild 5.9: Ansicht des beprobten Abschnittes der BAB A 656 (Quelle: GEHRIG et al., 2003)

suchten Luftschadstoffe in der näheren Umgebung. Die Autobahn hat eine sehr geringe Steigung (0.1 %). Mit 55 000 Fahrzeugen pro Tag ist die Verkehrsdichte relativ hoch. Der untersuchte Abschnitt wird allerdings hauptsächlich vom regionalen Verkehr zwischen den beiden Städten benutzt. Der Anteil des Fernverkehrs ist daher recht gering, und der Anteil des Schwerverkehrs dementsprechend mit 6 % beträchtlich niedriger als auf anderen deutschen Autobahnabschnitten. Die Geschwindigkeit ist auf 120 km/h beschränkt.

Auf beiden Seiten der Autobahn wurden umfangreiche Messungen der Luftschadstoffe vorgenommen. Nur diejenigen Perioden mit einer günstigen Windanströmung rechtwinklig zur Straße, in denen sich also eine klare Luv- und Leeseite herausbildete, wurden näher ausgewertet. In einem Abstand von 60 m (Nordseite) respektive 84 m (Südseite) zu den Fahrbahnen wurden zwei 52 m hohe Krantürme aufgestellt, an denen elektrisch betriebene Aufzüge montiert wurden. In diesen Aufzügen wurden zwei NO_x -Geräte und zwei Partikelmessinstrumente (Messung der Größenverteilung der Partikel mit einem Durchmesser D zwischen 30 nm und 10 μm ; Messung der Partikel-Oberflächenkonzentration) betrieben, um kontinuierliche Vertikalprofile von 5 bis 50 m über der Erdoberfläche aufzunehmen. Auf der Luvseite waren nachts sowohl die Anzahl- als auch die Oberflächenkonzentrationen auf dem gesamten Profil konstant.

Während des Tages traten auf der Leeseite im bodennahen Bereich deutlich erhöhte Konzentrationen auf: Am Vormittag wurden mit zunehmender Höhe geringere Schadstoffkonzentrationen registriert, um die Mittagszeit lag das Konzentrationsmaximum leicht erhöht bei etwa 10 m über dem Grund. Sowohl die ultrafeinen Partikel ($D < 100$ nm), bestehend aus Rußpartikeln und solchen Partikeln, die während der Abkühlung des Abgases durch Kondensation neu gebildet werden, als auch die großen ($D > 1 \mu\text{m}$, Abrieb- und Aufwirbelungsprodukte) zeigten diese Höhenabhängigkeit. Im mittleren Größenbereich ($D = 0.2\text{--}0.7 \mu\text{m}$) konnte keine Höhenabhängigkeit festgestellt werden, was bestätigt, dass der motorisierte Verkehr in dieser Größenklasse nur wenige Partikel erzeugt. Oberhalb von 25 m wurden auch auf der Leeseite der Autobahn Hintergrundkonzentrationen gemessen. Die Messergebnisse der Profildfahrten wurden durch stationäre Messungen in verschiedenen Höhen bestätigt.

Nach Durchführung der höhenabhängigen Verschiebung der einzelnen Profile aufgrund der zeitlichen Verzögerung bei der Detektion des NO_x -Messgerätes zeigte auch die Vertikalverteilung der NO_x -Konzentrationen ein ähnliches Verhaltensmuster wie die Partikel-Anzahlkonzentrationen: keine Höhenabhängigkeit in der Nacht auf der Luvseite sowie kontinuierliche Abnahme mit zunehmender Höhe von 5 bis 30 m über dem Erdboden auf der Leeseite der Autobahn. Bei etwa 30 m über Grund wurde jeweils der Hintergrundwert erreicht.

Bereits in einer Distanz von 60 m erstreckten sich die verkehrsbedingten Emissionen phasenweise bis auf eine Höhe von 40 m. Die Höhe der Abgasfahne des Verkehrs konnte bei Leelagen genau ermittelt werden, wenn der Durchschnittswert der Vertikalprofile über eine längere Zeitperiode berechnet wurde. Sie lag im Normalfall bei etwa 30 m über dem Erdboden. Durch Subtrahieren des jeweiligen Hintergrundwerts von den in der bodennahen Luftschicht gemessenen Konzentrationen können auch die direkten Emissionen der Straße abgeschätzt werden, selbst wenn zeitgleiche Luv- und Lee-Messungen fehlen. Zusammen mit den parallel erfolgten Windmessungen können absolute Emissionsfaktoren bestimmt werden.

Die Ergebnisse in der vorliegenden Studie bestätigten eine ausreichende Korrelation zwischen Partikeln und den NO_x -Werten, wie sie auch in früheren Fallstudien bereits beobachtet werden konnte. Dies bedeutet, dass die Bestimmung von Emissionsfaktoren für Partikel (Anzahl, Volumen, Masse) mit Hilfe der über die NO_x -Differenzen errechneten Verdünnung als sinnvoll erachtet werden kann."

ROSENBOHM et al. (2004) zeigten für einen Tag der Messkampagne mit stabilen Windverhältnissen (14.05.2001) auf, dass die PM_{10} -Zusatzbelastung in 60 m Entfernung und 5 m Höhe bei $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei einer Vorbelastung von $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lag. Die PM_1 -Zusatzbelastung wurde mit ca. 0.6 bis $1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ angegeben. Nimmt man an, dass PM_1 zu 100 % durch Auspuffpartikel gebildet wird, so lag der Anteil der nicht auspuffbedingten Partikelemissionen an der Gesamt- PM_{10} -Emission für diesen Messtag bei ca. 74 bis 88 %.

Massebezogene Partikelemissionsfaktoren sind der vorliegenden Literatur nicht zu entnehmen. Hier sind lt. Aussage der Autoren weitere Veröffentlichungen geplant.

5.9 Messergebnisse aus Tunneln

In verschiedenen Untersuchungen wurden innerhalb von Tunneln PM_{10} -Emissionsfaktoren mittels Massenbalance-Rechnungen abgeleitet.

ISRAEL et al. (1994) und RAUTERBERG-WULFF (1998 und 1999) bestimmten die PM_{10} -Emissionsfaktoren im Tunnel Tegel (Stadtautobahn Berlin). Die Verkehrsstärken im Tunnel lagen bei ca. 40 000 Kfz/d bei einem Schwerverkehrsanteil um ca. 7 %: Die Geschwindigkeit ist innerhalb des Tunnels auf 80 km/h begrenzt. Die verwendete Mess- und Auswertemethodik erlaubte u. a. eine Separation der Emissionsfaktoren für Pkw und Lkw. Die wesentlichsten Kenngrößen dieser Messungen sind in der zusammenfassenden Tabelle 5.7 aufgeführt. Bemerkenswerterweise liegen die im Tunnel ermittelten PM_{10} -Emissionsfaktoren in der Tendenz deutlich niedriger als an der Stadtautobahn (siehe oben), trotz vergleichbarer Schwerverkehrsanteile und Fahrgeschwindigkeiten.

Mittels dreier Messkampagnen im Brudermühltunnel in München ermittelten PALME et al. (2004) sowohl PM_{10} -Emissionsfaktoren als auch anhand von Partikelgrößenauswertungen und Inhaltsstoffanalysen Abschätzungen zu den Quellzuordnungen Auspuffemission, Reifenabrieb und Bremsabrieb. Der Tunnel ist mit ca. 50 000 Kfz/d und einem Schwerverkehrsanteil von ca. 8 % gut frequentiert. Trotz dessen innerstädtischer Lage fällt er aufgrund der dort vorliegenden Verkehrssituation (HVS > 50) jedoch in den Anwendungsbereich von MLuS und wird hier mit betrachtet. Die relevanten Kenngrößen sind in der Tabelle 5.7 aufgeführt.

PUXBAUM et al. (2002) sowie SCHMID et al. (2001) berichteten von einer Messkampagne im Tauertunnel (A 10 in Österreich). Dieser Tunnel ist mit ca. 20 000 Kfz/d und einem Schwerverkehrsanteil von ca. 15 % (werktags 17.6 %, Wochenende 2.7 %) frequentiert. Neben einer umfangreichen Datenauswertung inklusive Inhaltsstoffanalysen wurden auch PM_{10} -Emissionsfaktoren abgeleitet. Die relevanten Kenngrößen dieser Messung sind ebenfalls in Tabelle 5.7 aufgeführt.

STERNBECK et al. (2002) nutzten ebenfalls Tunnel, um PM_{10} -Emissionsfaktoren und darauf aufbauend Elementaranalysen durchzuführen. Dafür maßen sie am Tunnel Tingstad sowie Lundby, beides Tunnel im Zentrum von Götheburg (Schweden). Die Fahrgeschwindigkeiten lagen in beiden Fällen über

50 km/h. Am Tingstad-Tunnel wurde im November 1999 gemessen, am Tunnel Lundby im frühen April 2000. Da im April 2000 nach Aussagen der Autoren allgemein noch mit Spikereifen gefahren wurde, sind die für diesen Tunnel ermittelten Emissionsfaktoren (ca. Faktor 6 höher als im Tunnel Tingstad) nicht als repräsentativ für deutsche Verhältnisse anzusehen. Deshalb sind in Tabelle 5.7 nur die relevanten Kenngrößen der Messung am Tunnel Tingstad aufgeführt.

Das Lufthygieneamt Basel führte im Arisdorftunnel im November 1999 eine Messkampagne durch, in der PM_{10} -Proben zur morphologischen Untersuchung mittels Rasterelektronenmikroskopie und Röntgenmikroanalyse ausgewertet wurden (Carbotech, 2000a und b). Die Partikel wurden in drei Größenklassen (0.1–1 μm , 1–2.5 μm und 2.5–10 μm) eingeteilt. Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen für alle Standorte eine klare Dominanz der Anzahl der kleinen Partikel im Bereich 0.1–1 μm . Die Konzentrationen dieser Partikelklasse liegt bei einigen Hunderttausend bis Millionen pro Liter Luft. Die Anzahl der Partikel in der Größenklasse 1–2.5 μm lag je nach Standort etwa Faktor 200–300 tiefer. In der Fraktion 2.5–10 μm wurden mit 76–850 Partikeln pro Liter Luft die geringsten Anzahlkonzentrationen bestimmt. Die kleinsten Partikel (0.1–1 μm) bestanden zu über 90 % aus kohlenstoffhaltigem Material, primär Rußpartikel. Die Konzentration im Tunnel ist etwa zehnmal größer als im Freien. Die Partikelfraktion 1–2.5 μm bestand im Tunnel zu etwa 83–93 % aus Rußteilchen, die restlichen 7–17 % der Teilchen bestehen aus anderer organischer Materie, Eisenoxid und Mineralien. Organische Partikel mit Schwefel, welche als Reifenabrieb gelten können, waren nur in geringer Anzahl zu beobachten (im Mittel 1 %). Die Partikelfraktion 2.5–10 μm bestand im Tunnel ebenfalls hauptsächlich (76–81 %) aus Ruß. Nach Aussagen der Autoren zeigten die Zusammensetzungen der Partikel im Tunnel, dass nur geringe Mengen von Teilchen, welche für eine Resuspension (Aufwirbelung) typisch sind (z. B. mineralische und metallhaltige Partikel), gefunden wurden. Die Ursache wurde von den Autoren in den hohen Luftströmungen im Tunnel vermutet, die das Entstehen von Staubdepots im Tunnelinneren verhindern.

Im November 1999 wurden auch Konzentrationsmessungen im Arisdorftunnel auf PM_{10} -Emissionsfaktoren hin ausgewertet (Carbotech, 2000b). Allerdings werden die dort gefundenen Ergebnisse

Quelle	Straße	Messzeitraum	Quali- Klasse	Straßen- kategorie	Fzg- Gesch. [kmh]	Fahr- bahn- belag	DTV [Kfz/24]	Anteil Lkw [%]	Ab- stand m	PM ₁₀ ⁻ ZB µg/m ³	PM ₁₀ ⁻ E-Ges. g/(km·FZG)	PM ₁₀ ⁻ g/(km· Pkw)	PM ₁₀ -E g/(km· Lkw)	PM ₁₀ ⁻ Auf/Ab g/(km·FZG)	PM ₁₀ ⁻ Auf/Ab g/(km·Pkw)	PM ₁₀ ⁻ Auf/Ab g/(km·Lkw)	PM ₁₀ ⁻ Auspuff g/(km·Pkw)
LOHMEYER et al. (2003)	A 5/Kenzingen	2001	C	AB>120	130	Asphalt	56 700	13.1	12	6	0.060			0.006			0.054
LOHMEYER et al. (2003)	A 5/Holzhausen	2001	C	AB>120	130	Asphalt	60 700	12.9	12	7	0.056			0.006			0.050
eigene Auswahl	A 4/BAST	2002	C	AB>120	130	Asphalt	72 600	8.8	13	3	0.090			0.057			0.033
RABI (2003)	A 8/Zusmarshausen	2002	B	AB>120	130	Beton	56 600	15.0	3	23							0.040
GEHRIG et al. (2003)	A 1/Birnhard	Mai-Aug. 01	B	AB120	120	Beton	66 200	10.6	20	4**	0.083		0.267	0.050	0.047	0.074	0.033
KEUKEN et al. (1999)	N 201/Holland	Dez. 96	B-C	AB120	120	k. A.	28 000	10.0	1	18**	0.100		0.640				
eigene Auswahl	A 4/Jena	2003	C	AB100	110	Asphalt	66 000	15.0	35	5							
GEHRIG et al. (2003)	A 4/Humilikon	Okt.-Dez. 01	B	AB100g	90	Asphalt	40 300	12.5	20	3**	0.071		0.344	0.037	0.022	0.144	0.034
eigene Auswahl	B 10/Karlsruhe	2003	A	AB100g	90	Asphalt	75 500	14.4	7	7	0.081		0.410	0.038	0.009	0.210	0.043
ISRAEL et al. (1994)	Berlin/Lechpfad	1989-92	C	BAB80	95	Asphalt	150 000	8.0	10		0.216		1.600	0.169	0.073	1.271	0.047
LOHMEYER et al. (1999)	Berlin/Lechpfad	2000	C	BAB80	95	Asphalt	177 200	5.8	10	8	0.140			0.106			0.034
GEHRIG et al. (2003)	Aathal	Dez. 00-Apr. 01	B	Außenorts50	50	Asphalt	26 000	6.1	5	7	0.067		0.394	0.044	0.033	0.207	0.023
KEUKEN et al. (1999)	Holland/Drechtunnel	Mrz. 99	B-C	Tunnel/BAB100	100	k. A.	75 000	s. u.*				0.040	0.800				
KEUKEN et al. (1997)	Holland/Drechtunnel	Juli 97	B-C	Tunnel/BAB100	100	k. A.	k. A.	s. u.*				0.045	0.920				
ISRAEL et al. (1994)	Berlin/Tunnel Tegel	1994	B	Tunnel/BAB80	80	Asphalt	37 000	6.0			0.071		0.597	0.032	0.016	0.290	0.039
RAUTERBERG WULFF (1998)	Berlin/Tunnel Tegel	Mai-Juni 1996	B	Tunnel/BAB80	80	Asphalt	40 000	7.0			0.088		0.834	0.052	0.012	0.578	0.036
LASCHNER et al. (2004)	Kaisermühltunnel	Sept.-Okt. 02	B	Tunnel/BAB80	80	k. A.	50 000	12.6			0.047***			0.001***	0.000	0.000	0.045
STERNBECK et al. (2002)	Tunnel Tingstad	Nov. 99	B-C	Tunnel/BAB60g	60	k. A.	81 600	10.0			0.044			0.012			0.032
SCHMID et al. (2001)	Tauernntunnel	1997	B	Tunnel/BAB60g	75	k. A.	19 500	15.0			0.085		0.394	0.036	0.016	0.143	0.049
PALME et al. (2004)	Brudemühltunnel	2001	B	Tunnel/IO>50	58	Asphalt	50 000	8.0			0.031		0.193	0.010	0.004	0.075	0.021

Kursive Werte = Angaben der Autoren zu Auspuffpartikeln, fette Werte = HBEFA 2.1

* = Pkw/Lkw-Aufteilung aus den Fahrzeugflotten in einer Normal- und einer für Schwerverkehr gesperrten Röhre

** = nur Wind aus Richtung Straße

*** = Gesamtpartikelmasse (PM)

Qualitätsklasse: Datenverfügbarkeit ist für A besser als für C

Tab. 5.7: Zusammenstellung der derzeit verfügbaren Daten für autobahnähnliche Straßen

bzgl. deren Genauigkeit von den Autoren als unsicher eingeschätzt, da keine zeitgleiche Vorbeltungsmessung vorlag und die Verkehrszählung, insbesondere was die Schwerverkehrsanteile anbetrifft, zum Teil unsicher war. Deshalb werden diese Werte im Weiteren nicht mitbetrachtet.

KEUKEN et al. (1999) leiteten als Resultat von Auswertungen holländischer Messungen an Autobahnen folgende Aussagen ab:

Luv-Lee-Messungen von $PM_{2.5}$ und $PM_{2.5-10}$ an holländischen Autobahnen und in Autotunneln zeigen an, dass die aus den Messungen abgeleiteten Emissionsfaktoren gut mit den Emissionsfaktoren des holländischen „National Bureau of Statistics (CBS)“ übereinstimmen. In den Emissionsfaktoren des CBS sind Emissionsfaktoren für Auspuffemissionen, für Reifen- und Bremsabrieb sowie Straßenstaub enthalten, wobei der Emissionsfaktor Straßenstaub gleich dem für Reifenabrieb angesetzt wird und 1997 mit kleiner 10 % Anteil am PM_{10} festgelegt wurde. Es wird von den Autoren geschlossen, dass die Resuspension von Straßenstaub in Holland nicht relevant ist. Damit läge an holländischen Autobahnen ein anderer Zustand vor als an der B 10 bei Karlsruhe, wo bei ca. 16 % Schwerverkehrsanteil und einer Geschwindigkeitsbegrenzung auf 100 km/h folgende Aufteilung der PM_{10} -Emissionen an trockenen Werktagen festgestellt wurde: ca. 50 % Auspuffpartikel, ca. 18 bis 25 % Reifenabrieb, weniger als 1 % Bremsabrieb und der Rest (also ca. 30 %) ist Straßenabrieb und Resuspension von Straßenstaub zuzuordnen (siehe vorn). Dies steht scheinbar im Widerspruch zu den Aussagen der holländischen Autoren. Deshalb soll im Folgenden vertiefend auf die Annahmen und Randbedingungen der holländischen Aussagen eingegangen werden:

Die Bestimmung der Partikel-Emissionen erfolgte im Juli 1997 im Drechttunnel in Holland. Die Fahrzeuggeschwindigkeiten lagen bei 100 km/h. Die Emissionsfaktoren wurden bestimmt mittels Massebalanceberechnungen im Tunnel anhand der gemessenen Zusatzbelastung und des Volumenstromes der Luft im Tunnel sowie der gemessenen Verkehrsmengen. Da eine der Tunnelröhren für Schwerverkehr gesperrt war, war eine Differenzierung der ermittelten Emissionsfaktoren in Pkw und Lkw möglich. Die ermittelten Emissionsfaktoren sind in der Tabelle 5.8 aufgeführt. Zum Vergleich werden die entsprechenden Emissionsfaktoren aus der CBS sowie die Partikel auspuffemissionen des

	$PM_{2.5-10}$ aus Tunnel- mes.	$PM_{2.5}$ aus Tun- nelmes.	$PM_{2.5-10}$ aus CBS	$PM_{2.5}$ aus CBS	Auspuff- Partikel HBEFA 2.1
Personen- wagen	0	45	10	47	26
Schwer- verkehr	290	630	50	580	223
Werte in mg/km					

Tab. 5.8: Partikel-Emissionsfaktoren 1997 aus dem Drechttunnel im Vergleich zu den Emissionsfaktoren aus der nationalen Emissionsdatenbank (CBS) sowie HBEFA 2.1, Quelle: KEUKEN et al. (1997, 1999)

Handbuches für Emissionsfaktoren (HBEFA 2.1) gegenübergestellt.

Die im Drechttunnel ermittelten PM_{10} -Emissionen infolge der Personenwagen bestanden zu 100 % aus $PM_{2.5}$. Da $PM_{2.5}$ im Wesentlichen den Auspuffemissionen zugeordnet werden kann, ist im betrachteten Tunnel für Pkw tatsächlich kein messbarer Anteil an Abrieben bzw. Wiederaufwirbelung von Straßenstaub beobachtet worden. Für den Schwerverkehr wurde der Anteil größerer Partikel mit ca. 30 % (290/920) an PM_{10} bestimmt. Dies ist ein deutlicher Anteil, von dem nur ca. 17 % durch die in der CBS angesetzten Abriebe beschrieben werden können, d. h. aber auch, dass ca. 26 % ((290 minus 50)/920) der PM_{10} -Emissionen des Schwerverkehrs im betrachteten Tunnel nicht durch die Emissionsfaktoren des CBS (Auspuff, Reifen, Bremsen, Straßenstaub) beschrieben werden können. Dies relativiert u. E. die in KEUKEN et al. (1999) aufgeführte allgemeine Aussage über die geringe Relevanz der Resuspension von Straßenstaub. Bemerkenswert ist der relativ große Unterschied zwischen den Partikel auspuffemissionen des HBEFA und denen des CBS. Das HBEFA scheint, bei der begründeten Annahme, dass die $PM_{2.5}$ -Emissionen nur durch Auspuffpartikel gebildet werden, die holländischen Partikel auspuffemissionen nur unzureichend zu beschreiben (Abweichung ca. 50 %). Die Ursachen dafür sind derzeit nicht bekannt. Sie werden derzeit mit TNO diskutiert.

LASCHOBBER et al. (2004) berichten über eine Messkampagne im Kaisermühlentunnel in Wien. Die Fahrzeuggeschwindigkeiten im Tunnel sind auf 80 km/h begrenzt. Gemessen wurden u. a. Aerosolmassen (PM , nicht begrenzt auf PM_{10}), die auch auf Inhaltsstoffe wie Kohlenstoffe, Ionen und Spuremetalle analysiert wurden. Die Emissionsfaktoren wurden mittels Massebalanceberechnung ermittelt. Die Autoren stellten fest, dass nur ein sehr geringer Teil der Partikelemissionsfaktoren (kleiner

5 %) der Wiederaufwirbelung bzw. dem Abrieb von Straßenmaterialien im Tunnel zugeordnet werden kann.

5.10 Diskussion der vorliegenden Emissionsfaktoren

In der Tabelle 5.7 wurden die PM_{10} -Emissionsfaktoren der in den vorhergehenden Kapiteln vorgestellten Messungen zusammengestellt. Diese Messergebnisse haben unterschiedliche Qualitäten, die im Wesentlichen von der Messdauer und der Vollständigkeit der für eine Ableitung der Emissionsfaktoren notwendigen Eingangsdaten (z. B. Vorbelastung, parallele Verkehrszählungen, Quelle der Auspuffemissionsfaktoren → aus Messdaten abgeleitet oder aus Emissionsdatenbank etc.) abhängen. In der Tabelle 5.7 wurde neben der Zusammenstellung wesentlicher Kenngrößen versucht, aus den vorliegenden Informationen eine Bewertung vorzunehmen (= Qualitätsklasse). Qualitätsklasse A charakterisiert eine Messung mit einem vollständigen und über einem repräsentativen Zeitraum (mind. 1/2 Jahr) verfügbaren Datensatz. Bei Qualitätsklasse B liegen alle wesentlichen Informationen vor, allerdings kann der Messzeitraum eingeschränkt sein und/oder die Auspuffemissionen werden aus einer nationalen Emissionsdatenbank verwendet (z. B. HBEFA). Bei der Qualitätsklasse C liegen eingeschränkte Datenkollektive vor. Z. B. ist die Angabe der Vorbelastung mit größeren Unsicherheiten behaftet, weil sie nicht vor Ort ermittelt wurde oder die Verkehrszahlen wurden nicht vor Ort und/oder nicht für das Messjahr bestimmt. Auf diese Besonderheiten wird bei der nachfolgenden Diskussion der Emissionsfaktoren hingewiesen.

Die höchsten PM_{10} -Gesamtemissionsfaktoren werden für den Lerchpfad ausgewiesen. Allerdings ist die Unsicherheit hier besonders groß, da keine vor Ort ermittelte Vorbelastung verfügbar war (Lerchpfad 2000) bzw. die aus den Jahren 1989–1992 angegebenen Emissionsfaktoren aus Messungen von Gesamtstaub bestimmt wurden, welche dann mittels Faktor auf PM_{10} umgerechnet wurden. Diese Werte sind somit nicht stark belastbar und wurden mit Klasse C bewertet. Ebenfalls nur eingeschränkt belastbar sind die Emissionsfaktoren für die A 5 (für das Jahr 2001), da die zur Ableitung der Emissionsfaktoren zur Verfügung gestandenen Verkehrszahlen auf Zählungen des Jahres 1995 basierten und teilweise im Bereich der

Messstelle Bauarbeiten durchgeführt wurden (siehe LOHMEYER, 2003a oder b). Der im Rahmen dieser Arbeit abgeleitete Emissionsfaktor an der A 4 (BASt) ist ebenfalls mit Qualitätsklasse C bewertet worden, weil dort keine direkte Vorbelastungsmessung vorlag (Vorbelastung wurde aus windrichtungsabhängiger Schadstoffkonzentration abgeleitet) und an der Messstelle die Ausbreitungsverhältnisse durch starken Bewuchs eingeschränkt sind. Die Messungen an den holländischen Autobahnen wurden mit der Qualitätsklasse B–C charakterisiert. Die Messkampagnen fanden nur an wenigen Tagen statt, deswegen ist das Messdatenkollektiv eingeschränkt. Die Aussagen zur Höhe der Auspuffemission und damit indirekt zu den nicht auspuffbedingten Emissionsfaktoren sind widersprüchlich und derzeit mit TNO noch in Diskussion (siehe Abschnitt 5.9). Auch für den Tunnel Tingstad wurde diese Qualitätsklasse B–C vergeben, da hier keine Auspuffemissionsfaktoren angegeben wurden und die Anwendung der Fahrzeugflotte des HBEFA auf die Verhältnisse in Schweden ebenfalls unsicher ist.

Im Folgenden werden bei der Diskussion der Gesamtemissionsfaktoren nur die Werte der Qualitätsklassen A, B und B–C betrachtet, bei den Emissionsfaktoren für den Anteil Aufwirbelung und Abrieb (Auf/Ab) nur A und B.

Die verfügbaren PM_{10} -Gesamtemissionsfaktoren für die Qualitätsklassen A, B und B–C liegen in einem Bereich zwischen 0.03 und 0.13 g/(Fzg · km). Der niedrigste Wert wurde für den Brudermühltunnel ausgewiesen, die höchsten können für die Messungen im Drechttunnel abgeleitet werden. Der Mittelwert über alle Emissionsfaktoren dieser Qualitätsklassen beläuft sich auf 0.078 g/(Fzg · km). Dieser Wert korrespondiert gut mit dem an der B 10 ermittelte Emissionsfaktor von 0.081 g/(Fzg · km).

Die Differenz der PM_{10} -Gesamtemissionsfaktoren und der Auspuffemissionsfaktoren (gekennzeichnet als PM_{10} -Auf/Ab) für die Qualitätsklassen A und B liefert eine Bandbreite zwischen 0.001 und 0.052 g/(Fzg · km), im Mittel von 0.033 g/(Fzg · km). An der B 10 wurden 0.038 g/(Fzg · km) festgestellt. Die nach Fahrzeugklassen differenzierten PM_{10} -Emissionsfaktoren für Auf/Ab variieren für Pkw zwischen praktisch null g/(Fzg · km) (Kaisermühltunnel) und 0.047 g/(Pkw · km) (A 1/Birrhard), im Mittel bei 0.018 g/(Pkw · km). Hier liegt der für die B 10 abgeleitete Wert mit 0.009 g/(Pkw · km) mit am un-

teren Ende des Wertebereiches. Es sei allerdings auf die Besonderheiten bei der Ableitung der nach Pkw und Lkw getrennten Emissionsfaktoren verwiesen.

Die nach Fahrzeugklassen differenzierten PM_{10} -Emissionsfaktoren für Auf/Ab variieren für Lkw zwischen praktisch null g/(Lkw · km) (Kaisermühltunnel) und 0.578 g/(Lkw · km) (Tunnel Tegel), im Mittel bei 0.191 g/(Lkw · km). Dies vergleicht sich wiederum gut mit dem für die B 10 abgeleiteten Wert von 0.211 g/(Lkw · km). Im Mittel emittiert somit der Schwerverkehr ca. 11-mal mehr PM_{10} als leichte Fahrzeuge.

Betrachtet man die flottenmittleren PM_{10} -Emissionsfaktoren für Aufwirbelung/Abrieb für die freien Strecken und Tunnelstrecken getrennt, so weisen diese für die freien Strecken mit im Mittel 0.042 g/(Fzg · km) einen etwa 60 % höheren Wert auf als die bei den überdeckelten Straßen (dort im Mittel 0.026 g/(Fzg · km)). Für die nicht auspuffbedingten Pkw-Emissionsfaktoren an freier Strecke liegen im Mittel 0.028 g/(Pkw · km) und bei überdeckelten Straßen im Mittel 0.010 mg/(Pkw · km) vor. Hier sind insbesondere die Werte aus dem Kaisermühltunnel auffällig (dort kein signifikanter Hinweis auf Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen). Dies korrespondiert mit den sehr niedrigen von PALME et al. (2004) im Brudermühltunnel gefundenen Werten und den Aussagen zum Arisdorftunnel (siehe vorn), wo keine relevanten Partikelanteile gefunden worden sind, die Abrieben oder Straßenstaub zugeordnet werden konnten. Niedrige Werte sind auch für Pkw aus den Messungen an der B 10 abgeleitet worden.

Die nicht auspuffbedingten Lkw-Emissionsfaktoren unterscheiden sich nicht signifikant zwischen freien und überdeckelten Straßen. Die Streuungen sind, wie auch bei den Pkw-Emissionsfaktoren, groß. Auch hier gibt es sehr geringe Werte aus Tunnelmessungen (Kaisermühltunnel, Brudermühltunnel), aber auch an freier Strecke (A 1/Birrhard).

Eine signifikante Geschwindigkeitsabhängigkeit der Emissionsfaktoren ist für den vorliegenden Datensatz nicht festzustellen.

6 PM_{10} -Emissionsmodellierung

Allgemeine Aspekte der PM_x -Emission wurden bereits im Abschnitt 2.1 beschrieben. Im Folgenden soll ausgehend von dem bisherigen Ansatz der

PM_{10} -Emissionsmodellierung mittels modifiziertem EPA-Modell (mEPA), aktuellen Diskussionen aus der Literatur und den im Kapitel 4 und 5 zusammengefassten Ergebnissen der Datenauswertungen ein Vorschlag für die zukünftige PM_{10} -Emissionsberechnung im MLuS gegeben werden.

6.1 Modifiziertes EPA-Modell

Von LOHMEYER (2001) wurde vorgeschlagen, für die PM_{10} -Emissionen einer Straße anzusetzen, dass sie sich für das zu betrachtende Bezugsjahr (Bzj) zusammensetzen aus den Emissionen aus dem Auspuff und den Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung (Ab+Auf), bestehend aus den Emissionen infolge Reifen-, Brems- und Kupplungsbelagsabrieb, Straßenabrieb und Aufwirbelung von Straßenstaub, also

$$e_{PM_{10}}(Bzj) = e_{PM_{10}}^{Auspuff}(Bzj) + e_{PM_{10}}^{Ab+Auf}(Bzj)$$

Dabei werden $e_{PM_{10}}^{Auspuff}(Bzj)$, die Emissionen aus dem Auspuff, entnommen aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren des Umweltbundesamtes (HBEFA). Für Abrieb und Aufwirbelung wird angesetzt, dass diese vom Bezugsjahr unabhängig sind, also

$$e_{PM_{10}}^{Ab+Auf}(Bzj) = e_{PM_{10}}^{Ab+Auf}$$

Für nicht überdeckelte Straßen wurde folgendes Berechnungsverfahren vorgeschlagen:

$$e_{PM_{10}}^{Ab+Auf} = a \cdot k \cdot (sL)^{0.52} \cdot W^{2.14} \left[\frac{1}{0.85} (1 - 0.5 \cdot r) \right] - e_{PM_{10}}^{Auspuff}(2000)$$

bzw. für die gesuchte gesamte PM_{10} -Emission im Bezugsjahr einer Straße

$$e_{PM_{10}}(Bzj) = e_{PM_{10}}^{Ab+Auf} + e_{PM_{10}}^{Auspuff} \quad (\text{im Bezugsjahr}),$$

wobei

$$e_{PM_{10}}^{Auspuff}(2000) = \begin{matrix} 0.016 \text{ g/km für Pkw (inkl. INfz) und} \\ 0.492 \text{ g/km für Lkw} \end{matrix}$$

Dabei bedeuten:

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

a = Korrekturfaktor für die Anwendung auf Straßen in Deutschland [-]

k = Basisemissionsfaktor der EPA = 0.18 g/km

sL = PM_{75} -Fraktion der Staubbiladung der Straße

W = Mittleres Gewicht der Fahrzeuge der Fahrzeugflotte

r = Anteil der Regentage eines Jahres (z. B. r = 0.3 [-] bei den jährlich ca. 120 Regentagen in Norddeutschland), aus Literatur oder beim Deutschen Wetterdienst (DWD) beschaffbar

In die Formel darf laut EPA (1993, 1997) nur das mittlere Gewicht der Fahrzeugflotte eingesetzt werden, es darf nicht getrennt für Pkw und für Lkw gerechnet werden.

a) Innerortstraßen

Für die Anwendung auf Innerortstraßen wurde ausgehend aus den Messungen in der Schildhornstraße (Berlin) und Lützner Straße (Leipzig), den Messungen von RAUTERBERG-WULFF an der Frankfurter Allee (Berlin) und den Auswertungen des LUA Brandenburg vorgeschlagen:

a = 0.8 [-] bei gutem Straßenzustand, a = 2 bei schlechtem Zustand,

sL = 0.2 g/m² bei gutem Straßenzustand, sL = 0.4 g/m² bei schlechtem Zustand,

sowie W (Pkw) = 1.1 t W (INFZ)
= 1.9 t W (sNFZ) = 9 t.

b) Außerortstraßen und Autobahnen

Für die Anwendung außerorts und für Autobahnen fehlten Messdaten, um die EPA-Formel entsprechend zu modifizieren. Als Emissionsdaten lagen damals nur für die Berliner Stadtautobahn aus Schwebstaub abgeleitete PM₁₀-Emissionsfaktoren (Mittelwert aus den Bezugsjahren 1989 bis 1992) vor. Es wurde ausgehend von plausiblen Annahmen zur Staubbelegung sowie ausgehend von Angaben des LUA Brandenburg zu Fahrzeuggewichten vorgeschlagen, in Abweichung vom Vorgehen bei Innerortstraßen:

sL = 0.1 g/m²,

außerorts: W (Pkw) = 1.2 t W (INFz) = 2.0 t
W (sNFz) = 11 t,

Autobahnen: W (Pkw) = 1.3 t W (INFz) = 2.1 t
W (sNFz) = 13 t.

c) Tunnelstrecken

Die PM₁₀-Emissionen auf Tunnelstrecken sind offenbar niedriger als die von offenen Straßen. Das zeigten die an den Tunneln Tegel (Berlin) und Bru-

dermühltunnel (München) gefundenen Emissionsfaktoren sowie der Vergleich der Emissionsfaktoren im Tunnel Tegel mit denen an der Berliner Stadtautobahn. Begründet wurde dies u. a. mit der gleichmäßigen Fahrweise und den geringeren Staubeinträgen in Tunneln.

Auf Basis der wenigen vorhandenen Daten für Tunnelstrecken wurde für die Bestimmung des PM₁₀-Emissionsfaktors für Pkw und SNfz vorgeschlagen:

Pkw (inkl. LNfz):

$$e_{PM_{10}}^{Pkw} (Bzj) = 0.025 + e_{PM_{10}}^{Auspuff - Pkw} (Bzj)$$

[g/(km · Fzg)]

Lkw:

$$e_{PM_{10}}^{Lkw} (Bzj) = 0.57 + e_{PM_{10}}^{Auspuff - Lkw} (Bzj)$$

[g/(km · Fzg)]

Dieses Emissionsmodell wird im derzeitigen Merkblatt für Luftverunreinigungen an Straßen (MLuS 02) verwendet.

6.2 Neuere Erkenntnisse zu PM₁₀-Emissionsmodellen

In einem Forschungsprojekt für das Landesamt für Umwelt und Geologie in Sachsen führte LOHMEYER (2003b) eine aktualisierte Literaturrecherche und Auswertung zu PM₁₀-Emissionen durch. Die Autoren fassten in einem Sachstandsbericht folgende wesentliche Punkte zusammen:

Modifiziertes EPA-Modell

In einem Forschungsprojekt des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen wurden aus vorliegenden Messdaten aus Feinscreeninguntersuchungen, die im Rahmen der Umsetzung von § 40 (2) des Bundes-Immissionsschutzgesetzes durchgeführt wurden, PM₁₀-Emissionsfaktoren abgeleitet (BRANDT et al., 2002). Diese wurden mit dem modifizierten EPA-Modell nach LOHMEYER (2001) sowie mit einem Ansatz von FILLIGER et al. (1999), der PM₁₀-Emissionen aus NO_x-Emissionen und straßenspezifischen Verhältnissen TSP/NO_x und PM₁₀/TSP berechnet, verglichen. Als Resultat konnte festgestellt werden, dass der Vergleich mit dem Ansatz nach LOHMEYER (2001) gute Übereinstimmung zeigte. Eine Gegenüberstellung mit den Emissionsfaktoren nach dem Ansatz von FILLIGER lieferte deutlich zu hohe Werte über den gesamten betrachteten Wertebereich. Es wurde für

Nordrhein-Westfalen empfohlen, das Modell nach LOHMEYER zu verwenden.

Das Ministerium für Umwelt und Verkehr, Baden-Württemberg, finanzierte im Jahr 2002 ein Projekt, um auf Basis von bereits vorliegenden Messdaten an deutschen Verkehrsmessstationen die dortigen PM₁₀-Emissionen zu bestimmen und mit den Ergebnissen der modifizierten EPA-Formel zu vergleichen, emissionsrelevante Parameter zu isolieren und die Grundlagen für die Emissionsmodellierung zu verbessern (LOHMEYER, 2003a).

Die Untersuchungen wurden durch das Ingenieurbüro Lohmeyer, das Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (IFEU) und das Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg (UMEG) Karlsruhe durchgeführt. Von den zuständigen Landesbehörden wurden dafür die Daten an 47 verkehrsnahen Messstellen der Länder zugearbeitet. Davon verblieben nach einer Vorauswertung der Daten, ihrer Überprüfung auf Vollständigkeit z. B. bezüglich gleichzeitig vorliegender Verkehrsdaten etc. und einer Begehung von 31 Messstellen noch 16 Datensätze, die detailliert ausgewertet und systematisiert wurden. Es wurde festgestellt:

1. Die ermittelten PM₁₀-Gesamtemissionen (motorplus nicht-motorbedingt) liegen an den untersuchten Straßen bis zu sechsmal höher als die Motoremissionen.
2. Die Streubreiten der Abweichungen zwischen aus den Messdaten abgeleiteten und mit dem modifizierten EPA-Modell berechneten Emissionsfaktoren sind groß.
3. Das modifizierte EPA-Modell überschätzt die nicht-motorbedingten Emissionen vor allem im Bereich kleiner Emissionsfaktoren einer Fahrzeugflotte. Vor allem hohe Emissionsfaktoren scheinen (bei geringem Datenkollektiv) vom Emissionsmodell jedoch eher unterschätzt zu werden.
4. Erstmals für Deutschland konnten im genannten Projekt für drei Autobahnabschnitte Emissionsfaktoren aus Immissionsmessungen abgeleitet ermittelt werden. An zwei Autobahnmessstellen an der A 5 zeigten sich deutlich geringere Emissionen als mit mEPA errechnet, für eine Messstelle (Stadtautobahn Berlin) zeigten sich die Emissionen in erwarteter Höhe. Die Ergebnisse dieser Messkampagne gingen auch in die Betrachtung im vorliegenden Projekt ein.

5. In der Stresemannstraße in Hamburg mit einer Geschwindigkeitsbegrenzung von 30 km/h liegen die PM₁₀-Emissionsfaktoren deutlich niedriger als die an allen anderen Straßen ermittelten Werte und auch niedriger als mit dem modifizierten EPA-Modell errechnet. Allerdings konnten dort die Auspuffemissionen nur mit großen Unsicherheiten bestimmt werden, sodass die Aussage nur als Hinweis für weitere Untersuchungen diene.
6. Zur objektiven Quantifizierung des Straßenzustandes wurde eine Methodik entwickelt, die auf den „Arbeitspapieren zur Systematik der Straßenerhaltung“ der Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV) basierte.
7. Ein Einfluss des Straßenzustandes auf die PM₁₀-Emission konnte im Projekt weder bestätigt noch widerlegt werden, da zu wenig Messpunkte vorhanden und die Variationen in den vorgefundenen Straßenzuständen zu gering waren.

Das Bayerische Landesamt für Umwelt (RABL, 2003) verglich PM₁₀-Messwerte (Immissionen, nicht Emissionen) an Stadtstraßen (Fahrmodus: Innerorts-Hauptverkehrsstraße mit Geschwindigkeiten größer 50 km/h) sowie an Autobahnen mit Ergebnissen des PC-Programms MLuS 02, welches das modifizierte EPA-Modell als Emissionsmodell beinhaltet. Sie fanden bei den untersuchten Stadtstraßen eine Abweichung der berechneten Konzentrationen von den gemessenen, die linear von der Verkehrsstärke abhängig ist. Bei Verkehrsstärken größer 15 000 Kfz/Tag ergibt sich folgender Überschätzungsfaktor f:

$$f = 0.0000114 \cdot \text{DTV} + 0.88$$

Für Verkehrsstärken kleiner 15 000 Kfz/Tag beträgt f = 1. Das heißt z. B., dass bei einer Verkehrsstärke von 30 000 Kfz/Tag die PM₁₀-Gesamtbelastung um ca. 22 %, bei 50 000 Kfz/Tag um ca. 45 % überschätzt wird. Für Autobahnen zeigte sich diese Linearität nicht. Hier reichte die Überschätzungsmarge vom Faktor 1.6 bis 2.5 in der PM₁₀-Gesamtbelastung.

Weitere Untersuchungen

1. Über die Relevanz nicht auspuffbedingter PM₁₀-Emissionen gibt es mittlerweile in der wissenschaftlichen Gemeinschaft Konsens. Wesentlich sind hierbei die Komponenten Reifen-, Brems- und Straßenabrieb sowie Wiederaufwirbelung (Resuspension) von Straßenstaub.

2. PM₁₀-Emissionsmodelle für nicht auspuffbedingte Partikel sind nach unseren Erkenntnissen derzeit in den USA (EPA-Modell), Norwegen (VLUFT-Modell), Schweden (SMHI-Modell) und Deutschland (mod. EPA-Modell) im Einsatz. In der Schweiz werden aus Messungen an sechs Straßen mit unterschiedlichen Verkehrssituationen abgeleitete Emissionsfaktoren zur Beschreibung der Emissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb benutzt. In anderen Ländern wird entweder das EPA-Modell verwendet oder die Emission aus dem Verhältnis zwischen PM₁₀- und NO_x-Immissionen abgeleitet.
3. Die Streubreiten der Abweichungen zwischen Messdaten und den Emissionsfaktoren aus dem modifizierten EPA-Modell sind groß. Im Wesentlichen werden die nicht auspuffbedingten Emissionen vor allem im Bereich kleiner Emissionsfaktoren überschätzt, im Bereich hoher Emissionsfaktoren (bei gering verfügbarem Datenkollektiv) eher unterschätzt.
4. Die US-EPA entwickelte in den letzten zwei Jahren ihr Modell dahin gehend weiter, dass der Einfluss von Regen berücksichtigt wird und weiterhin eine Separation der PM₁₀-Quellanteile Auspuff, Reifen- und Bremsabrieb und „Rest“ für amerikanische Verhältnisse möglich ist.
5. Sowohl VLUFT in Norwegen als auch das schwedische Modell berücksichtigen einen geschwindigkeitsabhängigen Term, um die Staubaufwirbelung zu beschreiben. Das EPA-Modell weist diese Abhängigkeit nicht auf. Hier werden die Staabeladung der Straße, das Gewicht der Fahrzeugflotte und die Regenhäufigkeit als Parameter verwendet. Die Schweizer Emissionsfaktoren differenzieren nach den Verkehrssituationen des Handbuches für Emissionsfaktoren.
6. Der Einfluss des Regens auf die PM₁₀-Emission scheint aufgrund der neuen Untersuchungen deutlich geringer zu sein, als dies 2001 angenommen wurde. Die US-EPA geht nur noch von ca. 25 % Minderung an Regentagen aus, andere Untersuchungen (z. B. SCHULZE, 2002) zeigen noch geringere bis gar keinen Einfluss auf die PM₁₀-Emissionen. Die Auswertung der Daten an der B 10 in Karlsruhe weist an Werktagen mit Regen auf eine Abnahme der Emissionsfaktoren von ca. 40 % hin, an Sonntagen mit Regen lag keine Abnahme vor. Bei Untersuchungen in der Schweiz (GEHRIG et al., 2003) wurden keine signifikanten Emissionsunterschiede zwischen trockenen und nassen Tagen beobachtet.
7. Trockene Straßenreinigung scheint entsprechend amerikanischen Untersuchungen (TRAKER-Messungen) keinen bzw. kurzzeitig sogar einen negativen Einfluss auf die Höhe der PM₁₀-Emissionsfaktoren zu haben (ETYEMEZIA et al., 2003; KUHNS et al., 2003).
8. LOHMEYER (2001) erläutert, dass das SMHI-Modell aus Schweden wegen der dortigen Spikereifen für die mitteleuropäischen Verhältnisse nicht anwendbar ist. BRANDT et al. (2002) zeigten auf, dass die Berechnung der PM₁₀-Emissionen aus PM₁₀/NO_x-Verhältnissen zu deutlich unsicheren Ergebnissen führt als die Anwendung des modifizierten EPA-Modells.
9. In den großen europäischen Emissionsdatenbanken, aber auch im amerikanischen Emissionsmodell MOBILE6, sind Emissionsfaktoren für Brems- und Reifenabrieb und z. T. für Straßenabrieb differenziert nach verschiedenen Fahrzeugklassen, aber auch Partikelgrößenklassen enthalten. Im neuesten Entwurf von CORINAIR ist dabei für Reifen- und Bremsbelag auch eine Differenzierung nach Fahrzeuggeschwindigkeiten und bei Lkw nach Beladungsgrad angegeben. Die Unsicherheit in den Daten ist aufgrund des begrenzt zur Verfügung stehenden Datenmaterials eher groß. Dies zeigt sich auch daran, dass sich trotz der im Wesentlichen gleichen Datengrundlagen die angesetzten Emissionsfaktoren z. B. zwischen CORINAIR und RAINS zum Teil deutlich unterscheiden.
10. Messtechnische Untersuchungen zum Einfluss des Straßenzustandes bzw. der Art des Fahrbahnbelages auf die PM_x-Emission liegen bisher nicht vor. Von verschiedenen Autoren werden allerdings Hinweise über einen möglichen großen Einfluss gegeben. So zeigte LOHMEYER (2003d) für eine Innerortsstraße in Brandenburg, dass beim Übergang von geflicktem Kleinpflaster auf Asphalt eine deutliche PM₁₀-Reduktion beobachtet werden konnte. LOHMEYER (2003c) wies allerdings auch durch Messungen an der Göttinger Straße in Hannover nach, dass die Staabeladung dieser Straße trotz des dort vorliegenden guten Straßenzustandes höher lag als für die Lützner Straße in Leipzig mit einem sehr schlechten Belag. Dies unterstützt die von einigen Autoren geäußerte

Kritik an der bisher als wichtiger Parameter verwendeten Staubbelastung im PM_{10} -Emissionsmodell.

11. PM_{10} und zum Teil $PM_{2,5}$ - bzw. PM_1 -Emissionsfaktoren liegen mittlerweile in einem größeren Umfang vor, als dies im Jahr 2001 der Fall gewesen ist. Mittlerweile sind auch Emissionsfaktoren für Autobahnen bekannt, die eine Anpassung des Modells an solche Straßen erlauben (siehe Kapitel 4 und 5 sowie Abschnitt 6.3).

6.3 Fazit aus den vorliegenden Messdaten an Autobahnen

Aus den in Kapitel 4 und 5 durchgeführten Datenanalysen können folgende wesentliche Aspekte für ein PM_{10} -Emissionsmodell extrahiert werden:

- Der größte Einfluss auf den PM_{10} -Emissionsfaktor stellt für die beprobten Außerortsstraßen der Anteil des Schwerverkehrs dar. Im Mittel der vorliegenden Daten in Tabelle 5.7 für die Qualitätsklassen A und B emittieren Lkw ca. 11-mal mehr PM_{10} als leichte Fahrzeuge, an der B 10 etwa 19-mal so viel. Allerdings scheinen an der B 10 bei stundenfeiner Auflösung die Emissionsfaktoren im Bereich niedriger Lkw-Anteile nicht mehr linear abzunehmen bzw. bei sehr hohen Lkw-Anteilen nicht mehr linear zuzunehmen.
- Neben den Auspuffemissionen sind Abriebe (Reifen, Bremsen, Fahrbahn) und die Resuspension von Straßenstaub nachweisbar. Die nicht auspuffbedingten PM_{10} -Emissionen haben z. B. an der B 10 an trockenen Werktagen einen Anteil von ca. 50 %. Davon sind Bremsabriebe zu vernachlässigen, Reifenabriebe liefern an diesen Tagen einen Beitrag von ca. 20 %.
- Anhand der vorliegenden Daten mit Qualitätsklasse A und B (siehe Tabelle 5.7) konnte für Lkw kein statistisch abgesicherter Unterschied zwischen den Emissionen in Tunneln und im offenen Gelände festgestellt werden. Es deutet sich allerdings an, dass die nicht auspuffbedingten PM_{10} -Emissionsfaktoren für Pkw im Tunnel deutlich niedriger liegen als an freier Strecke.
- Die Mittelwerte über alle nach Fahrzeugarten und nach freier Strecke sowie nach Tunnel differenzierten Emissionsfaktoren der Qualitätsklassen A und B betragen

28 mg/(km · Pkw) für frei Strecke bzw. 10 mg/(km · Pkw) für Tunnel sowie

159 mg/(km · Lkw) für freie Strecke bzw. 217 mg/(km · Lkw) für Tunnel.

- Der Einfluss von Regen auf die PM_{10} -Emissionsfaktoren ist weiterhin nicht eindeutig geklärt. An der B 10 in Karlsruhe konnten an nassen Werktagen Emissionsreduzierungen von ca. 40 % gegenüber trockenen Werktagen beobachtet werden, an Regensontagen allerdings nicht. GEHRIG et al. (2003) fanden an Autobahnen keine signifikanten Emissionsunterschiede zwischen trockenen und nassen Tagen.
- Die vorliegenden Daten reichen nicht aus, um eine signifikante und statistisch abgesicherte Abhängigkeit der nicht auspuffbedingten PM_{10} -Emissionsfaktoren von den Fahrzeuggeschwindigkeiten abzuleiten.
- Die Auspuffemissionsfaktoren aus dem HBEFA 2.1 sind an der B 10 vergleichbar mit den aus den Inhaltsstoffanalysen abgeleiteten.

6.4 Empfehlung für ein aktualisiertes PM_{10} -Emissionsmodell

Das bisherige PM_{10} -Modell (siehe Abschnitt 6.1) weist deutliche Schwächen auf. Die größte ist die dort verwendete Staubbelastung der Straße als wesentlicher Parameter, der zumindest für befestigte Straßen unter mitteleuropäischen Verhältnissen nicht als primäre Einflussgröße angesehen werden kann (siehe z. B. LOHMEYER, 2001; FITZ, 2001; LOHMEYER, 2003c). Auch ist die für die Anwendung des mEPA-Modells eigentlich notwendige Bestimmung der Staubbelastung für die zu betrachtende Straße (Absaugung des Straßenstaubes von Straßenflächen festgelegter Größe, Siebung auf Korngröße von PM_{75} bzw. PM_{10} sowie Auswiegung der Masse) nicht praktikabel. (An der B-10-Messstelle z. B. war sie nicht genehmigt worden). Die Streuung der realen Messwerte um bisher verwendete Standardwerte ist dagegen groß, wie bisher vorliegende Messungen an Innerortsstraßen gezeigt haben. Es wird deshalb vorgeschlagen, nicht das modifizierte EPA-Modell zu verbessern, sondern im Sinne einer notwendigen schnellen und pragmatischen Zwischenlösung einen Ansatz zu wählen, der kompatibel mit den Verkehrssituationen im Handbuch für Emissionsfaktoren ist und an die Vorgehensweise der Schweizer Arbeitsgruppen

anknüpft. Diese Vorgehensweise stellt kein grundsätzlich neues und physikalisch fundiertes Modell dar. Diese längerfristige Lösung ist nach wie vor anzustreben.

Es wird im Folgenden für die Berechnung der PM_{10} -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

$$e_{PM_{10}}(Bzj) = e_{PM_{10}}^{Auspuff}(Bzj) + e_{PM_{10}}^{dAbr}(Bzj) + e_{PM_{10}}^{Auf}(Bzj)$$

Dabei werden $e_{PM_{10}}^{Auspuff}(Bzj)$, die Emissionen aus dem Auspuff, entnommen aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren des Umweltbundesamtes (HBEFA). Für Abriebe und Aufwirbelung wird angesetzt, dass diese vom Bezugsjahr unabhängig sind, also

$$e_{PM_{10}}^{dAbr}(Bzj) = e_{PM_{10}}^{dAbr} \quad \text{und}$$

$$e_{PM_{10}}^{Auf}(Bzj) = e_{PM_{10}}^{Auf}$$

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 chemische Einflüsse gebildet) und von außen auf die Straße eingetragenen Partikeln also

$$e_{PM_{10}}^{Pot} = e_{PM_{10}}^{Reifen} + e_{PM_{10}}^{Brems} + e_{PM_{10}}^{Straße} + e_{PM_{10}}^{Rest}$$

Um dieses Staubpotenzial als PM_{10} 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 wird es sehr schwierig sein, direkte und indirekte (wieder aufgewirbelte) Abriebsbeiträge zu separieren. Auch werden insbesondere für Reifenabrieb und Straßenabrieb ähnliche Abhängigkeiten bei direkter und indirekter Emission vorliegen. Aus diesen Gründen wird keine Entkopplung von direkten und indirekten Abriebsemissionen angesetzt.

Somit ergibt sich folgende Gleichung für die nicht auspuffbedingten PM_{10} -Emissionen:

$$e_{PM_{10}}^{Auf/Ab} = F_{Regen} \cdot F_{Zustand} \cdot F_{kin} \cdot (e_{PM_{10}}^{Reifen} + e_{PM_{10}}^{Brems} + e_{PM_{10}}^{Straße} + e_{PM_{10}}^{Rest})$$

Die Emissionsfaktoren für die Reifen- und Bremsabriebe könnten differenziert nach den verschiedenen Fahrzeugklassen und Verkehrssituationen (ableitbar über die Fahrzeuggeschwindigkeit) z. B. der CORINAIR-Emissionsfaktordatenbank (CORINAIR, 2003) oder RAINS (LÜKEWILLE et al., 2002) entnommen werden. Emissionsfaktoren für Straßenabriebe sind in CORINAIR nicht enthalten und die aus der RAINS-Datenbank sind nach Aussage der Autoren zu unsicher. Aus diesem Grund wird vorgeschlagen, die Abriebe mit den nicht abriebsbedingten Anteilen (e^{Rest}) zusammenzufassen und mittels Anpassung an Messdaten festzulegen. Hierzu bietet sich die von GEHRIG et al. (2003) vorgeschlagene Vorgehensweise an, nach Verkehrssituationen klassifizierte Emissionsfaktoren getrennt nach Pkw und Lkw (ähnlich dem Vorgehen wie bei der Berechnung der Auspuffemissionen mittels Handbuch für Emissionsfaktoren) zu verwenden. Dieses Vorgehen wird im Folgenden „Emissionsfaktorenansatz“ genannt.

Als Regenkorrektur wäre der 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 0.5 in Gebieten, in denen relevanter Fahrzeugverkehr zu verzeichnen ist. Außerdem ist in den Emissionsfaktoren der Tabelle 5.7, welche der Ableitung der Emissionsfaktoren zugrunde gelegt werden, der jeweilige Regeneinfluss bereits beinhaltet. Deshalb wird vorgeschlagen, auf einen separaten Regenkorrekturfaktor zu verzichten.

Bzgl. der Abhängigkeit des kinetischen Kopplungsgliedes von der Fahrzeuggeschwindigkeit liegen wenig Informationen vor. Das VLUFT-Modell geht von einer quadratischen Geschwindigkeitsabhängigkeit aus, das SMHI-Modell von einer quadratischen (Pkw) und quadradwurzelabhängigen (Lkw). Die TRAKER-Messungen zeigten eine von der Fahrzeuggeschwindigkeit lineare Abhängigkeit des Emissionsfaktors bei konstantem Emissionspotenzial, allerdings niedrigere Emissionspotenziale auf Hochgeschwindigkeitsstraßen, sodass sich beide Abhängigkeiten konträr beeinflussen. Die im Entwurf von CORINAIR beinhalteten Reifen- und

Bremsabriebemissionen sind abhängig von der Fahrzeuggeschwindigkeit, die Emissionsfaktoren von z. B. GEHRIG et al. (2003) durch ihre Differenzierung in Verkehrssituationen ebenfalls. Aus diesem Grund wird vorgeschlagen, auf eine zusätzliche Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit zu verzichten, wenn der Ansatz von verkehrssituationsabhängigen Emissionsfaktoren angesetzt wird.

Die Straßenzustandskorrektur könnte sich an der vermuteten Abhängigkeit vom Straßenzustandsparameter nach LOHMEYER (2003a) orientieren. Dieser kann kontinuierlich Werte zwischen 1.5 und 5 durchlaufen. In Ermangelung von konkreten messtechnisch erfassten Abhängigkeiten zwischen Straßenzustand und nicht auspuffbedingten Emissionen kann derzeit keine Korrektur-Funktion angesetzt werden. Es wird vorgeschlagen, dass in Anlehnung an das derzeit eingesetzte modifizierte EPA-Modell für Straßen im guten Zustand ein Wert 1, für Straßen im schlechten Zustand ein Wert von 3.6 verwendet wird. Hier ist dringender Forschungsbedarf gegeben. Es wird also angesetzt:

$$F_{\text{kin}} = 1$$

$F_{\text{Zustand}} = 1$ für Straßen im guten (Standardanwendung) und 3.6 im schlechten Zustand.

Für die Festlegung der Emissionsfaktoren für die Summe aus Reifen-, Brems-, Straßen- und Kupplungsabrieb sowie Wiederaufwirbelung von eingetragenen Straßenstaub können folgende wesentliche Ergebnisse aus den vorangegangenen Untersuchungen berücksichtigt werden:

- Anhand der vorliegenden Naturdaten (Tabelle 5.7) mit den Qualitätsklassen A und B konnte kein abgesicherter Unterschied zwischen den Lkw-Emissionen in Tunneln und im offenen Gelände festgestellt werden. Die Streubreiten der Emissionsfaktoren sind zu groß. Die nicht auspuffbedingten Pkw-Emissionsfaktoren in Tunneln liegen im Mittel deutlich niedriger als die Emissionsfaktoren an freier Strecke.
- Die vorliegenden Daten reichen nicht aus, um eine signifikante und statistisch abgesicherte Abhängigkeit der nicht auspuffbedingten PM_{10} -Emissionsfaktoren von der Fahrzeuggeschwin-

digkeit abzuleiten. Auch existiert derzeit noch kein praktikabler und validierter Modellansatz zur Berücksichtigung der Fzg.-Geschwindigkeit.

- Die Emissionsfaktoren werden für Pkw und Lkw aus den in Tabelle 5.7 aufgezeigten Werten der Qualitätsklassen A und B bestimmt, wobei die Ergebnisse der B-10-Auswertung wegen der höheren Qualität dieses Datensatzes mit doppeitem Gewicht in die Mittelwertbildung eingehen.

Es werden somit für die verschiedenen Verkehrssituationen im MLuS für freie (nicht überdeckelte Strecken) folgende Werte vorgeschlagen:

Pkw inkl. LNF:

für alle Außerorts- und Autobahnverkehrssituationen und $\text{IO_HVS} > 50$ (freie Strecke)
22 mg/(km · Fzg),

Lkw:

für alle Außerorts- und Autobahnverkehrssituationen und $\text{IO_HVS} > 50$ (freie Strecke)
200 mg/(km · Fzg).

In Tunnelstrecken scheinen die Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen infolge gleichmäßiger Fahrweise und verminderten Staubeintrags geringer zu sein. Für die Pkw-Emissionsfaktoren liegen diese im Mittel niedriger als an freier Strecke. Deshalb wird für Tunnelstrecken vorgeschlagen:

Pkw inkl. LNF:

für alle Außerorts- und Autobahnverkehrssituationen und $\text{IO_HVS} > 50$ (Tunnel)
10 mg/(km · Fzg),

Lkw:

für alle Außerorts- und Autobahnverkehrssituationen und $\text{IO_HVS} > 50$ (Tunnel)
200 mg/(km · Fzg).

6.5 Vergleich des Emissionsansatzes mit vorliegenden Naturdaten

Im Folgenden werden die mittels o. a. Ansatzes berechneten PM_{10} -Emissionen und Immissionen mit den vorhandenen Messdaten verglichen.

Ein Vergleich der mittels Emissionsfaktorenansatz nach Abschnitt 6.4 berechnbaren PM_{10} -Gesamtemissionsfaktoren mit den aus Messdaten abgelei-

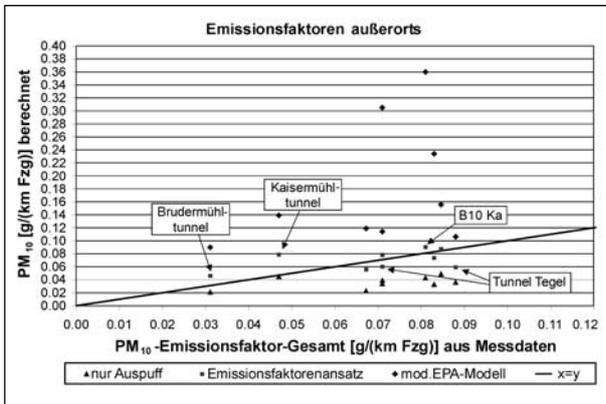


Bild 6.1: Vergleich der aus Immissionsmessungen ermittelten PM_{10} -Emissionsfaktoren mit den Auspuffemissionsfaktoren, den Ergebnissen des modifizierten EPA-Modells und dem vorgeschlagenen Emissionsfaktorenansatz

teten der Qualitätsklassen A und B (Tabelle 5.7) zeigt Bild 6.1.

Hierbei ist gut zu erkennen, dass das bisher verwendete modifizierte EPA-Modell (Abschnitt 6.1) die verfügbaren Emissionsfaktoren für den Außerortsbereich z. T. deutlich mit dem Faktor 1.2 bis 4.4 überschätzt, im Mittel über alle Stationen etwa mit dem Faktor 2.8.

Würde man die Partikelemissionen nur mit den Auspuffemissionen des HBEFA 2.1 beschreiben, so wäre eine Unterschätzung im Mittel von 50 % zu verzeichnen.

Mit dem vorgeschlagenen Emissionsfaktorenansatz für Abrieb und Aufwirbelung plus den Auspuffemissionsfaktoren des HBEFA werden deutlich realistischere PM_{10} -Emissionsfaktoren berechnet. Die Abweichung zu den Emissionsfaktoren, welche aus Messdaten abgeleitet wurden, beträgt zwischen -30 % und +50 %, im Mittel +10 %. Die deutlichen Abweichungen im Sinne einer Unterschätzung betreffen die Untersuchung im Tunnel Tegel aus dem Jahr 1996. Deutliche Abweichungen im Sinne einer Überschätzung betreffen den Kaisermühltunnel.

6.6 Vergleich von Messungen mit Rechnungen nach MLuS

Mit dem geänderten PM_{10} -Emissionsansatz aus Abschnitt 6.4 können die berechneten PM_{10} -Immissionen mit vorliegenden PM_{10} -Messdaten verglichen werden. Neben den Werten aus der Tabelle 5.7 wurden uns zusätzliche Verkehrs- und Immissionsdaten von der LfU Bayern für innerstädtische

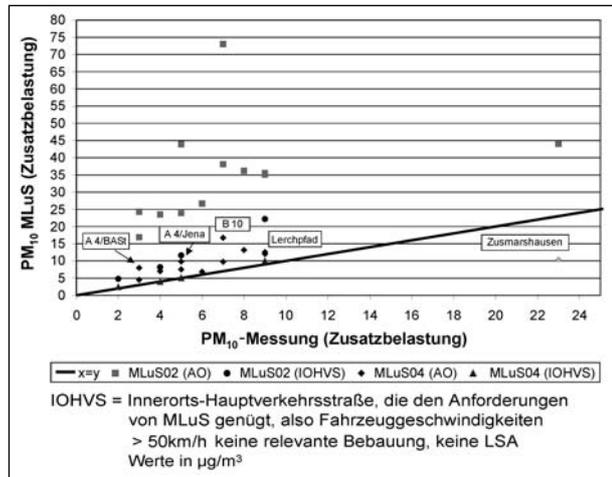


Bild 6.2: Vergleich der mit MLuS berechneten PM_{10} -Zusatzbelastungen (Jahresmittelwerte) im Vergleich zu Messdaten

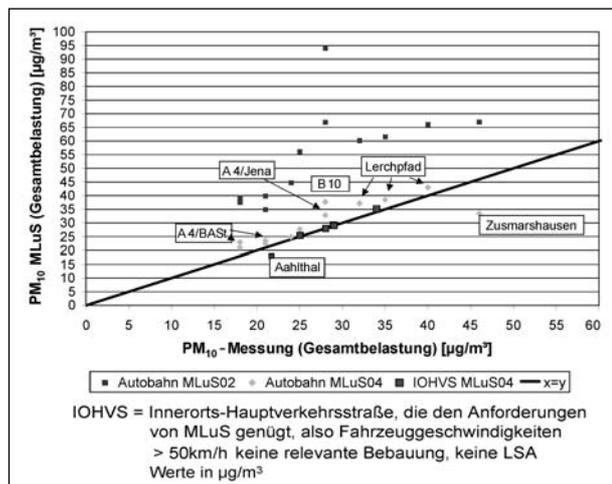


Bild 6.3: Vergleich der mit MLuS berechneten PM_{10} -Gesamtbelastungen (Jahresmittelwerte) im Vergleich zu Messdaten

Hauptverkehrsstraßen mit Fzg.-Geschwindigkeiten von ca. 50 km/h (IO-HVS) zur Verfügung gestellt. Dies betrifft Daten der Stationen Pasing, Luise-Kieselbach-Platz, Westendstraße, Effnerplatz, Theodor-Heuss-Straße und Residenzstraße. Davon wurden die Straßen ohne Kreuzungseinfluss in die folgende Immissionsbetrachtung mit einbezogen. Alle Eingangsdaten sind in der Tabelle 6.1 aufgeführt.

Die Rechenwerte des MLuS 02 überschätzen die PM_{10} -Zusatzbelastung für die vorliegenden Messwerte im Mittel um den Faktor 5 (Bild 6.2). Mit dem Emissionsfaktorenansatz (im Folgenden MLuS 04 genannt) reduzieren sich die Überschätzungen in der Zusatzbelastung im Mittel auf den Faktor 1.5. Es sei allerdings darauf hingewiesen, dass die PM_{10} -Vorbelastungen und damit die als gemessene Zusatzbelastungen angegebenen

Station	Jahr	DTV [Kfz/24h]	Lkw- Anteil	Belag	Situation	FS	Regen	Abstand	WG [m/s]	PM ₁₀ VB [µg/m ³]	PM ₁₀ -Mess- wert [µg/m ³]	Anzahl PM ₁₀ - TMW > 50µg/m ³
B 10 Karlsruhe Süd	2003	75 500	0.14	Asphalt	BAB_100	8	50 %	7 m	1.6	21	28	28
B 10 Karlsruhe Nord	2003	75 500	0.14	Asphalt	BAB_100	8	50 %	7 m	1.6	21	28	20
A 8 Zusmarshausen	2002	56 500	0.15	Beton	BAB>120	4	49 %	3 m	2.5	23	46	125
A 5 Holzhausen	2001	60 700	0.12	Asphalt	BAB>120	4	42 %	12 m	2.1	18	25	36
A 5 Kenzingen	2001	56 700	0.12	Asphalt	BAB>120	4	42 %	12 m	2.8	18	24	24
Lerchpfad	2002	177 000	0.06	Asphalt	BAB80	8	48 %	10 m	3.1	31	40	91
Lerchpfad	2001	177 000	0.06	Asphalt	BAB80	8	48 %	10 m	3.1	26	35	60
Lerchpfad	2000	177 000	0.06	Asphalt	BAB80	8	48 %	10 m	3.1	24	32	n. b.
A 4 BAST	2002	72 600	0.09	Asphalt	BAB>120	4	50 %	13 m	2.4	15	18	3
A 4 BAST	2003	72 600	0.09	Asphalt	BAB>120	4	50 %	13 m	2.4	16	21	1
A 4 Jena	2003	66 000	0.15	Asphalt	BAB100	4	50 %	35 m	1.5	23	28	22
A 1 Birrhardt*	2001	66 200	0.11	Beton	BAB120	4	50 %	20 m	2.5	14	18	n. b.
A 1 Humlikon*	2001	40 000	0.13	Asphalt	BAB100	4	50 %	20 m	2.5	18	21	n. b.
Aathal	2001	26 000	0.06	n. b.	HVS>50	2	50 %	5 m	2.5	15	22	n. b.
Pasing	2002	43 000	0.06	Asphalt	IO, HVS	4	50 %	5 m	1.2	25	34	50
Westendstraße	2002	20 000	0.04	Asphalt	IO, HVS	2	50 %	6 m	1.2	25	29	29
Theodor-Heuss-Straße	2002	14 800	0.01	Asphalt	IO, HVS	2	45 %	5 m	1.6	23	25	19
Residenzstraße	2002	28 093	0.06	Asphalt	IO, HVS	2	45 %	15 m	1.6	23	28	24

(fett gesetzte Werte sind Schätzwerte, da Daten nicht vorlagen)
* = Wind in Messdaten immer von Straße zur Messstelle; VB = Vorbelastung

Tab. 6.1: Für den Vergleich mit MLuS verwendete Daten

Werte mit deutlich höheren Fehlern behaftet sind (da z. T. nicht vor Ort gemessen, wie z. B. in Zusmarshausen, Holzhausen oder Kenzingen) als die PM₁₀-Gesamtbelastungen. In der Gesamtbelastung (Bild 6.3) beläuft sich die mittlere Abweichung zwischen MLuS 04 und den Messdaten auf den Faktor 1.1.

Für Zusmarshausen (Messstelle direkt am Fahr- bahnrand) werden die PM₁₀-Zusatzbelastung um ca. 50 % und die Gesamtbelastung um ca. 25 % unterschätzt. Die Ursache für diese Unterschätzung ist unklar. Da die anderen Messwerte gut getroffen oder leicht überschätzt werden, drängt sich keine Änderung der angesetzten nicht auspuffbedingten PM₁₀-Emissionsfaktoren auf.

7 PM₁₀-Überschreitungs- häufigkeiten

7.1 Allgemeines

Neben dem Grenzwert für das Jahresmittel ist in der 22. BImSchV auch ein 24-Stunden-Grenzwert für Partikel (PM₁₀) definiert, der nicht öfter als 35-mal im Jahr überschritten werden darf (entspricht einem 90.4-Perzentilwert der Tagesmittelwerte). Zur Bestimmung der Überschreitungshäufigkeit wäre das optimale Vorgehen, für 1 Jahr Stundenmittelwerte der PM₁₀-Immissionen zu modellieren.

Hierzu ist es notwendig, Stundenmittelwerte der Emissionen, der Meteorologie (Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Stabilität der Atmosphäre) und der Vorbelastung innerhalb einer Ausbreitungsrechnung zu korrelieren. Dies ist aufwändig, wäre aber mit Episodenmodellen, z. B. dem Lagrange'schen Ausbreitungsmodell LASAT, technisch realisierbar. Im Allgemeinen scheitert ein solches detailliertes Vorgehen aber daran, dass Einzelwerte aufgrund der Vielfältigkeit der Einflussgrößen mit den Modellen nicht zuverlässig berechnet werden können (siehe z. B. CLAI et al., 1999).

Im MLuS 02 ist deshalb eine parametrisierte Funktion zur Bestimmung der o. g. Überschreitungshäufigkeiten mittels Ableitung aus dem PM₁₀-Jahresmittelwert integriert. Diese Funktion basiert auf der Analyse der wenigen im Jahr 2001 verfügbaren Messdaten aus den Jahren 1994 bis 2000. In der Zwischenzeit liegen durch die Umstellung der Landesmessnetze auf die PM₁₀-Bestimmung umfangreiche Messdaten vor. Diese sollten zur Aktualisierung der Parametrisierung verwendet werden.

7.2 Vorgehensweise

In einem Rundschreiben wurden alle Landesumweltämter (LUA) und das Umweltbundesamt (UBA) gebeten, PM₁₀-Messdaten aus ihren Landesmessnetzen zuzuarbeiten. Abgefragt wurden für alle Stationen:

Jahr, Jahresmittelwert, Anzahl von Überschreitungen $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Tagesmittel, Probenanzahl, Messverfahren, bei nicht gravimetrischem Messverfahren: verwendeter Korrekturfaktor zur Anpassung an gravimetrisches Referenzverfahren.

Daten wurden geliefert aus Brandenburg, Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen, Thüringen, Saarland und vom Umweltbundesamt. Daten aus NRW, Berlin, R.-Pfalz, Hessen, Niedersachsen und Baden-Württemberg wurden entsprechend den Hinweisen aus den zuständigen Landesumweltämtern deren Immissionsjahresberichten entnommen.

Bei der Verwendung der gelieferten Daten ist Folgendes zu beachten:

- **Datenvollständigkeit:** Idealerweise sind für die Auswertung der Daten vollständige Datenkollektive der Jahresdaten (also 365 Tagesmittelwerte) notwendig. Häufig war dies auch der Fall. In anderen Fällen haben die jeweiligen LUA die Daten für die Überschreitungshäufigkeit selbst auf ein vollständiges Jahr hochgerechnet (z. B. LUA Brandenburg). War dies nicht der Fall, dann wurde bei Vorlage der Probenanzahl die angegebene Überschreitungshäufigkeit mit dem Quotienten aus 365 und tatsächlicher Probenanzahl multipliziert (z. B. für die Daten aus Baden-Württemberg und aus Bayern). Falls keine Angabe über das verfügbare Datenkollektiv gegeben war, wurden die Daten unverändert übernommen (z. B. Niedersachsen).
- **Messverfahren:** Die Messverfahren unterscheiden sich von Station zu Station und von Bundesland zu Bundesland. Idealerweise werden die PM_{10} -Messungen mit dem gravimetrischen Referenzverfahren nach EN 123 41 durchgeführt. Häufig kommen allerdings auch kontinuierliche Messverfahren (z. B. Beta-Staubmeter, TEOM's) zur Anwendung. Die zuständigen Messstellenbetreiber sind lt. 22. BImSchV (Anlage 5) verpflichtet, die kontinuierlichen Messungen standortbezogen an das gravimetrische Referenzverfahren anzupassen. Dies wird über sog. Korrekturfaktoren gemacht. Grundsätzlich wurde im Rahmen der hier vorgelegten Datenauswertung keine Veranlassung gesehen, die gelieferten oder die aus den Immissionsjahresberichten entnommenen Konzentrationswerte zu verändern, da die LUA nach den uns vorliegenden Informationen den Abgleich mit den Referenzverfahren unter Verwendung von Korrek-

turfaktoren selbst durchgeführt haben. Für viele Stationen liegen aus den Stationsbeschreibungen oder aus den mitgelieferten Informationen die Angaben über die Messmethodiken und die Korrekturfaktoren vor. Eine Einschätzung über die Richtigkeit dieser Abgleiche innerhalb der LUA und damit über die Vergleichbarkeit der Werte konnte im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht durchgeführt werden. Es fiel allerdings auf, dass die Korrekturfaktoren von Bundesland zu Bundesland zum Teil unterschiedlich waren. So korrigiert z. B. Niedersachsen seine mittels FH62IN (Beta-Strahlenabsorption) erhobenen Messwerte mit einem Faktor von 1.33, Sachsen-Anhalt und Brandenburg mit 1.2 sowie Bayern mit 1.25. Das Umweltbundesamt und Mecklenburg-Vorpommern korrigieren ihre Messwerte nicht. Mittels TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance) gewonnene Messdaten werden z. B. in Sachsen-Anhalt mittels eines Faktors von 1.25 und in Brandenburg mit 1.12 auf das Referenzverfahren umgerechnet.

7.3 Ergebnisse Datenauswertung

In Bild 7.1 ist der Zusammenhang zwischen PM_{10} -Überschreitungshäufigkeit von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und Jahresmittelwert für alle verwendeten Daten abgebildet. Das Datenkollektiv umfasst 914 Werte (Hintergrundmessstellen, städtische Messstellen, industriebezogene Messstellen, verkehrsbezogene Messstellen) im Wesentlichen aus den Jahren 2000 bis 2002 und wenige Daten aus 1999 und 2003. Weiterhin sind die derzeitige Funktion zur Beschreibung der Überschreitungshäufigkeit aus MLuS 02 und die Grenzwertlinie dargestellt.

Es ist Folgendes zu erkennen:

- Es gibt bundeslandspezifische Unterschiede, was die Absoluthöhe der gemessenen JM-Werte und Überschreitungshäufigkeiten anbelangt [möglicherweise spiegeln sich hier auch länderspezifische Unterschiede bei der Auswahl und Anzahl der Messstellen (z. B. Verkehrsmessstellen) wider]. Diese werden in den Bildern 7.2 bis 7.4 für ausgewählte Bundesländer aufgezeigt. Die höchsten PM_{10} -Jahresmittelwerte und Überschreitungshäufigkeiten sind in NRW und Bayern ausgewiesen. Die prozentual zum Jahresmittelwert höchsten Überschreitungshäufigkeiten wurden für Stationen in Niedersachsen angegeben.

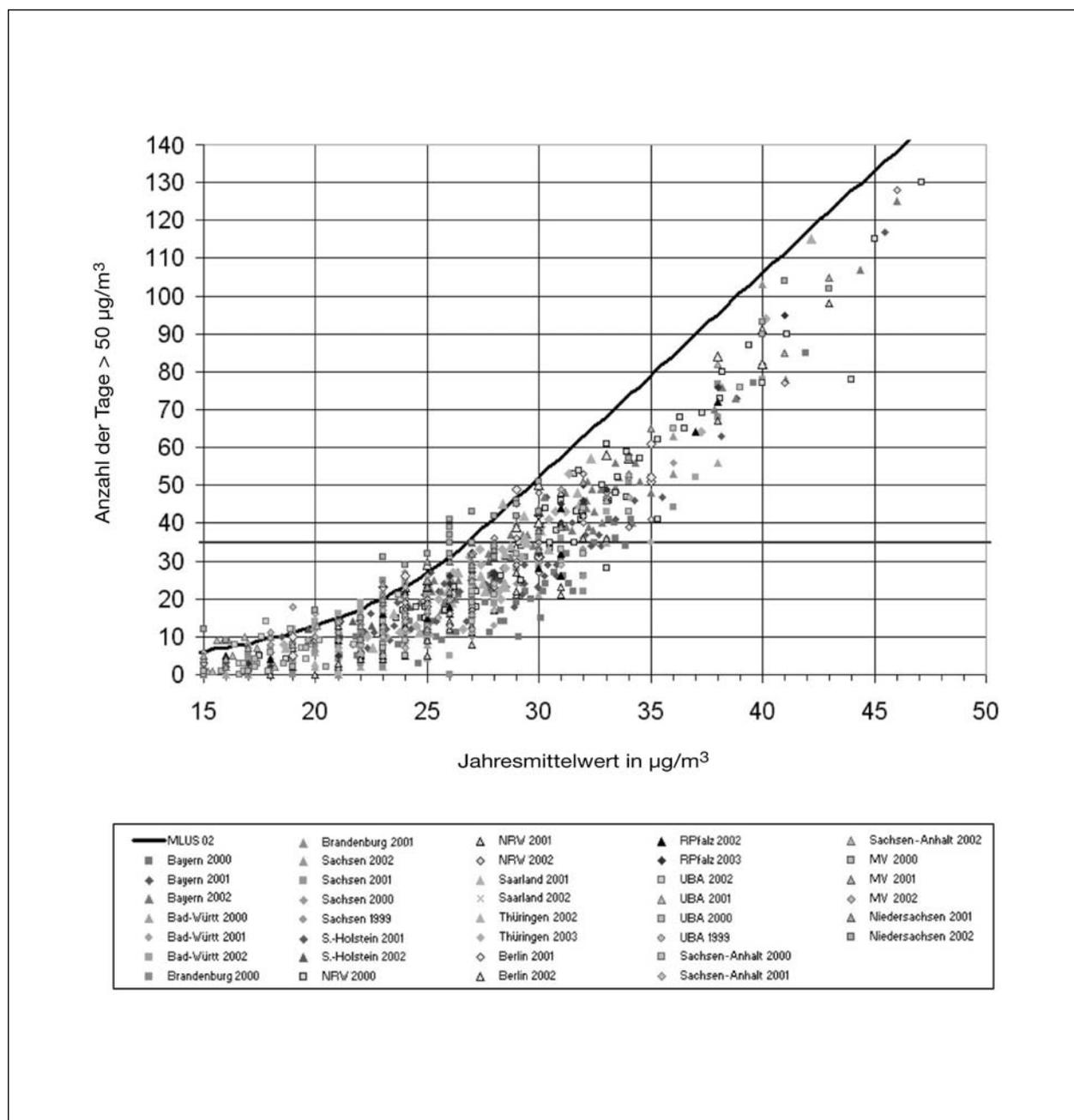


Bild 7.1: Anzahl der Tage mit mehr als $50 \mu\text{gPM}_{10}/\text{m}^3$ im Tagesmittel in Abhängigkeit vom PM_{10} -Jahresmittelwert für Stationen aus den Messnetzen der Länder und des UBA. Insgesamt 914 Messwerte

- Die bisherige MLUS-02-Funktion stellt im Wesentlichen auch für die jetzt zur Verfügung stehenden Daten den oberen Rand der Einhüllenden dar (siehe Bild 7.1).
- Der bundeslandbezogene jeweils niedrigste PM_{10} -Jahresmittelwert, bei dem mehr als 35 Überschreitungen von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Tagesmittel beobachtet wurden, ist in Tabelle 7.1 aufgeführt.

Die Messwerte an vier Stationen aus Niedersachsen aus dem Jahr 2002, einer aus Berlin 2001 sowie einer aus Thüringen 2002 werden durch diese Funktion im Bereich mit Überschreitungen des 24h-Grenzwertes allerdings unterschätzt.

Dieser Jahresmittelwert variiert zwischen $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$, liegt aber im Allgemeinen bei ca. 28 bis $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Im Saarland und in Schleswig-Holstein wurden keine Grenzwertüberschreitungen ausgewiesen.

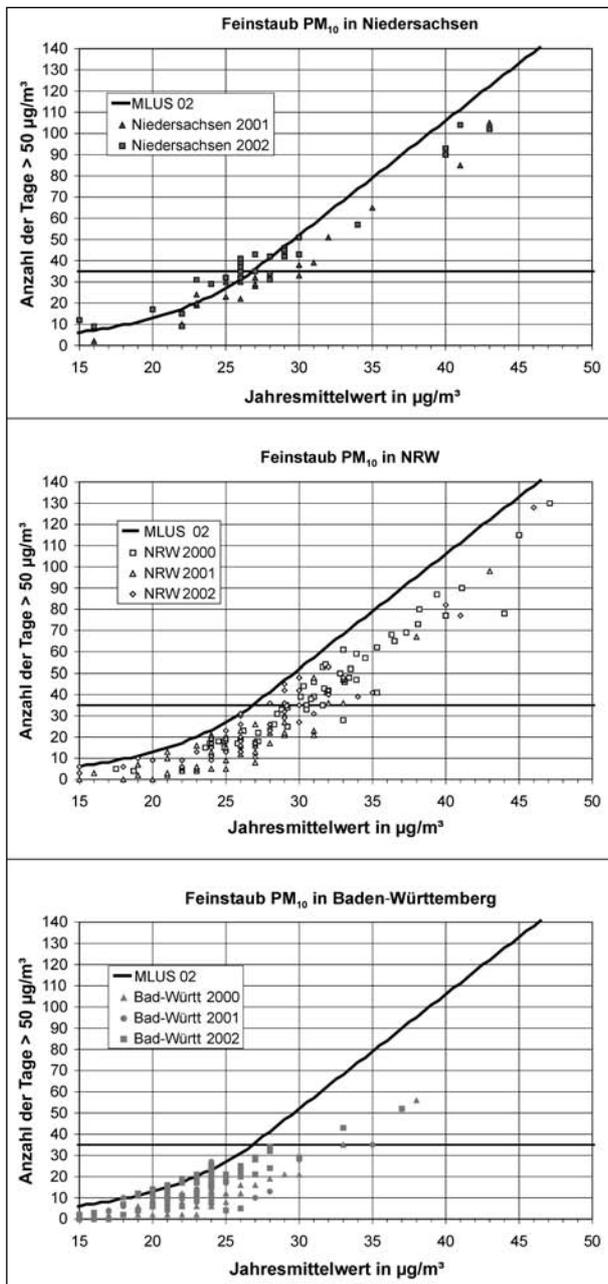


Bild 7.2: PM₁₀-Jahresmittelwerte und Anzahl von Überschreitungen von 50 µg/m³ im Tagesmittel für Niedersachsen, NRW und Baden-Württemberg

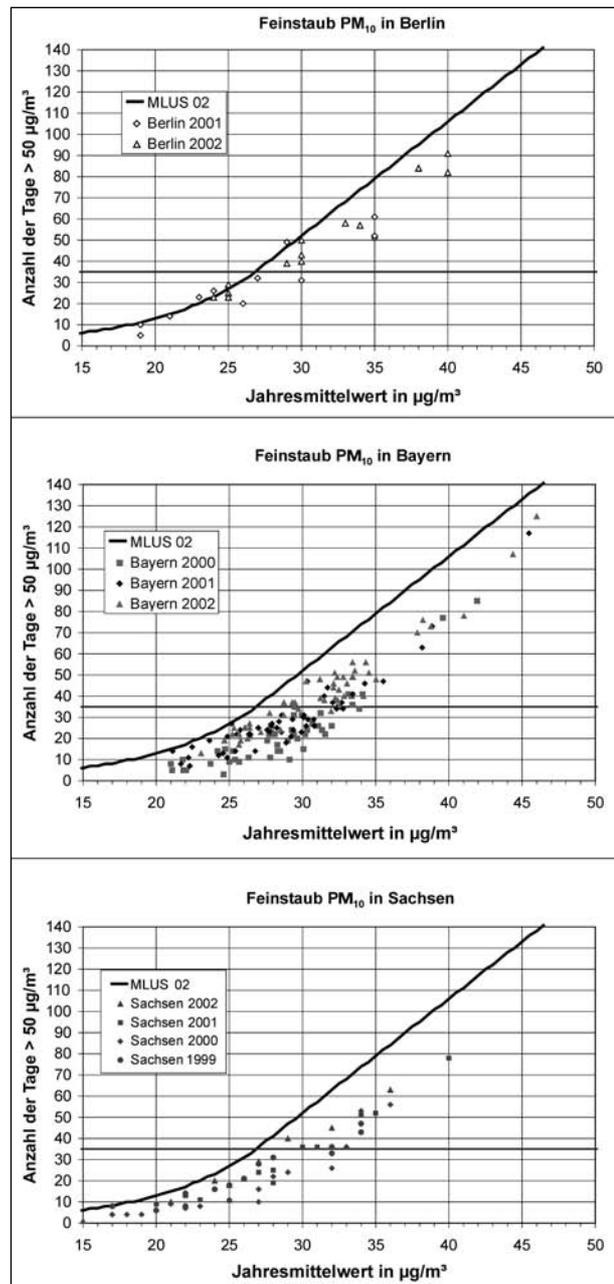


Bild 7.3: PM₁₀-Jahresmittelwerte und Anzahl von Überschreitungen von 50 µg/m³ im Tagesmittel für Berlin, Bayern und Sachsen

Es wurde für verschiedene Klassen von PM₁₀-Jahresmittelwerten die Häufigkeit von Grenzwertüberschreitungen bestimmt. In der Tabelle 7.2 sind die daraus ableitbaren prozentualen Anteile von Überschreitungen des 24h-Grenzwertes in der jeweiligen Jahresmittelwert-Klasse aufgeführt.

Hierbei kann Folgendes festgestellt werden:

- Bei PM₁₀-Jahresmittelwerten in der Klasse 24 bis 28 µg/m³ liegt der Anteil an Messstationen mit Überschreitungen des 24h-Grenzwertes beim vorliegenden Datenkollektiv bei ca. 2.5 %

(vier Werte Niedersachsen 2002, der Wert von Thüringen in Tabelle 7.1 beträgt 28.3 µg/m³). Eine Grenzwertüberschreitung bei diesen Jahresmittelwerten ist somit prinzipiell möglich, jedoch eher unwahrscheinlich.

- Bei PM₁₀-Jahresmittelwerten zwischen 28 und 30 µg/m³ liegt der Anteil mit Überschreitungen des 24h-Grenzwertes beim vorliegenden Datenkollektiv bei ca. 25 %. Es ist also eher eine Unterschreitung festzustellen als eine Überschreitung.

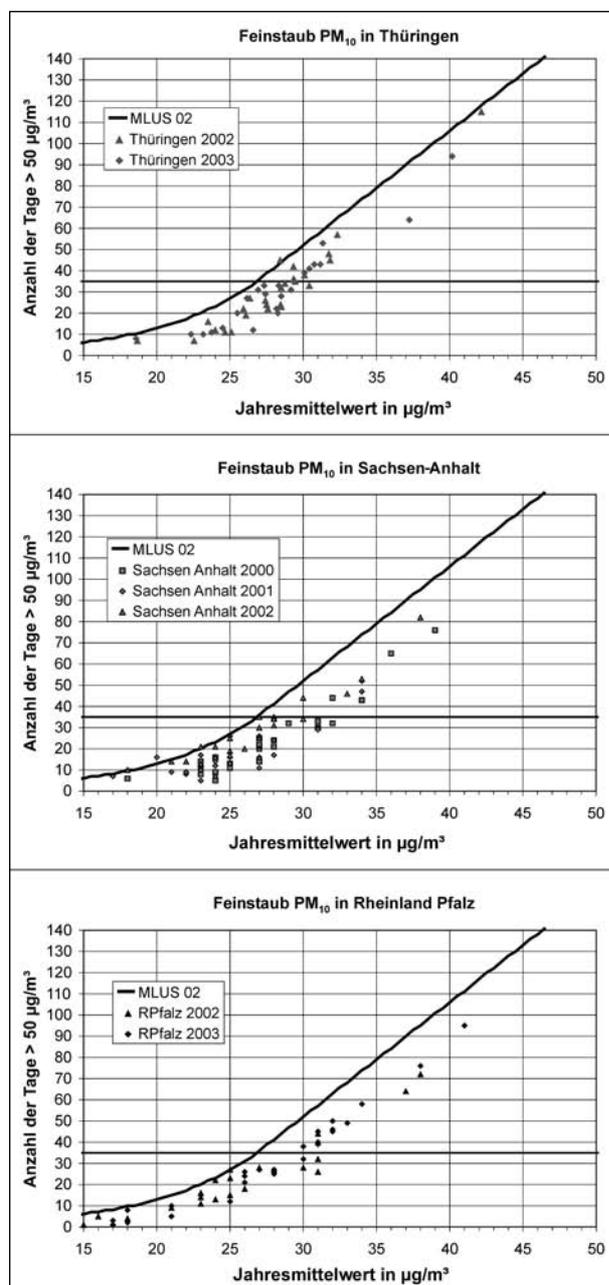


Bild 7.4: PM₁₀-Jahresmittelwerte und Anzahl von Überschreitungen von 50 µg/m³ im Tagesmittel für Thüringen, Sachsen-Anhalt und Rheinland Pfalz

- Bei PM₁₀-Jahresmittelwerten zwischen 30 und 32 µg/m³ liegt der Anteil mit Überschreitungen des 24h-Grenzwertes beim vorliegenden Datenkollektiv bei ca. 60 %. Die Wahrscheinlichkeit ist somit höher, dass eine Überschreitung des 24h-Wertes auftritt als eine Unterschreitung.
- Ab 35 µg/m³ PM₁₀ im Jahresmittel werden immer mindestens 35 Tage mit mehr als 50 µg/m³ ausgewiesen. Eine Grenzwertüberschreitung ist bei diesen Jahresmittelwerten unter Zugrundelegung der verfügbaren Daten sicher.

Bundesland	niedrigster JM-Wert mit GW-Überschreitung [µg/m ³]	Anzahl von Überschreitungen
Niedersachsen	26	41
Mecklenburg-Vorp.	31	49
Sachsen-Anhalt	30	44
Rheinland-Pfalz	30	38
Berlin	29	49
Thüringen	28	45
Saarland	--	--
Bayern	29	37
NRW	28	36
Schleswig-Holstein	--	--
Baden-Württemberg	33	43
Sachsen	29	40
Brandenburg	36	53

Tab. 7.1: Aus den vorliegenden Messdaten abgeleitete niedrigste Jahresmittelwerte bei vorliegenden Überschreitungen des PM₁₀-24h-Grenzwertes

Jahresmittelwert-klasse	Anzahl Werte in Klasse/Anzahl mit mehr als 35 Überschreitungen	Prozentualer Anteil mit mehr als 35 Überschreitungen
20 bis 24 µg/m ³	163/0	0
> 24 bis 28 µg/m ³	162/4	2.5*
> 28 bis 30 µg/m ³	56/14	25
> 30 bis 32 µg/m ³	43/24	56
> 32 bis 35 µg/m ³	51/44	86
> 35 bis 40 µg/m ³	29/29	100
> 40 bis 60 mg/m ³	13/13	100

(* alles Niedersachsen 2002)

Tab. 7.2: Anteile der Messdaten mit Überschreitung von 50 µg/m³ im Tagesmittel an der Gesamtanzahl von Messwerten für Klassen von PM₁₀-Jahresmittelwerten

7.4 Statistische Analyse der Daten

Zunächst wurde für das gesamte vorliegende Datenkollektiv ein „best fit“ ermittelt. Dies ist in Bild 7.5 dargestellt.

Die ermittelte Funktion lautet:

Anzahl der Tage mit mehr als 50 µg/m³ als Tagesmittelwert

$$= -6.5E-05 \cdot PM_{10} (JM)^4 + 0.00694 \cdot PM_{10} (JM)^3 - 0.15 \cdot PM_{10} (JM)^2 + 1.1064 \cdot PM_{10} (JM) ; \text{ mit } R^2 = 0.91. \quad (\text{Gl.7.1})$$

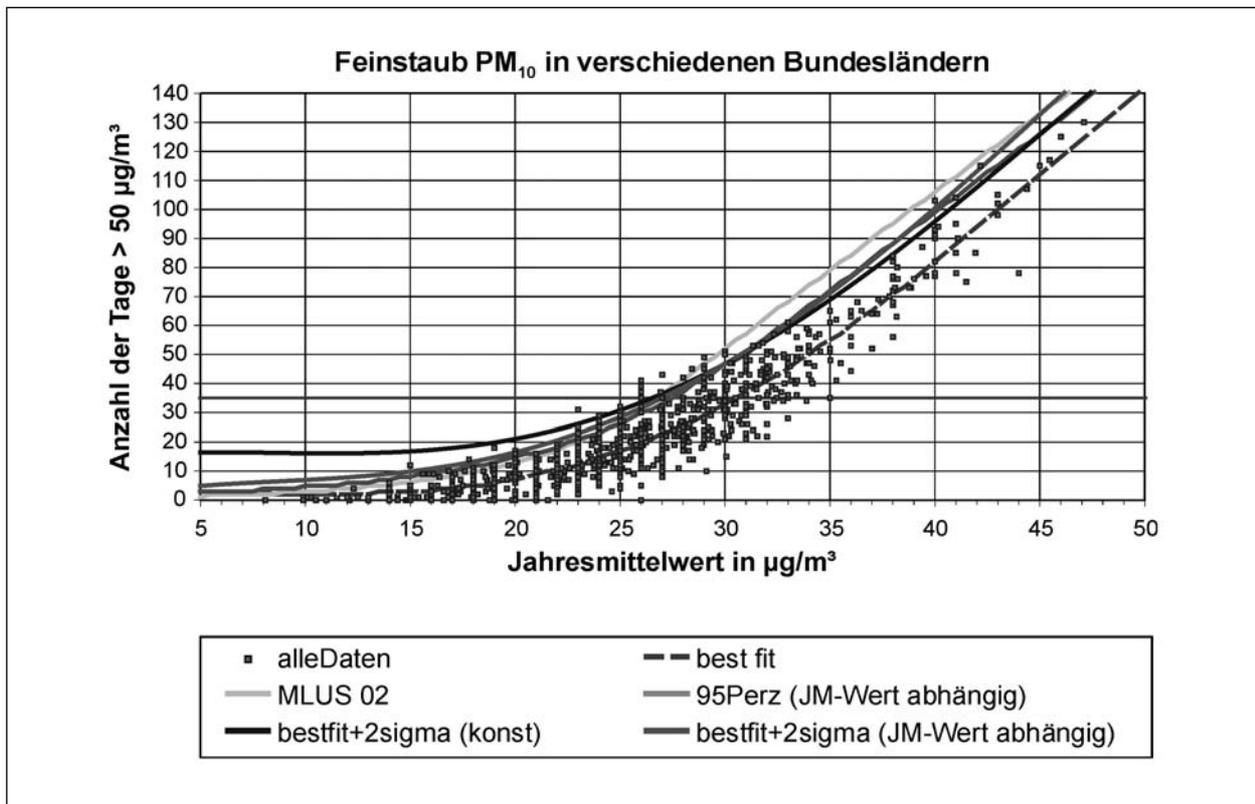


Bild 7.5: Verfügbare Messdaten, „best fit“, Funktion aus MLuS 02 und „best fit“ plus Sicherheitszuschlag

Diese fit-Funktion ist aufgrund des großen Datenkollektives relativ stabil. Sie ändert sich nicht relevant, wenn man z. B. die Messdaten aus Niedersachsen, welche die stärksten „Ausreißer“ beinhalten, eliminiert.

Die vorliegenden Messdaten streuen um diese Funktion. Die ermittelbare Standardabweichung aller vorliegenden Messdaten von dieser Funktion beträgt 6.9. Addiert man die doppelte Standardabweichung zur „best fit“-Funktion, so wäre bei einer normalverteilten Streuung gewährleistet, dass nur 2.5 % des Messdatenkollektives durch diese Funktion unterschätzt werden (siehe Kurve „bestfit+2sigma (konst)“ in Bild 7.5).

Allerdings ist die Streuung der Messdaten um die „best fit“-Kurve nicht konstant über alle PM_{10} -Jahresmittelwerte, da Überschreitungen von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei kleinen PM_{10} -Jahresmittelwerten nur sehr selten oder gar nicht beobachtet werden und somit die Überschreitungshäufigkeit für kleine PM_{10} -Jahresmittelwerte gegen null geht. Im Gegensatz dazu werden die Streuungen der beobachteten Überschreitungshäufigkeiten zu größeren Jahresmittelwerten größer. Die anhand von statistischen Analysen ermittelten jahresmittelwertabhängigen Standardabweichungen sind in Tabelle 7.3 aufgezeigt.

PM_{10} -Jahresmittelwertklasse [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Standardabweichung der Überschreitungshäufigkeit
0	0
> 10 bis 15	2
> 15 bis 18	4
> 18 bis 20	4
> 20 bis 22	4
> 22 bis 24	5
> 24 bis 26	6
> 26 bis 28	8
> 28 bis 30	8
> 30 bis 32	9
> 32 bis 35	8
> 35 bis 40	10
> 40 bis 60	12

Tab. 7.3: Standardabweichung der gemessenen Überschreitungshäufigkeiten von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Tagesmittel vom „best fit“ (Gl. 7.1) in Abhängigkeit von PM_{10} -Jahresmittelwerten

Die innerhalb der vorgegebenen PM_{10} -Jahresmittelwertklassen ermittelten Standardabweichungen liegen so z. B. für Jahresmittelwerte zwischen 15 und $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei etwa 4, zwischen 22 und $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei etwa 5 bis 6 und zwischen 26 und $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei etwa 8 Überschreitungen. Fittet man an

diesen Verlauf eine lineare Funktion und addiert diese doppelt zum „best fit“, so erhält man die in Bild 7.5 dargestellte Kurve „bestfit+2sigma (JM-Wert abhängig)“.

Die Streuung der Messdaten um die Modellfunktion unterliegt keiner Normalverteilung. Aus diesem Grund führt die Angabe eines von den o. a. Jahresmittelwertklassen abhängigen 95-Perzentilwertes der Überschreitungen zu einer realistischeren Funktion, akzeptiert man als Kriterium eine Unterschätzung von 5 % der Messdaten in den angegebenen Jahresmittelwertklassen. Diese Funktion ist als „95Perz (JM-Wert abhängig)“ ebenfalls in Bild 7.5 dargestellt.

Alle abgeleiteten Funktionen führen im für die Beurteilung wichtigen Bereich (PM_{10} -Jahresmittelwert ca. 25 bis 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) zu fast gleichen Ergebnissen. Für kleine Jahresmittelwerte liefert „bestfit+2sigma (konst)“ unrealistisch zu hohe Werte. Für hohe Jahresmittelwerte liefert „bestfit+2sigma (JM-Wert abhängig)“ die größte Zahl von Überschreitungen und stellt dort eher die Einhüllende der vorliegenden Messdaten dar. Dahingegen werden mit „bestfit+2sigma (konst)“ und „95Perz (JM-Wert abhängig)“ fast identische Überschreitungen berechnet, die eine geringe Anzahl von Unterschätzungen der Messwerte zulassen.

7.5 Vorschlag für das zukünftige Vorgehen in MLuS

Aus den im vorherigen Abschnitt aufgeführten Analysen und Diskussionen wird folgendes Vorgehen im MLuS 04 vorgeschlagen:

1. Es sollte keine nach Bundesländern differenzierte Vorgehensweise verwendet werden, weil die bundeslandpezifischen Unterschiede im relativen Verlauf nicht stark genug ausgeprägt sind und an den Landesgrenzen unschöne Sprungstellen in den Berechnungen auftreten würden.
2. Es sollte der „best fit“ plus Sicherheitszuschlag von zwei Sigma (Jahresmittelwertabhängig) zur Umrechnung von PM_{10} -Jahresmittelwerten auf Überschreitungshäufigkeiten verwendet werden. Die durchgeführten Testrechnungen haben gezeigt, dass auf einen Sicherheitszuschlag nicht verzichtet werden kann. Dies liegt im Wesentlichen daran, dass zwar MLuS Sicherheiten enthalten soll, dass aber bei der Berechnung der PM_{10} -Gesamtbelastung die mittlere Abwei-

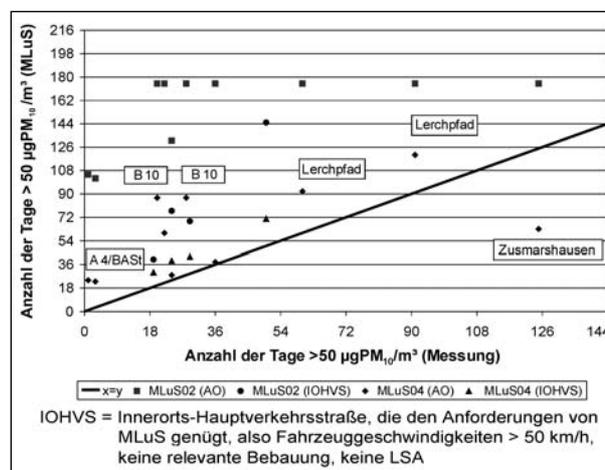


Bild 7.6: Mit MLuS berechnete PM_{10} -Überschreitungshäufigkeiten im Vergleich zu Naturdaten

chung von den Messwerten nur +10 % beträgt (siehe Abschnitt 6.6). Grund dafür ist auch, dass die PM_{10} -Zusatzbelastung an der Gesamtbelastung an Autobahnen und Außerortsstraßen selbst bei stark beeinflussten Messpunkten unter 50 % liegt (siehe z. B. Tabelle 6.1). Die Kurve zur Beschreibung der Anzahl von Tagen mit mehr als 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Tagesmittel lautet somit:

Anzahl der Tage mit mehr als 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als Tagesmittelwert

$$= -6.5E-05 \cdot PM_{10} (JM)^4 + 0.00694 \cdot PM_{10} (JM)^3 - 0.15 \cdot PM_{10} (JM)^2 + 1.1064 \cdot PM_{10} (JM) + 2 \cdot (0.23 \cdot PM_{10} (JM))$$

Diese Kurve gilt zwischen 0 bis 50 $\mu\text{g} PM_{10}/\text{m}^3$ im Jahresmittel. Für Jahresmittel größer 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ wird die Anzahl von Tagen mit mehr als 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als Tagesmittelwert auf 165 begrenzt.

3. Hinweise, dass bei den entsprechenden Jahresmittelwerten abweichend von den berechneten Werten mit Wahrscheinlichkeiten von x % (siehe Tabelle 7.2) Grenzwertüberschreitungen möglich sind, werden nicht ins MLuS integriert, da dies erfahrungsgemäß von den Genehmigungsbehörden nicht akzeptiert wird und für die Bürger eher verwirrend ist.

Als Konsequenz für MLuS 04 ergäbe sich daraus, dass für einen berechneten PM_{10} -Jahresmittelwert von 27.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nach diesem Vorschlag der Grenzwert für das Jahr 2005 (35 Überschreitungen) mit 36 gerade überschritten wird (bei der bisherigen Funktion lag dieser Schwellenwert bei 27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

In Bild 7.6 sind die mit MLuS 02 und mit den Vorschlägen für die Behandlung von PM_{10} in MLuS 04 (PM_{10} -Emissionsberechnung wie in Abschnitt 6.4

und Überschreitungshäufigkeiten entsprechend „bestfit+2Sigma“ in Abschnitt 7.4 dargestellt) gewonnenen Ergebnisse aufgezeigt.

Es ist zu erkennen, dass deutlich realitätsnähere Überschreitungshäufigkeiten mit dem neuen Berechnungsvorschlag (PM₁₀-Emissionsmodellierung und Umrechnung von Jahresmittel in Überschreitungshäufigkeit) ermittelt werden als im derzeit verwendeten MLuS 02. Die für ein Screeningmodell wie MLuS notwendige Tendenz zur Überschätzung wird im Allgemeinen beibehalten (Ausnahme: A 8 bei Zusmarshausen. Die Ursache für die Unterschätzung konnte nicht gefunden werden. Diese Messstation stand allerdings von allen Messstationen am dichtesten zum Fahrbahnrand und zeigte den höchsten PM₁₀-Jahresmittelwert. Da nicht für jeden Tag ein Tagesmittelwert verlag, rechnet das Bayerisches Landesamt für Umweltschutz die Anzahl von Tageswerten > 50 µg/m³ entsprechend dem Verhältnis von Anzahl der Messtage zu 365 hoch. Der angegebene Wert ist deshalb mit größeren Unsicherheiten behaftet als die Überschreitungshäufigkeiten an anderen Messstationen. Die Unterschätzung ist deshalb u. E. akzeptabel.)

8 Grenzwert für CO-8-Stunden-Mittelwert

Ein Grenzwert für den CO-8-h-Mittelwert wird durch die 22. BImSchV festgelegt, 10 mg/m³ im gleitenden 8-h-Mittelwert darf nicht überschritten werden. Im bisherigen MLuS-Verfahren ist keine Funktion für die Berechnung dieses Wertes enthalten. Deshalb soll eine Berechnungsmethodik zur Bestimmung des 8-h-Mittelwertes von CO abgeleitet werden.

8.1 Vorgehensweise

Wie bereits bei den PM₁₀-Überschreitungshäufigkeiten wurden auch hier alle Landesumweltämter und das Umweltbundesamt nach entsprechenden Messdaten angefragt. Mehrere LUA und das UBA haben Daten zugearbeitet. Zusätzlich wurde in der Literatur nach entsprechenden Auswertungen recherchiert.

8.2 Ergebnisse

Die Datenauswertung zeigte, dass eine Überschreitung des Grenzwertes für den maximalen gleiten-

den 8-h-CO-Mittelwert an den Messstationen der Länder und des UBA auch an stark belasteten Messstationen in den letzten Jahren nicht mehr vorkommt. Ursache ist die stark rückläufige CO-Vorbelastung der letzten Jahre, die vorrangig durch die Umstellung der Heizungen aus Haushalten, Gewerbe und öffentlichen Gebäuden auf umweltfreundlichere Brennstoffe bzw. modernere Anlagen bedingt ist. Auch die fahrzeugspezifischen CO-Emissionen sind durch die moderneren Katalysatorsysteme rückläufig. Allerdings wird dieser Rückgang im Allgemeinen durch die Verkehrszunahme kompensiert.

Beispiele für das Verhältnis von maximalen CO-8-h-Mittelwerten zu CO-Jahresmittel in der Bundesrepublik zeigt Bild 8.1. Zusätzlich ist die Gerade des „best fits“ eingezeichnet. Diese lautet:

$$\text{Max. gleitender 8-h-CO-Mittelwert} = 5.18 \cdot \text{CO-JM}; \text{ mit } R^2 = 0.5.$$

Es zeigt sich eine sehr starke Streuung mit nur geringer Korrelation des CO-8-h-Mittelwertes vom CO-Jahresmittelwert, welche eigentlich keine gesicherte funktionale Abhängigkeit darstellt.

Da dieser Grenzwert aus den vorliegenden Messungen heraus, wenn überhaupt, nur in den seltensten Fällen im Anwendungsbereich von MLuS überschritten werden wird und der „best fit“ bereits durch eine Vielzahl von älteren (höheren) Messergebnissen Sicherheiten enthält, wird für die Anwendung im MLuS dennoch empfohlen, die Funktion des „best fits“ zur Berechnung dieses Wertes in MLuS zu integrieren.

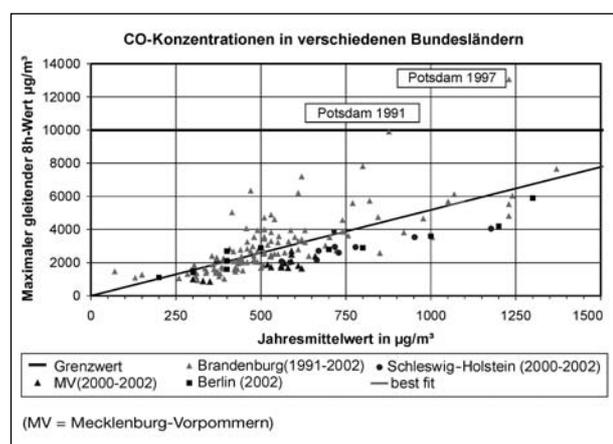


Bild 8.1: Maximaler gleitender CO-8-h-Mittelwert und CO-Jahresmittelwert für verschiedene Jahre und Bundesländer

9 Zusammenfassung

Neuere Untersuchungen zur PM₁₀-Emissions- und Immissionsituation an Außerortsstraßen deuteten darauf hin, dass das bisher angewendete modifizierte EPA-Modell für diesen Straßentyp in der Tendenz zu hohe PM₁₀-Emissionen berechnet. Von den Autoren dieses Modells wurde bereits bei dessen Formulierung auf die fehlende Validierung für Außerortsstraßen bzw. Autobahnen hingewiesen, da zum damaligen Zeitpunkt keine entsprechenden Messdaten vorlagen.

Ein wesentliches Ziel des hier beschriebenen Vorhabens bestand deshalb in einer ersten Auswertung der Messdaten an der autobahnähnlichen B 10 bei Karlsruhe, in einer Systematisierung weiterer zugänglicher PM₁₀-Messergebnisse an Straßen im Anwendungsbereich von MLuS und darauf aufbauend in einer Verbesserung des existierenden Verfahrens zur Berechnung verkehrsbedingter PM₁₀-Emissionen im Sinne einer schnell verfügbaren pragmatischen Zwischenlösung für diese Straßen. Die Ableitung eines grundsätzlich neuen und umfassenden physikalischen Modells der PM₁₀-Emissionsprozesse infolge Straßenverkehrs konnte und sollte im Rahmen dieses Projektes nicht geleistet werden, ist aber nach wie vor anzustreben.

Die B 10 bei Karlsruhe ist an der Messstelle eine 8-streifige auf 100 km/h beschränkte autobahnähnliche Bundesstraße mit einer mittleren Verkehrsbelegung von etwa 75 500 Kfz/d und einem Schwerverkehrsanteil von ca. 14 %.

Als Datengrundlage standen für beide Seiten der Straße tagesmittlere PM_{2,5} und PM₁₀ (Gravimetrie) in 3 m und 6 m Messhöhe, kontinuierliche (1/2h-Mittelwerte) der PM₁₀-Konzentrationen (Beta-Staubmeter), NO_x- und CO-Konzentrationen sowie meteorologische Informationen auf beiden Seiten der Straße (Abstand 6 m bzw. 7 m), Inhaltsstoffanalysen von PM₁₀ und PM_{2,5} für ausgewählte Tage sowie detaillierte Verkehrsinformationen (Verkehrsstärken und Fahrzeuggeschwindigkeiten) zur Verfügung.

Für 38 Tage mit deutlichen Luv-Lee-Effekten liegen vollständige Datensätze (Verkehr, Konzentrationen, Inhaltsstoffanalysen, Meteorologie) vor. Davon wurden 24 Tage selektiert, an denen die meteorologischen und verkehrlichen Bedingungen weitgehend stabil und die Zusatzbelastungen für Partikelgröße PM_{2,5} und PM_{2,5-10} positiv waren. Davon entfallen 18 Tage auf einen Werktag (Montag bis

Freitag) sowie 6 Tage auf einen Sonntag. An 5 Tagen (3 Werktagen und 2 Sonntagen) hatte es geregnet. Die täglichen Regenmengen lagen an diesen Tagen über 1 mm.

Mittels der NO_x-Tracermethode konnten PM₁₀-Emissionsfaktoren abgeleitet werden. Diese betragen im Wochenmittel 81 mg/(km · Fzg), wobei an trockenen Werktagen 92 mg/(km · Fzg) und an trockenen Sonntagen 59 mg/(km · Fzg) ermittelt wurden. Der Vergleich zwischen Sonntag zu Werktag weist im Mittel auf eine fahrzeugspezifische Separation des PM₁₀-Emissionsfaktors an der B 10 in 65 mg/(km · Pkw) und 195 mg/(km · Lkw) hin. Aus der Regression der werktäglichen Emissionsfaktoren in Abhängigkeit vom Lkw-Anteil können Pkw-Emissionsfaktoren von 23 mg/(Pkw · km) und Lkw-Emissionsfaktoren von 430 mg/(Lkw · km) abgeschätzt werden, also niedrigere Pkw- und höhere Lkw-PM₁₀-Emissionsfaktoren als aus dem Sonntags/Werktags-Vergleich ableitbar. Möglicherweise liegt dieser scheinbare Widerspruch in einer Abhängigkeit der Emissionsfaktoren von der Verkehrsstärke insbesondere bei niedrigen und sehr hohen Lkw-Anteilen mit zu verkehrsärmeren Zeiten (z. B. sonntags) in der Tendenz höheren Pkw-Emissionsfaktoren begründet, vorausgesetzt, dass die als Tracer verwendeten NO_x-Emissionsfaktoren (Pkw/Lkw) des Handbuches für Emissionsfaktoren (HBEFA 2.1) die Realität richtig widerspiegeln. Weiterführende Untersuchungen sollten sich mit diesen Effekten auseinander setzen. Als gewichteter Wochenmittelwert wird von 26 mg/(Pkw · km) sowie von 410 mg/(Lkw · km) ausgegangen.

Anhand der Auswertung der Inhaltsstoffanalyse konnte eine Abschätzung der Quellanteile vorgenommen werden. Für trockene Werktage wurde festgestellt, dass ca. 50 % der PM₁₀-Emissionen durch Auspuffemissionen realisiert werden, ca. 20 % durch Reifenabrieb, weniger als 1 % durch Bremsabriebe und ca. 30 % durch Straßenabriebe sowie Wiederaufwirbelung von Schmutzeintrag. Für trockene Sonntage konnten ca. 25 bis 36 % auspuffbedingte Partikel, ca. 10 bis 12 % Reifenabrieb, ebenfalls weniger als 1 % Bremsabrieb sowie ca. 50 bis 65 % durch Straßenabriebe sowie Wiederaufwirbelung von Schmutzeintrag abgeschätzt werden.

Es konnten aus den Messdaten inkl. Inhaltsstoffanalysen Auspuffemissionsfaktoren von 17 mg/(Pkw · km) sowie 200 mg/(Lkw · km) abgeschätzt werden. Der Vergleich dieser abgeleiteten

Partikel-Auspuffemissionen mit den Werten aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA 2.1) zeigte für die trockenen Tage eine Abweichung von ca. 5 % und für die trockenen Sonntage bei eingeschränkter Statistik von ca. 30 %. Für die Regentage liegt die Abweichung, ebenfalls bei stark eingeschränkter Statistik, bei ca. ± 50 %.

Für die drei analysierten Werkstage mit Regen wurde eine Reduktion des tagesmittleren Emissionsfaktors von ca. 40 % gegenüber dem mittleren trockenen Werktag festgestellt. Für die zwei Sonntage mit Regen wurde keine Abnahme (eher eine geringe Zunahme) gegenüber dem mittleren trockenen Sonntag beobachtet. An allen Tagen lagen Niederschlagsmengen größer 1 mm vor. Die stundenfeine Auswertung der Emissionsfaktoren an Regentagen zeigt, dass während und kurz nach dem Regen die PM_{10} -Emissionen deutlich (häufig auf ca. null) zurückgehen, danach aber auf ein deutlich höheres Niveau als im trockenen Mittel ansteigen. Die PM_{10} -Emissionsminderung durch Regen ist somit stark von der Länge des Regenereignisses und wahrscheinlich von der Zeit abhängig, in der sich die Straße in einem nassen Zustand befindet.

Bei den Landesumweltämtern, beim Umweltbundesamt und in der Literatur wurde nach PM_{10} -Messungen an weiteren Außerortsstraßen recherchiert. Insgesamt konnten Informationen über 20 Messkampagnen zusammengestellt werden (Tabelle 5.7), die auch einer Einschätzung hinsichtlich ihrer Verwendung zur Validierung des Emissionsmodells unterzogen wurden.

Der größte Einfluss auf den PM_{10} -Emissionsfaktor stellt für die beprobten Außerortsstraßen der Anteil des Schwerverkehrs dar. Im Mittel der vorliegenden Daten in Tabelle 5.7 mit Qualitätsklasse A und B emittieren Lkw ca. 11-mal mehr PM_{10} als leichte Fahrzeuge, an der B 10 an Werktagen etwa 19-mal so viel. Allerdings scheinen an der B 10 bei stundenfeiner Auflösung an Werktagen die Emissionsfaktoren im Bereich niedriger Lkw-Anteile nicht mehr linear abzunehmen bzw. bei sehr hohen Lkw-Anteilen nicht mehr linear zuzunehmen.

Anhand der vorliegenden Daten mit Qualitätsklasse A und B (siehe Tabelle 5.7) konnte für Lkw kein statistisch abgesicherter Unterschied zwischen den Emissionen in Tunneln und im offenen Gelände festgestellt werden. Es deutet sich allerdings an, dass die nicht auspuffbedingten PM_{10} -Emissionsfaktoren für Pkw im Tunnel deutlich niedriger liegen als an freier Strecke.

Die Mittelwerte über alle nach Fahrzeugarten und nach freier Strecke sowie nach Tunnel differenzier-ten Emissionsfaktoren der Qualitätsklassen A und B betragen

28 mg/(km · Pkw) für frei Strecke bzw.
10 mg/(km · Pkw) für Tunnel sowie

159 mg/(km · Lkw) für freie Strecke
bzw. 217 mg/(km · Lkw) für Tunnel.

Der Einfluss von Regen auf die PM_{10} -Emissionsfaktoren ist weiterhin nicht eindeutig geklärt. An der B 10 in Karlsruhe konnten an nassen Werktagen Emissionsreduzierungen von ca. 40 % gegenüber trockenen Werktagen beobachtet werden, an Regensonntagen allerdings nicht. GEHRIG et al. (2003) fanden an Autobahnen keine signifikanten Emissionsunterschiede zwischen trockenen und nassen Tagen.

Die vorliegenden Daten reichen nicht aus, um eine signifikante und statistisch abgesicherte Abhängigkeit der nicht auspuffbedingten PM_{10} -Emissionsfaktoren von den Fahrzeuggeschwindigkeiten abzuleiten.

Das bisherige in MLuS verwendete PM_{10} -Emissionsmodell (mEPA) weist deutliche Schwächen auf. Die größte ist die dort verwendete Staubbela- dung der Straße als wesentlicher Parameter, der zumindest für befestigte Straßen unter mitteleuropä- schen Verhältnissen nicht als primäre Einflussgröße angesehen werden kann (siehe z. B. LOHMEYER, 2001; FITZ, 2001; LOHMEYER, 2003c). Auch ist die für die Anwendung des mEPA-Modells eigentlich notwendige Bestimmung der Staubbela- dung für die zu betrachtende Straße nicht praktikabel. (An der B-10-Messstelle z. B. war sie nicht genehmigt worden). Die Streuung der realen Messwerte um bisher verwendete Standardwerte ist dagegen groß, wie bisher vorliegende Messungen an Inner- ortsstraßen gezeigt haben. Es wird deshalb vorge- schlagen, nicht das modifizierte EPA-Modell zu verbessern, sondern im Sinne einer notwendigen schnellen und pragmatischen Zwischenlösung einen Ansatz zu wählen, der kompatibel mit den Verkehrssituationen im Handbuch für Emissions- faktoren ist und an die Vorgehensweise der Schweizer Arbeitsgruppen anknüpft. Diese Vorge- hensweise stellt kein grundsätzlich neues und phy- sikalisch fundiertes Modell dar. Diese längerfristige Lösung ist nach wie vor anzustreben.

Es wird im Folgenden für die Berechnung der PM_{10} -Emissionsfaktoren einer Straße davon aus-

gegangen, 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

$$e_{PM_{10}}(Bzj) = e_{PM_{10}}^{Auspuff}(Bzj) + e_{PM_{10}}^{dAbr}(Bzj) + e_{PM_{10}}^{Auf}(Bzj)$$

Dabei werden $e_{PM_{10}}^{Auspuff}(Bzj)$ die Emissionsfaktoren aus dem Auspuff, entnommen aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren des Umweltbundesamtes (HBEFA). Für Abriebe und Aufwirbelung wird angesetzt, dass diese vom Bezugsjahr unabhängig sind, also

$$e_{PM_{10}}^{dAbr}(Bzj) = e_{PM_{10}}^{dAbr} \quad \text{und}$$

$$e_{PM_{10}}^{Auf}(Bzj) = e_{PM_{10}}^{Auf}$$

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 chemische Einflüsse gebildet) und von außen auf die Straße eingetragenen Partikeln, also

$$e_{PM_{10}}^{Pot} = e_{PM_{10}}^{Reifen} + e_{PM_{10}}^{Brems} + e_{PM_{10}}^{Straße} + e_{PM_{10}}^{Rest}$$

Um dieses Staubpotenzial als PM_{10} aufzuwirbeln, bedarf es kinetischer Energie durch die fahrzeugerzeugte Turbulenz. Der Straßenzustand und die Feuchte der Straßenoberfläche können ebenfalls diesen Term beeinflussen.

Messtechnisch wird es sehr schwierig sein, direkte und indirekte (wieder aufgewirbelte) Abriebsbeiträge zu separieren. Auch werden insbesondere für Reifenabrieb und Straßenabrieb ähnliche Abhängigkeiten bei direkter und indirekter Emission vorliegen. Aus diesen Gründen wird keine Entkopplung von direkten und indirekten Abriebsemissionen angesetzt.

Somit ergibt sich folgende Gleichung für die nicht auspuffbedingten PM_{10} -Emissionen:

$$e_{PM_{10}}^{Auf/Ab} = F_{Zustand} \cdot F_{kin} \cdot (e_{PM_{10}}^{Reifen} + e_{PM_{10}}^{Brems} + e_{PM_{10}}^{Straße} + e_{PM_{10}}^{Rest})$$

Die Emissionsfaktoren für die Reifen- und Bremsabriebe könnten differenziert nach den verschiedenen Fahrzeugklassen europäischen Emissionsdatenbanken, wie z. B. der CORINAIR-Emissionsfak-

tordatenbank (CORINAIR, 2003) oder RAINS (LÜKEWILLE et al., 2002), entnommen werden. Diese Emissionsfaktoren weichen z. T. stark voneinander ab bzw. werden von den Autoren z. B. für den Straßenabrieb als sehr unsicher bewertet. Aus diesem Grund wird vorgeschlagen, die o. g. Abriebe mit den sonstigen nicht auspuffbedingten Anteilen (e^{Rest}) zusammenzufassen und mittels Anpassung an Messdaten festzulegen. Hierzu bietet sich die von GEHRIG et al. (2003) vorgeschlagene Vorgehensweise an, nach Verkehrssituationen klassifizierte Emissionsfaktoren getrennt nach Pkw und Lkw (ähnlich dem Vorgehen wie bei der Berechnung der Auspuffemissionen mittels Handbuch für Emissionsfaktoren) zu verwenden. Dieses Vorgehen wird im Folgenden „Emissionsfaktorenansatz“ genannt.

Als Regenkorrektur wäre der 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 0.5 in Gebieten, in denen relevanter Fahrzeugverkehr zu verzeichnen ist. Außerdem ist in den Emissionsfaktoren, welche der Ableitung der Emissionsfaktoren zugrunde gelegt wurden, der jeweilige Regeneinfluss bereits beinhaltet. Deshalb wird vorgeschlagen, auf einen separaten Regenkorrekturfaktor zu verzichten.

Bzgl. der Abhängigkeit des kinetischen Kopplungsgliedes von der Fahrzeuggeschwindigkeit liegen wenig Informationen vor. Das VLUFT-Modell geht von einer quadratischen Geschwindigkeitsabhängigkeit aus, das SMHI-Modell von einer quadratischen (Pkw) und quadradwurzelabhängigen (Lkw). Die TRAKER-Messungen zeigten eine von der Fahrzeuggeschwindigkeit lineare Abhängigkeit des Emissionsfaktors bei konstantem Emissionspotenzial, allerdings niedrigere Emissionspotenziale auf Hochgeschwindigkeitsstraßen, sodass sich beide Abhängigkeiten konträr beeinflussen. Die im Entwurf von CORINAIR beinhalteten Reifen- und Bremsabriebsemissionen sind abhängig von der Fahrzeuggeschwindigkeit, die Emissionsfaktoren von z. B. GEHRIG et al. (2003) durch ihre Differenzierung in Verkehrssituationen ebenfalls. Aus diesem Grund wird vorerst vorgeschlagen, auf eine zusätzliche Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit zu verzichten und den Ansatz von verkehrssituationsabhängigen Emissionsfaktoren anzuwenden.

Die Straßenzustandskorrektur könnte sich an der vermuteten Abhängigkeit vom Straßenzustandparameter nach LOHMEYER (2003a) orientieren. Dieser kann kontinuierlich Werte zwischen 1.5 und 5 durchlaufen. In Ermangelung von konkreten messtechnisch erfassten Abhängigkeiten zwischen Straßenzustand und nicht auspuffbedingten Emissionen kann derzeit keine Korrektur-Funktion ange-setzt werden. Es wird vorgeschlagen, dass in Anlehnung an das derzeitig eingesetzte modifizierte EPA-Modell für Straßen im guten Zustand ein Wert 1, für Straßen im schlechten Zustand ein Wert von 3.6 verwendet wird. Hier ist dringender Forschungsbedarf gegeben. Somit ergeben sich für die beiden verbliebenen Faktoren

$$F_{\text{kin}} = 1$$

$$F_{\text{Zustand}} = 1 \text{ für Straßen im guten (Standardanwendung) und } 3.6 \text{ im schlechten Zustand.}$$

Hinweis: Ein schlechter Fahrbahnzustand liegt bei überwiegend sehr rissigen oder löchrigen Fahrbahnoberflächen verbunden mit unbefestigten oder sehr verschmutzten Nebenanlagen (Gehwege, Bankette, Randstreifen etc.) vor.

Für die Festlegung der Emissionsfaktoren für die Summe aus Reifen-, Brems-, Straßen- und Kuppungsabrieb sowie Wiederaufwirbelung von eingetragenen Straßenstaub können folgende wesentliche Ergebnisse aus den vorangegangenen Untersuchungen berücksichtigt werden:

- Anhand der vorliegenden Naturdaten (Tabelle 5.7) mit den Qualitätsklassen A und B konnte kein abgesicherter Unterschied zwischen den Lkw-Emissionen in Tunneln und im offenen Gelände festgestellt werden. Die Streubreiten der Emissionsfaktoren sind zu groß. Die nicht auspuffbedingten Pkw-Emissionsfaktoren in Tunneln liegen im Mittel deutlich niedriger als die Emissionsfaktoren an freier Strecke.
- Die vorliegenden Daten reichen nicht aus, um eine signifikante und statistisch abgesicherte Abhängigkeit der nicht auspuffbedingten PM_{10} -Emissionsfaktoren von der Fahrzeuggeschwindigkeit abzuleiten. Auch existiert derzeit noch kein praktikabler und validierter Modellansatz zur Berücksichtigung der Fzg.-Geschwindigkeit.
- Die Emissionsfaktoren werden für Pkw und Lkw aus den in Tabelle 5.7 aufgezeigten Werten der

Qualitätsklassen A und B bestimmt, wobei die Ergebnisse der B-10-Auswertung wegen der höheren Qualität dieses Datensatzes mit doppeltem Gewicht in die Mittelwertbildung eingehen.

Es werden somit für die verschiedenen Verkehrssituationen im MLuS für freie (nicht überdeckelte Strecken) folgende Werte vorgeschlagen:

Pkw inkl. LNF:

für alle Außerorts- und Autobahnverkehrssituationen und $IO_HVS > 50$ (freie Strecke)
22 mg/(km · Fzg),

Lkw:

für alle Außerorts- und Autobahnverkehrssituationen und $IO_HVS > 50$ (freie Strecke)
200 mg/(km · Fzg).

In Tunnelstrecken scheinen die Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen infolge gleichmäßiger Fahrweise und vermindernten Staubeintrags geringer zu sein. Für die Pkw-Emissionsfaktoren liegen diese im Mittel niedriger als an freier Strecke. Für die vorliegenden Lkw konnten für Tunnelstrecken keine abgesicherten niedrigeren Emissionsfaktoren festgestellt werden. Dies ist im Rahmen weiterführender Untersuchungen zu beobachten. Deshalb wird für Tunnelstrecken vorgeschlagen:

Pkw inkl. LNF:

für alle Außerorts- und Autobahnverkehrssituationen und $IO_HVS > 50$ (Tunnel)
10 mg/(km · Fzg),

Lkw:

für alle Außerorts- und Autobahnverkehrssituationen und $IO_HVS > 50$ (Tunnel)
200 mg/(km · Fzg).

Mit dem vorgeschlagenen Emissionsfaktorenansatz werden deutlich realistischere PM_{10} -Emissionsfaktoren berechnet. Die Abweichung zu den Emissionsfaktoren, welche aus Messdaten abgeleitet wurden, beträgt zwischen -30 % und +50 %, im Mittel +10 %. Die deutlichen Abweichungen im Sinne einer Unterschätzung betreffen die Untersuchung im Tunnel Tegel aus dem Jahr 1996. Deutliche Abweichung im Sinne einer Überschätzung betreffen den Kaisermühltunnel.

Mit diesem Ansatz werden mittels MLuS 04 auch deutlich niedrigere PM_{10} -Belastungen berechnet als im derzeit angewendeten MLuS 02. Das Verhältnis Rechenwert zu Messwert der PM_{10} -Gesamtbelastungen reduziert sich für den Jahresmit-

telwert im Mittel vom Faktor 2 auf 1.1, in der Zusatzbelastung vom Faktor 5 auf den Faktor 1.5.

Auf folgende Einschränkungen des Anwendungsbereiches der vorgeschlagenen Emissionsfaktoren sei verwiesen:

- Die Anwendung der Emissionsfaktoren ist für die Bestimmung der PM₁₀-Emissionsverhältnisse (im Monats- bzw. Jahresmittel) geeignet. Deren Verwendung für zeitlich hochaufgelöste Episoden scheint dagegen ungeeignet, da z. B. die Auswertungen zur B 10 aufgezeigt haben, dass in kleinen Zeiträumen, wie z. B. bei Stundenmittelwerten, noch andere Einflussgrößen (z. B. Verkehrsstärke, Fahrzeuggeschwindigkeiten, Regenmenge, Windgeschwindigkeit) relevant sein könnten, die bisher im Emissionsmodell explizit nicht berücksichtigt werden konnten.
- Für kleine Verkehrsstärken (DTV < 14 000 Kfz/d) liegt kein Vergleich Immissionsmessung zu -berechnung bzw. abgeleitete PM₁₀-Emissionsfaktoren für Außerortsstraßen vor. Die vorgeschlagenen Emissionsfaktoren sind dort nicht verifiziert. Die Beschränkung auf DTV > 5 000 Kfz/d im MLuS sollte jedoch deswegen nicht verändert werden. Die Ergebnisse sind dort jedoch unsicherer.
- Für Lkw-Anteile größer 70 % liegen keine Vergleichsdaten vor. Die vorgeschlagenen Emissionsfaktoren sind dort ebenfalls nicht verifiziert.
- Die Ableitung der Emissionsfaktoren für Tunnel erfolgt für Tunnel mit Tunnellängen zwischen 450 und 6 400 m. Für kürzere Tunnel liegen keine Daten vor. Zumal wächst bei kürzeren Tunneln die Wahrscheinlichkeit, dass Schmutzeintrag wie an freien Strecken erfolgt und die in Tunneln allgemein übliche vorsichtige und geschwindigkeitsbegrenzte Fahrweise aufgehoben ist. Deshalb wird empfohlen, für überdeckelte Strecken kleiner 450 m die Emissionsfaktoren für freie Strecken zu verwenden.

Aus den bzgl. der Abhängigkeit der Überschreitungshäufigkeit von 50 µg PM₁₀/m³ als Tagesmittelwert vom PM₁₀-Jahresmittelwert durchgeführten Analysen wird folgendes Vorgehen im MLuS 04 vorgeschlagen:

- Es sollte keine nach Bundesländern differenzierte Vorgehensweise verwendet werden, weil die bundeslandpezifischen Unterschiede im re-

lativen Verlauf nicht stark genug ausgeprägt sind und an den Landesgrenzen unschöne Sprungstellen in den Berechnungen auftreten würden.

- Es sollte der „best Fit plus Sicherheitszuschlag von zwei Sigma (jahresmittelwertabhängig)“ zur Umrechnung von PM₁₀-Jahresmittelwerten auf Überschreitungshäufigkeiten verwendet werden. Die durchgeführten Testrechnungen haben gezeigt, dass auf einen Sicherheitszuschlag nicht verzichtet werden kann. Dies liegt im Wesentlichen daran, dass zwar MLuS Sicherheiten enthalten soll, dass aber bei der Berechnung der PM₁₀-Gesamtbelastung die mittlere Abweichung von den Messungen nur +10 % beträgt. Grund dafür ist auch, dass die PM₁₀-Zusatzbelastung an der Gesamtbelastung an Autobahnen und Außerortsstraßen selbst bei stark beeinflussten Messpunkten bei kleiner 50 % liegen wird und somit die Sicherheiten des Ausbreitungsmodells für die Gesamtbelastung deutlich verringert sind. Die Kurve zur Beschreibung der Anzahl von Tagen mit mehr als 50 µg/m³ im Tagesmittel lautet somit:

$$\begin{aligned} &\text{Anzahl der Tage mit mehr als } 50 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ als} \\ &\text{Tagesmittelwert} \\ &= -6.5\text{E-}05 \cdot \text{PM}_{10}(\text{JM})^4 + 0.00694 \cdot \text{PM}_{10}(\text{JM})^3 \\ &\quad - 0.15 \cdot \text{PM}_{10}(\text{JM})^2 + 1.1064 \cdot \text{PM}_{10}(\text{JM}) \\ &\quad + 2 \cdot [0.23 \cdot \text{PM}_{10}(\text{JM})] \end{aligned}$$

Diese Kurve gilt zwischen 0 bis 50 µg PM₁₀/m³ im Jahresmittel. Für Jahresmittel größer 50 µg/m³ wird die Anzahl von Tagen mit mehr als 50 µg/m³ als Tagesmittelwert auf 165 begrenzt.

- Hinweise, dass bei den entsprechenden Jahresmittelwerten abweichend von den berechneten Werten mit Wahrscheinlichkeiten von x % (siehe Tabelle 7.2) Grenzwertüberschreitungen möglich sind, werden nicht ins MLuS integriert.

Als Konsequenz für MLuS 04 ergäbe sich daraus, dass für einen berechneten PM₁₀-Jahresmittelwert von 27 µg/m³ nach diesem Vorschlag der Grenzwert für das Jahr 2005 (35 Überschreitungen) mit 36 ebenfalls wie im MLuS 02 gerade überschritten wird, der Verlauf der neuen Kurve ist allerdings flacher.

Das Verhältnis des maximalen CO-8-h-Mittelwert zum CO-Jahresmittelwert in der Bundesrepublik zeigt sehr starke Streuungen mit nur geringer Korrelation. Diese erlaubt eigentlich nicht die Ableitung einer gesicherten funktionale Abhängigkeit. Da die-

ser Grenzwert aus den vorliegenden Messungen heraus, wenn überhaupt, nur in den seltensten Fällen im Anwendungsbereich von MLuS überschritten werden wird und ein berechenbarer „best fit“ bereits durch eine Vielzahl von älteren (höheren) Messergebnissen Sicherheiten enthält, wird für die Anwendung im MLuS dennoch empfohlen, die Funktion des „best fit“ (trotz dessen statistischer Unsicherheiten) zur Berechnung dieses Wertes in MLuS zu integrieren. Diese lautet:

max. gleitender 8-h-CO-Mittelwert = $5.18 \cdot \text{CO-JM}$;
mit $R^2 = 0.5$.

Im Folgenden wird ein Beispiel für eine Berechnung mit den neu abgeleiteten PM_{10} -Emissionsfaktoren bzw. den Funktionen zur Berechnung der Überschreitungshäufigkeiten gegeben:

Eingabedaten:

Bezugsjahr	2001
DTV	60 700 Kfz/d
Lkw > 3.5 t	12 %
Fahrstreifen	4
Verkehrssituation	BAB ohne Tempolimit
Abstand von Fahrbahn	12 m
Windgeschwindigkeit	2.1 m/s
PM_{10} -VB	18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
CO-VB	300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Ergebnis:

MLuS-02-Auspuffpartikel	117.2 g/(km · h)
PM_{10} -Auf/Ab mit neuem Ansatz	109.7 g/(km · h)
Emission PM_{10} -Gesamt	226.9 g/(km · h)
Gesamtbelastung PM_{10} -JM	27.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Anzahl von Überschreitung 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	38
Gesamtbelastung CO-JM	551 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
CO-8-h-Mittelwert	2 854 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

10 Literatur

- BASt (2003): 4. Bund - Länder - Erfahrungsaustausch zur systematischen Straßenerhaltung – Workshop Straßenerhaltung mit System, im Juni 2002. Straßenbau Heft S 30, Hrsg.: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach
- BÄCHLIN, W., LOHMEYER, A., FRANZ, H. (2003): Feinstaub und Schadgasbelastungen in der Göttinger Straße, Hannover. Auftraggeber: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ), Hannover, Februar 2003, unter Mitarbeit von Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen Universität Stuttgart, Ingenieurbüro Theurer und Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ), Hannover
- BRANDT, A., SCHULZ, T., BÖSINGER, R., BÄCHLIN, W., LOHMEYER, A. (2002): PM_{10} - Emissionsmodell für den Straßenverkehr in Nordrhein-Westfalen. Gefahrenstoffe – Reinhaltung der Luft (2002)
- BUWAL (2000): Abschätzung der PM_{10} -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
- BUWAL (2001): PM_{10} – Fragen und Antworten zu Eigenschaften, Emissionen, Immissionen, Auswirkungen und Maßnahmen. Hrsg.: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, Stand 29. März 2001
- Carbotech AG (2000a): Tunnelmessungen zur Ermittlung von Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Luftschadstoffemissionen des Straßenverkehrs, Folgearbeiten zum BUWAL-Bericht SRU Nr. 255, Arbeitsunterlage 22, BUWAL, Oktober 2000
- Carbotech AG (2000b): Morphologische Charakterisierung von PM_{10} . Luftschadstoffemissionen des Straßenverkehrs, Folgearbeiten zum BUWAL-Bericht SRU Nr. 255, Arbeitsunterlage 21, BUWAL, Juli 2000
- CLAI, G., BERKOWICZ, R., DÜRING, I., KETZEL, M., LOHMEYER, A., MOUSSIOPOULOS, N., PAPALEXIOU, S. (1999): Proposal for the calculation of the high percentiles of NO_2 concentrations, necessary for the execution of EU Directive 1999/EC. Sixth International

- Conference on Final Programm – Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes. Rouen, France, 11 – 14 October 1999
- CORINAIR (2003): Automobile tyre and brake wear. Web-site supporting the development of chapter B770 (SNAP 0707) of the EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook. <http://vergina.eng.auth.gr/mech/lat/PM10/title.htm>
- ETHEMEZIAN, V., KUHNS, H., GILLIES, J., CHOW, J., HENDRICKSON, K., MCGOWN, M., PITCHFORD, M. (2003): Vehicle-based road dust emission measurement (III): effect of speed, traffic volume, location, and season on PM₁₀ road dust emissions in the Treasure Valley, ID. *Atmospheric Environment* 37 (2003) 4583-4593
- EPA (1993): Compilation of Air Pollution Emission Factors – AP 42, Emission Factor Documentation, Section 13.2.1, Paved Roads. Appendix C.1: Procedures for Sampling Surface Dust Loading, and Appendix C.2: Procedures for Laboratory Analysis of Surface Loading Samples. United States Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning & Standards
- EPA (1997): Compilation of Air Pollution Emission Factors AP-42, 5. Edition, Volume 1, Chapter 13, Section 13.2.1, Miscellaneous sources. Stationary Point und Area Sources. United States Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning & Standards, October 1997
- FILLIGER, P., PUYBONNIEUX-TEXIER, V., SCHNEIDER, J. (1999): PM₁₀ Population Exposure – Technical Report on Air Pollution, Prepared for the WHO Ministerial Conference for Environment and Health, London, June 1999, published by Federal Department of Environment, Transport, Energy and Communications Bureau for Transport Studies, Berne, Switzerland
- FITZ, D. R. (2001): Measurements of PM₁₀ and PM₂₅ emission factors from paved roads in California: Final Report Contract No. 98-724, Center for Environmental Research and Technology, College of Engineering, University of California, June 2001
- GEHRIG, R., HILL, M., BUCHMANN, B., IMHOF, D., WEINGARTNER, E., BALTENSBERGER, 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
- GUSTAFSSON, M. (2003): How do we deal with road dust in models and reality? Swedish National Road and Transport Research Institut, 2003, unveröffentlicht
- HB-Verkehrsconsult GmbH (2003): Ergänzung der Genauigkeitsprüfung des Induktivschleifen-Klassifikators VDK 900/VQM 900 für 8 Fahrzeugklassen nach TLS, Ausgabe 2002. April 2003, im Auftrag der Traffic Data Systems GmbH, Dresden
- HEUSCH, H., BOESEFELDT, J. (1999): Genauigkeitsprüfung des Induktivschleifen-Klassifikators VDK 909/VQM 900 für 8 Fahrzeugklassen. Oktober 1999, im Auftrag der Traffic Data Systems GmbH, Dresden
- 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
- 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. *Atmospheric Environment* 37 (2003) 2735-2749
- KEUKEN, M. P. (1997): Emissies dorr vracht – en personenverkeer gemeten in de Drechtunnel. TNO-rapport, TNO-MEP-R 97/378, TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie, Apeldoorn
- KEUKEN, M. P., TEEUWISSE, S., ten BRINK, H. M. (1999): Research on the contribution of road dust emissions to PM₁₀ concentrations in the Netherlands. TNO-MEP – R 99/505. TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie, Apeldoorn
- KLINGENBERG, H., SCHÜRSMANN, D., LIES, K.-H. (1991): Dieselmotorabgas – Entstehung und Messung. In: VDI-Bericht Nr. 888, 119-131

- KUHLBUSCH, T. A. J., QUASSU, U., FISSAN, H. (2002): Identifizierung von Quellen des Feinstaubes – Grundlagen, Methoden und Ergebnisse, in: VDI Bericht 1656, VDI Verlag, Düsseldorf, 101-110
- KUHNS, H., ETYEMEZHIAN, V., GREEN, M., HENDRICKSON, K., MCGROWN, M., BARTON, K., PITCHFORD, M. (2003): Vehicle-based road dust emission measurement – Part II: Effect of precipitation, wintertime road sanding, and street sweepers on inferred PM₁₀ emission potentials from paved and unpaved roads. *Atmospheric Environment* 37 (2003), 4573-4582
- KURZAK, H. (2002): BAB A 4, Eisenach – Görlitz, VKE AS Magdala bis AS Jena-Göschwitz, Verkehrsuntersuchung AS Schorba mit Umfahrung Bucha. Dezember 2002, unveröffentlicht
- LASCHOBBER, C., LIMBECK, A., RENDL, J., PUXBAUM H. (2004): Particulate emissions from on-road vehicles in the Kaisermühlentunnel (Vienna, Austria). *Atmospheric Environment* 38 (2004) 2187-2195
- LENSCHOW, P., ABRAHAM, H. J., KUTZNER, K., LUTZ, M., PREUß, J.-D., REICHENBÄCHER, W. (2001): Some ideas about the sources of PM₁₀, *Atmospheric Environment* 35 (1001), 23-33
- LfU Sachsen-Anhalt (2003): Messprogramm A 14 im Jahr 1998 bis 2000. Thema: Untersuchungen zum Einfluss der neu gebauten Bundesautobahn A 14 im Bereich Halle/S. auf die Immissionen im Umfeld. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Abt. Immissionsschutz/Chemikaliensicherheit
- LOHMEYER, A. (2001): Validierung von PM₁₀-Immissionsberechnung im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Feinstaubausbildung von Straßen. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul. Projekt 2286C, Juni 2001. Gutachten im Auftrag von: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin, und Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden. Herunterladbar unter www.Lohmeyer.de/literatur.htm
- LOHMEYER, A. (2002): FE 02.207/2000/LRB: Prognose der Vorbelastung und Berücksichtigung der RL 96/62/EG im MLuS-2002. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul. Projekt 2266, Januar 2002. Schlussbericht im Auftrag von: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach
- LOHMEYER, A. (2003a): Quantifizierung der PM₁₀-Emissionen durch Staubaufwirbelungen und Abrieb von Straßen auf Basis vorhandener Messdaten. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Karlsruhe. Projekt 1772, Februar 2003. Gutachten im Auftrag von: Ministerium für Umwelt und Verkehr, Stuttgart, unter Mitarbeit von UMEG Karlsruhe und IFEU Heidelberg. Herunterladbar unter www.Lohmeyer.de/literatur.htm
- LOHMEYER, A. (2003b): Berechnung der Kfz-be dingten Feinstaubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul. Projekt 2546, 15.11.2003. Sachstandsbericht im Auftrag von: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden
- LOHMEYER, A. (2003c): Feinstaub- und Schadgasbelastungen in der Göttinger Straße, Hannover. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Karlsruhe. Projekt 1847, April 2003. Gutachten im Auftrag von: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ), Hannover
- LOHMEYER, A. (2003d): Machbarkeitsstudie zu kombinierten Lärminderungs-/Luftreinhalteplänen in Brandenburg – Teil vergleichende Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung der PM₁₀-Belastungen – Wirkungsuntersuchungen zur OU Nauen. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul. Projekt 2464. Dezember 2003. Gutachten im Auftrag von: Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung Brandenburg, Potsdam
- LÜKEWILLE, A., BERTOK, I., AMANN, M., COFALA, J., GYARFAS, F., HEYES, C., KARVOSENOJA, N., KLIMONT, Z., SCHÖPP, W. (2002): A Framework to Estimate the Potential and Costs for the Control of Fine Particulate Emissions in Europe. IIASA – International Institute for Applied Systems Analysis, Interim Report IR-01-023
- LUTZ, M. (2002): Erster Versuch einer Quellenzuordnung für PM₁₀ in Berlin, in: „PM_x-Quellenidentifizierung: Methoden und Ergebnisse“, Eds. U. QUASS und T. A. J. KUHLBUSCH, Duisburg, 79-91
- MLuS 02 (2002): Merkblatt über Luftverunreinigungen an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung. Hrsg.: Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen e. V., Köln, Ausgabe 2002

- MUSCHACK, W. (1989): Straßenoberflächenwasser – eine diffuse Quelle der Gewässerbelastung. *Vom Wasser*, 72, S. 267–282
- PALME, F., RABL, P. (2004): Korngrößen und Inhaltsstoffe von urbanen Stäuben – Einflüsse von Kfz-Emissionen. Workshop PM_x-Quellenidentifizierung Mülheim/Ruhr, 22.-23. Januar 2004, unveröffentlicht
- 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). Midterm report 2000-2002. NERI Technical Report. Hrsg: Ministry of Environment - National Environmental Research Institute/Denmark
- PUXBAUM, H., STURM, P. J., SCHMID, H., BAUER, H., BACHER, M., BIEBL, P., PUCHER, E. (2002): Non-Exhaust related particulate emission rates from roadway traffic – derived from a european tunnel study. 11th International Conference "Transport and Air Pollution" 2002, Graz
- RABL, P. (2003): Persönliche Mitteilung von Hr. Dr. RABL, LfU Bayern
- RAUTERBERG-WULFF, A. (1998): Beitrag des Reifen- und Bremsenabriebs zur Rußemission an Straßen (Dissertation). In: Fortschrittberichte VDI, Reihe 15: Umwelttechnik, Nr. 202, VDI-Verlag, Düsseldorf
- RAUTERBERG-WULFF, A. (1999): Determination of Emission Factors for Tire Wear Particles up to 10 µm by Tunnel Measurements. Paper presented at 8th International Symposium Transport and Air Pollution, Graz, Austria, 31. Mai – 2. Juni 1999
- ROSENBOHM, E., VOGT, R., SCHEER, V., NIELSEN, O. J., DREISEIDLER, A., BAUMBACH, G., IMHOF, D., BALTENSBERGER, U., FUCHS, J., JAESCHKE, W. (2004): Particulate matter measured at a motorway during the BAB II campaign near Heidelberg. Eingereicht bei Atmospheric Environment
- SCHMID, H., PUCHER, E., ELLINGER, R., BIEBL, P., PUXBAUM, H. (2001): Decadal reductions of traffic emissions on a transit route in Austria - Results of the Tauerntunnel experiment 1997. In: Atmospheric Environment 35, 3585-3593
- SCHULZE, E. (2002): Räumliche und zeitliche Analyse von kontinuierlichen Luftschadstoffmessungen in Berlin. Einfluss von Regen und Luftfeuchte auf die PM₁₀-Emission und -Immission. Diplomarbeit an der Technischen Universität Dresden, Institut für Geografie, Lehrstuhl für Landschafts- und Geoökologie zur Erlangung des akademischen Grades Diplom-Geografin
- SenUm (2003): Luftgütemessdaten - Jahresbericht 2002. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Berlin, Oktober 2003
- STECHMANN, H. (1993): Charakterisierung kraftfahrzeugspezifischer partikelförmiger Emissionen und Quantifizierung ihrer Beiträge zu Aerosolen und Gewässerverunreinigungen. Dissertation. Institut für Anorganische und Angewandte Chemie der Universität Hamburg. Schriftenreihe Analytik
- STERNBECK, J., SJÖDIN, A., ANDRÉASSON, K. (2002): Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension – results from two tunnel studies. *Atmospheric Environment* 36, 4735–4744.
- UBA (1999): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 1.2/Januar 1999. Dokumentation zur Version Deutschland erarbeitet durch INFRAS AG Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit IFEU Heidelberg. Hrsg: Umweltbundesamt Berlin
- UBA (2004): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1/April 2004. Dokumentation zur Version Deutschland erarbeitet durch INFRAS AG Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit IFEU Heidelberg. Hrsg: Umweltbundesamt Berlin
- UMEG (2003): Ursachenanalyse im Rahmen der Erarbeitung von Luftreinhalteplänen in Baden-Württemberg nach § 47 Abs. 1 BImSchG für das Jahr 2002. UMEG-Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg. April 2003
- WECKWERTH, G. (2004): Persönliche Mitteilung (Universität zu Köln, Inst. für Mineralogie und Geochemie)

Teil 2:

**Zusatzuntersuchung
zum Vergleich der PM₁₀-Konzentration
aus Messungen an der A 1 Hamburg
und Ausbreitungsberechnungen**

1 Aufgabenstellung

Das Niedersächsische Landesamt für Ökologie (NLÖ) betreibt zusammen mit der Hamburger Umweltbehörde eine Luftschadstoffmessstelle an der A 1 in Hamburg.

Für den Standort dieser Messstelle soll eine detaillierte Luftschadstoffberechnung durchgeführt werden, um das im Rahmen des BASt-Forschungsprojektes FE 02.222/2002/LRB (PM₁₀-Emissionen an Außerortsstraßen) vorgeschlagene PM₁₀-Emissionsmodell anhand der dort gemessenen PM₁₀-Konzentrationen zu überprüfen. Folgende Leistungen sollten durchgeführt werden:

1. Zusammenstellung der Eingangsdaten (aktuelle Verkehrszahlen für den Messzeitraum, Meteorologie für den Messzeitraum, Schadstoffvorbelastung für den Messzeitraum).
2. Erstellung der digitalen Straßendatei anhand der derzeitigen örtlichen Gegebenheiten.
3. Emissionsberechnung für die Auspuffemissionen anhand des Handbuches für Emissionsfaktoren (HBEFa 2.1) und für die nicht auspuffbedingten PM₁₀-Emissionen mittels Vorschlag aus o. g. FE-Projekt.
4. Ausbreitungsberechnung mit PROKAS für den Messzeitraum an der Messstelle für PM₁₀ und für NO_x. Zusätzlich Berechnung mit MLuS 02, wobei die Zusatzbelastungen mittels Dreisatz an die neuen Emissionsdichten angepasst werden sollten.
5. Vergleich mit den statistischen Kenngrößen aus den Messungen. Kurzbericht.

2 Eingangsdaten

2.1 Bauliche Gegebenheiten

Bild 2.1 zeigt den Lageplan der BAB A 1 sowie die zwei Anschlussstellen Hamburg-Billstedt und Hamburg-Moorfleet und das Autobahndreieck Hamburg-Südost im derzeitigen Zustand.

Diejenigen Straßenabschnitte, die bei den Berechnungen berücksichtigt wurden, sind in Bild 2.1 schwarz dargestellt.

Es ist zu beachten, dass ab 17.12.2002 eine Baustelle auf der A 1 eingerichtet wurde. Der Beginn der Bauphase im untersuchten Bereich begann

dann im Dezember 2003 und führte ab diesem Zeitpunkt zu Verkehrsbehinderungen. Neben den Verkehrseinschränkungen wurden auch Bauarbeiten durchgeführt. Dies waren vor allem in den Wintermonaten 2003/2004 nach Auskunft des Baustellenleiters Nassbaggerarbeiten von Sand und Kies. Es wurde bei diesen Arbeiten versucht, die Staubemissionen zu minimieren. Nach Aussage des Bauleiters waren Staubemissionen aber nicht ganz auszuschließen gewesen bzw. Abwehungen von einem aufgeschütteten Erdwall bei hohen Windgeschwindigkeiten zu beobachten.

2.2 Verkehr

Für die Immissionsberechnung mit PROKAS wurden die Verkehrsbelastungen der Straßen berücksichtigt, die in Bild 2.1 hervorgehoben sind. Für die Immissionssituation an der Messstelle relevant sind die Verkehrsmengen auf der A 1 und auf dem Billwerder Billdeich. Die angesetzten Verkehrsmengen und Lkw-Anteile (> 3.5 t) sind in der Tabelle 2.1 aufgeführt und wurden mit dem Hamburger Amt für Verkehr und Straßenwesen abgestimmt. Hierbei wurden die Lkw-Anteile der A 1 von den angegebenen Werten für Lkw > 2.8 t mittels eines Faktors von 1.17 auf Lkw > 3.5 t umgerechnet.

Dem Hamburger Amt für Verkehr und Sicherheit lagen keine anderen Informationen vor. Bei den Verkehrsbelegungen des Billwerder Billdeiches wurde in Absprache mit diesem Amt der gegebenen Lkw-Anteil unverändert als LKW > 3.5 t angesetzt.

Die Schadstoffemissionen des Straßenverkehrs sind außer vom Verkehrsaufkommen und dem Lkw-Anteil auch von den vorliegenden Verkehrssituationen, die in Kapitel 7 näher beschrieben werden, abhängig. Die für die Emissionsbestimmung auf den beiden wesentlichen Straßen angesetzten Verkehrssituationen sind ebenfalls in Tabelle 2.1 dargestellt. Eine genaue Quantifizierung der Stau-

Straße	DTV _{Mo-Fr}	Verkehrssituation	Lkw-Anteil >3.5 t
A 1	84 000 Kfz/24h	AB_100Stau ¹ AB_60Stau ²	22.3 %
Billwerder Billdeich	5 000 Kfz/24h	HVS2_4 %	5 %

¹ = 2003 ohne Bautätigkeit (01.07.2003 bis 16.12.2003)
² = 2004 mit Bautätigkeit (17.12.2003 bis 30.06.2004)

Tab. 2.1: Verkehrsmengen und Verkehrssituationen im Bereich der Messstelle

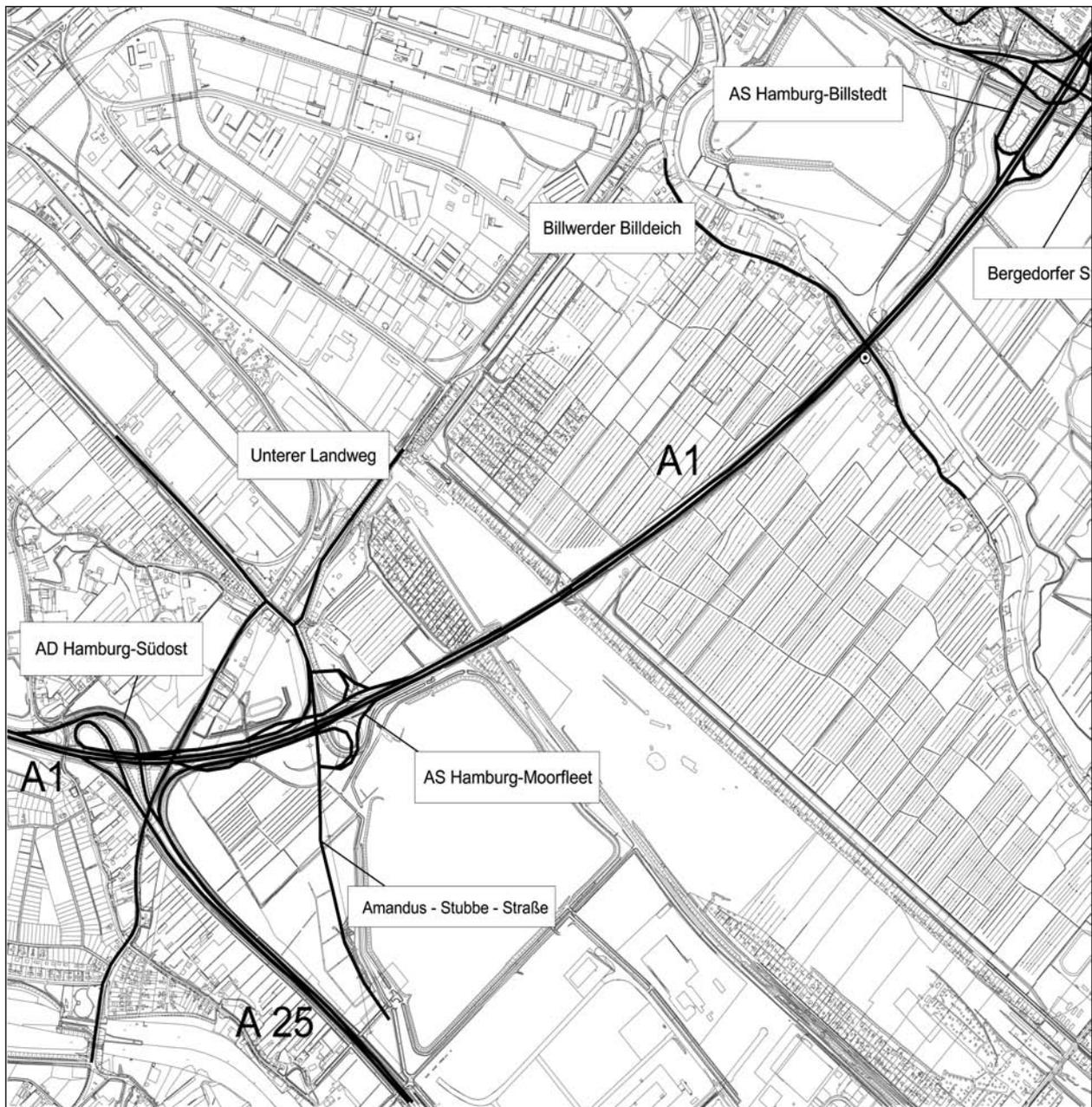


Bild 2.1: Lageplan BAB A 1

anteile auf der Autobahn A 1 konnte aufgrund fehlender Zählungen nicht zur Verfügung gestellt werden. Aus den Angaben der Polizei wurde auf der A 1 für den Zeitraum ohne Baustelle (01.07.2003 bis 16.12.2003) ein mittlerer Stauanteil für Pkw von 11 % bzw. für Lkw von 4 % der Fahrleistungen abgeleitet. Für den Zeitraum 2004 mit Baustelle wurden aus den Angaben der Polizei 59 % Stauanteil für Pkw bzw. 57 % Stauanteil für Lkw bezogen auf die Fahrleistungen abgeschätzt.

Auf der A 1 war für jeweils beide Fahrrichtungen im Zeitraum ohne Bautätigkeit eine Höchstgeschwindigkeit von 100 km/h signalisiert, im Zeit-

raum mit Baustelle waren 60 km/h für jeweils beide Fahrrichtungen angezeigt.

Zur Berechnung der zeitlichen Verteilung der Emissionen und damit auch der Häufigkeiten der Immissionen benötigt man die Verkehrstagesganglinien. Die verwendeten Verkehrstagesganglinien, die auf Verkehrszählungen der Baubehörde auf der A 1 beruhen (LOHMEYER, 2001), sind in Bild 2.2 dargestellt. Außerdem fließen in die Immissionsberechnung die Verteilungen der täglichen Anzahl von Pkw und Lkw an Werktagen, Samstagen und Sonntagen ein, die ebenfalls aus diesen Messungen abgeleitet wurden.

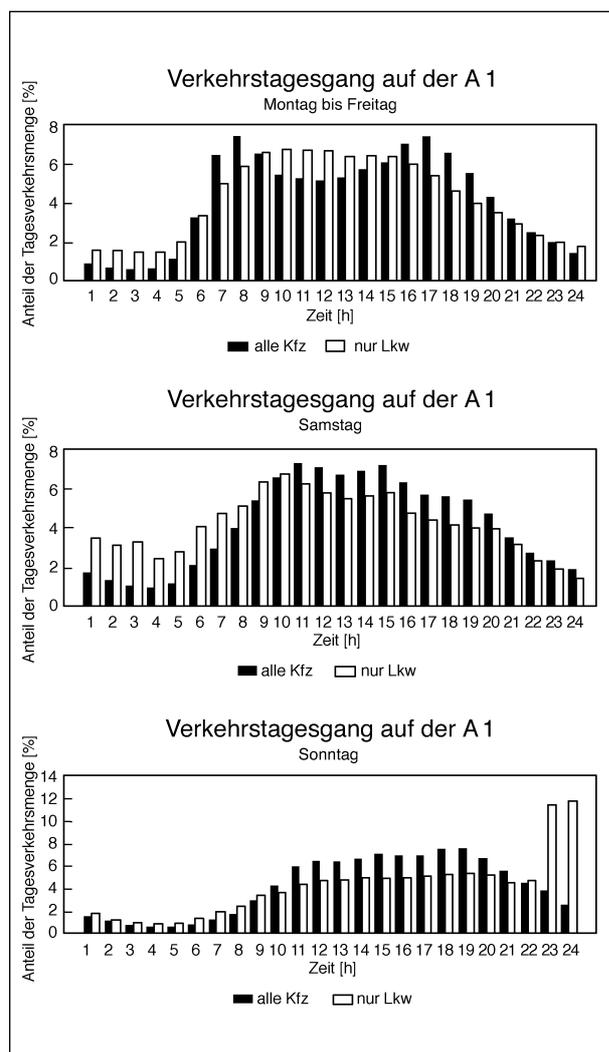


Bild 2.2: Verkehrstageslinien auf der A 1

3 Meteorologie

Für die Berechnung der Schadstoffimmissionen werden so genannte Ausbreitungsklassenstatistiken benötigt. Das sind Angaben über die Häufigkeit bestimmter Ausbreitungsverhältnisse in den unteren Luftschichten, die durch Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Stabilität der Atmosphäre definiert sind. Eine Ausbreitungsklassenstatistik enthält somit auch Informationen über die Verdünnungsfähigkeit der Atmosphäre.

Die für vorliegende Untersuchungen verwendete Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik wurde als AKTerm für den zu betrachtenden Zeitraum der Schadstoffmessungen (Juli 2003 bis Juni 2004) vom Deutschen Wetterdienst (DWD) zur Verfügung

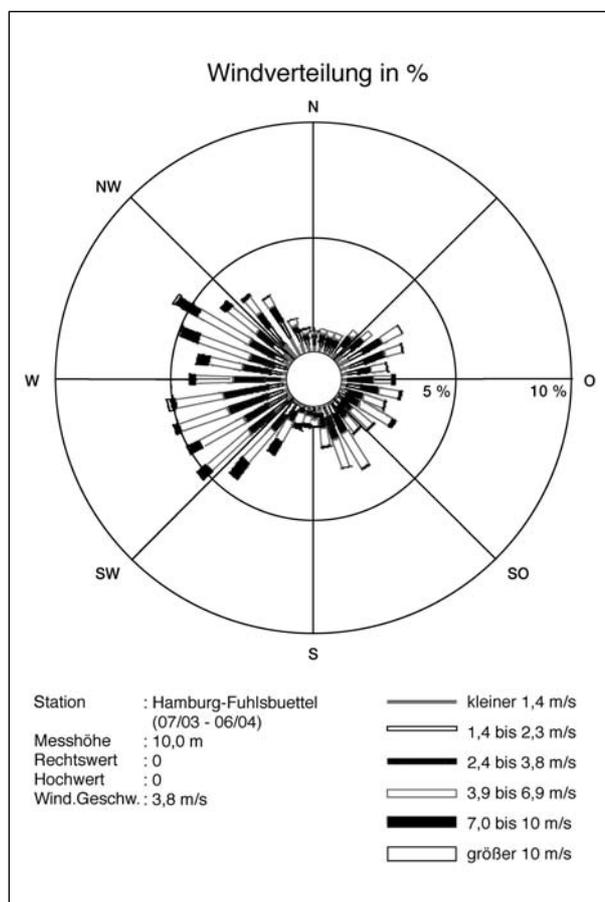


Bild 3.1: Windrichtungs- und Geschwindigkeitsverteilung für den Messzeitraum an der Station Hamburg-Fuhlsbüttel

gestellt und entsprechend aufbereitet (Bild 3.1). Sie stammt aus Messdaten an der DWD-Station Hamburg-Fuhlsbüttel. Die häufigsten Windrichtungen sind West bis Südwest und Südost, bei denen auch die höchsten Windgeschwindigkeiten zu beobachten sind. Der Mittelwert der Windgeschwindigkeit im Messzeitraum betrug 3,8 m/s.

4 Großräumige Schadstoffvorbelastung der Luft

Die Immission eines Schadstoffes im Nahbereich von Straßen setzt sich aus der großräumig vorhandenen Vorbelastung und der straßenverkehrsbedingten Zusatzbelastung zusammen. Die Vorbelastung entsteht durch Emissionen aus Industrie, Hausbrand und weiter entfernt fließendem Verkehr sowie überregionalem Ferntransport von Schadstoffen. Es ist die Schadstoffbelastung, die im Untersuchungsgebiet ohne Verkehr auf den betrachteten Straßen vorläge.

Schadstoff	Jahresmittel im Zeitraum [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]		
	01.07.03 bis 30.06.04	01.07.03 bis 16.12.03	17.12.03 bis 30.06.04
NO ₂	19.9	20.0	19.4
PM ₁₀	19.9	19.5	20.1

Tab. 4.1: Großräumige Schadstoffvorbelastung für das Untersuchungsgebiet

In Abstimmung mit der Umweltbehörde Hamburg wird im Untersuchungsgebiet mit den in Tabelle 4.1 dargestellten großräumigen Schadstoffvorbelastungen gerechnet, welche aus den Messungen der Hintergrundmessstelle Tatenberg abgeleitet wurden (siehe auch Kapitel 5).

5 Messdaten an der Autobahnmessstelle Billwerder

Die Messdaten wurden von der Hamburger Umweltbehörde als Tagesmittelwerte für den Zeitraum 01.07.03 bis 30.06.04 zur Verfügung gestellt. Die PM₁₀-Konzentrationen wurden nach Auskunft der Hamburger Umweltbehörde mittels TEOM gemessen und mittels Korrekturfaktor von 1.3 auf das Standardverfahren umgerechnet.

Die Messstelle befindet sich ca. 16 m von der A 1 und ca. 20 m vom Billwerder Billdeich entfernt. Die Autobahn A 1 befindet sich hier in Gleichlage ohne aktiven Lärmschutz. Der Billwerder Billdeich wird mittels Brücke über die A 1 geführt. Die Luftschadstoffe werden in 3.5 m Höhe über Grund gemessen. Ein fotografischer Eindruck von der Messstelle und der Umgebung ist in Bild 5.1 gezeigt.

Die PM₁₀-Messzeitreihe an der Messstation ist für die Zeitraum 01.07.03 bis 30.06.04 in Bild 5.2 dargestellt. Die PM₁₀-Tagesmittelwerte variieren zwischen 9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und 212 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (01.01.2004). In der Tabelle 5.1 sind die Mittelwerte von PM₁₀ und zum Vergleich die von NO₂ bzw. NO_x in den verschiedenen Zeiträumen zusammenfassend dargestellt. Der PM₁₀-Jahresmittelwert im Zeitraum 01.07.03 bis 30.06.04 lag an der A 1 bei ca. 26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bei einer Vorbelastung von ca. 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Tagesmittel wurden im Messzeitraum 14-mal überschritten. Der NO₂-Jahresmittelwert wurde an der A 1 zu ca. 43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen.



Bild 5.1: Fotos von der Messstelle Billwerder an der A 1: oberes Foto = Messstelle und A 1; unteres Foto = Messstelle und Überführung Billwerder Billdeich über die A 1

Zeitraum	NO ₂ /NO _x -GB an MS A 1 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	PM ₁₀ -GB an MS A 1 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	NO ₂ /NO _x an MS Tatenberg [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	PM ₁₀ an MS Tatenberg [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	NO ₂ /NO _x -ZB [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	PM ₁₀ ZB [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
01.07.03 bis 16.12.03	41.7/123	25.8	20.0/30	19.5	21.7/93	6.3
17.12.03 bis 30.06.04	43.4/127	26.8	19.4/24	20.1	24.0/103	6.7
01.07.03 bis 30.06.04	42.6/125	26.3	19.7/27	19.9	22.9/98	6.4

GB = Gesamtbelastung; ZB = Zusatzbelastung; MS = Messstelle

Tab. 5.1: Mittelwerte der NO₂ und PM₁₀-Konzentrationen an der A 1 und an der Hintergrundmessstelle Tatenberg

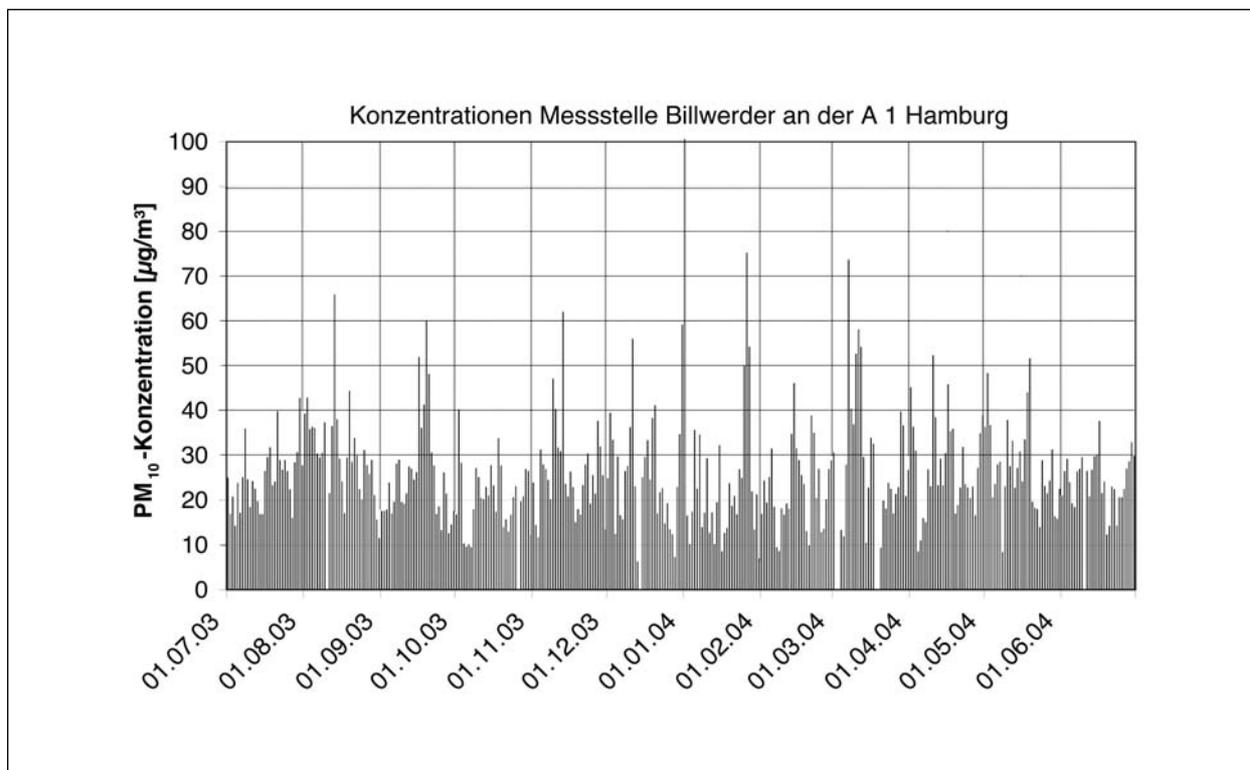


Bild 5.2: Zeitreihe der PM₁₀-Tagesmittelwerte im Messzeitraum an der Station Billwerder

6 Luftschadstoffemissionen

6.1 Methode zur Bestimmung der Emissionsfaktoren

Zur Ermittlung der Emissionen werden die Verkehrsdaten und für jeden Luftschadstoff so genannte Emissionsfaktoren benötigt. Die Emissionsfaktoren sind Angaben über die pro mittlerem Fahrzeug der Fahrzeugflotte und Straßenkilometer freigesetzten Schadstoffmengen. Im vorliegenden Gutachten werden die Emissionsfaktoren für die Fahrzeugarten Pkw und Lkw unterschieden. Die Fahrzeugart Pkw enthält dabei die leichten Nutzfahrzeuge (INfz) und Motorräder, die Fahrzeugart Lkw versteht sich inklusive Lastkraftwagen, Sattel-schlepper, Busse usw.

Die Emissionsfaktoren setzen sich aus „motorbedingten“ und „nicht motorbedingten“ (Reifenabrieb, Staubaufwirbelung etc.) Emissionsfaktoren zusammen.

6.1.1 Motorbedingte Emissionsfaktoren

Die motorbedingten Emissionsfaktoren der Fahrzeuge einer Fahrzeugkategorie (Pkw, leichte Nutzfahrzeuge, Busse etc.) werden mithilfe des „Hand-

buchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ Version 2.1 (UBA, 2004) berechnet. Sie hängen für die Fahrzeugarten Pkw und Lkw im Wesentlichen ab von

- der sich fortlaufend ändernden Fahrzeugflotte (Anteil Diesel etc.),
- der Zusammensetzung der Fahrzeugschichten (Fahrleistungsanteile der Fahrzeuge einer bestimmten Gewichts- bzw. Hubraumklasse und einem bestimmten Stand der Technik hinsichtlich Abgasemission, z. B. EURO 2, 3, ...) und damit vom Jahr, für welches der Emissionsfaktor bestimmt wird (= Bezugsjahr),
- der Längsneigung der Fahrbahn (mit zunehmender Längsneigung nehmen die Emissionen pro Fahrzeug und gefahrenem Kilometer entsprechend der Steigung deutlich zu, bei Gefällen weniger deutlich ab),
- dem Prozentsatz der Fahrzeuge, die mit nicht betriebswarmem Motor betrieben werden und deswegen teilweise erhöhte Emissionen (Kaltstarteinfluss) haben, und
- den so genannten Verkehrssituationen („Fahrverhalten“), das heißt der Verteilung von

Fahrgeschwindigkeit, Beschleunigung, Häufigkeit und Dauer von Standzeiten (siehe Tabelle 6.1).

Verkehrssituation	Beschreibung
AB>120	Autobahn ohne Tempolimit
AB_120	Autobahn Tempolimit 120
AB_100	Autobahn Tempolimit 100
AB_80	Autobahn Tempolimit 80
AB_60	Autobahn Tempolimit 60
AB_Bau1	Autobahn Baustelle zweistreifig
AB_Bau2	Autobahn Baustelle eng bzw. einstreifig
AB_StGo	Autobahn Stop and Go
AO1	Außerortsstraße, guter Ausbaugrad, gerade
AO2	Außerortsstraße, guter Ausbaugrad, gleichmäßig kurvig
AO3	Außerortsstraße, guter Ausbaugrad, ungleichmäßig kurvig
HVS1>50	Hauptverkehrsstraße, Tempolimit > 50 km/h, geringe Störungen
HVS2>50	Hauptverkehrsstraße, Tempolimit > 50 km/h, mittlere Störungen
HVS3>50	Hauptverkehrsstraße, Tempolimit > 50 km/h, starke Störungen
HVS1	Ortsdurchfahrt, vorfahrtsberechtigt, ohne Störungen
HVS2	Hauptverkehrsstraße, vorfahrtsberechtigt, geringe Störungen
HVS3	Hauptverkehrsstraße, vorfahrtsberechtigt, mittlere Störungen
HVS4	Hauptverkehrsstraße, vorfahrtsberechtigt, starke Störungen
Kern	Innerortsstraßen im Stadtkern
LSA1	Hauptverkehrsstraße mit Lichtsignalanlage, geringe Störungen
LSA2	Hauptverkehrsstraße mit Lichtsignalanlage, mittlere Störungen
LSA3	Hauptverkehrsstraße mit Lichtsignalanlage, starke Störungen
NS_D	Nebenstraßen, geschlossene Bebauung
NS_L	Nebenstraßen, locker bebaut
StGo	Innerortsstraßen bei Stop and Go

Tab. 6.1: Definition der Verkehrssituation laut Handbuch für Emissionsfaktoren (nach UBA, 2004). Für einige Verkehrssituationen ist bei einer Verkehrsdichte > 1 400 oder 1 500 Kfz/h je Fahrspur zusätzlich eine Verkehrssituation „gebunden“ definiert

Die Zusammensetzung der Fahrzeuge innerhalb der Fahrzeugkategorien wird für das zu betrachtende Bezugsjahr dem HBEFA (UBA, 2004) entnommen. Darin ist die Gesetzgebung bezüglich Abgasgrenzwerten (EURO 2, 3, ...) berücksichtigt. Die Längsneigung der Straßen ist aus Höhenplänen oder Lageplänen des Untersuchungsgebietes bekannt, der Kaltstarteinfluss innerorts für Pkw wird entsprechend HBEFA angesetzt, der Kaltstarteinfluss für Lkw wird aus UBA (1995) entnommen. Die Verkehrssituationen im Untersuchungsgebiet werden entsprechend den Gegebenheiten auf den einzelnen Streckenabschnitten und den Auswahlmöglichkeiten der Tabelle 6.1 festgelegt.

6.1.2 Nicht motorbedingte Emissionsfaktoren

Untersuchungen der verkehrsbedingten Partikelmissionen zeigen, dass neben den Partikeln im Abgas auch nicht motorbedingte Partikelemissionen zu berücksichtigen sind, hervorgerufen durch Straßen-, Kupplungs- und Bremsbelagabrieb, Aufwirbelung von auf der Straße aufliegendem Staub etc. Diese Emissionen sind im HBEFA nicht enthalten, sie sind auch derzeit nicht mit zufrieden stellender Aussagegüte zu bestimmen. Die Ursache hierfür liegt in der Vielfalt der Einflussgrößen (siehe Hauptbericht zum Forschungsprojekt).

In der vorliegenden Untersuchung werden die PM_{10} -Emissionen aus Abrieben und infolge der Aufwirbelung auf der Grundlage des Vorschlages aus LOHMEYER (2004) berechnet. Diese Emissionsfaktoren als Summe aus Reifen-, Brems-, Straßen- und Kupplungsabrieb sowie Wiederaufwirbelung von eingetragenen Straßenstaub sind in der Tabelle 6.2 aufgeführt.

Die Bildung von so genannten sekundären Partikeln aus heißen Abgasen während der Abkühlung und Ausbreitung wird im vorliegenden Fall nicht berücksichtigt, da dieser Prozess nur in großen Entfernungen (10 km bis 50 km) von den Schadstoffquellen dominiert (FILLIGER et al., 1999).

Die für die Berechnungen verwendeten Auspuffemissionsfaktoren sind in der Tabelle 6.3 aufgeführt. (Hinweis: Der Zeitabschnitt 17.12. bis 31.12.03 wurde mit den Emissionsfaktoren AB_60Stau für das Bezugsjahr 2004 gerechnet.)

Verkehrssituation (nach HBEFA)	Tempolimit [km/h]	Anteil Konstantfahrt (nach HBEFA) [%]	Standanteil (nach HBEFA) [%]	Emissionsfaktor für PM ₁₀ -Auf/Ab je Kfz [mg/km]	
				Pkw inkl. Infz	Lkw
AB>120	--			22	200
AB_120	120			22	200
AB_100	100			22	200
AB_80	80			22	200
AB_60	60			22	200
AB_StGo				22	200
AO1	100	60	1	22	200
AO2	100	53	1	22	200
AO3	100	28	1	22	200
IO_HVS>50	60	46	1	22	200
Tunnel AB_100	100			10	200
Tunnel AB_80	80			10	200
Tunnel AB_60	60			10	200
Tunnel IO_HVS>50	60	46	1	10	200

Tab. 6.2: PM₁₀-Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abriebe (Auf/Ab) differenziert nach Verkehrssituation

Jahr	Verkehrssituation	NO _x -Pkw mg/(km Fzg)	NO _x -Lkw mg/(km Fzg)	Partikel-Pkw nur Auspuff mg/(km Fzg)	Partikel-Lkw nur Auspuff mg/(km Fzg)
2003	AB_100Stau	409	7 500	18	166
2003	HVS2_4	399	9 300	14	258
2004	AB_60Stau	400	14 400	17	543
2004	HVS2_4	369	9 000	14	243

Tab. 6.3: Verwendete Auspuffemissionsfaktoren für die Bezugsjahre 2003 und 2004 (nach UBA, 2004) unter Berücksichtigung der im Kapitel 2 aufgezeigten Stauanteile

7 Ergebnisse der Ausbreitungsberechnungen

7.1 Berechnungen mit PROKAS

7.1.1 Berechnungsverfahren

Zur Bestimmung der Konzentration der Luftschadstoffe wird das Verfahren PROKAS angewendet, das im Anhang A2 ausführlich beschrieben wird. Es integriert unter anderem ein Gauß'sches Ausbreitungsmodell (VDI-Richtlinie 3782 Blatt 1) mit den Ausbreitungsparametern nach TA Luft (1986). Es kann aber auch andere Ausbreitungsmodelle verwenden [z. B. das Lagrange-Ausbreitungsmodell LASAT (JANICKE, 2003)]. Im Verfahren PROKAS werden unter Einbeziehung der Auftretenshäufig-

keit aller möglichen Fälle der meteorologischen Verhältnisse (Wind- und Ausbreitungsklassenstatistik) und des Wochengangs der Emissionen die auftretenden Immissionen berechnet. Das hier verwendete Ausbreitungsmodell ist das Gauß'sche Ausbreitungsmodell. Es ist in der Lage, sämtliche in Bild 2.1 dargestellten Straßenzüge gleichzeitig für jede Stunde der Woche mit ihrer jeweiligen Emission emittieren zu lassen. Aus der Häufigkeitsverteilung der berechneten Immissionen wird das Jahresmittel und gegebenenfalls der 98-Perzentilwert des untersuchten Luftschadstoffes ermittelt.

Die Wirkung der fahrzeuginduzierten Turbulenzen wird im Programmsystem PROKAS als Anfangsverdünnung interpretiert, indem dem vertikalen

Ausbreitungsparameter σ_z ein Wert vor σ_{z0} als additiver Term zugeschlagen wird. Für ebenerdige Straßen und bei Tieflagen wird der Wert dieser Anfangsverdünnung mit $\sigma_{z0} = 1.5$ m angesetzt. Bei Dammlagen (Dammhöhe > 2 m) wird $\sigma_{z0} = 2$ m angesetzt.

In die flächendeckenden Immissionsberechnungen gehen die Emissionen der Kraftfahrzeuge aller betrachteten Straßen ein. Diese Emissionen sind für die Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet verantwortlich. Im Folgenden wird die Gesamtbelastung der Luftschadstoffe diskutiert, welche sich im Jahresmittel aus Zusatzbelastung und großräumig vorhandener Vorbelastung additiv zusammensetzt. Bei den 98-Perzentilwerten ist diese Vorgehensweise nicht möglich, da nicht anzunehmen ist, dass die Spitzenwerte der Vorbelastung und der Zusatzbelastung gleichzeitig auftreten. Die Berechnung der Gesamtbelastung beim 98-Perzentilwert erfolgt daher entsprechend dem in der TA Luft (1986) angegebenen Verfahren.

7.1.2 Berechnungsergebnisse und Vergleich mit den Messwerten

Für den Messzeitraum zwischen 01.07.03 und 30.06.04 wurden die in der Tabelle 7.1 aufgeführten Kennwerte berechnet. Zum Vergleich sind die Messwerte mit aufgeführt. Es zeigt sich für alle Schadstoffe, insbesondere für PM_{10} trotz der komplizierten Emissionsbedingungen wegen der Baustelle im

Jahr 2004 eine sehr gute Übereinstimmung der Berechnungsergebnisse von PROKAS mit den Messergebnissen. Die Abweichungen zwischen Rechnung und Messung liegen für PM_{10} in der Gesamtbelastung bei ca. - 1 %, und für die NO_2 -Gesamtbelastung bei + 12 %. Die Abweichungen für die abgeschätzte PM_{10} -Zusatzbelastung liegt bei ca. - 5 %, für die NO_x -Zusatzbelastung bei + 11 %.

Ermittelt man die Anzahl der Überschreitungen von $50 \mu\text{g } PM_{10}/\text{m}^3$ im Tagesmittel aus der Formel, welche im Hauptbericht des FE-Projektes aufgeführt ist, so ergibt sich eine Anzahl von Überschreitungen unter Berücksichtigung des „best fits“ von 20 und bei Berücksichtigung von 2SigmaSicherheit von 32. Der „best fit“ überschätzt die gemessenen 14 Überschreitungen um ca. 30 %, unter Berücksichtigung von 2SigmaSicherheit um ca. 110 %.

7.2 Berechnungen mit MLuS

Für die Messstelle A 1 Billwerder wurden auch Berechnungen mit dem Merkblatt über Luftverunreinigungen an Straßen (MLuS) durchgeführt. Betrachtet wurden zunächst die beiden Bezugsjahre wegen der unterschiedlichen Geschwindigkeitsbeschränkungen getrennt. Anschließend wurden sie zu einem Jahresmittelwert über den Messzeitraum zusammengeführt. Die Protokolle von MLuS 02 befinden sich im Anhang A3.

Zeitraum	NO_x -ZB an MS A 1 PROKAS $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM_{10} -ZB an MS A 1 PROKAS $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO_2 -GB an MS A 1 PROKAS $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM_{10} -GB an MS A 1 PROKAS $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO_x -ZB an MS A 1 Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM_{10} -ZB an MS A 1 Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO_2 -GB an MS A 1 Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM_{10} -GB an MS A 1 Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$
01.07.03 bis 30.06.04	139	6.1	47.5	26.0	125	6.4	42.6	26.3

ZB = Zusatzbelastung; GB = Gesamtbelastung; MS = Messstelle

Tab. 7.1: Mittelwerte der NO_x - und PM_{10} -Konzentrationen an der A 1 für die Berechnungen und die Messung unter Berücksichtigung der Hintergrundbelastungen an der Messstelle Tatenberg

Zeitraum	PM_{10} -ZB an MS A 1 MLuS 04 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM_{10} -GB an MS A 1 MLuS 04 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Anzahl PM_{10} TMW >50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ MLuS 04	PM_{10} -ZB an MS A 1 Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM_{10} -GB an MS A 1 Messung $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Anzahl PM_{10} TMW >50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Messung
01.07.03 bis 30.06.04	9.6	29.5	45 ¹ (31) ²	6.4	26.3	14

¹ = 2SigmaSicherheit; ² = „best fit“, ZB = Zusatzbelastung; GB = Gesamtbelastung; MS = Messstelle

Tab. 7.2: Mittelwerte der PM_{10} -Konzentrationen an der A 1 für die Berechnungen nach MLuS 04 und die Messung unter Berücksichtigung der Hintergrundbelastungen an der Messstelle Tatenberg

Zu beachten ist Folgendes:

Die Berechnungen wurden zunächst mit MLuS 02 durchgeführt. In MLuS 02 ist allerdings noch das „alte“ Emissionsmodell beinhaltet. Aus diesem Grund wurden die „neuen“ PM₁₀-Emissionsdichten (basierend auf den Auspuffemissionen des HBEFa 2.1 aus Tabelle 6.3 und den Emissionsfaktoren für Abriebe und Aufwirbelung aus Tabelle 6.2) mit den „alten“ aus MLuS 02 ins Verhältnis gesetzt und mit diesem Faktor die MLuS-02-Zusatzbelastungen multipliziert. Mit diesem Vorgehen werden somit die Emissionen dem aktuellen Stand der Technik angepasst, aber die Ausbreitung mit dem MLuS-Ausbreitungsmodell berechnet. Dieses Vorgehen wird im Folgenden MLuS 04 genannt. Die Vorbelastungen wurden wiederum den Messdaten der Station Tatenberg entnommen (siehe Tabelle 5.1). Der Einfluss des kreuzenden Billwerder Billdeiches wurde vernachlässigt, da dessen Verkehrsmenge sehr gering ist (DTV = 5 000 Kfz/d) und zusätzlich aufgrund der Damm- und Brückenlage anhand der PROKAS-Berechnungen nur ein sehr geringer Einfluss auf die Immissionssituation an der Messstelle festgestellt wurde.

Das Ergebnis der MLuS-04-Berechnungen ist im Vergleich zu den Messergebnissen in der Tabelle 7.2 aufgezeigt. Es kann festgestellt werden, dass unter Berücksichtigung der nicht auspuffbedingten PM₁₀-Emissionsfaktoren entsprechend dem Vorschlag aus dem FE-Projekt und der Partikel auspuffemissionen des HBEFa 2.1 der PM₁₀-Jahresmittelwert den Messwert gut reproduziert. Die Abweichungen zwischen Berechnung und Messung liegen in der PM₁₀-Gesamtbelastung bei + 12 %, in der PM₁₀-Zusatzbelastung bei + 50 %. Mit MLuS 02 werden deutliche Überschätzungen (ca. Faktor 8 in der Zusatzbelastung und ca. Faktor 2.6 in der Gesamtbelastung berechnet, vgl. Anhang A3 mit Tabelle 7.2).

Die Berechnung der PM₁₀-Überschreitungshäufigkeit von 50 µg/m³ liefert für den „best fit“ eine etwa doppelt so hohe Anzahl wie die Messung, unter Berücksichtigung von 2SigmaSicherheit eine etwa dreimal so hohe Anzahl von Überschreitungen.

(Hinweis: NO₂/NO_x-Kontrollrechnungen wurden auftragsgemäß nur für die PROKAS-Berechnungen durchgeführt, nicht für MLuS. Die NO₂-Ergebnisse in den MLuS-Protokollen im Anhang A3 zeigen die NO₂-Konzentrationen ohne die Korrektur auf das HBEFa2.1.)

7.3 Fazit

Im Hauptteil des FE-Projektes wurden PM₁₀-Emissionsfaktoren für Abriebe und Aufwirbelung für Außerortsstraßen vorgeschlagen.

Ausbreitungsberechnungen unter Verwendung dieses Ansatzes zusammen mit den Auspuffemissionsfaktoren des HBEFa 2.1 mit dem Ausbreitungsmodell PROKAS und mit dem Screeningmodell MLuS lieferten PM₁₀-Konzentrationen, welche PM₁₀-Messergebnisse an der A 1 bei Hamburg Billwerder im Zeitraum 1.7.03. bis 30.6.04 gut reproduzieren.

Die Abweichungen zwischen der Berechnung mit MLuS und den Messergebnissen liegen bei den Jahresmittelwerten in der PM₁₀-Gesamtbelastung bei +12 %, in der PM₁₀-Zusatzbelastung bei + 50 %, bei der Anzahl von Überschreitungen bei einem Faktor 2 (best fit) bzw. 3 (2SigmaSicherheit).

Die Abweichungen zwischen den Berechnungen mit PROKAS und den Messergebnissen liegen für PM₁₀ im Jahresmittel in der Gesamtbelastung bei ca. – 1 % und für die PM₁₀-Zusatzbelastung bei ca. – 5 %. Im Vergleich dazu liegt die Abweichung der Berechnung von der Messung für die NO_x-Zusatzbelastung bei +11 %. Der „best fit“ überschätzt die gemessenen 14 Überschreitungen um ca. 30 %, unter Berücksichtigung von 2SigmaSicherheit um ca. 110 %.

8 Literatur

22. BImSchV (1993): Verordnung über Immissionswerte. Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1993, Teil I, Nr. 58, 3. November, Seiten 1819 und 1820
- BAST (1986): Straßenverkehrszählungen 1985 in der Bundesrepublik Deutschland. Erhebungs- und Hochrechnungsmethodik. Schriftenreihe Straßenverkehrszählungen, H. 36. Im Auftrag des Bundesministers für Verkehr, Bergisch Gladbach, 1986. Hrsg.: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach
- EU-Richtlinie 96/62/EU (1996): Richtlinie des Rates der Europäischen Union vom 27. September 1996 über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 27.11.1996, Nr. L 296/55
- EU-Richtlinie 99/30/EU: Richtlinie des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldi-

- oxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 29.6.1996, Nr. L 163/41
- ESSER, J. (1992): Ausbreitung und Zusammensetzung von Stickoxiden des Kraftfahrzeugverkehrs, Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach
- ESSER, J. (1995): Persönliche Mitteilung
- FIGE (1995): Emissionsfaktoren für verschiedene Fahrzeugschichten, Straßenkategorien, Verkehrszustände und Bezugsjahre (II), 3. Zwischenbericht, Oktober 1995
- FILLIGER, P., PUYBONNIEUX-TEXIER, V., SCHNEIDER, J. (1999): PM₁₀ Population Exposure – Technical Report on Air Pollution, prepared for the WHO Ministerial Conference for Environment and Health, London, June 1999
- FLASSAK, Th., BÄCHLIN, W., BÖSINGER, R., BLAZEK, R., SCHÄDLER, G., LOHMEYER, A. (1996): Einfluss der Eingangsparameter auf berechnete Immissionswerte für Kfz-Abgase – Sensitivitätsanalyse. In: FZKA PEF-Bericht 150, Forschungszentrum Karlsruhe
- JANICKE, L. (2003): Ausbreitungsmodell LASAT. Referenzbuch zu Version 2.12. Ingenieurbüro Dr. Lutz Janicke. Dunum, September 2003
- KLINGENBERG, H., SCHÜRMAN, D., LIES, K.-H. (1991): Dieselmotorabgas – Entstehung und Messung. In: VDI-Bericht Nr. 888, 119-131
- LIS (1985 bis 1991): TEMES-Monats- und Jahresberichte, Hrsg.: Landesanstalt für Immissionsschutz, Nordrhein-Westfalen, Essen
- LOHMEYER, A. (2001): Ausbau der BAB A 1 zwischen AS Hamburg-Billstedt und AD Hamburg-Südost – Luftschadstoffgutachten. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul. Projekt 2280, April 2001. Gutachten im Auftrag von: Freie und Hansestadt Hamburg, Baubehörde – Tiefbauamt
- LOHMEYER, A. (2004): FE 02.222/2002/LRB, PM₁₀-Emissionen an Außerortsstraßen. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul. Projekt 70016-03-10, 30.04.2004. Berichtsentwurf im Auftrag von: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach
- RABL, P., DIRR, R., REIF, D., KOTTERMAIR, W. (1989): Immissionsmessungen innerhalb und außerhalb von Wohngebäuden an einer stark befahrenen Autobahn. Schriftenreihe Heft 90, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, München
- RÖCKLE, R., RICHTER, C.-J. (1995): Ermittlung des Strömungs- und Konzentrationsfeldes im Nahfeld typischer Gebäudekonfigurationen – Modellrechnungen. Abschlussbericht PEF 92/007/02, Forschungszentrum Karlsruhe
- ROMBERG, E., BÖSINGER, R., LOHMEYER, A., RUHNKE, R., RÖTH, E. (1996): NO-NO₂-Umwandlungsmodell für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase. Hrsg.: Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft, Band 56, Heft 6, 215-218
- SCHÄDLER, G., BÄCHLIN, W., LOHMEYER, A., van WEES, T. (1996): Vergleich und Bewertung derzeit verfügbarer mikroskaliger Strömungs- und Ausbreitungsmodelle. In: Berichte Umweltforschung Baden-Württemberg (FZKA-PEF 138)
- Statistische Berichte BW (1985-1991): Immissions-Konzentrationsmessungen. Hrsg.: Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, Stuttgart
- TA Luft (1986): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 27. Februar 1986 (GMBl., 37. J., Nr. 7, 95-143)
- UBA 40/91 (1991) (AHRENS, G.-A., BECKER, E. C. et al.): Verkehrsbedingte Luft- und Lärmbelastungen – Emissionen, Immissionen, Wirkungen – (UBA Texte 40/91). Berlin: Umweltbundesamt. Beilage: Emissionsszenarien für den Pkw- und Nutzfahrzeugverkehr in Deutschland 1988-2005. Berlin: Umweltbundesamt, 1991 (UBA Texte 40/91, Beilage)
- UBA (1994): Abgas-Emissionsfaktoren von Pkw in der Bundesrepublik Deutschland, Abgasemissionen von Fahrzeugen der Baujahre 1986 bis 1990 (UBA Bericht 8/94). Abschlussbericht. UBA (1994): Untersuchungen des repräsentativen Fahrverhaltens von Pkw auf Stadt- und Landstraßen (UBA Texte 66/94). Berlin: Umweltbundesamt

UBA (1995) (HASSEL, D., JOST, P., WEBER, F. J., DURSBECK, F.): Abgas-Emissionsfaktoren von Nutzfahrzeugen in der Bundesrepublik Deutschland für das Bezugsjahr 1990. Abschlussbericht. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit – Luftreinhaltung. UBA-FB 95-049. UBA-Berichte 5/1995

UBA (1991) (AHRENS, G. A., BECKER, E. C. et al.): Verkehrsbedingte Luft- und Lärmbelastungen – Emissionen, Immissionen, Wirkungen (UBA Texte 40/91). Berlin: Umweltbundesamt

UBA (1997): Reduzierung hoher Luftschadstoffbelastung an Straßen. Beitrag von P. KLIPPEL und M. JÄCKER-KÜPPERS in den Proceedings zum 465. FGU-Seminar „Verkehrsbedingte Belastungen durch Benzol, Dieselruß und Stickoxide in städtischen Straßenräumen“, 14.-15. April 1997, Berlin, Hrsg.: Umweltbundesamt, Berlin

UBA (2004): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1/April 2004. Dokumentation zur Version Deutschland erarbeitet durch INFRAS AG Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit IFEU Heidelberg. Hrsg: Umweltbundesamt Berlin. Herunterladbar unter <http://www.hbefa.net/>

VDI 3782 Blatt 1 (1992): Ausbreitung von Luftverunreinigungen in der Atmosphäre. Gauß'sches Ausbreitungsmodell für Luftreinhaltepläne. Düsseldorf, Verein Deutscher Ingenieure, 10/92

Schriftenreihe

Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen

Unterreihe „Verkehrstechnik“

1999

- V 61: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 1997 – Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen**
Nierhoff, Palm, Regniet, Schmidt € 19,00
- V 62: Führung von Nahverkehrsfahrzeugen in Hauptverkehrsstraßen**
Schnüll, Johannsmeier, Albers, Etzold, Kloppe, Sporbeck, Wilms € 20,50
- V 63: Gestaltungskriterien von Landstraßenkurven**
Weise, Steyer € 15,00
- V 64: Querschnittsbreiten einbahniger Außerortsstraßen und Verkehrssicherheit und Sonderuntersuchung zum Querschnittstyp b2+1**
Palm, Schmidt € 14,50
- V 65: Auswirkungen unterschiedlicher zulässiger Höchstgeschwindigkeiten auf städtischen Straßen**
Retzko, Korda € 14,50
- V 66: Umweltauswirkungen abstumpfender Streustoffe im Winterdienst – Literaturanalyse**
Moritz € 14,50
- V 67: Sicherheitseigenschaften außerörtlicher Knotenpunkte**
Kölle, Schnüll € 17,50
- V 68: Städtischer Wirtschaftsverkehr und logistische Knoten**
Sonntag, Meimbresse, Eckstein, Lattner € 17,00
- V 69: Stadtverträgliche Bedien- und Parkkonzepte für Reisebusse in der Stadttouristik**
Kube € 16,00
- V 70: Entwurf und Bewertung von Verkehrsinformations- und -leitsystemen unter Nutzung neuer Technologien**
Zackor, Lindenbach, Keller, Tsavachidis, Bogenberger € 11,00
- V 71: Flächenansprüche von Fußgängern**
Alrutz, Bohle, Gugel, Kiegeland, Niemeyer, Schmidt, Vohl € 15,50
- V 72: Rechtsabbiegen bei Rot mit Grünpfeil**
Albrecht, Brühning, Frenzel, Krause, Meewes, Schnabel, Topp € 10,50
- V 73: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 1998 – Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen**
Laffont, Nierhoff, Regniet, Schmidt € 18,50

2000

- V 74: Einsatzbereiche von Angebotsstreifen**
Hupfer, Böer, Huwer, Jacob, Nagel € 13,50
- V 75: Gesamtwirkungsanalyse zur Parkraumbewirtschaftung**
Baier, Hebel, Peter, Schäfer € 15,00
- V 76: Radverkehrsführung an Haltestellen**
Angenendt, Blase, Bräuer, Draeger, Klöckner, Wilken € 14,00
- V 77: Folgerungen aus europäischen F+E-Telematikprogrammen für Verkehrsleitsysteme in Deutschland**
Philipp, Dies, Richter, Zackor, Listl, Möller € 18,50
- V 78: Kennlinien der Parkraumnachfrage**
Gerlach, Dohmen, Blochwitz, Engels, Funke, Harman, Schmidt, Zimmermann € 15,50

2001

- V 79: Bedarf für Fahrradabstellplätze bei unterschiedlichen Grundstücksnutzungen**
Alrutz, Bohle, Borstelmann, Krawczyk, Mader, Müller, Vohl € 15,50
- V 80: Zählungen des ausländischen Kraftfahrzeugverkehrs auf den Bundesautobahnen und Europastraßen 1998**
Lensing € 13,50
- V 81: Emissionen beim Erhitzen von Fahrbahnmarkierungsmaterialien**
Michalski, Spyra € 11,50
- V 82: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 1999 – Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen**
Laffont, Nierhoff, Schmidt € 19,50
- V 83: Verkehrssicherheit in Einbahnstraßen mit gegengerichtetem Radverkehr**
Alrutz, Gündel, Stellmacher-Hein, Lerner, Mättig, Meyhöfer, Angenendt, Draeger, Falkenberg, Klöckner, Abu-Salah, Blase, Rühle, Wilken € 17,00
- V 84: Vereinfachtes Hochrechnungsverfahren für Außerorts-Straßenverkehrszählungen**
Lensing, Mavridis, Täubner € 16,00
- V 85: Erstellung einer einheitlichen Logik für die Zielführung (Wegweisung) in Städten**
Siegener, Träger € 14,50
- V 86: Neue Gütekriterien für die Beleuchtung von Straßen mit gemischtem Verkehr und hohem Fußgängeranteil**
Carraro, Eckert, Jordanova, Kschischenk € 13,00
- V 87: Verkehrssicherheit von Steigungsstrecken – Kriterien für Zusatzfahrstreifen**
Brilon, Breßler € 18,50

2002

- V 88: Tägliches Fernpendeln und sekundär induzierter Verkehr**
Vogt, Lenz, Kalter, Dobeschinsky, Breuer € 17,50
- V 89: Verkehrsqualität auf Busspuren bei Mitnutzung durch andere Verkehre**
Baier, Kathmann, Schuckließ, Trapp, Baier, Schäfer € 13,50
- V 90: Anprallversuche mit Motorrädern an passiven Schutzeinrichtungen**
Bürkle, Berg € 16,50
- V 91: Auswirkungen der Umnutzung von BAB-Standstreifen**
Mattheis € 15,50
- V 92: Nahverkehrsbevorzugung an Lichtsignalanlagen unter besonderer Berücksichtigung des nichtmotorisierten Verkehrs**
Friedrich, Fischer € 14,00
- V 93: Nothaltemöglichkeiten an stark belasteten Bundesfernstraßen**
Brilon, Bäumer € 17,00
- V 94: Freigabe von Seitenstreifen an Bundesautobahnen**
Lemke, Moritz € 17,00
- V 95: Führung des ÖPNV in kleinen Kreisverkehren**
Topp, Lagemann, Derstroff, Klink, Lentze, Lübke, Ohlschmid, Pires-Pinto, Thömmes € 14,00
- V 96: Mittellage-Haltestellen mit Fahrbahnanhebung**
Angenendt, Bräuer, Klöckner, Cossé, Roeterink, Sprung, Wilken € 16,00
- V 97: Linksparken in städtischen Straßen**
Topp, Riel, Albert, Bugiel, Elgun, Roßmark, Stahl € 13,50
- V 98: Sicherheitsaudit für Straßen (SAS) in Deutschland**
Baier, Bark, Brühning, Krumm, Meewes, Nikolaus, Räder-Großmann, Rohloff, Schweinhuber € 15,00

V 99: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2000 – Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen
Laffont, Nierhoff, Schmidt € 21,00

2003

V 100: Verkehrsqualität unterschiedlicher Verkehrsteilnehmerarten an Knotenpunkten ohne Lichtsignalanlage
Brilon, Miltner € 17,00

V 101: Straßenverkehrszählung 2000 – Ergebnisse
Lensing € 13,50

V 102: Vernetzung von Verkehrsbeeinflussungsanlagen
Kniß € 12,50

V 103: Bemessung von Radverkehrsanlagen unter verkehrstechnischen Gesichtspunkten
Falkenberg, Blase, Bonfranchi, Cossè, Draeger, Kautzsch, Stapf, Zimmermann € 11,00

V 104: Standortentwicklung an Verkehrsknotenpunkten – Randbedingungen und Wirkungen
Beckmann, Wulfhorst, Eckers, Klönne, Wehmeier, Baier, Peter, Warnecke € 17,00

V 105: Sicherheitsaudits für Straßen international
Brühning, Löhe € 12,00

V 106: Eignung von Fahrzeug-Rückhaltesystemen gemäß den Anforderungen nach DIN EN 1317
Ellmers, Balzer-Hebborn, Fleisch, Friedrich, Keppler, Lukas, Schulte, Seliger € 15,50

V 107: Auswirkungen von Standstreifenumnutzungen auf den Straßenbetriebsdienst
Moritz, Wirtz € 12,50

V 108: Verkehrsqualität auf Streckenabschnitten von Hauptverkehrsstraßen
Baier, Kathmann, Baier, Schäfer € 14,00

V 109: Verkehrssicherheit und Verkehrsablauf auf b2+1-Strecken mit allgemeinem Verkehr
Weber, Löhe € 13,00

2004

V 110: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2001 – Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen
Laffont, Nierhoff, Schmidt, Kathmann € 22,00

V 112: Einsatzkriterien für Betonschutzwände
Steinauer, Kathmann, Mayer, Becher vergriffen

V 113: Car-Sharing in kleinen und mittleren Gemeinden
Schweig, Keuchel, Kleine-Wiskott, Hermes, van Hacken € 15,00

V 114: Bestandsaufnahme und Möglichkeiten der Weiterentwicklung von Car-Sharing
Loose, Mohr, Nobis, Holm, Bake € 20,00

V 115: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2002 – Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen
Kathmann, Laffont, Nierhoff € 24,50

V 116: Standardisierung der Schnittstellen von Lichtsignalanlagen – Zentralrechner/Knotenpunktgerät und Zentralrechner/Ingenieurarbeitsplatz
Kroen, Klod, Sorgenfrei € 15,00

V 117: Standorte für Grünbrücken – Ermittlung konfliktreicher Streckenabschnitte gegenüber großräumigen Wanderungen jagdbarer Säugetiere
Surkus, Tegethof € 13,50

V 118: Einsatz neuer Methoden zur Sicherung von Arbeitsstellen kürzerer Dauer
Steinauer, Maier, Kemper, Baur, Meyer € 14,50

2005

V 111: Autobahnverzeichnis 2004
Kühnen € 21,50

V 119: Alternative Methoden zur Überwachung der Parkdauer sowie zur Zahlung der Parkgebühren
Boltze, Schäfer, Wohlfarth € 17,00

V 120: Fahrleistungserhebung 2002 – Inländerfahrleistung
Hautzinger, Stock, Mayer, Schmidt, Heidemann € 17,50

V 121: Fahrleistungserhebung 2002 – Inlandsfahrleistung und Unfallrisiko
Hautzinger, Stock, Schmidt € 12,50

V 122: Untersuchungen zu Fremdstoffbelastungen im Straßenseitenraum
Beer, Herpetz, Moritz, Peters, Saltzmann-Koschke, Tegethof, Wirtz € 18,50

V 123: Straßenverkehrszählung 2000: Methodik
Lensing € 15,50

V 124: Verbesserung der Radverkehrsführung an Knoten
Angenendt, Blase, Klöckner, Bonfranchi-Simović, Bozkurt, Buchmann, Roeterink € 15,50

V 125: PM₁₀-Emissionen an Außerortstraßen – mit Zusatzuntersuchung zum Vergleich der PM₁₀-Konzentrationen aus Messungen an der A1 Hamburg und Ausbreitungsberechnungen
Düring, Böisinger, Lohmeyer € 17,00

Alle Berichte sind zu beziehen beim:

Wirtschaftsverlag NW
Verlag für neue Wissenschaft GmbH
Postfach 10 11 10
D-27511 Bremerhaven
Telefon: (04 71) 9 45 44 - 0
Telefax: (04 71) 9 45 44 77
Email: vertrieb@nw-verlag.de
Internet: www.nw-verlag.de

Dort ist auch ein Komplettverzeichnis erhältlich.