

Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer Karlsruhe und Dresden Strömungsmechanik

Immissionsschutz Windkanaluntersuchungen

Mohrenstraße 14 Telefon: 0351 / 83 914 - 0

01445 Radebeul Telefax: 0351 / 83 914 59 email: info.dd@lohmeyer.de USt-IdNr.: DE 143545044

#### **Endbericht**

# BERECHNUNG DER KFZ-BEDINGTEN FEINSTAUBEMISSIONEN INFOLGE **AUFWIRBELUNG UND ABRIEB FÜR** DAS EMISSIONSKATASTER SACHSEN

## **ARBEITSPAKETE 1 UND 2**

Auftraggeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie Zur Wetterwarte 10 01109 Dresden

Dr. rer. nat. I. Düring Dipl.-Ing. (FH) E. Nitzsche Dipl. Met. A. Moldenhauer

Dr. rer. nat. M. Stockhause Dr.-Ing. A. Lohmeyer

November 2004 Projekt 2546

unter Mitarbeit der IFEU Heidelberg GmbH und der TU Dresden, Institut für Verkehrsökologie

# INHALTSVERZEICHNIS

1	STAND DER WISSENSCHAFT BEI BEGINN DES PROJEKTES		
2	AUFGABENSTELLUNG	3	
3	VORGEHENSWEISE	4	
4	LITERATURRECHERCHE	5	
	4.1 Rechercheumfang	5	
	4.2 Suchergebnis	6	
5	SACHSTANDSBERICHT (STRASSENVERKEHR)	7	
	5.1 Allgemeine Einleitung	7	
	5.2 Methoden zur Bestimmung von PMx-Emissionsfaktoren	10	
	5.2.1 Die Tracer-Methode	13	
	5.2.2 Rückrechnung mit einem Ausbreitungsmodell	14	
	5.2.3 Differenzierung der PMx-Emissionsfaktoren	14	
	5.3 Ergebnisse der Literaturrecherche von Lohmeyer (2001)	19	
	5.4 Modelle für nichtauspuffbedingte PM10-Emissionen	21	
	5.4.1 Modifiziertes EPA-Modell nach Lohmeyer	21	
	5.4.2 US-EPA	25	
	5.4.3 SMHI-Modell Schweden	28	
	5.4.4 VLUFT Modell Norwegen	29	
	5.4.5 Schweizer Vorgehen	30	
	5.4.6 Sonstiges	31	
	5.5 Massebezogene PMx-Emissionsfaktoren	32	
	5.5.1 Reifen-, Brems- und Straßenabrieb	32	
	5.5.2 Weitere Informationen zu nicht auspuffbedingten Partikelemissionen.	44	
	5.5.3 PM10-Gesamtemissionsfaktoren	52	
	5.6 Anzahlbezogene PMx-Emissionsfaktoren	53	
	5.7 Mögliche Einflussgrößen der Wiederaufwirbelung (Resuspension)	63	
	5.7.1 Untersuchungsergebnisse von TRAKER	64	

	5.7.2 Weitere Untersuchungen6	39
6	AUSWERTUNG AN SÄCHSISCHEN MESSSTATIONEN	73
7	FAZIT AUS DER LITERATURRECHERCHE ZUM STRASSENVERKEHR	32
8	BEWERTUNG DER VERFÜGBAREN ANSÄTZE UND EMPFEHLUNG FÜR	
	DAS VORGEHEN IM EMISSIONSKATASTER SACHSEN	
	8.1 Bewertung der Modellansätze	36
	8.1.1 Modifiziertes EPA-Modell	36
	8.1.2 PM10-Abriebsemissionen aus europäischen Emissionsdatenbanken	37
	8.1.3 VLUFT-Modell	39
	8.1.4 Emissionsfaktorenansatz nach Gehrig et al. (2003)	90
	8.2 Vorschlag für PM10-Emissionsmodell Straßenverkehr (massebezogen)	92
	8.3 Vorschlag für PM10-Emissionsmodell Straßenverkehr (anzahlbezogen)10	00
;	8.4 Zusammenstellung wesentlicher Parameter zur Berechnung der nicht	
	auspuffbedingten PM10-Emissionen10	)1
9	NICHTAUSPUFFBEDINGTE PARTIKELEMISSIONEN VON GERÄTEN IN	
	LAND- UND BAUWIRTSCHAFT10	)3
,	9.1 Emissionsfaktoren Landwirtschaft10	)3
,	9.2 Beispielrechnung für die Landwirtschaft10	)4
(	9.3 Emissionsfaktoren Bautätigkeit10	)5
,	9.4 Beispielrechnung für die Bauwirtschaft10	)7
,	9.5 PM10-Emissionsmengen aus Land- und Bauwirtschaft10	38
10	NICHTAUSPUFFBEDINGTE PARTIKELEMISSIONEN AUS SCHIENEN-	
10	UND LUFTVERKEHR11	11
		•
11	ZUSAMMENFASSUNG1	18
12	LITERATURNACHWEIS13	35
13	ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS14	47

ANHANG A1: ZUSAMMENSTELLUNG VON PM10-EMISSIONSFAKTOREN FÜR STRASSENVERKEHR148
ANHANG A2: CHARAKTERISIERUNG DES STRASSENZUSTANDES IM
SINNE DER PM10-EMISSIONSMODELLIERUNG151
ANHANG A3: NEUBERECHNUNG DER NO <sub>X</sub> - UND PARTIKEL-ABGAS-
EMISSIONEN NACH HANDBUCH 2.1160
ANHANG A4: BERICHT ZUR AUSWERTUNG VON DATEN AN SÄCHSISCHEN
LUFTSCHADSTOFFMESSSTATIONEN178
ANHANG A5: BERICHT DES IFEU HEIDELBERG ZU NICHTAUSPUFF-
BEDINGTEN PARTIKELEMISSIONEN VON MASCHINEN UND GERÄTEN
IN LAND- UND BAUWIRTSCHAFT246

#### Hinweise:

Die Tabellen und Abbildungen sind kapitelweise durchnummeriert.

Literaturstellen sind im Text durch Name und Jahreszahl zitiert. Im Kapitel Literatur findet sich dann die genaue Angabe der Literaturstelle.

Es werden Dezimalpunkte (= wissenschaftliche Darstellung) verwendet, keine Dezimalkommas. Eine Abtrennung von Tausendern erfolgt durch Leerzeichen.

#### 1 STAND DER WISSENSCHAFT BEI BEGINN DES PROJEKTES

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. Da Messungen der verschiedenen Bundesländer, so auch Sachsen, Überschreitungen der Grenzwerte feststellen, muss dieses Problem angegangen werden. Überschreitungen treten vor allem an Verkehrsmessstationen auf und erste Quellenabschätzungen zeigen, dass der Verkehrsanteil an den Überschreitungen einen relevanten Beitrag liefert. Gleichzeitig zeigen diese und andere Untersuchungen deutliche Kenntnislücken im Bereich der Quellenzuordnung (Kuhlbusch 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 folgende 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 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 Staubbeladung 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 Lohmeyer (2002a) modifizierten und validierten die EPA-PM10-Formel mit Messungen von verschiedenen Strassen aus dem Innerortsbereich und Tunnelstrecken. Für Außerortsstraßen und Autobahnen lagen damals keine belastbaren Messdatensätze vor.

Aufgabe der vorliegenden Studie ist anhand aktueller Hinweise aus der Literatur bzw. verfügbarer Messdaten eine Methodik zur Berechnung der sächsischen PM10-Emissionen durch Abrieb und Aufwirbelung aus dem Verkehr zu entwickeln, die Emissionen damit abzuschätzen und die Ergebnisse - soweit möglich - zu überprüfen.

Der vorliegende Bericht enthält die Ergebnisse der Arbeitspakete 1 (Literatur- und Datenauswertung sowie -systematisierung) und 2 (Formulierung eines Vorschlages zur Berechnung der PM10-Emissionen infolge Abriebe und Aufwirbelung). Die Ergebnisse zum Arbeitspaket 3 (Datenerhebungen, programmtechnische Umsetzung ins Emissionskataster Sachsen, Emissionsberechnungen und Sensitivitätsbetrachtungen) sind in einem separaten Bericht der TU Dresden, Lehrstuhl für Verkehrsökologie, aufgezeigt.

#### 2 AUFGABENSTELLUNG

Das Landesamt für Umwelt und Geologie Sachsen (LfUG) ist für die Aufstellung und Fortschreibung des sächsischen Emissionskatasters zuständig. Für die Staubemissionen der Emittentengruppe Verkehr werden gegenwärtig die Motoremissionen von

- Straßenverkehr
- Luftverkehr
- Schienenverkehr (Dieseltraktion)
- Binnenschifffahrt

#### berücksichtigt.

Nicht ausreichend berücksichtigt sind Staubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb (Rad, Verkehrsweg) durch Straßen-, Luft- und Schienenverkehr sowie der Offroadverkehr (Land- und Forstwirtschaft, Militär, Bauwirtschaft, Landschaftspflege, Garten, Hobby). Die besondere Gesundheitsrelevanz feiner Staubpartikel fand ihren Niederschlag u. a. in der RL 1999/30/EG und der 22. BImSchV. Die dort festgelegte Aufstellung von Luftreinhalteplänen erfordert die Kenntnis der relevanten PM10-Emittenten. Mehrere Literaturhinweise deuten auf Abrieb- und Aufwirbelung aus dem Verkehrsbereich als bedeutende PM10-Emissionsquelle und die Bedeutung der Partikelanzahl-Verteilung in diesem Teilchengrößenbereich hin.

Ziel des FuE-Vorhabens sollte deshalb sein, eine Methodik zur Berechnung der sächsischen PM10-Emissionen durch Abrieb und Aufwirbelung aus dem Verkehr zu entwickeln, die Emissionen damit abzuschätzen und die Ergebnisse - soweit möglich - zu überprüfen.

#### 3 VORGEHENSWEISE

Es wurde zweistufig vorgegangen. Teil 1 beinhaltet die eigentliche Literaturrecherche. Im Teil 2 wird ein Sachstandsbericht erstellt mit einer Diskussionsgrundlage für eine Empfehlung einer Berechnungsmethodik der nicht auspuffbedingten PMx-Staubemissionen.

Als Basis der durchzuführenden Arbeiten im Teil 1 wurde vom im Jahr 2001 erstellten Sachstandsbericht zum Thema (Lohmeyer, 2001), eigenen PMx-Studien der vergangenen drei Jahre sowie in unserem Haus vorliegender Literatur ausgegangen. Dies betrifft z. B. aktuelle Studien und Veröffentlichungen der EPA zur PM10-Problematik (z. B. EPA, 2003), aktuelle Veröffentlichungen zu gemessenen PMx-Emissionen in Straßennähe (z. B. Ketzel et al., 2003a), Emissionsdatenbanken (z. B. CORINAIR, RAINS) sowie PM10-Sachstandsberichte (z. B. Ketzel et al., 2003b). Zusätzlich wurden Recherchen in zwei internationalen Datenbanken sowie im Internet durchgeführt. Gesucht wurde weltweit sowohl nach Literatur über Partikelemissionen und -immissionen, nach Beiträgen über mögliche relevante Eingangsgrößen, wie z. B. Staubbeladungen von Straßen, Statistiken von Fahrzeuggewichten usw. sowie über die Abhängigkeit der Partikelemissionen von weiteren Parametern wie Fahrzeuggeschwindigkeit, Fahrbahnbeschaffenheit, Einfluss der baulichen Beschaffenheit der Straße (Beläge, Tunnelstrecken etc.). Die Fundstellen wurden gesichtet und analysiert, bei Bedarf wurde Kontakt zu den Autoren aufgenommen. Zusätzlich erfolgte ein Abfragen der neuesten Arbeitsergebnisse europäischer Forschergruppen, die uns durch unsere Arbeiten in bisherigen EU-Forschungsprojekten bekannt sind.

Im Teil 2 wird ein Bericht erstellt, der die aktuellen internationalen Entwicklungen auf dem Gebiet der PMx-Emissionsmodellierungen und die Abhängigkeit der PMx-Emissionen von verschiedenen Einflussgrößen aufzeigt. Ergebnis daraus ist ein Vorschlag für ein Berechnungsmodell zur Quantifizierung der nicht auspuffbedingten PMx-Emissionen.

## 4 LITERATURRECHERCHE

## 4.1 Rechercheumfang

Die Literaturrecherche wurde auf folgende Stichworte aufgebaut:

1	Staubaufwirbelung	1	Particulate matter
2	PM10	2	Resuspension
3	Staubbelegung	3	PM10
4	Feinstaub	4	PMx
5	Partikelemissionen	5	Silt load
6	Partikelimmissionen	6	Particle
7	Staub	7	Fine particles
8	Abrieb	8	Particle emission
9	Staubimmission	9	Dust
10	PMx	10	PM2.5
11	PM2.5	11	Abrasion
12	Straßenstaub	12	Particle concentration
13	Partikelanzahl	13	Particle size distribution

Für die Recherche wurden auf Basis der o. a. Stichworte folgende Dateibanken ab dem Jahr 2001 durchsucht:

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

Zusätzlich wurde im Internet recherchiert.

(Hinweis: Da die Literaturrecherche in Lohmeyer (2001) bereits die verfügbare Literatur bis zum Jahr 2001 analysierte wurde sich im hier vorliegenden Bericht im Wesentlichen auf die Auswertung neuerer Literatur konzentriert.)

## 4.2 Suchergebnis

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

## 5 SACHSTANDSBERICHT (STRASSENVERKEHR)

Die im Rahmen der Literaturrecherche aufgefundene Literatur beinhaltet die folgenden wesentlichen Informationen. Hierbei erfolgt die Systematisierung nach Themengruppen. Zunächst wird eine allgemeine Einleitung in die PMx-Problematik gegeben. Anschließend wird das Ergebnis der "alten" Literaturrecherche entsprechend Lohmeyer (2001) den Ergebnissen der "neuen" Recherche vorangestellt.

## 5.1 Allgemeine Einleitung

Man unterscheidet primäre, also direkt als Partikel emittierte und sekundäre, aus gasförmigen Vorläufern in der Atmosphäre gebildete Teilchen (siehe dazu als Übersicht **Abb. 5.1** bzw. BUWAL, 2001a). Aus anthropogenen Quellen entstehen primäre Teilchen bei Verbrennungsprozessen, vor allem als ultrafeine und feine Teilchen mit einem Durchmesser unter etwa 0.3 μm (z. B. Ruß). Teilchen, 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-, Bremsund Fahrbahnabrieb. Als natürliche Quellen kommen Pollen, Meeresgischt, Winderosion und Vulkane in Frage. Teilchen 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<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, NH<sub>3</sub> 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 Teilchen relevant sind und wie lange ihre Aufenthaltsdauer ist. Luftgetragene Teilchen können fest oder flüssig sein und ihren Aggregatszustand in Abhängigkeit von der umgebenden Luft und der Temperatur ändern (z. B. Verdampfen leichtflüchtiger Verbindungen). Maßgebend ist auch die chemische Zusammensetzung der Teilchen, z. B. für ihre Reaktivität und ihre Fähigkeit, Wasser aus der Luft aufzunehmen und als Kondensationskeime für Wolkentröpfchen zu dienen.

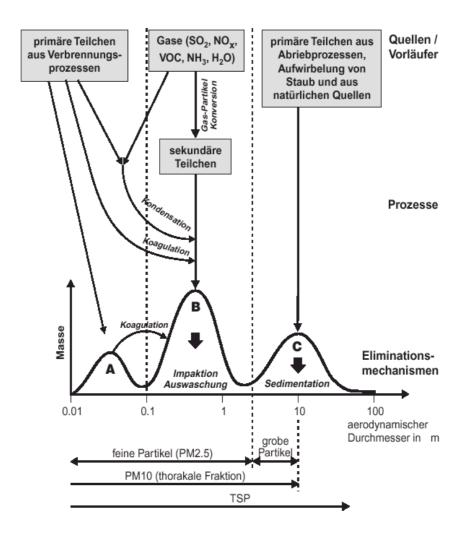


Abb. 5.1: Vereinfachte Darstellung der Größenverteilung des atmosphärischen Aerosols in Quellnähe und der wichtigsten Prozesse. A = ultrafeine Partikel, B = Partikel im Akkumulationsmodus, C = grobe Partikel (Quelle: BUWAL, 2001a)

Man unterscheidet im Allgemeinen 3 - 4 Größenbereiche:

- ultrafeine Partikel (aerodynamischer Partikeldurchmesser <0.1 μm),
- 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  $0.02~\mu m$ ) und die sehr kleinen Partikel (< $0.02~\mu m$  "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 zur Verminderung der Partikelanzahlen hängen primär vom Partikeldurchmesser ab. Partikel über 10 μm sedimentieren rasch und werden so aus der Luft entfernt. Ultrafeine Partikel (<0.1 μm) haben hohe Diffusionsgeschwindigkeiten und koagulieren innerhalb weniger Stunden mit größeren Partikeln oder wachsen durch Kondensation. Teilchen 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, so dass die Partikel mehrere Tage in der Luft bleiben und entsprechend weit transportiert werden können. Partikel dieser Größenklasse werden hauptsächlich durch Niederschläge aus der Atmosphäre entfernt, zum Teil durch Deposition. Es gibt keine wirkungsvollen Prozesse, um feine Partikel zu groben Partikel (>2.5 μm) anwachsen zu lassen.

Sekundäre Partikel im Akkumulationsmodus bilden sich in der gesamten unteren Atmosphäre aus den Vorläufergasen. Primäre Partikel hingegen werden vor allem als ultrafeine Teilchen (Verbrennungsprozesse) oder grobe Partikel (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 (Abb. 5.1). 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, 2001a; Ketzel et al., 2003b). Der Akkumulationsmodus macht den größten Teil der PM10-Masse aus, etwa 80 % beim gealterten Aerosol (BUWAL, 2001a).

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 der **Abb. 5.2** aufgezeigt. Diese aufgewirbelten Partikel resultieren aus akkumuliertem Straßenstaub (Aufwirbelungspotenzial), der sich im Wesentlichen aus Abrieben (Reifen, Bremsen, Straße, Fahrzeug), aus atmosphärischem Eintrag (Deposition), aus Schmutzeintrag aus straßenbegleitenden Bereichen (Bäume, 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, Straßenreinigung, Winterdienst etc.

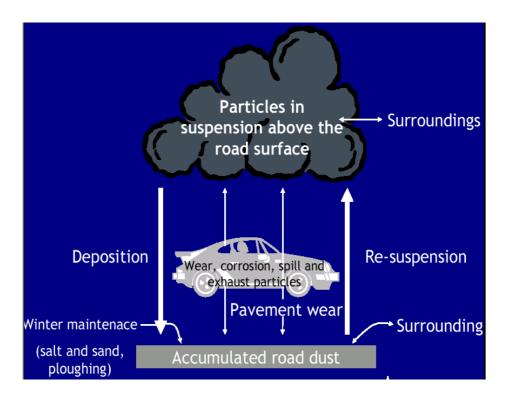


Abb. 5.2: Schematische Darstellung von Prozessen, die zum Aufwirbelungspotenzial beitragen (Quelle: Gustafson, 2003)

Eine Systematik dieser Prozesse bzw. der in der Literatur gefundenen Modelle zu deren Beschreibung wird im Folgenden gegeben. Zuvor wird eine Erläuterung gegeben, wie im Allgemeinen die PMx-Emissionsfaktoren aus Feldversuchen abgeleitet werden.

## 5.2 Methoden zur Bestimmung von PMx-Emissionsfaktoren

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

1. die so genannte Tracer Methode,

- 2. die Rückrechnung mittels Ausbreitungsmodell und die
- 3. Massenbilanzierung in einem Tunnel (Wird im Folgenden nicht weiter betrachtet, zu Details siehe zum Beispiel Israel et al., 1994).

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

Eine eindeutige Bestimmung der Vorbelastung gestaltet sich im Allgemeinen unter realen Bedingungen vor Ort schwierig. Für Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung wird idealerweise das sog. Lee-Luv-Konzept (**Abb. 5.3**) realisiert.

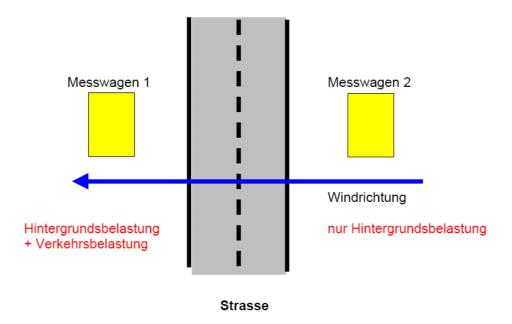


Abb. 5.3: Schematische Darstellung des Lee-Luv-Konzeptes an Straßen ohne Randbebauung (Quelle: Gehrig et al., 2003)

Beide Messstationen/Messwagen sollten im geringem Abstand zur Straße (möglichst außerhalb des Einflussbereiches der fahrzeugerzeugten Turbulenzen) aufgestellt werden. Welche

Station sich in Lee und welche in Luv befindet, muss über eine zeitlich korrelierte Windrichtungsmessung bestimmt werden.

An Straßen mit dichter Randbebauung ist dort wegen der besonderen Strömungsverhältnisse (Strömungswalze) eine ideale Lee-Luv-Differenzierung nur mit einer Überdachstation (Vorbelastung siehe Station 1 in **Abb. 5.4**) und einer oder zwei Messstationen am Straßenrand durchzuführen. Da die in der Straßenschlucht emittierten Schadstoffe innerhalb der Strömungswalze im Durchschnitt ca. 2 bis 3-mal zirkulieren ehe sie die Strömungswalze verlassen ist eine saubere Trennung der Vorbelastung von der Gesamtbelastung nur mit zwei Straßenstationen (2 und 3 in **Abb. 5.4**) nicht möglich.

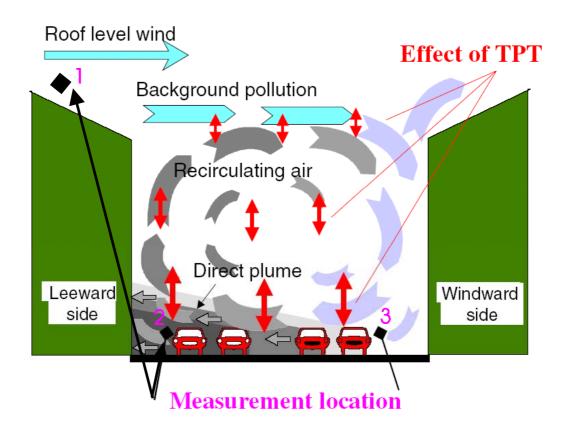


Abb. 5.4: Schematische Darstellung des Lee-Luv-Konzeptes in einer Straßenschlucht (Quelle: Palmgren, 2003). TPT=Traffic produced Turbulenz.

Hilfsweise können analoge Informationen sowohl an Straßen ohne Randbebauung als auch in Straßenschluchten aber auch mit einem Messkonzept erhalten werden, in welchem statt der Lee-Luv-Differenzen die Differenzen eines direkt verkehrsbelasteten Standortes und eines nahe gelegenen "Hintergrundstandortes" gebildet werden.

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

#### 5.2.1 Die Tracer-Methode

Bei dieser Methode wird vorausgesetzt, dass die Emissionsfaktoren der Tracersubstanz bekannt sind. Im Allgemeinen werden hierbei die Stickoxide (NO<sub>x</sub>) verwendet da diese derzeit die am besten untersuchten verkehrsbezogenen Emissionsfaktoren darstellen und das Verhältnis zwischen verkehrsbedingter Zusatzbelastung zu Vorbelastung im Nahbereich von Straßen ausreichend groß ist. Die Berechnung der NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren kann mittels Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA) in der aktuellsten Version erfolgen. Das Verhältnis zwischen NO<sub>x</sub>-Emissionsdichte und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung stellt das so genannte Verdünnungsverhältnis dar. Weiterhin wird begründet angenommen, dass sich PM10 aufgrund seiner kleinen Partikelgrößen quasi wie ein Gas ausbreitet und das deshalb das für NO<sub>x</sub> abgeleitete Verdünnungsverhältnis auch für PMx gilt. Wird dann die messtechnisch erfasste PMx-Zusatzbelastung mit dem Verdünnungsfaktor multipliziert erhält man die PMx-Emissionsdichte:

```
NO_x-ZB / E(NO_x) = PM10-ZB / E(PM10) = Verdünnungsfaktor = konst. bzw. E(PM10) = PM10-ZB * E(NO_x)/NO_x-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<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren die Realität richtig widerspiegeln.

#### 5.2.2 Rückrechnung mit einem Ausbreitungsmodell

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

Bei dieser Methode wird vorausgesetzt, dass das Ausbreitungsmodell die Ausbreitung von PMx 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<sub>x</sub>) vorhanden sind. Nachteil ist, dass meist der Fehler des Ausbreitungsmodells nicht bekannt ist.

#### 5.2.3 Differenzierung der PMx-Emissionsfaktoren

#### 5.2.3.1 Bestimmung der Emissionsfaktoren für die Fahrzeugklassen PKW/LNF und LKW

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

Unter Voraussetzung, dass die mittleren PMx-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.

$$e_{des}(Sonntag) = e_{PKW/LNF} * n_{PKW+LNF}(So) + e_{LKW} * n_{LKW}(So)$$
 und (5.1)

$$e_{\text{des}}(\text{Mo bis Fr}) = e_{\text{PKW/LNF}} * n_{\text{PKW+LNF}}(\text{Mo-Fr}) + e_{\text{LKW}} * n_{\text{LKW}}(\text{Mo-Fr}). \tag{5.2}$$

Mit e als jeweiliger Emissionsfaktor [mg/(km · Fzg)] und n als Anzahl von Fahrzeugen im betrachteten Zeitintervall. Somit ergeben sich zwei Gleichungen mit den beiden unbekannten Emissionsfaktoren, die somit eindeutig gelöst werden können. Liegt ein ausreichendes sta-

tistisches Datenkollektiv  $e_{ges}$  für eine große Bandbreite an LKW-Anteilen (z. B. aus kontinuierlichen Messungen) vor, so ist auch eine Regression zur Bestimmung der PKW/LKW-Emissionsfaktoren möglich.

#### 5.2.3.2 Bestimmung der Quellanteile Auspuffemissionen, Abriebe, Aufwirbelung

Für die Ableitung der **Auspuffemissionen** aus den PM10-Gesamtemissionsfaktoren gibt es folgende Möglichkeiten:

- Berechnung mittels Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA)
- Ableitung aus PM10 und PM2.5 Inhaltsstoffanalysen sowie
- Ableitung aus der PM10-Größenverteilung.

Die Auspuffemissionen können nach vorliegenden Erkenntnissen (z. B. Klingenberg et al., 1991; Israel et al., 1994; Gehrig et al., 2003) zu fast 100 % Partikelgrößen kleiner 1  $\mu$ m (aerodynamischer Durchmesser) zugeordnet werden und werden somit auch voll durch eine im Allgemeinen übliche PM2.5-Probennahme erfasst. Derzeit wird im Allgemeinen davon ausgegangen, dass durch die sehr hohen durch die Kraftübertragung vom Reifen auf die Straße auftretenden Scherungskräfte Abriebspartikel im Wesentlichen in der Fraktion größer 2.5  $\mu$ m gebildet werden (siehe z. B. Israel et al., 1994; Rauterberg-Wulff, 1999b). Auch die sich auf der Straße ablagernden Staubeinträge sind eher diesem Coarse-mode (2.5 bis 10  $\mu$ m) zuzuordnen.

Die chemische Zusammensetzung von Dieselabgaspartikeln von Diesel-PKW wird mit ca. 70 % Anteil dominiert von elementarem Kohlenstoff (EC) und daran adsorbierten organischer Materie OM¹ (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.

\_

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> OM= organische Materie. Entsprechend verschiedener Untersuchungen in der Literatur wird diese aus OC unter Multiplikation mit einem Faktor zwischen 1.2 und 1.4 bestimmt.

Aus diesem Grund können, wenn PM2.5-Filterproben vorliegen, aus den Inhaltsstoffen der analysierten PM2.5-Proben (Zusatzbelastung) die genannten Stoffanteile den Auspuffemissionen zugeordnet und mit der PM10-Zusatzbelastung ins Verhältnis gesetzt werden. Dieser Quotient multipliziert mit dem PM10-Emissionsfaktor liefert den Auspuffemissionsfaktor.

Hat man eine Größendifferenzierung der Partikel in PM1 und PM10 in der Zusatzbelastung zur Verfügung, so können wie oben erläutert die Partikel PM1 zu 100 % den Auspuffpartikeln zugeordnet werden. PM(1 bis 10) werden dann vollständig den Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen zugeordnet.

Die Simulation der realen **Abriebsemissionen** unter Laborbedingungen gestaltet sich schwierig. Die direkte Messung dieser Partikelemissionen unter realen (Natur) Bedingungen ist problematisch, weil eine Vielzahl von verschiedenen Emissionsprozessen wiederum eine Vielzahl von Partikelprofilen erzeugt, die nur schwer zu separieren sind. Deshalb gibt es verschiedene Ansätze, um Partikelemissionen aus Abrieben zu bestimmen.

Mehrere Studien nutzen Prüfstandversuche, um z. B. Partikelgrößenverteilungen des Reifenabriebes zu bestimmen (z. B. Dannis, 1974; Cadle et al., 1979). Die so genannte Rezeptormodellierung (teilweise auch chemische Massenbalance-Modellierung genannt) ist eine weitere weit verbreitete Methode zur Bestimmung von Emissionsfaktoren von Abrieben. Hier werden für die Abriebsstoffe typische Inhaltsstoffe zusammengefasst und diese als Tracer für die Identifizierung der Abriebsemissionen genutzt (Abu-Allaban et al., 2003). Ein Tracer für Reifenabrieb stellt z. B. Zink dar. Rauterberg-Wulff (1998) verwendeten typische Materialprofile (Verhältnis von elementaren Kohlenstoff zu organischem Kohlenstoff). Ein typischer Tracer für Bremsabrieb ist z. B. Antimon. Letztendlich können Angaben über die Abriebsmengen durch regelmäßiges Auswiegen der Reifen oder Bremsen gewonnen werden, welche unter Annahme von bestimmten Größenverteilungen zu PM<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren umgerechnet werden kann.

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

wirkt sich in den großen Bandbreiten der in der Literatur ausgewiesenen Abriebsemissionen aus.

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 aufwendig und teuer. Auch schwanken nach (BUWAL, 2000) die NCBA-Gehalte in den Proben verschiedener Reifenhersteller stark.

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 Partikelgrößenverteilung mit denen von reinen Abgaspartikelverteilungen heraus, dass die Dieselabgasverteilung gut die gemessene Partikelgrößenverteilung im Bereich zwischen 0.01 und 0.125 µm (aerodynamischen 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 (1999b) 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.

Aus entsprechenden Massebalance-Rechnungen können dann die Anteile Auspuff- und Reifenabriebspartikel separiert werden.

Sollte eine Differenzierung der organischen Kohlenstoffverbindungen in OC1 und OC2 nicht zur Verfügung stehen so kann eine Abschätzung des Anteils Reifenabriebes am PM10 unter folgenden Annahmen getroffen werden:

- 1. Der Reifenabrieb kommt nur in der Partikelfraktion 2.5 bis 10 µm vor.
- 2. Die Auspuffemissionen liegen zu 100 % in der PM2.5-Fraktion.
- 3. Der Anteil von elementaren Kohlenstoff (EC) an Reifenabriebspartikeln wird nach Rauterberg-Wulff (1999b) 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 können aus den Inhaltsstoffen der analysierten PM(2.5-10)oder besser PM(1 bis 10)-Proben (Zusatzbelastung) die genannten Anteile den Reifenabriebsemissionen zugeordnet und mit der PM10-Zusatzbelastung ins Verhältnis gesetzt.

Es sei allerdings darauf hingewiesen, dass neben der o. g. Annahme, dass Reifenabriebe im Wesentlichen nur im coarse-mode auftreten, auch über andere Größenverteilungen berichtet wird (siehe Abschnitt 5.5.1).

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 idealer Tracer für die Bremsabriebe verwendet wurden, da Antimon-Immissionen weitgehend nur durch Bremsvorgänge realisiert werden und der Anteil Antimon an Bremsbelägen mit 2 % gut bekannt ist (Palme et al., 2004; Rauterberg-Wulff, 1998).

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

Im Weiteren wird als "Emissionsfaktor aus Messdaten" derjenige Emissionsfaktor bezeichnet, welcher mittels der genannten Methoden (Tracermethode, Rückrechnung, Größen- bzw. Inhaltsstoffanalyse) aus Immissionsmessungen bestimmt worden sind.

Als "Emissionsfaktor berechnet" wird derjenige Emissionsfaktor bezeichnet, welcher sich aus einem Modell (z. B. Emissionsmodell) oder einer Emissionsdatenbank (z. B. HBEFA, CORINAIR etc.) berechnen lässt.

"PM10-Emissionsfaktor gesamt" kennzeichnet die Summe aller Emissionsanteile, also Auspuff, Abriebe und Aufwirbelung.

## 5.3 Ergebnisse der Literaturrecherche von Lohmeyer (2001)

Als Ergebnis der Literaturauswertung im Jahr 2001 (Lohmeyer, 2001) zeigte sich:

- Als wichtigste Einflussgrößen auf die PMx-Emission wurden die Staubbeladung der Straße/Straßenzustand, die Flottenzusammensetzung des Verkehrs (Flottengewicht), die Regenhäufigkeit und Luftfeuchte und die Fahrzeuggeschwindigkeiten diskutiert. Die quantitativen physikalischen Zusammenhänge und Wechselwirkungen dieser Einflussgrößen untereinander zum Verständnis der PMx-Emissionsprozesse waren aber weitgehend unklar.
- Eine Formel zur Bestimmung der Emissionen gab es in Schweden und von der EPA der USA.
- Andere Länder z. B. Österreich, Großbritannien, Frankreich leiteten in Ermangelung besserer Verfahren die PM10-Emission aus der NO<sub>x</sub>- oder Rußemission ab.
- Aus einigen Ländern (Schweiz, Niederlande) waren Emissionsfaktoren für eine einzelne Straße oder pauschal für Straßen veröffentlicht worden.

Die Recherche zeigte, dass große Unsicherheit bzgl. der PM10-Emissionsbestimmung aus Staubaufwirbelung und Straßenabrieb herrschte. Das Fehlen einer Berechnungsvorschrift wurde beklagt, die Leistungsfähigkeit der EPA-Formel wurde z. B. in den USA von einer renommierten Gruppe in Frage gestellt, die englische Partikel-Expertengruppe hielt sie gar für England überhaupt nicht für anwendbar und bestimmte die PM10-Emission aus der NO<sub>x</sub>-Emission, trotz des Erkennens der Problematik dieser Vorgehensweise.

Da aber auf Basis der Informationen der damaligen Recherche Empfehlungen gemacht werden mussten, wurde damals Folgendes vorgeschlagen:

#### a) kurzfristig

Es wurde empfohlen, nicht die schwedische Formel zu verwenden, da ihre Anwendbarkeit noch problematischer erscheint als die der EPA-Formel. Es wurde empfohlen, für die PM10-Emissionen einer Straße anzusetzen, dass sie sich für das zu betrachtende Bezugsjahr (Bzj) zusammensetzen aus den Emissionen aus dem Auspuff und den Emissionen aus **Ab**rieb **und Auf**wirbelung (Ab+Auf), bestehend aus den Emissionen infolge Reifen-, Brems- und Kupplungsbelagsabrieb, Straßenabrieb und Aufwirbelung von Straßenstaub, also

$$e_{PM10}(Bzj) = e_{PM10}^{Auspuff}(Bzj) + e_{PM10}^{Ab+Auf}(Bzj).$$
 (5.3)

Dabei werden  $e_{PM10}^{Auspuff}$  (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

$$e_{PM10}^{Ab+Auf}(Bzj) = e_{PM10}^{Ab+Auf}$$
 (5.4)

Für nicht überdeckelte Straßen wurde folgendes Berechnungsverfahren vorgeschlagen:

$$e_{PM10}^{Ab+Auf} = a \cdot k \cdot (sL)^{0.52} \cdot W^{2.14} \left[ \frac{1}{0.85} (1 - 0.5 \cdot r) \right] - e_{PM10}^{Auspuff} (2000)$$
 (5.5)

bzw. für die gesuchte gesamte PM10-Emission im Bezugsjahr einer Straße

$$e_{PM10} (Bzj) = e_{PM10}^{Ab+Auf} + e_{PM10}^{Auspuff}$$
 (im Bezugsjahr). (5.6)

Zu den Details siehe Abschnitt 5.4.1. Dieses so genannte modifizierte EPA-Modell wurde seither in Deutschland weitestgehend bei PM10-Emissionsprognosen angewendet. Es ist z. B. auch in das Merkblatt für Luftverunreinigungen von Straßen (MLuS 02) integriert wurden.

### b) längerfristig

Die Leistungsfähigkeit der damals empfohlenen Formel für die Emissionsbestimmung anhand der EPA Formel wurde als nicht groß angesehen, obwohl sie in ihrer Form auf die damals vorhandenen deutschen Messdaten angepasst wurde. Wesentliche Parameter schienen zu fehlen. Zumindest für Hochleistungsstraßen schien der Straßenabrieb die Emission

besser zu beschreiben als die Staubbeladung. Es wurde empfohlen zu prüfen, inwieweit die Einführung folgender Parameter die Emissionsbestimmung verbessern kann:

- 1) Materialparameter der Straßendecke (Asphaltbeton, Zementbeton, Pflaster, etc.). Sieker et al. (1988) geben z. B. den Faktor 3 als Unterschied im Abrieb zwischen Asphalt- und Zementbeton.
- 2) Straßenzustandsparameter (glatt oder rau, neu oder verwittert, zerbröckelnd oder fest gefügt oder geflickt).
- 3) Geschwindigkeit der Fahrzeuge bzw. Fahrmuster.
- 4) etc.

Weiterhin sollte der Einfluss von Regentagen näher erkundet werden. Rauterberg-Wulff (2000) setzte eine Halbierung der Emission an Regentagen an, laut Kuykendal (2000) arbeitete die EPA an Regentagen mit einer Nullemission.

## 5.4 Modelle für nichtauspuffbedingte PM10-Emissionen

#### 5.4.1 Modifiziertes EPA-Modell nach Lohmeyer

Von Lohmeyer (2001) wurde wie oben erläutert empfohlen, für die PM10-Emissionen einer Straße anzusetzen, dass sie sich für das zu betrachtende Bezugsjahr (Bzj) zusammensetzen aus den Emissionen aus dem Auspuff und den Emissionen aus **Ab**rieb **und Auf**wirbelung (Ab+Auf), bestehend aus den Emissionen infolge Reifen-, Brems- und Kupplungsbelagsabrieb, Straßenabrieb und Aufwirbelung von Straßenstaub, also

$$e_{PM10}(Bzj) = e_{PM10}^{Auspuff}(Bzj) + e_{PM10}^{Ab+Auf}(Bzj).$$
 (5.7)

Dabei werden  $e^{Auspuff}_{PM10}$  (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

$$e_{PM10}^{Ab+Auf} (Bzj) = e_{PM10}^{Ab+Auf}$$
 (5.8)

Für nicht überdeckelte Straßen wurde folgendes Berechnungsverfahren vorgeschlagen:

$$e_{PM10}^{Ab+Auf} = a \cdot k \cdot (sL)^{0.52} \cdot W^{2.14} \left[ \frac{1}{0.85} (1 - 0.5 \cdot r) \right] - e_{PM10}^{Auspuff} (2000)$$
 (5.9)

bzw. für die gesuchte gesamte PM10-Emission im Bezugsjahr einer Straße

$$e_{PM10} (Bzj) = e_{PM10}^{Ab+Auf} + e_{PM10}^{Auspuff}$$
 (im Bezugsjahr). (5.10)

Wobei für die Auspuffemissionen die Emissionsfaktoren für die Verkehrssituation "durchschnittlich Innerorts" (da die Validierungsdaten aus Innerortsverkehrssituationen gewonnen wurden) nach Handbuch für Emissionsfaktoren angesetzt wurde:

$$e_{PM10}^{Auspuff} (2000) = 0.492 \, g \, / \, km \, f \ddot{u} r \, PKW \, (inkl. \, lNfz) \, und$$
(5.11)

#### 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 = PM75-Fraktion der Staubbeladung 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 damals 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/m<sup>2</sup> bei gutem Straßenzustand, sL = 0.4 g/m<sup>2</sup> 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 damals 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:

```
\begin{aligned} \text{sL} &= & 0.1 \text{ g/m}^2, \\ \text{Außerorts:} & & \text{W (PKW)} = 1.2 \text{ t} & \text{W (INfz)} = 2.0 \text{ t} & \text{W (sNfz)} = 11 \text{ t}, \\ \text{Autobahnen:} & & \text{W (PKW)} = 1.3 \text{ t} & \text{W (INfz)} = 2.1 \text{ t} & \text{W (sNfz)} = 13 \text{ t}. \end{aligned}
```

#### c) Tunnelstrecken

Die PM10-Emissionen auf Tunnelstrecken waren entsprechend der im Jahr 2001 vorliegenden Daten offenbar niedrigerer als die von offenen Straßen. Das zeigten die an den Tunneln Tegel (Berlin) und Brudermühltunnel (München) gefundenen Emissionsfaktoren sowie der Vergleich der Emissionsfaktoren im Tunnel Tegel mit denen an der Berliner Stadtautobahn. Begründet wurde dies mit der im Tunneln allgemein angenommenen gleichmäßigeren Fahrweise (geringere Abriebe) und weniger Staubeinträgen (trockene und nasse Deposition; weniger Schmutz an den Fahrzeugen, da größere Entfernungen zu verschmutzten Fahrbahnen etc.).

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

PKW (inkl. LNfz) 
$$e_{PM10}^{PKW}$$
 (Bzj) = 0.025 +  $e_{PM10}^{Auspuff - PKW}$  (Bzj) [g/(km · Fzg)] (5.12)

LKW: 
$$e_{PM10}^{LKW} (Bzj) = 0.57 + e_{PM10}^{Auspuff - LKW} (Bzj)$$
 [g/(km · Fzg)]. (5.13)

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 (Brand 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<sub>x</sub>-Emissionen und straßenspezifischen Verhältnissen TSP/NO<sub>x</sub> 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, 2003).

Die Untersuchungen wurden durch das Ingenieurbüro Lohmeyer, das Institut für Energieund Umweltforschung Heidelberg GmbH (IFEU) und das Zentrum für Umweltmessungen,
Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg (UMEG) Karlsruhe durchgeführt. Von den zuständigen Landesbehörden wurden dafür die Jahresmittelwerte von PM10
und NO<sub>x</sub>-Konzentrationen an 47 verkehrsnahen Messstellen der Länder zugearbeitet. Davon
verblieben nach einer Vorauswertung der Daten (Konzentrationen, Verkehr, Meteorologie,
möglicher Einfluss weiterer Quellen aus der Umgebung), ihrer Überprüfung auf Vollständigkeit z. B. bezüglich gleichzeitig vorliegender Verkehrsdaten, Verfügbarkeit von Vorbelastungen etc. und einer Begehung von 31 Messstellen noch 16 Datensätze, die detailliert ausgewertet und systematisiert wurden. Es wurde festgestellt:

- 1. Die ermittelten PM10-Gesamtemissionen (motor-plus 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.
- 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 vorliegenden Projekt für 3 Autobahnabschnitte Emissionsfaktoren aus Immissionsmessungen abgeleitet ermittelt werden. An 2 Autobahnmessstellen an der A 5 zeigten sich deutlich geringere Emissionen als errechnet, für eine Messstelle (Stadtautobahn Berlin) zeigten sich die Emissionen in erwarteter Höhe.

- 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 Werten 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 diente.
- 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.

Die Bayrische Landesanstalt 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:

$$f = 0.0000114 \cdot DTV + 0.88$$
 (5.14)

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.

#### 5.4.2 US-EPA

Die Serie "Compilation of Air Pollutant Emission Factors", AP-42 enthält Emissionsfaktoren für die unterschiedlichsten Luftschadstoffquellen. Sie wird laufend vervollständigt, die jeweils neueste Fassung ist zu finden in http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/.

Dort ist ein Emissionsmodell gegeben für unbefestigte Straßen (wird im Folgenden zunächst nicht mehr weiter betrachtet) und eines für befestigte Straßen. Es wurde 1984 veröffentlicht,

1993 (EPA, 1993), 1997 (EPA, 1997) und 2002 (US-EPA, 2002) fortgeschrieben [Zu den grundlegenden Aussagen und Annahmen des Modells siehe z. B. auch Lohmeyer (2001)].

Das Modell geht in der Version 2002 davon aus, dass sich die Emission in folgender Form beschreiben lässt:

$$e = k (sL/2)^{0.65} \cdot (W/3)^{1.5} \cdot (1-P/4N)$$
(5.15)

e [g/(km · Kfz)] = PM10-Emissionsfaktor (Straßenabrieb, Staubaufwirbelung etc. <u>inkl.</u> Auspuffemission)

k [g/km · Kfz] = Basisemissionsfaktor

sL [g/m<sup>2</sup>] = silt Load = PM75-Staubbelegung der Straße

W [to] = Mittleres Fahrzeuggewicht der Flotte (Achtung: Formel darf nicht separat

für z. B. LKW und Pkw verwendet werden)

P = Anzahl von Tagen mit Niederschlagssumme von mehr als 0.254 mm wäh-

rend der Mittelungszeit

N = Anzahl von Tagen innerhalb der Mittelungsperiode.

Neben der o.a. Regenkorrektur mit Tagesbezug gibt es auch eine, welche auf Stundenbezug anwendbar ist. Diese lautet (1-1.2 P/N). Hierbei ist N die Anzahl von Stunden im Mittellungszeitraum und P die Anzahl von Stunden mit o. g. Niederschlagssumme. Die US-EPA geht somit in Abweichung ihres Modells aus 1997 davon aus, dass an Tagen mit Regen eine 25%ige Emissionsreduktion der Gesamtpartikelemissionen zu verzeichnen ist. Innerhalb einer Regenstunde wird im Prinzip von einer Nullemission ausgegangen, wobei ein emissionsmindernder Effekt über die Regenstunde hinaus anhält (Hystereseeffekt).

Die o. g. Formel enthält wie beschrieben die Partikelgesamtemissionen infolge Auspuffemissionen, Wiederaufwirbelung von Straßenstaub sowie Reifen- und Bremsabrieben. Die US-EPA (2003) schlug im August 2003 vor, diese Gesamtemissionen zu separieren in Abgaspartikel, Brems- und Reifenabrieb und Emissionen infolge Straßenstaub. Für die Bestimmung der Abgasemissionen sowie Brems- und Reifenabriebe wird auf das US-Amerikanische Emissionsfaktorenmodell MOBILE6.x (2003) verwiesen (siehe dazu auch Abschnitt 5.4.1). Zur Bestimmung der Partikelemissionen infolge Aufwirbelung einer trockenen Straße wird von der EPA folgende Gleichung vorgeschlagen:

$$e = k (sL/2)^{0.65} \cdot (W/3)^{1.5} - C$$
 (5.16)

 $e[g/(km \cdot Kfz)] = PM10-Emissionsfaktor (nur Staubaufwirbelung)$ 

Emissionsfaktor für die Auspuffemissionen, Reifenabrieb und Bremsabrieb einer durchschnittlichen amerikanischen Fahrzeugflotte im Jahr 1980, also im Jahr der für die Entwicklung der EPA-Formel bestimmten PM10-Emissionsfaktoren. Für PM10: C = 0.1317 g/(Kfz km).

Der Emissionsfaktor infolge Staubaufwirbelung wird als vom Bezugsjahr unabhängig angenommen. Für die Bestimmung des Gesamtemissionsfaktors sind die Emissionen aus MOBILE6.x für das jeweilige Bezugsjahr hinzuzuaddieren.

Mit Hilfe der o. g. Gleichung lässt sich der Anteil der Staubaufwirbelung an der PM10-Gesamtemission abschätzen. In **Tab. 5.1** ist für in Deutschland gängige Staubbeladungen der Straßenoberfläche von 0.02 bis 0.5 g/m² der gesamte Emissionsfaktor und der Emissionsfaktor infolge Staubaufwirbelung bei einem mittleren Flottengewicht von 3.74 t (entspricht einer Flotte mit knapp 20 % LKW-Anteil) aufgetragen. Schon bei kleinen Staubbeladungen ist It. EPA die Staubaufwirbelung der wichtigste Parameter.

Staubbeladung der Straße	Gesamter Emissionsfaktor	Motor, Abrieb, Brem- sen und Reifen	Staubaufwirbelung
g/m²	g/Kfz und Meile	g/Kfz und Meile	g/Kfz und Meile
0.02	0.5093	0.2119	0.2974
0.05	0.9239	0.2119	0.7120
0.075	1.2025	0.2119	0.9906
0.1	1.4497	0.2119	1.2378
0.25	2.6299	0.2119	2.4180
0.5	4.1268	0.2119	3.9149

Tab. 5.1: Gesamte PM10-Emissionsfaktoren für eine Fahrzeugflotte mit mittlerem Fahrzeuggewicht von 3.74 t im Vergleich zum Emissionsfaktor infolge Staubaufwirbelung, aus Entwurf der US-EPA (2003)

Mit den angeführten Erweiterungen bzgl. Regenkorrektur und Separation der Aufwirbelungsemissionen schlägt die US-EPA den Weg ein, welcher bereits zumindest in Bezug auf die Separation zwischen Motoremissionen und Rest im modifizierten EPA-Modell entsprechend Lohmeyer (2001) umgesetzt war. Die generellen Kritiken und Probleme bzgl. deren physikalischer Grundlagen (siehe auch Lohmeyer, 2001; Venkatram, 2000; Fitz, 2001) bleiben damit jedoch unbeeinflusst. Dies betrifft insbesondere den Zweifel daran, dass für die PM10-Emission die PM75-Staubbeladung der Straße ein "primärer" Parameter für die PM10-Emission darstellen kann.

#### 5.4.3 SMHI-Modell Schweden

Bringfeld et al. (1997) vom Schwedischen Meteorologischen und Hydrologischen Institut (SMHI) beschreiben die PM10-Emissionen einer Straße ohne die auspuffbedingten Emissionen wie folgt:

$$E = F_{ae} \cdot e_{fdust} \tag{5.17}$$

Dabei ist e<sub>fdust</sub> ein Basisemissionsfaktor. F<sub>qe</sub> ist ein Faktor, der die jahreszeitlich wechselnde Staubbeladung der Straßen in Schweden berücksichtigt (im Winter viel Streumaterial und Abrieb durch Spikereifen) sowie die Feuchtigkeit der Straße.

Die Bestimmung von  $F_{qe}$  ist aufwendig, sie wird im gesamten Jahr für jede Stunde auf Basis der örtlichen Informationen über Lufttemperatur, Feuchte, Niederschlag etc. in einer sehr detaillierten Weise vorgenommen (siehe dazu auch z. B. Lohmeyer, 2001). Johansson et al. (1999) von der Stockholm Environment and Health Protection Administration benutzen die von Bringfeld et al. (1997) erarbeiteten Beziehungen und geben für die Emission infolge Staubaufwirbelung die funktionale Beziehung an.

$$E = F_{qe} \left[ \frac{\% PKW}{100} \cdot 6.7 \left( \frac{V}{110} \right)^2 + \frac{\% (LKW + Busse)}{100} \cdot 6.7 \left( \frac{V}{110} \right)^{0.5} \right]$$
 (5.18)

Die Emission der PKW ist demnach proportional dem Quadrat der Fahrgeschwindigkeit, die der LKW und Busse proportional der Quadratwurzel. Bei einer Geschwindigkeit von 110 km/h sind die Emissionen beider Fahrzeuggruppen gleich, anders als bei der EPA-Formel geht also die Fahrgeschwindigkeit in die Emissionsbestimmung ein. Der Faktor 6.7 entstammt der Veröffentlichung von Claiborn (1995). Dieser benennt den Wert dort als unsichere Größe. Die Herleitung des funktionalen Zusammenhanges konnte damals bei Lohmeyer (2001) trotz Kontaktaufnahme mit den Autoren nicht geklärt werden.

Auf dem "Nordic Model Workshop" im August 2002 (SMHI, 2002) wurde festgestellt, dass das Modell die saisonalen Variationen (z. B. starke PM10-Spitzen im Frühjahr) simulieren kann, es aber noch Unklarheiten bzgl. des absoluten Niveaus der berechneten Emissionsfaktoren gibt. Somit ergibt sich in Bezug auf die Einschätzung dieses Modells durch Loh-

meyer (2001), dass wegen der dortigen Spikereifen das Modell für mitteleuropäische Verhältnisse nicht anwendbar ist, keine neue Bewertung.

#### 5.4.4 VLUFT Modell Norwegen

Norwegen nutzt innerhalb des Modells VLUFT zur Beschreibung von Partikelemissionen ein empirisches Emissionsmodell (SMHI, 2002; Gustafsson, 2001). Das Modell ist stark abhängig vom Parameter zur Beschreibung des Einflusses der Spikereifen. Die Emissionen werden weiterhin modifiziert durch einen Feuchtigkeitsfaktor, welcher aus Routinemessungen von Straßenoberflächenbedingungen bestimmt wurden ist. Zusätzlich werden auch die Zusammensetzung der Fahrzeugflotte und die Fahrzeuggeschwindigkeiten berücksichtigt:

$$Q = EP + F_{spike} F_{nass} (PM2.5_{str} + Q_{ref} (a+bTT) (v/v_{ref})^{2})$$
 (5.19)

Q = PM10-Emissionsfaktor [g/(Fzg km)]

EP = Auspuffpartikelemissionsfaktor [g/(Fzg km)] aus nationaler Emis

sionsfaktorendatenbank

F<sub>spike</sub> = Faktor zu Berücksichtigung der Spikereifenbenutzung

F<sub>nass</sub> = Faktor zur Berücksichtigung der Feuchtigkeit der Straßenoberfläche

(sollte idealerweise vor Ort gemessen werden, in der Praxis aber wird er aus der Luftfeuchte und der vergangenen Zeit seit dem letzten Re-

genereignis bestimmt)

PM2.5<sub>str</sub> = Feine Partikelfraktion vom Straßenabrieb [g/(Fzg km)]

Q<sub>ref</sub> = Auspuffemissionen in Referenzsituationen [g/(Fzg km)]

(a+bTT) = Korrektur für den Anteil von Schwerverkehr; TT=Anteil Schwerverkehr

an Fahrzeugflotte in %, a und b sind empirisch abgeleitete Parameter

v = Fahrzeuggeschwindigkeit [km/h]

v<sub>ref</sub> = Referenzgeschwindigkeit [km/h]

Wird der Einfluss der Spikereifen und der Feuchtigkeit vernachlässigt, so können It. Gustafsson (2001) die beiden Faktoren (F<sub>spike</sub>,F<sub>nass</sub>) zu eins gesetzt werden. Typische Werte für a und b sind dann 2.48 und 0.26, v<sub>ref</sub> ist 75 km/h. Über die Güte des Modells werden keine Aussagen gemacht. Es wird allerdings angegeben, dass dieses Modell im Wesentlichen dazu dient, Spitzenemissionen zu beschreiben (SMHI, 2002). In Abweichung vom Vorgehen bei der EPA wird hier also eine Separation in motorbedingte Emissionen, PM2.5-Partikelfraktion des Straßenabriebes (welche also direkt emittiert wird ohne vorherige Deposition) und Rest (Bremsabrieb, Reifenabrieb, grobe Fraktionen des Straßenabriebes, sonstiges)

vorgenommen. Der PM2.5-Straßenabrieb wird von den Autoren als von der Fahrzeuggeschwindigkeit unabhängig angesetzt. Der Emissionsfaktor des Restes ist vom Schwerverkehrsanteil abhängig (vom Ansatz etwa vergleichbar mit der Abhängigkeit von Gewicht der Fahrzeugflotte im EPA-Modell). Für Schwerverkehrsanteil gleich null (also 100 % PKW inkl. LNF) läge der nicht auspuffbedingte PM10-Emissionsfaktor in der Referenzsituation ca. 2.5-mal höher als die Auspuffemissionen in der Referenzsituation. Zusätzlich wird noch in diesem Modell eine quadratische Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit angenommen. Dieser Term verknüpft die Emissionsraten der Abriebe mit dem Prozess der Wiederaufwirbelung (Resuspension). Bei einer Fahrzeuggeschwindigkeit von 30 km/h ist dieser Emissionsbeitrag nur ca. 16 % von der bei der Referenzgeschwindigkeit 75 km/h.

## 5.4.5 Schweizer Vorgehen

Die Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) und das Paul Schwerer Institut (PSI) beendeten und veröffentlichten im Sommer diesen Jahres ein umfangreiches Forschungsvorhaben zur PMx-Problematik (Gehrig et al. (2003). Ziel dieses Projektes war die Quantifizierung und Charakterisierung der primären Partikel-Emissionen aus dem Straßenverkehr sowie die Berechnung von Emissionsfaktoren für verschiedene Verkehrssituationen und Prozesse (Auspuffemissionen, Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung). Hierbei wurden anhand von PM10 und PM1-Luv-Lee-Messungen an stark befahrenen Straßen bzw. anhand des Vergleiches von Verkehrsbelasteten Standort zu Hintergrundstandort (Beschreibung der Methodiken siehe Abschnitt 5.2) Emissionsfaktoren für leichte Motorwagen (Fahrzeuglänge kleiner 6 m, also PKW, LNF, Motorräder) und schwere Motorwagen (LKW, Reise- und Linienbusse) berechnet. Dazu wurde die NO<sub>x</sub>-Tracer-Methodik verwendet, d. h. die Bestimmung der PM10-Emissionsfaktoren über die gemessenen Verkehrsmengen, die gemessenen PM10 und NO<sub>x</sub>-Konzentrationsdifferenzen zwischen Luv und Lee sowie den als bekannt angenommenen NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren. Zur Unterscheidung zwischen den direkten Partikel-Auspuffemissionen und den Emissionen aus Abriebs- und Aufwirbelungsprozessen wurden die zwei Größenklassen PM10 und PM1 getrennt betrachtet. PM1 wurde als direkte Auspuffemission interpretiert und PM10 minus PM1 als Abriebs- und Aufwirbelungsanteil.

Untersucht wurden sechs Straßen mit unterschiedlichen Verkehrssituationen:

Zürich/Schimmelstraße (Innerorts\_LSA3), Zürich/Weststraße (Innerorts\_HVS3), Zürich/ Rosengartenstraße (Innerorts\_HVS1 mit 8 % Steigung), Aathal (Innerorts\_HVS1), A 4 Humlikon (BAB\_80/AO1) und A 1 Birrhard (AB\_120).

Die aus den Messungen abgeleiteten Emissionsfaktoren werden als repräsentativ für die jeweiligen Verkehrssituationen in der ganzen Schweiz angesehen und im Schweizer Emissionskataster verwendet. Diese Emissionsfaktoren sind in der **Tab. 5.7** aufgeführt und werden im Abschnitt 5.5.2 und 5.5.3 diskutiert.

#### 5.4.6 Sonstiges

Weitere PMx-Emissionsmodelle als die beschriebenen wurden nicht gefunden.

Es existieren allerdings Ansätze, die für Standorte von Immissionsmessungen PM10-Konzentrationen (nicht Emissionen) auf Basis von Parametrisierungen, welche z. B. aus statistischen Analysen von kontinuierlichen PM10-Immissionsdaten, Verkehrs- und meteorologischen Informationen gewonnen wurden (z. B. Anke et al., 2002), oder durch statistische Verknüpfung von NO<sub>x</sub>-Immissionen bzw. auch der Partikelauspuffemissionen und aus Messdaten parametrisierte Faktoren (z. B. Tiitta et al., 2002) zu berechnen. Diese aus statistischen Analysen gewonnen Parametrisierungen für die Konzentrationen gelten dann für den untersuchten Standort (und streng genommen nur dort). Sie sind also nicht direkt auf andere Standorte mit anderen Gegebenheiten (Bebauung, Verkehr, Vorbelastung etc.) übertragbar. Auch lassen sich damit keine Aussagen über die am Messort vorliegenden Emissionsmengen/Emissionsfaktoren ableiten, da die Verdünnung der Schadstoffe nicht beschrieben wird. Solche Ansätze sind somit als Grundlage für ein Emissionskataster, wie in der vorliegenden Arbeit gesucht, nicht zielführend, stellen aber eine Ergänzung zum Ableiten von relevanten Einflussgrößen dar, die dann wiederum bei der Erstellung von Emissionsmodellen verwendet werden können. Entsprechende Informationen aus diesen Ansätzen bzgl. deren gefundene Abhängigkeiten von Einflussgrößen werden an den entsprechenden Stellen im Bericht diskutiert.

## 5.5 Massebezogene PMx-Emissionsfaktoren

#### 5.5.1 Reifen-, Brems- und Straßenabrieb

Fromme (1996) behandelt intensiv die Problematik des Reifenabriebes. Anhand einer internationalen Literaturstudie wurde die zum damaligen Zeitpunkt relevante Literatur ausgewertet. Folgende wesentliche Erkenntnisse werden dort angegeben:

- Die Emissionsraten des Reifenabriebes liegen zwischen 5.5 mg/(km · Reifen) und 90 mg/(km · Reifen) bei PKW und sind kleiner als 150 mg/(km · Reifen) bei LKW (siehe **Tab. 5.2**).
- Der Anteil Reifenabrieb am Schwebstaub wird in Fromme (1996) anhand von Messdaten mit bis zu 39 % angegeben (siehe **Tab. 5.3**).
- Die Größenverteilung des Reifenabriebes ist nicht vollständig bekannt. Fromme unterscheidet zwei Fraktionen:
  - Fraktion, welche unabhängig von den Reibbedingungen zwischen Reifen und Fahrbahn ist. Diese zeigt Partikelgrößen kleiner als ca. 5 μm.
  - o Fraktion, die abhängig von den Reibbedingungen ist und je nach Bedingungen zu jeweils anderen Massen- und Größenverteilungen führt. Der Schwerpunkt in der Größenverteilung liegt vermutlich bei < 100 μm. Diese Fraktion liefert die Hauptmasse des Reifenabriebes. Höhere Fahrgeschwindigkeiten verschieben die Größenverteilung hin zu kleineren Partikeln.
- Der Rußgehalt der Laufflächen der Reifen liegt bei ca. 30 % (50 % bis 65 % bezogen auf das Gewicht der eingesetzten Kautschukmenge).
  - O Auch Baumann et al. (1997) setzen sich mit der Reifenzusammensetzung auseinander. Sie beziffern in ihren Forschungsbericht den Anteil Ruß an der Masse eines durchschnittlichen PKW-Reifens mit 23 % und den Gewichtsanteil von Kautschuk mit 48 %. Der Gewichtsanteil Ruß an einer Reifen-Lauffläche beträgt bezogen auf das eingesetzte Kautschukgewicht 80 % (PKW) bzw. 55 % (LKW).

Autor	Emissionsrate:					
	berechnet <sup>2</sup>	Bemerkung	Gemessen	Bemerkung		
Dannis (1974)	90 mg/km pro Reifen	USA, PKW	37.5 – 75 mg/km pro Reifen <sup>1</sup>	Schwebstaub aus Testfahrt		
Cadle u. Williams (1979)			1 mg/km pro Reifen	Schwebstaub gesamt, Prüf- stand		
Pierson u. Brachaczek (1974)			0.62 mg/km pro Reifen 5.5 - 14.3 mg/km pro Reifen	Schwebstaub aus Tunnel- messung		
BUWAL (1992)	8 – 50 mg/km pro Reifen 69 – 150 mg/km pro Reifen	PKW LKW				
LA Umwelt, Bay- ern (1972)	30 mg/km pro Reifen	PKW, Diagonal- Reifen				
Stechmann (1993)	15 mg/km pro Reifen	Radial-Reifen				
Muschak (1990)	30 mg/km pro Reifen 55 – 657 kg/km*a	je nach Straßentyp				

Tab. 5.2: Zusammenstellung der Emissionsraten (entnommen aus Fromme, 1996)

<sup>1</sup> über das Reifengewicht vor und nach dem Test bestimmt

<sup>2</sup> aus Laufleistungen der Reifen abgeleitet

Autor	Anteil des Reifenabriebs:					
	Schwebstaub	Bemerkung	Staubniederschlag	Bodenproben		
Cadle u. Williams (1979)	0.15 – 0.73 %			0.45 % am Straßen- rand ca. 0 % 15 m entfernt		
Cardina (1974)	1,5 – 9 % 1.0 – 4.9 %	0.1 – 7 μm				
Pierson u. Brachaczek (1974)	0.5 % 2 – 2.5 %	Tunnel Straße	6 %			
Fukuzaki u. a. (1986)	ca. 39 % ca. 10.5 µg/m³	< 10 µm				
Kim u. a. (1990)	0.5 – 1,5 % verkehrsfern 1.8 – 6.4 % Tokio* 1.12 – 4.53 μg/m³ Tokio, 16 m	< 10 µm, ver- schiedene Höhen				
Brunner (1977)			< 0.075 mm: 17.8 mg/g > 0.075 mm: 6.7 mg/g			

Tab. 5.3: Zusammenstellung der Immissionsmessungen (entnommen aus Fromme, 1996) 
\* Werte aus Diagramm übernommen

Israël et al. (1996) diskutieren anhand von Messungen an der Stadtautobahn in Berlin die Bedeutung des Reifenabriebes für die Rußemission des Kfz-Verkehrs. Aus dem Vergleich der aus Immissionsmessungen abgeleiteten Verkehrsemissionen (siehe Erläuterungen in Abschnitt 5.2) mit Abgasemissionsfaktoren, gemessenen Dieselrußgrößenverteilungen und dem Siedeverhalten der am Ruß angelagerten organischen Kohlenstoffverbindungen kamen sie zu dem Schluss, dass ein wesentlicher Anteil der Rußemissionen des Kraftfahrzeugverkehrs auf Reifenabrieb zurückzuführen sein dürfte. Die möglicherweise dem Reifenabrieb zuzuschreibende Massenverteilung weist im analysierten Größenbereich von 0.01 µm bis 16 µm eine log-Normalverteilung mit einem Äquivalentdurchmesser von 0.8 µm und einer geometrischen Standardabweichung von 4 µm auf. Emissionsfaktoren wurden in dieser Arbeit nicht angegeben.

Im Emissionskataster Kraftfahrzeugverkehr Berlin (Garben et al., 1996) werden PM10-Emissionsfaktoren infolge Reifenabrieb mit 16 mg/(km · Reifen) für PKW, 28 mg/(km · Reifen) für leichte Nutzfahrzeuge und 128 mg/(km · Reifen) für schwere Nutzfahrzeuge angegeben. Der Anteil elementarer Kohlenstoff wird mit 20 % angenommen. Die Herkunft dieser Werte wird nicht angegeben.

Bei einer Untersuchung in Berlin (Gebbe et al., 1997) wurde der Reifenabrieb durch Profiltiefenmessungen an Fahrzeugen ermittelt. Die pro Fahrzeug ermittelten Emissionsfaktoren infolge Reifenabrieb betragen 53 mg/(km · PKW), 99 mg/(km · LNF) und je nach Fahrzeuggewicht zwischen 170 mg/(km · LKW) und 1 100 mg/(km · LKW).

Rauterberg-Wulff (1999a und 1999b) gibt auf der Grundlage von Messungen in einem Straßentunnel einer Stadtautobahn in Berlin Emissionsfaktoren für Ruß aus Reifenabrieb an. Der aus den Messungen abgeleitete Beitrag des Reifenabriebs zur Rußzusatzbelastung wird mit ca. 7 % beziffert. Es wurden Emissionsfaktoren von  $1.7\pm0.3$  mg/(km · PKW) und kleiner 9 mg/(km LKW) gefunden. Die Auswertung weiterer Messungen an der Frankfurter Allee (Innerortsstraße) ergaben dagegen einen jahresmittleren Beitrag des Reifenabriebs von 25 % an der Rußzusatzbelastung (Rauterberg-Wulff, 1999b) und Ruß-Emissionsfaktoren von  $6.1\pm1.1$  mg/(km · PKW) und kleiner 32 mg/(km · LKW). Die Autorin führt den Unterschied gegenüber dem Autobahntunnel auf das unterschiedliche Fahrverhalten auf der Frankfurter Allee mit häufigeren Beschleunigungs- und Bremsvorgängen zurück, die höheren Abrieb der Reifen verursachen. Der Anteil elementaren Kohlenstoff am Reifenabrieb kleiner 10  $\mu$ m wurde mit 28  $\pm$  2 % ermittelt. PM10-Reifenabriebspartikel wurden nur im sog. coarse-mode (Fraktion PM2.5 bis 10) festgestellt.

Van de Brink (entnommen aus Keuken et al., 1999) schlägt als Resultat eigener Untersuchungen PM10-Emissionsfaktoren für Reifenabrieb von 5 mg/(km·PKW) bzw. 20 mg/(km·LKW) vor. Dies bezieht sich allerdings sowohl auf städtische Straßen als auch auf Autobahnen.

In einem Forschungsbericht des Umweltbundesamtes aus dem Jahr 1999 (Dreiseidler et al., 1999) zur Studie der Korngrößenverteilung von Staubemissionen werden Gesamtstaubemissionen infolge Reifenabrieb angegeben. Diese wurden aus o. g. Untersuchungen von Baumann (1997), Garben et al. (1996) und Gebbe at al. (1997) entnommen. Diese liegen in der Größenordnung von 10 bis 20 mg/(km · Reifen) für PKW, 23 bis 36 mg/(km · Reifen) für leichte Nutzfahrzeuge und 20 bis 128 mg/(km · Reifen) für schwere Nutzfahrzeuge. Es erfolgte eine Umrechnung von Gesamtstaub in PM10 durch die Annahme, dass ca. 10 % der Gesamtstaubemissionen Reifenabrieb der PM10-Fraktion angehören. Der Autor bezieht sich dabei auf Rauterberg-Wulff (1998).

Das 'International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA)', angesiedelt in Österreich, verwendet für ihre Berechnungen das 'Regional Air Pollution INformation and Simulation' (RAINS)-Model. Es wurde ursprünglich entwickelt, um alternative Strategien zur Reduktion der sauren Deposition in Europa und Asien zu beschreiben. In einem Bericht des IIASA, Lükewille et al. (2002), werden in Auswertung der in der Literatur verfügbaren Untersuchungen für Reifen- Brems- und Straßenabrieb folgende Emissionsfaktoren angegeben und in RAINS verwendet:

Reifenabrieb	TSP (g/km)	PM10 (g/km)	PM2.5 (g/km)
Leichte Nutzfahrzeuge:	0.0661	0.0065	0.0003
PKW:	0.0282	0.0032	0.0001
Schwere Nutzfahrzeuge:	0.4208	0.0400	0.0020
Motorräder:	0.0282	0.0032	0.0001
Bremsabrieb	TSP (g/km)	PM10 (g/km)	PM2.5 (g/km)
Leichte Nutzfahrzeuge:	0.0044	0.0036	0.0022
PKW:	0.0006	0.0005	0.0003
Schwere Nutzfahrzeuge:	0.0275	0.0228	0.0071
Motorräder:	0.0006	0.0005	0.0003
Straßenabrieb	TSP (g/km)	PM10 (g/km)	PM2.5 (g/km)
Leichte Nutzfahrzeuge:	0.0150	0.0075	0.0042
PKW:	0.0060	0.0030	0.0016

Schwere Nutzfahrzeuge:	0.0760	0.0380	0.0209
Motorräder:	0.0060	0.0030	0.0016

Diese Emissionsfaktoren für Reifen- und Bremsabrieb basieren im Wesentlichen ebenfalls auf den o. g. Untersuchungen von Baumann, Garben, Gebbe, Rauterberg-Wulff sowie Hüglin et al. (2000) und Informationen der US-EPA (1995). Die Emissionsfaktoren für Straßenabrieb entstammen dem holländischen Emissionskataster. Zur Aufteilung auf die PM2.5-Fraktion wurden die Faktoren der US-EPA (1995) verwendet. Resuspension ist in diesen Emissionsfaktoren nicht enthalten. Es wurde nicht angegeben, für welche Verkehrssituationen diese Werte gelten.

Rauterberg-Wulff (2000) schätzten als Ergebnis der Stoffanalyse innerhalb einer zehnwöchigen Messkampagne in der Frankfurter Allee in Berlin einen Anteil Reifenabrieb an der PM10-Zusatzbelastung von 22 %. Dies deutet auf eine mittlere PM10-Reifenabriebemission von ca. 36 mg/(km · Kfz) bei 4.3 % LKW-Anteil hin und läge deutlich höher als aus o. g. Tabelle ableitbar (dort: 3.2 mg/(km · PKW) x 0.96 + 40 mg/(km · LKW) x 0.04 = 4.7 mg/(km · Kfz)).

Hüglin (2000) fanden anhand der Analyse reifentypischer Substanzen in PM10 Belastungen an einem verkehrsbelasteten Standort in Bern (Schweiz) einen mittleren Anteil des Reifenabriebes an der PM10-Gesamtbelastung von 7.5 %. PM10-Emissionsfaktoren infolge Reifenabrieb sind auch in BUWAL (2000) angegeben. Diese wurden anhand der o. g. Untersuchung von Gebbe et al. (1997) und unter Annahme eines 25 %igen Anteils von PM10 am Reifenabrieb zu 13 mg/(km · PKW), 25 mg/(km · LNF) und 200 mg/(km · LKW) abgeschätzt.

Lohmeyer (2000) schätzten als Ergebnis der Stoffanalyse innerhalb einer vierwöchigen Intensivmesskampagne in der Berliner Schildhornstraße (Innerortsstraße) bei einem LKW-Anteil von 5.6 % einen Anteil Reifenabrieb am Feinstaub (PM10) von ca. 7 % bzw. einen Ruß-Emissionsfaktor infolge Reifenabrieb von 2 mg/(km · Fzg) ab, der deutlich niedriger als der von Rauterberg-Wulff gefundene lag.

Im US-amerikanischen Emissionsmodell MOBILE6.1 (2003) werden Emissionsfaktoren für Reifen- und Bremsabrieb angegeben.

Für den Reifenabrieb werden folgende Größen festgelegt:

$$E_{\text{reifen}} \left[ g / (\text{Kfz Meile}) = 0.002 \cdot PS_{\text{reifen}} \cdot Anzahl_{\text{Reifen}} \right]$$
 (5.20)

PS = Anteil der Partikel an PM30: für PM10 =1; für PM0.1=0.01 für alle Fahrzeuge.

Für den Bremsabrieb werden folgende Größen festgelegt:

$$E_{Brems} [g/(Kfz Meile) = 0.0128 \cdot PS_{Brems}$$
 (5.21)

PS = Anteil der Partikel an PM30: z. B. für PM10 = 0.98; für PM1.1 = 0.16 für alle Fahrzeuge.

Geht man bei PKW von 4 Reifen, bei LKW von 6 Reifen aus, so erhält man die in **Tab. 5.4** aufgeführten Werte.

Fahrzeugtyp	Emissionen infolge Reifenabrieb in mg/(km · Fahrzeug)	Emissionen infolge Bremsbelagabrieb in mg/(km · Fahrzeug)
PKW	5	7.8
LKW	7.5	7.8

Tab. 5.4: Schätzwerte für PM10-Emissionen infolge Reifenabrieb und Bremsbelagsabrieb nach MOBILE6.1 (2003)

Johansson et al. (1999) quantifizierten die PM10-Emissionen infolge Abrieb von Bremsbelägen wie in **Tab. 5.5** dargestellt. Johansson et al. (1999) interpretieren sie als in der Größenordnung der Partikelemissionen aus dem Auspuff liegend, schließen sie jedoch in ihre Emissionsberechnungen nicht ein, weil sie nicht für schwedische Verhältnisse validiert seien.

Fahrzeugtyp	Emissionen infolge Bremsbelagabrieb in mg/(km · Fahrzeug)
PKW	10 – 20
LKW	80 – 90
Bus	110

Tab. 5.5: Schätzwerte für Emissionen infolge Bremsbelagabrieb, entnommen aus Johansson et al. (1999)

Messungen in Norwegen zeigen, dass verschiedene Asphalt-Qualitäten einen großen Einfluss auf die PM10-Konzentrationen haben könnten (SMHI, 2002). Das PM10/NO<sub>x</sub>-Verhältnis in Trondheim ist z. B. konsequent viel höher als in Oslo. Das könnte It. Meinung der Autoren bedeuten, dass Asphalt unterschiedliche Härten aufweisen kann, ohne dass er sich in seiner Zusammensetzung unterscheidet. Andere Abhängigkeiten, wie geografische Lage, Witterung etc. werden nicht diskutiert.

Dänemark nutzt in seiner nationalen Emissionsdatenbank die Emissionsfaktoren für Reifenbrems- und Straßenabrieb von TNO (2001, siehe auch Palmgren et al., 2003). Die Daten sind in der **Tab. 5.6** aufgezeigt. Die Emissionsfaktoren sind Resultat einer von TNO durchgeführten Literaturstudie. Im Rahmen des "Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmissions of air pollutants in europe" (EMEP) werden diese Emissionsfaktoren aus der CEPMEIP- Datenbank (Co-ordinated European Programm on Particulate Matter Emission Inventaries, Projections and Guidance) übernommen, da das EMEP/CORINAIR Emission Inventory (3. Edition) derzeit keine diesbezüglichen Abriebsemissionen vorhält. Eine Differenzierung für verschiedene Straßenkategorien wird derzeit nicht vorgenommen.

	Brake w	ear		Tyre we	ar		Road al	orasion	
Vehicle category	TSP	$\mathrm{PM}_{_{10}}$	$\mathrm{PM}_{\scriptscriptstyle{25}}$	TSP	$\mathrm{PM}_{_{10}}$	$\mathrm{PM}_{\scriptscriptstyle{2.5}}$	TSP	$\text{PM}_{_{10}}$	$\mathrm{PM}_{\scriptscriptstyle 2.5}$
Passenger cars	6	5.9	2.4	69	3.5	2.5	145	7.3	0
Light duty vehicles	7.5	7.4	3.0	90	4.5	3.2	190	9.5	0
Heavy duty vehicles	32.25	31.6	12.9	371.25	18.6	13.0	783	39.2	0
Buses	32.25	31.6	12.9	371.25	18.6	13.0	783	39.2	0
Mopeds	1.5	1.5	0.6	17.25	0.9	0.6	36.5	1.85	0
Motorcycles	3	2.9	1.2	34.5	1.7	1.2	73	3.7	0

Tab. 5.6: Nicht auspuffbedingte Emissionsfaktoren [mg/(Fzg · km)] im dänischen Emissionskataster (Quelle: Palmgren et al., 2003)

In EMEP/CORINAIR wird derzeit die Implementierung von Reifenabriebs- und Bremsabriebsemissionen vorbereitet. Dazu existieren Vorschläge (CORINAIR, 2003) einer Arbeitsgruppe, welche anhand von Literaturauswertungen und verschiedenen Annahmen Methodiken für die Berechnung von Reifen- und Bremsabrieb erarbeitet haben. Für die Berücksichtigung von *Reifenabrieb* wird von den Autoren Folgendes vorgeschlagen:

$$EF_{Reifen} [mg/(Fzg \cdot km)] = f_{Reifen} EF_{TSPReifen} S_{reifen} (v)$$
 (5.22)

f<sub>Reifen</sub> = Anteil der Partikelfraktion an TSP

EF<sub>TSPReifen</sub> = TSP-Emissionsfaktor Reifenabrieb bei einer Geschwindigkeit von 80 km/h

S<sub>reifen</sub> (v) = Geschwindigkeitskorrekturfaktor, welcher von der mittleren Fahrzeug-

geschwindigkeit abhängt

mit

v < 40 km/h:  $S_{reifen}(v) = 1.39$ 

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

v > 90 km/h:  $S_{reifen}(v) = 0.902$ 

Für EF<sub>TSPReifen</sub> werden in Abhängigkeit von der Fahrzeugklasse folgende Größen vorgeschlagen:

**Reifenabrieb** EF<sub>TSPReifen</sub> [mg/km]

PKW: 10.7
Leichte Nutzfahrzeuge: 16.9
Schwere Nutzfahrzeuge: 45.0\*
Motorräder: 4.6

EF<sub>TSPReifen</sub> (LKW) = Anzahl Achsen • LCF • EF<sub>TSPReifen</sub> (PKW)/2;

LCF = 0.01381-Beladungsgrad+1.414).

Wesentliche Festlegungen bei der Ableitung der Emissionen waren neben den aus der Literatur zusammengefassten Emissionsfaktoren für Gesamtstaub (TSP), Gesamtabrieb bzw. PM10 z. B. ein 10 %iger Anteil PM10 am Gesamtreifenabrieb sowie ein 60 %iger Anteil PM10 an TSP-Reifenabrieb. Die Ableitung für die Geschwindigkeits- bzw. für die Beladungskorrektur wurde nicht erläutert.

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

 $\begin{array}{lll} TSP & : & f_{Reifen} = 1 \\ PM10 & : & f_{Reifen} = 0.6 \\ PM2.5 & : & f_{Reifen} = 0.42 \\ PM1 & : & f_{Reifen} = 0.06 \\ PM0.1 & : & f_{Reifen} = 0.048 \\ \end{array}$ 

<sup>\*(</sup>falls Anzahl der Achsen und Beladungsgrad nicht bekannt sind, sonst

Die **Abb. 5.5** zeigt beispielhaft die PM10-Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit. Es ist festzustellen, dass bei niedrigen Fahrzeuggeschwindigkeiten, wie sie z. B. im Stadtverkehr gefahren werden, höhere Reifenabriebsemissionen angesetzt werden als bei höheren (z. B. bei Tempo 30 ca. 36 % mehr als bei Tempo 80). Dies ist nicht ganz plausibel. Möglicherweise werden hier nicht reine Geschwindigkeitsabhängigkeiten im Sinne von Fahrten mit konstanter Geschwindigkeit als Basis verwendet sondern die Bedingungen bei verschiedenen Verkehrszuständen. Dies wurde wie erwähnt allerdings nicht erläutert.

# Correlation between emission factors and mean trip speed

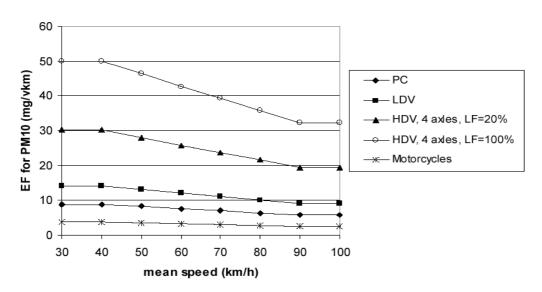


Abb. 5.5: Abhängigkeit der PM10-Emissionsfaktoren infolge *Reifenabrieb* von den Fahrzeuggeschwindigkeiten für die Fahrzeugklassen PKW (PC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Schwerverkehr (HDV) mit 20 % bzw. 100 % Beladung (LF) sowie Motorräder. (Quelle: CORINAIR, 2003)

Für die Berücksichtigung von *Bremsabrieb* wird von den Autoren folgende Vorgehensweise vorgeschlagen:

$$EF_{Brems} [mg/(Fzg \cdot km] = f_{Brems} EF_{TSPBrems} S_{Brems} (v)$$
 (5.23)

f<sub>Brems</sub> = Anteil der Partikelfraktion an TSP

EF<sub>TSPBrems</sub> = TSP-Emissionsfaktor Bremsabrieb bei einer Geschwindigkeit von 65 km/h

S<sub>Brems</sub> (v) = Geschwindigkeitskorrekturfaktor, welcher von der mittleren Fahrzeuggeschwindigkeit abhängt.

mit

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

 $40 \text{km/h} \le \text{v} \le 95 \text{km/h}$ :  $S_{\text{Brems}}(\text{v}) = -0027 \cdot \text{v} + 2.75$ 

v > 90 km/h:  $S_{Brems}(v) = 0.185$ 

Für EF<sub>TSPBrems</sub> werden in Abhängigkeit von der Fahrzeugklasse folgende Größen vorgeschlagen:

**Bremsabrieb** EF<sub>TSPBrems</sub> [mg/km]

PKW: 7.5
Leichte Nutzfahrzeuge: 11.7
Schwere Nutzfahrzeuge: 32.7\*
Motorräder: 3.75

EF<sub>TSPBrems</sub> (LKW) = 3.13 · LCF · EF<sub>TSPBrems</sub> (PKW);

LCF = 0.0079-Beladungsgrad+1.0)

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

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

Die **Abb. 5.6** zeigt beispielhaft die PM10-Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit.

Wesentliche Festlegungen bei der Ableitung dieser Emissionsfaktoren waren neben den aus der Literatur zusammengefassten Emissionsfaktoren für TSP, Gesamtabrieb bzw. PM10 z. B. ein 50 %iger Anteil PM10 am Gesamtbremsabrieb sowie ein 98 %iger Anteil PM10 an TSP-Bremsabrieb. Die Ableitung für die Geschwindigkeits- bzw. für die Beladungskorrektur wurde hier ebenfalls nicht erläutert. Es sei allerdings darauf hingewiesen, dass eine reine Kopplung an die Fahrzeuggeschwindigkeit u. E. nicht sinnvoll ist, da wie bereits beim Reifenabrieb erläutert, der Verkehrszustand (also das Verhältnis von Beschleunigungen zu Konstantfahrten) wichtiger für die Abriebsemissionen sein sollte.

<sup>\*(</sup>falls Beladungsgrad nicht bekannt ist, sonst

#### 40 35 EF for PM10 (mg/vkm) **→** PC 30 25 ■ LDV 20 → HDV, LF=20% -X-HDV, LF=100% 15 -\* Motorcycles 10 5 0 30 60 70 80 40 50 90 95 100

### Correlation between emission factors and mean trip speed

Abb. 5.6: Abhängigkeit der PM10-Emissionsfaktoren infolge *Brems*abrieb von den Fahrzeuggeschwindigkeiten für die Fahrzeugklassen PKW (PC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Schwerverkehr (HDV) mit 20 % bzw. 100 % Beladung (LF) sowie Motorräder (Quelle: CORINAIR, 2003)

mean speed (km/h)

Für den Straßenabrieb lagen It. der Autoren nur sehr wenig Informationen vor. Hier wird auf die Arbeiten von Lükewille et al. (2002, siehe oben) verwiesen.

In den **Tab. 5.7** bis **Tab. 5.9** werden die in den oben aufgeführten Literaturstellen gefundenen Größenaufteilungen der Abriebsemissionsfaktoren zusammengefasst.

Bei den Angaben zum Reifenabrieb fällt auf, dass sehr große Unterschiede in der Größenverteilung festgestellt bzw. angenommen wurden. Dies betrifft insbesondere den Anteil PM2.5 an PM10. Lükewille et al. (2002) begründen ihre angesetzte Größenaufteilung damit, dass im Wesentlichen ältere Studien eine hohe Relevanz des Reifenabriebes in der Fraktion PM2.5 aufgezeigt haben (z. B. Angaben der USEPA aus dem Jahr 1995, welche auf Ergebnissen aus 1985 basieren oder von Israel aus dem Jahr 1994). Neuere Studien (z. B. Rauterberg-Wulff, 1999, Israel et al., 1996) bestätigten nach ihrer Meinung diese Aufteilung nicht. Auch wir würden eher der Argumentation von Lükewille et al. (2002) folgen.

Die Größenverteilung für Bremsabrieb ist bei den verschiedenen Autoren etwa gleich, da sich alle im Wesentlichen auf die gleichen (wenigen) Untersuchungen beziehen.

Quelle	PM10/Ge- samtabrieb	PM10/ TSP	PM10/ PM30	PM2.5/ TSP	PM2.5/ PM10	PM1/ PM10	PM0.1/ PM30
Dreiseidler et al. (1999)	10%						
Rauterberg-Wulff (1999)					0%		
Lükewille (2002)/ RAINS		10%		0.5%	5%		
BUWAL (2000)	25%						
MOBILE6.1 (2003)			100%				1%
Palmgren et al. (2003) auf Basis TNO (1997)		5%		3.5%	70%		
CORINAIR (2003) auf Basis TNO (1997) und USEPA (1995)	10%	60%		42%	70%	10%	

Tab. 5.7: Prozentuale Aufteilung der PMx-Emissionsfaktoren auf die Partikelgrößen entsprechend der Angaben aus der Literatur für Reifenabrieb

Quelle	PM10/Ge- samtabrieb	PM10/ TSP	PM10/ PM30	PM2.5/ TSP	PM2.5/ PM10	PM1/ PM10	PM0.1/ PM30
Lükewille (2002)/ RAINS		83%		25-50%	30-60%		
MOBILE6.1 (2003)			98%				16%
Palmgren et al. (2003) auf Basis TNO (1997)		98%		40%	40%		
CORINAIR (2003) auf Basis TNO (1997) und USEPA (1995)	50%	98%		39%	40%	10%	8%

Tab. 5.8: Prozentuale Aufteilung der PMx-Emissionsfaktoren auf die Partikelgrößen entsprechend der Angaben aus der Literatur für Bremsabrieb

Quelle	PM10/Ge- samtabrieb	PM10/ TSP	PM10/ PM30	PM2.5/ TSP	PM2.5/ PM10	PM1/ PM10	PM0.1/ PM30
Lükewille (2002)/ RAINS		50%		27%	55%		
Palmgren et al. (2003) auf Basis TNO (1997)		5%		0%	0%		

Tab. 5.9: Prozentuale Aufteilung der PMx-Emissionsfaktoren auf die Partikelgrößen entsprechend der Angaben aus der Literatur für Straßenabrieb

Für die Straßenabrieb gibt es wegen fehlenden Leitsubstanzen keine verlässlichen Emissionsfaktoren, die speziell nur für Straßenabrieb bestimmt worden sind. Deshalb sind die in **Tab. 5.9** aufgeführten Größenverteilungen auch von den Autoren selbst mit sehr großen Unsicherheiten bewertet worden.

## 5.5.2 Weitere Informationen zu nicht auspuffbedingten Partikelemissionen

Messungen von PM10 und PM2.5 wurden in Schweden in 8 Städten (SMHI, 2002) durchgeführt. Diese zeigen eine starke saisonale Variation mit einem ausgeprägten Maximum im zeitigen Frühjahr (Februar bis April). Ein guter Datensatz existiert für Stockholm (Hornsgatan). Ergebnisse aus einer NO<sub>x</sub>-Tracer-Analyse dieser Daten zeigen, dass die Wiederaufwirbelung während verschiedener Zeiten (insbesondere im Frühjahr) sehr wichtig ist. Johannson (2002) gaben für Hornsgatan (Verkehrsbelegung ca. 40 000 Kfz/d) für den Zeitraum Juni 1999 bis August 2002 einen mittleren PM10-Gesamtemissionsfaktor von 223 mg/(Kfz · km) bei einem Auspuffemissionsfaktor von 23 mg/(Kfz · km) an. Für PM2.5 wurden als Mittelwert 48 mg/(Kfz · km) ermittelt. Die Schwankungen beim PM10 bewegen sich etwa zwischen 100 mg/(Kfz · km) in den Sommermonaten und ca. 550 mg/(Kfz · km) im Frühjahr. Es konnte festgestellt werden, dass die PM10-Emissionen infolge nicht auspuffbedingter Emissionen (200 mg/(Kfz · km)) im Mittel etwa 10-mal höher lagen als durch die Auspuffemissionen bedingt, bei PM2.5 mit 25 mg/(Kfz · km) etwa doppelt so hoch.

Im Gegensatz dazu leiteten Keuken et al. (1999) im Resultat von Auswertungen holländischer Messungen folgende Aussagen ab:

Luv-Lee-Messungen von PM2.5 und PM2.5-10 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 PM10 festgelegt wurde. Es wird von den Autoren geschlussfolgert, dass die Resuspension von Straßenstaub in Holland nicht relevant ist. Damit läge an holländischen Autobahnen ein anderer Zustand vor, als an bisher in Deutschland vermessenen Innerortsstraßen. Eine derzeit in Bearbeitung befindliche detaillierte Datenauswertung an der autobahnähnlichen B 10 in Karlsruhe (Lohmeyer, 2004) liefert bei ca. 16 % Schwerverkehrsanteil und einer Geschwindigkeitsbegrenzung auf 100 km/h folgende Aufteilung der PM10-Emissionen an trockenen Werktagen: ca. 50 % Auspuffpartikel, ca. 18 bis 25 % Reifenabrieb, weniger als 1 % Bremsabrieb und der Rest (also ca. 30 %) sind Straßenabrieb und Resuspension von Straßenstaub zuzuordnen. Auch 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 gute Differenzierung der ermittelten Emissionsfaktoren in PKW und LKW möglich. Die ermittelten Emissionsfaktoren sind in der **Tab. 5.10** aufgeführt. Zum Vergleich werden die entsprechenden Emissionsfaktoren aus der CBS sowie die Partikelauspuffemissionen des Handbuches für Emissionsfaktoren (HBEFA 2.1) gegenübergestellt.

	PM2.5-10 aus Tunnelmes.	PM2.5 aus Tunnelmes.	PM2.5-10 aus CBS	PM2.5 aus CBS	Auspuff-Partikel HBEFA 2.1
Personenwagen	0	45	10	47	26
Schwerverkehr	290	630	50	580	223

Tab. 5.10: Partikel-Emissionsfaktoren 1997 aus dem Drechttunnel im Vergleich zu den Emissionsfaktoren aus der nationalen Emissionsdatenbank (CBS) sowie HBEFA 2.1, Werte in mg/km, Quelle für holländische Daten: Keuken (1997)

Die im Drechttunnel ermittelten PM10-Emissionen infolge der Personenwagen bestanden zu 100 % aus PM2.5. Da PM2.5 im Wesentlichen den Auspuffemissionen zugeordnet werden kann, ist im betrachteten Tunnel für PKW tatsächlich kein messbarer Anteil an Abrieben bzw. Wiederaufwirbelung von Straßenstaub beobachtet wurden. Für den Schwerverkehr wurde der Anteil gröberer Partikel mit ca. 30 % (290/920) an PM10 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 PM10-Emissionen des Schwerverkehrs im betrachteten Tunnel nicht durch die Emissionsfaktoren des CBS (Auspuff, Reifen, Brems, 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 in den Partikelauspuffemissionen des HBEFA und denen des CBS. Das HBEFA scheint, bei der begründeten Annahme, dass die PM2.5-Emissionen nur durch Auspuffpartikel gebildet werden, die holländischen Partikelauspuffemissionen nur unzureichend zu beschreiben (Abweichung ca. 50 %). Die Ursachen dafür sind derzeit nicht bekannt.

Die Auswertung einer Messkampagne für PM2.5 in Finnland im Nahbereich einer stark befahrenen Straße in Kuopio (ca. 18.000 Kfz/d, 40 m von Kreuzung mit Lichtsignalanlage entfernt) zwischen 3. August und 9. September 1999 (Tiitta et al. 2002) lieferte folgende Quellzuordnung anhand der Auswertung von Konzentrationen an Messstationen im regionalen bzw. städtischen Hintergrund sowie an der betrachteten Straße:

- 41 +/- 6 % durch Ferntransport
- 33 +/- 6 % durch Auspuff- und Nichtauspuffemissionen der Fahrzeuge
- 26 +/- 7 % durch andere Quellen.

Die Autoren bestimmten einen mittleren nicht auspuffbedingten Emissionsfaktor von 0.1g PM2.5/(Fzg·km). Sie fanden aus der Analyse der Messdaten ein Verhältnis von nichtauspuffbedingten zu auspuffbedingten PM2.5-Emissionen von ca. 1.8 +/-0.4.

Danninger (2002) legte in einem zusammenfassenden Bericht über die Umweltauswirkungen von Autobahnen auf die Luftqualität in Oberösterreich dar, dass es in Österreich für die Wiederaufwirbelung des Straßenstaubes noch kein Berechnungsmodell gibt, welches zu plausiblen Annahmen führt. Hilfsweise wird zur Beschreibung der Abriebe und der Aufwirbelung von Straßenstaub mit dem US-EPA-Modell gearbeitet.

Sehr umfangreiche und detaillierte Studien liegen vom dänischen National Environmental Research Institut (NERI) vor (siehe z. B. Palmgren et al., 2003; Ketzel et al., 2003a und b). Die Untersuchungen wurden an den Standorten Jagtvej (5 - 6-stöckige Straßenschlucht in Kopenhagen), Albanigade (1 - 2-stöckig bebaute Straße in Odense) und H.C. Andersen's Boulevard (3 - 4-stöckige einseitig bebaute Straße in Kopenhagen) durchgeführt.

Den mittleren (Messzeitraum 20.05.2002 bis 30.09.2002) Werktagszyklus von simultanen PM2.5 und  $NO_x$ -Messungen zeigt die **Abb. 5.7**. Die  $NO_x$ -Konzentrationen wurden hier als Tracer für die Fahrzeugemissionen verwendet.

Es kann anhand von **Abb. 5.8** festgestellt werden, dass das PM2.5/NO<sub>x</sub>-Verhältnis der Zusatzbelastung nicht konstant während eines Werktages ist, sondern einen signifikanten Tag/Nacht-Unterschied aufweist. Die Erklärung könnte It. der Autoren ein Hystereseeffekt durch die Partikeldeposition sein, aber es ist auch eine Beeinflussung durch stärker trockenere und turbulente Bedingungen am Tag möglich.

Um die Ursachen näher zu identifizieren wurde das PM10/PM2.5-Verhältnis (Zusatzbelastungen) in Abhängigkeit von der Tageszeit und der  $NO_x$ -Zusatzbelastung untersucht. Die Vorbelastung wurde hierbei durch eine städtische Hintergrundstation in Kopenhagen über Dach (ca. 20 m über Grund) gemessen. Das Ergebnis ist in **Abb. 5.8** aufgezeigt. Man kann erkennen, dass ein signifikanter Peak am Morgen auftritt, wenn der Verkehr zur morgendlichen Verkehrsspitze beginnt anzusteigen (wird angezeigt durch die ansteigenden  $NO_x$ -Konzentrationen).

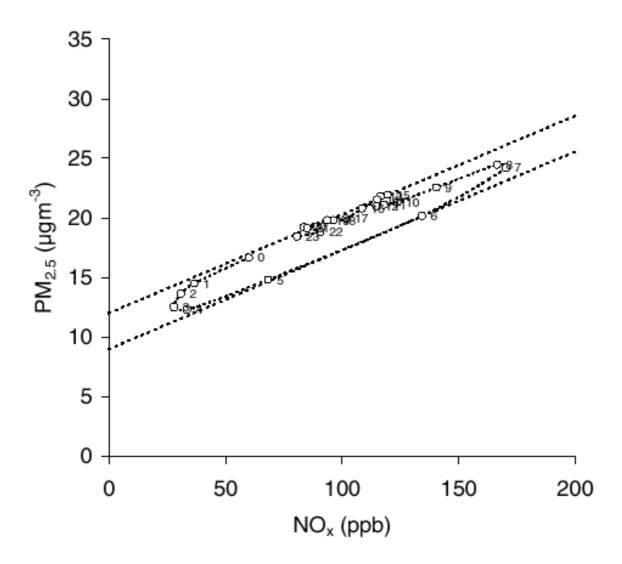


Abb. 5.7: Mittlerer Werktagszyklus der PM2.5- und NO<sub>x</sub>-Stundenmittelwerte am H.C, Andersens Boulevard in Kopenhagen im Messzeitraum 20.05.2002 bis 30.09.2002. Die Bezeichnung an den Datenpunkten zeigen die Tageszeit. Erläuterung siehe Text. (Quelle: Palmgren et al., 2003)

Dieser Peak ist It. Meinung der Autoren möglicherweise ein Resultat der Wideraufwirbelung (Resuspension) von Straßenstaub, welcher sich in den Nachtstunden auf der Straße abgelagert hat. Emissionsfaktoren für nicht Auspuff bedingte PMx-Emissionen werden nicht angegeben. Sie können jedoch für das Jahr 2001 für den Jagtvej aus den PM10-Gesamtemissionsfaktor minus Auspuffemissionen im Jahresmittel zu ca. 0.10 g/(km·Fzg) abgeleitet werden (siehe dazu auch Abschnitt 5.5.3).

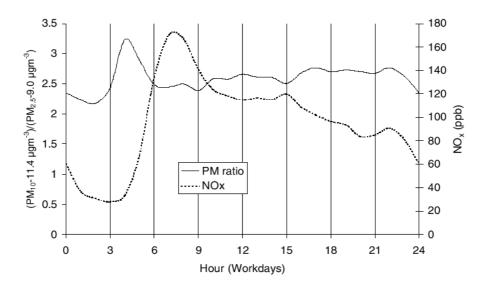


Abb. 5.8: PM10/PM2.5-Verhältnis (Zusatzbelastung) an einem mittleren Werktag. Erläuterung siehe Text. (Quelle: Palmgren et al., 2003)

Lohmeyer (2003a) ermittelten für die Göttinger Straße in Hannover (Niedersachsen) anhand einer sehr detaillierten Messkampagne (Straßenabsaugungen, Immissionsmessungen, Ausbreitungsberechnungen mit dem Ausbreitungsmodell MISKAM, Inhaltstoffanalysen und Rezeptormodellierung) im Zeitraum April 2002 bis August 2002 folgende wesentlichen Aussagen:

- Die Straßenabsaugungen lieferten für die Göttinger Straße vergleichsweise hohe Staubbeladungswerte. Für die Fraktion PM10 im Straßenstaub lagen die Staubbeladungen auf den Fahrspuren zwischen 0.001 und 0.07 g/m², in den Straßenrandbereichen zwischen 0.1 und 4.7 g/m². Obgleich es sich in der Göttinger Straße um einen neuwertigen Straßenbelag handelte, ergaben sich für die PM75-Fraktion ähnlich hohe Werte wie für Straßen mit beschädigten Oberflächen. Diese hohen Beladungen können teilweise auf die höheren LKW-Anteile im Vergleich zur Schildhornstraße und Lützner Straße zurückzuführen sein, die für einen stärkeren Abrieb der Straßenoberfläche sorgen. Allerdings sind die LKW-Anteile nicht so hoch, dass hiermit die hohen Werte alleine begründbar wären.
- Der Vergleich der Inhaltsstoffe aus dem Straßenmaterial und dem Straßenstaub ergab, dass maximal 2/3 des Straßenstaubes aus dem Straßenabrieb resultieren. Eine Schranke nach unten konnte nicht angegeben werden. Der Rest wird durch Reifen-, Kupplungs- und Bremsabrieb sowie sonstige Verschmutzungen gebildet.

- Die Rezeptormodellierung gab Hinweise auf vier bzw. sechs dominante Quellen. Dabei konnten zwei (Straßenstaubresuspension und ein Mix aus Bremsabrieben und direkten Auspuffemissionen) direkt dem Verkehr zugeordnet werden, die einen Anteil von ca. 30 35 % der PM10-Gesamtemissionen ausmachen. Die anderen Quellen sind vermutlich bodenoriginär.
- Die durchgeführten Ausbreitungsrechnungen mit MISKAM unter Zugrundelegung der PM10-Emissionsfaktoren aus dem modifiziertem EPA-Modell lieferten befriedigende Übereinstimmung zwischen den prognostizierten und gemessenen Immissionen. Die Abweichungen zwischen Messung und Rechnung lagen innerhalb der zulässigen Schwankungsbreiten nach 22. BImSchV. Die Rechnungen wurden für PM10 und zum Vergleich für NO<sub>x</sub> durchgeführt. Der Vergleich der berechneten NO<sub>x</sub>-Immissionen mit den prognostizierten PM10-Immissionen lässt den Rückschluss zu, dass das für die Emissionsbestimmung verwendete modifizierte EPA-Modell zu befriedigenden Ergebnissen führt.
- Aus dem Vergleich der Konzentrationen an Hintergrundmessstationen und in der Göttinger Straße sowie PM10-Immissionsmodellierungen der verkehrsbedingten PM10-Emissionen des Hauptstraßennetzes in weiteren Umfeld der Göttinger Straße mit PROKAS konnte festgestellt werden, dass der Verkehr in der Göttinger Straße zum PM10-Immissionswert zu ca. 35 – 40 % beiträgt.

Die bereits im Abschnitt 5.4.5 diskutierte Studie von Gehrig et al. (2003) kommt bzgl. der Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen zu der Schlussfolgerung, dass sie einen wesentlichen Teil der gesamten primären PM10-Emissionen des Straßenverkehrs darstellen. An Standorten mit geringer Störung der Fahrdynamik (Aathal, Birrhard, Humlikon, Rosengartenstraße) sind sie etwa gleich hoch wie die direkten Auspuffemissionen (siehe dazu **Tab. 5.11**). An Standorten mit hohen Störungen, z. B. durch Lichtsignale oder Staus (Schimmelstraße, Weststraße) sogar höher.

Zwischen nassen und trockenen Fahrbahnen waren bezüglich der PM10-Emissionen keine klaren Unterschiede festzustellen (siehe Diskussion in Abschnitt 5.6).

		EF (PM10) mg/km	EF (PM1) mg/km	EF(PM10- PM1) mg/km
 Aathal	LMW	46	13	33
Addia	SMW	394	187	207
Birrhard (flüssiger Verkehr)	LMW	63	16	47
, -	SMW	267	193	74
Humlikon**)	LMW	33	11	22
	SMW	344	200	144
Rosengartenstrasse	LMW	30	13	17
	SMW	496	381	115
Schimmelstrasse 2002*)	LMW	104	12	92
Verkehr: Schimmelstrasse 1999	SMW	1268	449	819
Weststrasse**)	LMW	49	10	39
	SMW	703	320	383

- \*) Keine PM1-Messungen verfügbar; EF(PM1) aus Handbuch übernommen
- \*\*) Die statistische Auswertung ergab eine unplausible Aufteilung der PM1-Emissionen zwischen LMW und SMW. Die gemessenen EF(PM1) pro Fahrzeug wurden deshalb im Verhältnis der EF(PM1) des Handbuchs für LMW und SMW aufgeteilt.

Tab. 5.11: Emissionsfaktoren für PKW inkl. LNF (=LMW) und Schwerverkehr (=SMW) für primäre Abgaspartikel (=PM1) und für Abriebe und Aufwirbelung (=PM10-PM1). Bzgl. Zuordnung zu den Verkehrssituationen siehe Abschnitt 5.4.5. (Quelle: Gehrig et al., 2003)

Höfflinger et al. (2003) verglichen die Partikelimmissionen der 17 innerstädtischen Messstellen der Stadt Wien mit Partikelemissionen, welche anhand des US-EPA-Modells (Stand 1997, siehe auch Abschnitt 5.4.2) berechnet wurden. Als wichtigste Eingangsgröße wurde die PM75-Staubbeladung an 44 Stellen (22 an Bundesstraßen und 22 an Gemeindestraßen) jeweils insgesamt 21 mal (an jeweils trockenen Tagen) mittels Absaugen und Auswiegen bestimmt. Die gemessene PM75-Belegung wurde dann als konstant über jeweils einen sog. Zyklus (ca. 9 bis 58 Tage) angesehen. Für Tage mit Regen innerhalb eines Zyklusses wurde eine Staubbeladung von 0 g/m² und damit eine PMx-Emission von Null festgelegt. Es wurde somit keine Emission gemessen oder aus Immissionsdaten zurückgerechnet, sondern aus dem Modellansatz der US-EPA berechnet.

Die mittleren **berechneten** PM10-Emissionsfaktoren variieren über den Messzeitraum (10.1.2001 bis 31.5.2002) für die Bundesstraßen zwischen ca. 0.09 und 0.8 g/km sowie für die Gemeindestraßen zwischen ca. 0.15 und 1g/km mit jeweils hohen Werten im Januar bis März.

Der Vergleich der Partikelimmissionen (Januar 2001 bis Mai 2002) zeigte, dass der Verlauf der berechneten Emissionsfaktoren mit dem Verlauf der Immissionsmesswerte nahezu parallel geht. Die Autoren vermuteten, dass das Ansteigen der Immissionswerte in den Wintermonaten und das allmähliche Abklingen bis zum Sommer auf die Wiederaufwirbelung des auf den Straßen abgelagerten Staubes zurückgeführt werden kann. Andere Einflüsse, wie die unterschiedlichen Ausbreitungsbedingungen (z. B. im Winter im Allgemeinen ungünstiger als im Sommer), möglicherweise zusätzliche Partikelquellen im Winter (Hausbrand, Kraftwerke etc.) bzw. auch höhere Vorbelastungen durch Ferntransporte nach Wien, wurden nicht diskutiert.

Fitz (2001) ermittelten PM10-Emissionsfaktoren an befestigten Straßen in Kalifornien (USA) mittels eines Messfahrzeuges, an dem die Konzentrationsdifferenzen zwischen der Front und dem Heck des Fahrzeuges ausgewertet werden (die Vorgehensweise entspricht etwa der im Abschnitt 5.6.1 für TRAKER beschriebenen). PM10-Emissionsmessungen wurden für eine Vielzahl von Straßen durchgeführt und nach Straßenkategorien klassifiziert. Die ermittelten PM10-Emissionsfaktoren wurden wie folgt angegeben:

Local Road (2 Fahrstreifen, weniger als 500 Fzg/d, 35 mph Geschwindigkeit): 68 mg/km

Collector R. (2 Fahrstreifen, 500 bis 10 000 Fzg/d, 45 mph Geschwindigkeit): 64 mg/km

Arterial R. (> 2 Fahrstreifen, 10 bis 150 000 Fzg/d, 50-55 mph): 129 mg/km

Freeway (> 3 Fahrstreifen, ca. 150 000 Fzg/d, 50-55 mph): 82 mg/km.

Die angegebenen mittleren Emissionsfaktoren variieren somit etwa um den Faktor 2 und lagen aber nach Aussage der Autoren signifikant niedriger, als durch das US-EPA-Modell unter Verwendung der PM75-Staubbeladungen der betrachteten südkalifornischen Straßen prognostiziert.

#### 5.5.3 PM10-Gesamtemissionsfaktoren

Eine Zusammenstellung von massebezogenen PM10-Emissionsfaktoren aus dem Straßenverkehr zusammen mit den wesentlichsten Eingangsgrößen, wie z. B. Straßenklassifizierung, Verkehrsstärke, Schwerverkehrsanteil, mittlere Fahrzeuggeschwindigkeit etc., ist einschließlich einer Einschätzung der Datenqualität in der **Tab. A1.1** im Anhang A1 aufgeführt. Die Werte für die Autobahnen und Tunnelstrecken entstammen den Ergebnissen des Forschungsprojektes FE 02.222/2003/LRB, welche unser Büro im Auftrag der Bundesanstalt

für Straßenwesen erarbeitet hat (Lohmeyer, 2004). Die anderen Werte sind Resultat verschiedener eigener Messprojekte sowie Angaben aus der Literatur. Es sei an dieser Stelle auf folgenden wichtigen Punkt hingewiesen:

Eine wichtige Grundlage zur Bestimmung der PM10-Emissionsfaktoren bzw. der Ableitung des nicht auspuffbedingten Teils sind die NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren (bei Nutzung der NO<sub>x</sub>-Tracer-Methode) bzw. die Partikel-Auspuffemissionsfaktoren. Ein Teil der vorliegenden PM10-Emissionsfaktoren entstammte eigenen Untersuchungen, die z.T. noch auf Grundlage des Handbuches für Emissionsfaktoren HBEFa1.2 (1999) bestimmt worden sind. Im Rahmen des Projektverlaufes erfolgte durch das UBA im April 2004 die Veröffentlichung des aktualisierten Handbuches (HBEFa2.1). Weiterhin verfügt der Projektpartner IFEU Heidelberg über Grunddaten, die über die Grundlagendaten im HBEFa2.1 hinausgehen und die derzeit im UBA diskutiert werden. Aus diesem Grund wurde mittels neuester Emissionsdaten von IFEU Heidelberg für die Straßen, für die im Rahmen der Arbeiten zum Projekt Lohmeyer (2003a) die PM10-Emissionsfaktoren auf Grundlage von HBEFa1.2 bestimmt worden, die PM10-Emissionsfaktoren aktualisiert. Die Emissionsfaktoren dieser Straßen sind in Tab A1.1 rot gekennzeichnet. Die Methodik und die Ergebnisse sind im Bericht des IFEU Heidelberg (Anhang 3) dokumentiert. Insgesamt kann festgestellt werden, dass bei den von IFEU betrachteten Straßen die Unterschiede der PM10-Emissionsfaktoren, die mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode abgeleitet wurden, durch den Übergang von HBEFa1.2 zu HBEFa2.1 bei kleiner als 25 % im Allgemeinen kleiner 10 % (PM10-Gesamt und PM10-Auf/Ab) liegen. Ausnahme ist der Autobahnmesspunkt Kenzingen, wo sich der nicht auspuffbedingte PM10-Emissionsfaktor um ca. 75 % erhöhte, allerdings von einem sehr niedrigen Ausgangsniveau (von 0.006 auf  $0.026 \text{ g/(km} \cdot \text{Fzg)}$  aus.

## 5.6 Anzahlbezogene PMx-Emissionsfaktoren

Das Lufthygieneamt beider Basel führte im Arisdorftunnel im November 1999 eine Messkampagne durch, in der PM10-Proben zur morphologischen Untersuchung mittels Rasterelektronenmikoskopie 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 beprobten Standorte im Tunnel 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 lagen je nach Standort etwa Faktor 200 - 300

tiefer. In der Fraktion  $2.5 - 10~\mu m$  wurden mit 76 - 850 Partikel pro Liter Luft die geringsten Anzahlkonzentrationen bestimmt. Die kleinsten Partikel ( $0.1 - 1\mu m$ ) bestanden zu über 90~% aus Kohlenstoffhaltigen Material, primär Rußpartikel. Die Konzentration im Tunnel ist etwa zehnmal größer als im Freien. Die Partikelfraktion  $1 - 2.5~\mu m$  bestand im Tunnel zu etwa 83 - 93~% aus Rußteilchen, die restlichen 7 - 17~% der Teilchen bestand 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  $2.5 - 10~\mu m$  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. Somit wäre da auch kein relevanter Straßenabrieb zu vermuten.

Mittels eines monodispersiven dynamischen Aerosolmodells (MONO32), gekoppelt mit einem hydrodynamischen 3D Modell (StarCAD) studierten Gidhagen et al. (2003) die Dynamik von ultrafeinen Partikeln (Nucleation-, Aitken- und Accumulation-Mode) im Straßentunnel Stockholm. Sie führten Modellrechnungen durch und verglichen dies mit gemessenen Partikelanzahlkonzentrationen, Verkehrsstärken und Tunnellüftungsraten.

Sie stellten fest, dass das Zusammenklumpen von Partikeln (Koagulation) und die Deposition von Partikeln an den Tunnelwänden wichtige Prozesse während der Verkehrsspitzenstunden sind. Zusammen führten sie zu einem "Verlust" von 77 % der Partikel mit Größen kleiner 10 nm und 41 % von Partikeln zwischen 10 und 29 nm. Das Partikelwachstum durch die Wasseraufnahme oder das Vorhandensein von gröberen wiederaufgewirbelten Partikeln hat keinen signifikanten Effekt auf die Anzahl von Partikeln, welche durch die Koagulation verloren gehen.

Die Modellrechnungen der Partikelanzahlkonzentrationen in Verbindung mit den zeitlichen Veränderungen in der Verkehrsstärke zeigten, dass mittels konstanter Emissionsfaktoren der Partikelzahl die Konzentrationsveränderungen der Partikel größer 29 nm reproduziert werden können. Dagegen legten die Untersuchungen nahe, für die kleinsten Partikelfraktionen linear von der Fahrzeuggeschwindigkeit (48 km/h bis 85 km/h) abhängige Emissionsfaktoren zu verwenden. Folgende Emissionsfaktoren [10<sup>13</sup>Partikel/(Fzg·km)] beschrieben die Messdaten durch die Modellrechnungen am besten:

Partikelklasse	PKW/LNF*	LKW
Nucleation mode (3 - 10 nm)	6.3 - 41.4	145
Aitken 1 (10 - 29 nm)	0.67 - 48.7	378
Aitken 2 (29 - 109 nm)	9.72	196
Accumulation mode (109-900 nm)	0.69	13.8

(\* wenn ein Intervall gegeben ist, dann korrespondiert die erste Zahl mit einer Fzg.-Geschwindigkeit von 48 km/h und die zweite mit 85 km/h.)

Die Autoren kamen zu den Schluss, dass die Kombination zwischen Messung und Modellrechnung in Straßentunneln dazu genutzt werden kann, die Bestimmung der Fahrzeugemissionsfaktoren für ultrafeine Partikel (emittiert unter realistischen Bedingen) zu verbessern.

Sehr detaillierte Untersuchungen zur Partikelanzahl- und Größenemission sind auch von Ketzel et al. (2003a und b) sowie Palmgren et al. (2003) beschrieben. Simultane Messungen der Partikelgrößenverteilung (Bereich zwischen 10 und 700 nm) innerhalb einer städtischen Straßenschlucht (Jagtvej) und über Dach (als Hintergrundstation ca. 20 m über Grund) in Kopenhagen im Zeitraum Mai bis November 2001 wurden zur Unterscheidung der verkehrsbedingten Quellen von den Hintergrundkonzentrationen und zur Ableitung von Partikelanzahlverteilungen sowie Partikelanzahlemissionsfaktoren genutzt.

Der Jagtvej ist eine vierstreifige Straße mit einer durchschnittlich werktäglichen Verkehrsstärke von ca. 26.000 Kfz/d und einem Schwerverkehrsanteil von 5 bis 8 %. In ca. 100 m Entfernung von der Messstation in beide Richtungen befinden sich Lichtsignalanlagen. Das Fahrverhalten der Fahrzeuge im Bereich der Messstation ist deshalb sehr verschieden. Die Autoren leiteten folgende wesentliche Ergebnisse ab:

- Die Partikelgrößen Verteilung der verkehrsbedingten Quellen tags und in den Abendstunden (6.00 bis 24.00 Uhr) zeigte in den Messungen ein Maximum bei Partikelgrößen von 20 bis 30 nm unabhängig vom Schwerverkehrsanteil.
- Die Partikelanzahl Konzentration ist stark (R > 0.83) mit den NO<sub>x</sub>-Konzentrationen über einen weiten Bereich der Partikelgrößen korreliert.
- Über die Methode der inversen Modellierung wurden mittlere Flottenemissionsfaktoren für typische städtische Bedingungen in Dänemark bestimmt. Diese sind (2.8+/-

0.5)\*10<sup>14</sup> Partikel/(Fzg·km). Die zeitliche Verteilung der Partikelanzahl-Emissionsfaktoren innerhalb einer mittleren Woche ist in den **Abb. 5.9a** und **5.9b** zusammen mit den Verkehrsstärken und Fahrzeuggeschwindigkeiten dargestellt. Für die Tagesstunden (7.00 bis 18.00 Uhr) liegen die gefundenen mittleren Emissionsfaktoren für die Partikelanzahl bei ca. 2 bis 4\*10<sup>14</sup>(Fzg·km). In den frühen Morgenstunden fanden sie relevant höhere NO<sub>x</sub>— und Partikelemissionen aber niedrigere CO-Emissionen. Die Partikelanzahlemissionsfaktoren liegen hier bei ca. 4 bis 6\*10<sup>14</sup>(Fzg·km). Dies ist It. der Autoren möglicherweise auf die höheren Fahrzeuggeschwindigkeiten zurückzuführen.

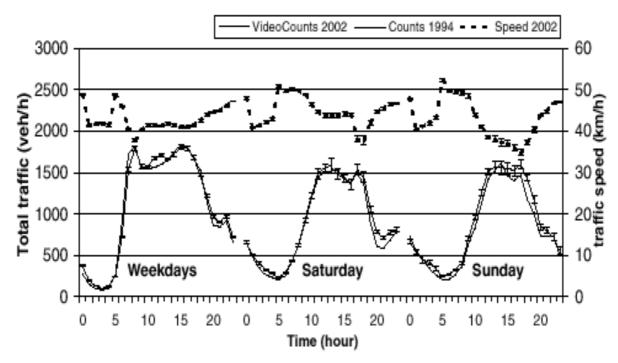
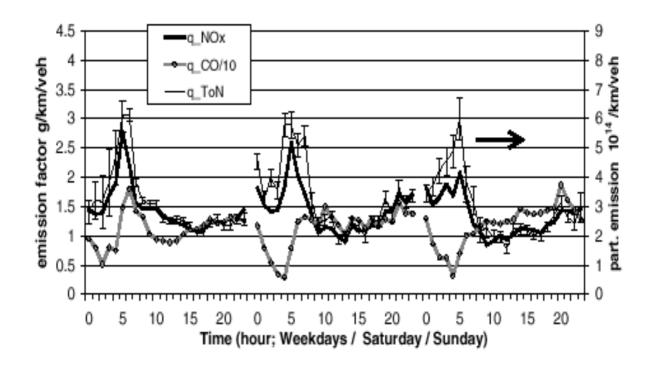


Abb. 5.9a: Mittlerer Wochengang der Verkehrsstärken und Fahrzeuggeschwindigkeiten am Jagtvej (Quelle: Palmgren et al., 2003)



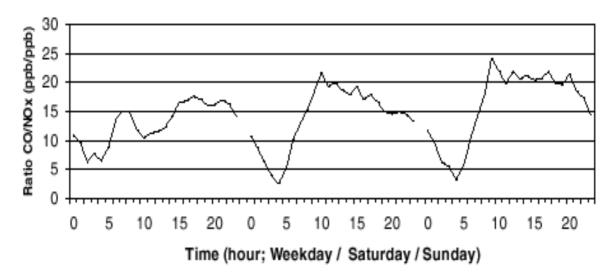


Abb. 5.9b: Mittlerer Wochengang der ermittelten Emissionsfaktoren für NO<sub>x</sub>, CO und Partikelanzahl (Quelle: Palmgren et al., 2003)

• Es wurden zwei Typen von Nanopartikel, "ereignissen" beobachtet: Einmal tagsüber in der Hintergrundbelastung infolge photochemischer Prozesse und zum anderen in den Nachtstunden, wenn der Verkehr durch Dieseltaxis dominiert wird. Während der Nachtstunden (0.00 bis 5.00 Uhr) ist das Maximum in der Partikelgrößenverteilung verschoben zu kleineren Größen von ca. 15 bis 18 nm. Diese Verschiebung zu kleineren Größen ist verbunden mit einer Zunahme in der mittleren NO<sub>x</sub> und Partikelanzahlemission pro Fahrzeug um einen Faktor von 2 bis 3 und einer Reduktion der CO-Emission ebenfalls um einen Faktor 2 bis 3.

Die Autoren verglichen ihre gemessenen Partikelanzahlemissionsfaktoren auch mit den aus der Literatur gefundenen. Diese Zusammenstellung ist in der **Abb. 5.10** aufgeführt. Die Verkehrszustände in allen Studien außer den dänischen entsprachen denen auf Schnellstraßen mit konstanten Geschwindigkeiten zwischen 70 und 100 km/h. Alle Studien haben einen Schwerverkehrsanteil von ca. 5 bis 10 %, außer im Tuscarora Tunnel mit einem Schwerverkehrsanteil zwischen 13 und 80 %.

Die dänischen Emissionsfaktoren sind vergleichbar mit den oberen Ende der gefundenen Werte von Minnesota, Queensland und Tuscarora Tunnel. Die geringfügig höheren Werte in Kopenhagen werden von den Autoren mit einem höheren Anteil von Diesel PKW und LNF am Jagtvej und die veränderlichen Verkehrsbedingungen im Stadtbereich begründet. Die Emissionsfaktoren aus Stockholm sind geringfügig höher als in Kopenhagen.

Dies führten die Autoren auf die in Stockholm vorgelegenen winterlichen Bedingungen mit Temperaturen um –8°C außerhalb des Tunnels zurück, was zu einer verstärkten Bildung von "nuclei mode particles" führen kann. Laborexperimente zur Bestimmung von Emissionsfaktoren für einzelne Fahrzeuge (reine Auspuffemissionen) zeigen einen weiten Bereich von Emissionsfaktoren. Diese liegen für PKW bei 3\*10<sup>11</sup> Partikel/(Kfz · km) für moderne Benzineinspritzsysteme bis 3\*10<sup>14</sup> Partikel/(Kfz · km) für Diesel-PKW oder Benzindirekteinspritzer (Graskow et al., 1998, 1999 und 2000).

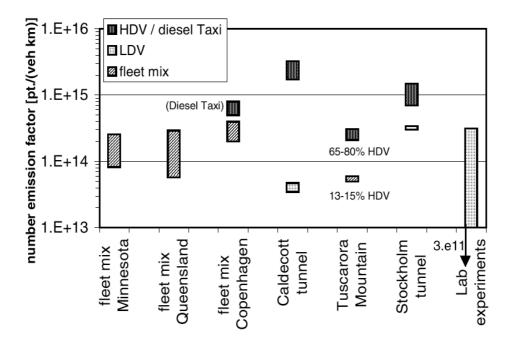


Abb. 5.10: Vergleich der Anzahlemissionsfaktoren (Partikeldurchmesser größer etwa 10 nm) zwischen den dänischen Daten (=Copenhagen) mit veröffentlichten Werten aus der Literatur. Die Werte für Minnesota (Kittelson et al., 2001), Queensland (Jamriska and Morawska, 2001) und Copenhagen (Ketzel et al., 2003b) wurden an städtischen Straßen oder Autobahnen gemessen und repräsentieren eine jeweils mittlere Fahrzeugflotte. Die Studien im Caldecott Tunnel (Kirchstetter et al., 1999), Tuscarora Tunnel (Abu-Allaban et al., 2002) und im Stockholm Tunnel (Gidhagen et al., 2003) wurden genutzt, um zwischen PKW/LNF (LDV) und Schwerverkehr (HDV) zu unterscheiden. Der Bereich der Emissionsfaktoren für LDV aus Laborexperimenten dehnt sich, abhängig von der Motortechnik, über mehrere Größenordnungen aus (Graskow et al., 1998). (Quelle: Ketzel et al., 2003b)

Löschau (2002) berichtet über die Bestimmung der Größenverteilung und Anzahlkonzentrationen von Nanopartikeln (8 Größenklassen von 3 bis 800 nm) an der Messstelle Dresden Nord. Die Messung lief über einen Zeitraum von 12 Monaten. Die wesentlichsten Ergebnisse in Bezug auf die Gesamtbelastung (die Vorbelastung wurde nicht gemessen) wurden wie folgt dargelegt:

- Die Messwerte der Partikelanzahlen besitzen eine extreme Dynamik. Sie variieren über 4 Größenordnungen.
- Für Partikeldurchmesser von 10 bis 100 nm beträgt die mittlere Konzentration
   12.600 Partikel/cm³. Dort sind 78 % der gemessenen Gesamtpartikelanzahl vertreten.

- Das Konzentrationsmaximum (im Mittel 5800 Partikel/cm³) liegt im Bereich der Partikeldurchmesser von 20 bis 50 nm, in dem 36 % der Gesamtpartikelanzahl zu finden sind.
- Anhand der mittleren Tages- und Wochengänge für alle Partikeldurchmesserbereiche konnte eine erste Schätzung des Kfz-Beitrages zur Partikelbelastung im o. g. Messbereich durchgeführt werden. Danach werden etwa die Hälfte der Partikelbelastung im Partikelgrößenbereich 5 bis 50 nm durch frische Kfz-Emissionen verursacht, wobei das Maximum des Kfz-Anteils auf Partikelgrößen von 10 bis 20 nm geschätzt wird.
- Die Korrelation der Konzentrationen von größenselektierter Partikelanzahl und Luftschadstoffen wurde berechnet und dargestellt. Es wurde festgestellt, dass zwischen Partikelanzahlkonzentrationen und den Schadstoffen Benzol und CO keine Korrelation existiert. Für die extrem kleinen Partikel zwischen 3 und 5 nm konnten nur sehr mäßige Korrelationen zu weiteren Schadstoffen gefunden werden. Für Ruß wird eine gute Korrelation der Partikelanzahl in einem Bereich zwischen 5 und 800 nm festgestellt. Für PM10 wurde eine mäßige Korrelation zu Partikeln 10 bis 800 nm ermittelt.

Anhand sehr umfangreicher Datensätze an der Marylebone Road im Zentrum von London (Messzeitraum April 1998 bis August 2001) analysierten Charron et al. (2003) die Partikelanzahlverteilungen in einem Bereich zwischen 11 und 452 nm zusammen mit wesentlichen verkehrlichen und meteorologischen Parametern.

Die Korrelation zwischen Partikelanzahl und Verkehr wurde mittels Hauptkomponentenanalyse untersucht. Es zeigte sich, dass die Partikel im Akkumulationsmodus (100 bis 450 nm) korreliert sind mit Emissionen des Schwerverkehrs (hauptsächlich Dieselfahrzeuge), während Partikel aus dem Bereich 30 bis 60 nm eine stärkere Bindung zu leichten Fahrzeugen haben. Beide Größenfraktionen zeigten den erwarteten Verdünnungseffekt mit zunehmender Windgeschwindigkeit.

Partikel im Größenbereich 11 bis 30 nm zeigten dagegen keine klare Beziehung zur Verkehrsstärke und weniger Einfluss der Verdünnung durch ansteigende Windgeschwindigkeiten als bei den größeren Partikeln. Partikel in dieser Größenfraktion neigten zu einer Konzentrationsspitze am Morgen, welche umgekehrt proportional ist zur Lufttemperatur. Diese hohe Anzahlkonzentration am Morgen wird in mehreren Literaturhinweisen gefunden, z. B. in Dänemark (siehe oben), USA, Deutschland und Schweden. Im Fall der hier untersuchten

Marylebone Road korrespondierten die hohen morgendlichen Konzentrationen nicht mit den höchsten PKW und LKW-Verkehrsstärken. Die Autoren vermuteten, dass diese Größenfraktion frisch kondensierte Partikel aus den Auspuffabgasen enthält.

Es wurde auch festgestellt, dass die Partikelanzahlen während Regen im Wesentlichen höher sind, als in trockenen Zeiten. Größere Regenmengen (mehr als 4 mm) führten zu höheren Partikelzahlen als kleinere Regenmengen (0.2 mm). Partikel größer 150 nm folgen allerdings nicht diesem Trend. Die Erhöhung der Anzahl ultrafeiner Partikel während des Regens wird nach Ansicht der Autoren möglicherweise durch die mit dem Regen einhergehende Temperaturreduktion verursacht.

Theoretische Abhandlungen zum möglichen Einfluss von Kondensation und Verdampfung, Koagulation, gravimetrischer Ablagerung, Partikelbildung, atmosphärischen Transport, Deposition und heteorogenen chemischen Reaktionen auf die Partikelanzahlverteilungen unter typischen städtischen Bedingungen werden von Zhang et al. (2002) vorgestellt. Es wurde gezeigt, dass Kondensation und Verdampfung wichtig für die Anzahlverteilung der Partikel sind. Der sog. Kelvin-Effekt (bei der Bildung einzelner Partikel ändert sich die Gibbs'sche Freie Energie) muss bei Partikeln kleiner 50 nm berücksichtigt werden. Für Partikel größer 50 nm ist die Koagulation zu langsam, um die Partikelanzahlverteilung zu beeinflussen. Hier ist die Kondensation der dominierende Prozess. Für kleinere Partikel wechselwirken Kondensation und Verdampfung, Koagulation, Partikelbildung und Emission unter städtischen Bedingungen miteinander. Die gravimetrische Ablagerung in Form von trockener Deposition kann für den vertikalen turbulenten Transport vernachlässigt werden, ebenso chemische Reaktionen.

Die bereits im Abschnitt 5.4.5 angeführte Schweizer Studie von Gehrig et al. (2003) beschäftigte sich auch mit Partikelanzahlemissionsfaktoren. Während Intensivmesskampagnen an vier Standorten wurden die in **Tab. 5.12** aufgeführten Partikelanzahlemissionsfaktoren bestimmt.

Sie stellten fest, dass sowohl nachts als auch tagsüber hohe Partikelanzahlkonzentrationen im Nanopartikelbereich (kleiner 30 nm) vorlagen. Diese Partikel wurden der homogenen Nukleation zugeordnet, wenn das Fahrzeugabgas nach dem Auspuff sehr rasch von hohen Temperaturen auf die Temperatur der Umgebungsluft abgekühlt wird.

Messstation	Messgrösse	LMW	Stabw (LMW)	SMW	Stabw (SMW)
Birrhard	N0.05	0.41E+14	0.2E+14	8.1E+14	1.1E+14
	N0.1	0.69E+14	0.2E+14	9.1E+14	1.0E+14
	N0.3	0.74E+14	0.2E+14	9.7E+14	1.1E+14
	N <sub>tot</sub>	6.5E+14	0.3E+14	69E+14	2.6E+14
Humlikon	N0.05	0.81E+14	0.3E+14	1.7E+14	1.0E+14
	N0.1	0.94E+14	0.3E+14	2.6E+14	1.1E+14
	N0.3	0.98E+14	0.3E+14	3.1E+14	1.1E+14
	N <sub>tot</sub>	3.0E+14	0.1E+14	69E+14	0.9E+14
Rosengartenstrasse*	N0.05	0.12E+14	0.1E+14	12E+14	1.0E+14
	N <sub>tot</sub>	1.0E+14	0.1E+14	113E+14	1.6E+14
Weststrasse	N0.05	0.25E+14	0.02E+14	7.4E+14	0.2E+14
	N0.1	0.39E+14	0.03E+14	11E+14	0.2E+14
	N0.3	0.46E+14	0.03E+14	14E+14	0.2E+14
	N <sub>tot</sub>	1.0E+14	0.04E+14	54E+14	0.6E+14

<sup>\*</sup> Keine validen Daten für N0.1 und N0.3 (siehe Kap. PSI 5.1.3)

Tab. 5.12: Partikelanzahl-Emissionsfaktoren und Standardabweichung (Stabw) für PKW inkl. LNF (=LMW) sowie Schwerverkehr (=SMW). N0.05= 18 bis 50 nm; N0.1= 18 bis 100 nm; N0.3= 18 bis 300 nm. N<sub>tot</sub>= 7 bis 3000 nm (Quelle: Gehrig et al., 2003)

Die Maximalkonzentrationen der Nanopartikel lagen je nach Standort im Bereich von 10 bis 20 nm. Einen sekundären Mode im Bereich zwischen 60 und 300 nm (Akkumulationsmodus) wurde der Emission von Rußpartikeln zugeschrieben. Im Größenbereich 300 bis 700 nm wurden nur geringe Differenzen zwischen Straßen- und Hintergrund gefunden. Im Bereich 1 bis 10 µm (Coarse Mode) gab es wieder einen Zusammenhang zwischen Verkehrsdichte und Anzahlkonzentration. Diese Partikel sind die Folge von Reifen- Brems- und Straßenabrieb sowie aufgewirbelten Mineralstaubteilchen.

Anhand von Immissionsmessungen und Ausbreitungsmodellierungen für eine stark befahrene Straßenschlucht in Stockholm (Hornsgatan) untersuchten Gidhagen et al. (2004) auch Partikelanzahlverteilungen. Die Immissionen wurden auf beiden Straßenseiten innerhalb der Straßenschlucht sowie an einer städtischen Hintergrundstation (ca. 600 m entfernt, Messhöhe 25 m) gemessen. Neben der Ableitung von Partikelanzahl Emissionsfaktoren von 3.9\*10<sup>14</sup> Partikel/(Kfz · km) als Flottenmittelwert (5 % LKW-Anteil) konnten folgende wesentliche Erkenntnisse abgeleitet werden: Die Außentemperatur hat einen starken Einfluss auf die Konzentrationen ultrafeiner Partikel. Entsprechend der gemessenen Partikelanzahl zu NO<sub>x</sub>-

Immissionsverhältnisse (Zusatzbelastungen) sind die Partikelanzahlemissionsfaktoren wahrscheinlich im Winter bei Temperaturen kleiner 0°C doppelt so hoch verglichen mit Sommertagen mit Temperaturen größer 15°C. Die Ergebnisse legen auch höhere Emissionen bei Beschleunigungsvorgängen und Bergauffahren (2.3 % Längsneigung) als beim Abbremsen und Bergabfahren nahe. Die Koagulation ist der dominierende Eliminierungsprozess bei Schwachwindssituationen, die Deposition bei höheren Windgeschwindigkeiten. Insgesamt wird der Betrag der Eliminierung geringer für höhere Windgeschwindigkeiten. Diese Effekte wirken sich am meisten bei den kleinsten Partikeln aus. Insbesondere treten diese Effekte kurz nach der Emission auf, bevor die Partikel den Straßenrand erreichen. Der Verlust von Partikeln zwischen der Messstation an der Straßenseite in Lee und der gegenüberliegenden Straßenseite lag bei kleiner 10 %, insgesamt sind nach Meinung der Autoren bis 30 % Partikelverlust durch Koagulation und Deposition möglich.

Demgegenüber schlussfolgerten Ketzel et al. (2004) anhand der Auswertungen am Jagtvej, dass die Koagulation zu langsam ist, um die Größenverteilung in der direkten Abgasfahne zu verändern. Für Ketzel et al. (2004) ist für die Ausbreitung in Straßennähe und in Straßenschluchten die Verdünnung der dominierende Prozess und auch die Deposition irrelevant. Sie verwiesen aber auch darauf, dass in "abgeschlossenen" Bereichen wie Tunnel entsprechend der Untersuchungen von Gidhagen et al. (2003) und Sturm et al. (2003) die Koagulation und die Deposition eine wichtige Rolle spielen können.

Eine Zusammenstellung von anzahlbezogenen PM10-Emissionsfaktoren aus dem Straßenverkehr zusammen mit wesentlichen Eingangsgrößen ist in der **Tab. A1.2** im Anhang A1 aufgeführt. Diese Werte stellen die, soweit möglich, systematisierten Angaben aus der Literatur zusammen.

## 5.7 Mögliche Einflussgrößen der Wiederaufwirbelung (Resuspension)

Im Folgenden wird die Resuspension von Straßenstaub in Hinblick auf mögliche Einflussgrößen diskutiert. Da mittels des in den USA entwickelten Messsystems TRAKER sehr detaillierte Untersuchungen durchgeführt wurden sind ist dem ein separates Kapitel gewidmet. Anschließend werden weitere, über die bisher vorgestellten Untersuchungen hinausgehenden Informationen zusammengeführt.

## 5.7.1 Untersuchungsergebnisse von TRAKER

In den USA wurde das Messsystem TRAKER (Testing Re-entrained Aerosol Kinetic Emissions from Roads) zur Bestimmung des Straßenstaubes entwickelt und eingesetzt (Etyemezian et al, 2003a). Hierbei werden die Konzentrationen von Partikeln mit festgelegter Größe (im Allgemeinen PM10 und PM2.5) vor und hinter den Autoreifen des Messfahrzeuges bestimmt und die Differenz dieser Konzentrationen (das so genannte TRAKER-Signal) in Relation zu Emissionsfaktoren gesetzt, die bei Validierungsmessungen mittels Luv-Lee-Messungen an *unbefestigten* Straßen ermittelt worden sind.

Für unbefestigte Straßen wurde festgestellt, dass der PM10-Emissionsfaktor proportional zur dritten Wurzel des TRAKER-Signals ist, aber auch direkt proportional zur Geschwindigkeit des Testfahrzeuges. Dividiert man dann den PM10-Emissionsfaktor durch die Fahrzeuggeschwindigkeit so erhält man einen Term, dar einzig von der Menge des abgelagerten Materials in der Korngröße PM10 und unabhängig von der Geschwindigkeit des Messfahrzeuges ist. Dieser Term wird als so genanntes Emissionspotenzial [(g/(Fzg·km))/(m/s)] bezeichnet. Mit diesen Messsystem ist es möglich, durch Fahren auf Straßen mit einer hohen zeitlichen und damit räumlichen Auflösung unter verschiedenen äußeren Bedingungen relativ unkompliziert PM10-Emissionsfaktoren bzw. die auf der Straße lagernde Menge an PM10 zu bestimmen. Bei der Entwicklung dieses Verfahrens wurde jedoch von den Autoren auf Folgendes hingewiesen:

- Das Verfahren ist prinzipiell für unbefestigte aber auch befestigte Straßen verwendbar. Allerdings wurde das Verfahren zunächst bei Emissionsfaktoren zwischen 10 und 150 g/(Fzg·km) entwickelt und getestet. Dieser Bereich ist im Allgemeinen 2 bis 3 Größenordnungen größer als bei befestigten Straßen.
- Die parallelen TRAKER und Emissionsmessungen wurden nur für Fahrzeuggeschwindigkeiten zwischen 5 und 20 km/h durchgeführt. Für höhere Geschwindigkeiten gibt es keine Validierung.
- Die gefundene lineare Abhängigkeit der PM10-Emissionsfaktoren von der Fahrzeuggeschwindigkeit kann nicht unbedingt auf befestigte Straßen übertragen werden.

Kuhns et al. (2003) setzten dieses System in Treasure Valley (Southwest Idaho, USA) ein, um den Einfluss von Niederschlag, Winterdienst und Straßenreinigung auf das PM10-Emis-

sionspotenzial auf befestigten und unbefestigten Straßen zu untersuchen. Da sie sich in ihren Untersuchungen auf relative Unterschiede in den Emissionspotenzialen konzentrierten, wurden möglicherweise auftretende Ungenauigkeiten bei Betrieb des Messfahrzeuges außerhalb o. g. Bedingungen zunächst vernachlässigt. Sie stellten Folgendes fest:

- Hochgeschwindigkeitsstraßen haben wahrscheinlich ein niedrigeres PM10-Emissionspotenzial als Straßen mit niedrigeren Fahrzeuggeschwindigkeiten (Abb. 5.11). Das Emissionspotenzial nahm stetig während der winterlichen Messperiode (18 Tage) ab. Die größten Reduktionen wurden in Wohngebietsstraßen gefunden. Die Autoren nahmen als Grund an, dass geologisches Material (Straßenstreuung, Dreckaustrag von Einfahrten, Dreckhaufen etc.) auf der Straße langsam beseitigt wurde, indem z. B. das meistens feuchte Material an den Reifen oder am Fahrzeug haften bleibt und auf das weitere Straßennetz verteilt wird.
- Das PM10-Emissionspotenzial ist im Sommer niedriger als im Winter. Es war an den 10-tägigen Messungen im Sommer auch relativ konstant (Abb. 5.11).

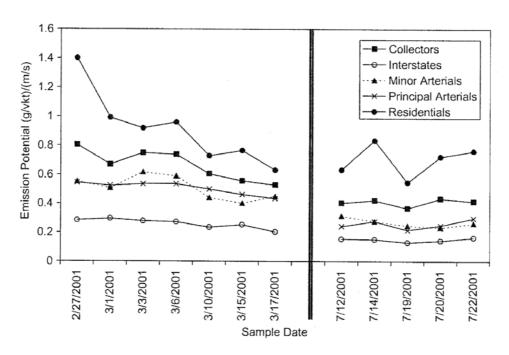


Abb. 5.11: Zeitreihen des PM10-Emissionspotenzials von Straßenstaub auf befestigten Straßen in Treasure Valley (Southwest Idaho, USA) links=Winter, rechts=Sommer (Quelle: Kuhns et al., 2003)

- Die im Winter an einer unbefestigten Straße durchgeführte Ermittlung von PM10-Emissionspotenzialen zeigte ein kontinuierliches Ansteigen mit der Anzahl von Tagen seit dem letzten Regen (Abb. 5.12).
- Messungen der PM10-Emissionspotenziale nach den Streuen der Straßen im trockenen Zustand weisen auf ein ca. 75 %iges Ansteigen der Emissionen hin. Dieser Effekt war jedoch in den untersuchten Fällen nur kurzlebig. Das Emissionspotenzial sank innerhalb von ca. 8 h bzw. 2500 darüber hinweggefahrenen Autos wieder auf den Ausgangszustand zurück.
- Messungen des PM10-Potenzial vor und nach dem Einbringen von Sand und anschließender Straßenreinigung mit mechanischer Technik und mit Saugtechnik zeigte keine messbare Reduktion (Abb. 5.13). An verschiedenen Straßen stiegen sogar die Emissionspotenziale kurzzeitig nach dem Absaugen an. In einem Fall war eine kurzzeitige Abnahme beobachtet wurden. Dies konnte jedoch als Feuchtigkeitseinfluss des aufgestreuten Sandes identifiziert werden. Wird kein Sand aufgetragen und vor bzw. nach der Straßenreinigung das Emissionspotenzial gemessen, so wird eine bis zu 40 %ige (im Mittel 16 %) Erhöhung des Emissionspotenzials nach dem Reinigen festgestellt. Der Grund für diesen Anstieg war unklar. Die Autoren kamen zu dem Schluss, dass zwar die Reinigungsmaschinen für die groben (sichtbaren) Bestandteile des Straßenstaubes gute Arbeit leisteten, aber die eingesetzten Maschinen nicht effektiv bei der Beseitigung der Quellen der PM10-Anteile im Straßenstaub sind.

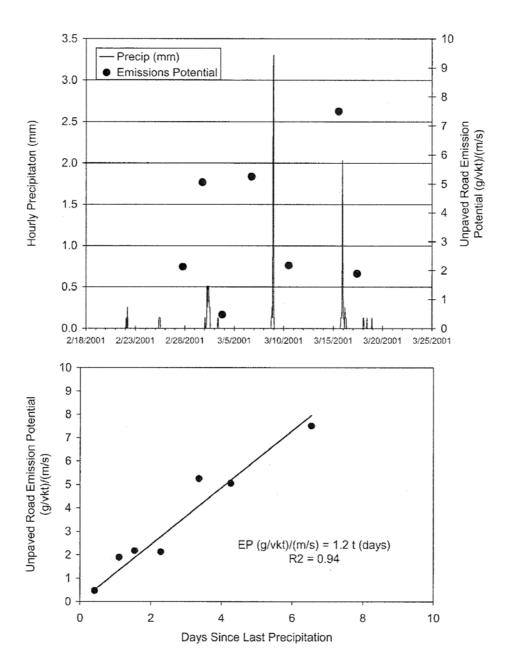
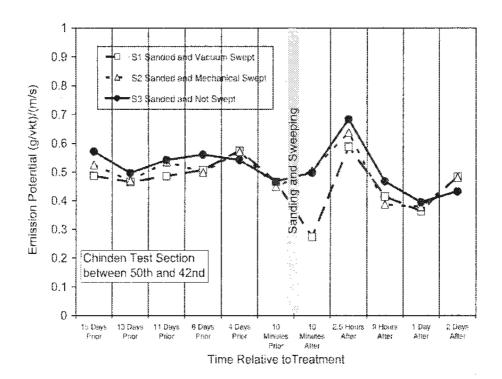


Abb. 5.12: Plot des PM10-Emissionspotenzials von Straßenstaub auf einer **unbefestigten** Straße in Treasure Valley (Southwest Idaho, USA). Das obere Bild stellt die Zeitreihe von gemessenen Emissionspotenzial und stündlicher Niederschlagssumme dar. Das untere Bild zeigt das gemessene Emissionspotenzial im Vergleich zur Länge der Zeit seit dem letzten Regenereignis. (Quelle: Kuhns et al., 2003)



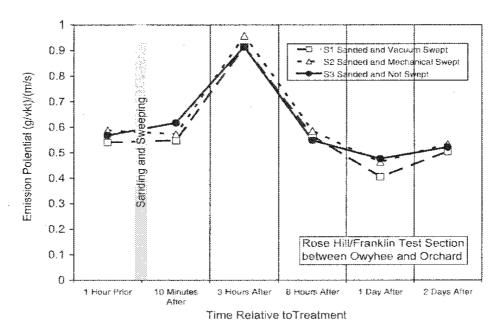


Abb. 5.13: Zeitreihen des PM10-Emissionspotenzials von Straßenstaub auf **befestigten** Straßen in Treasure Valley (Southwest Idaho, USA) vor und nach dem Eintrag von Sand definierter Menge (Quelle: Kuhns et al., 2003)

Etyemezian et al. (2003b) setzten TRAKER ein, um das Straßennetz für Treasure Valley in Hinblick auf PM10-Emissionsfaktoren und Emissionspotenziale zu systematisieren. Sie fanden heraus, dass die Emissionsfaktoren

- im Winter höher sind als im Sommer,
- in städtischen Bereichen höher sind als in ländlichen,
- für Straßen mit hohen Fahrzeuggeschwindigkeiten (ca. 90 km/h) niedriger sind als bei Straßen mit niedrigen Fahrzeuggeschwindigkeiten (ca. 40 km/h). Das Emissionspotenzial (d. h. die Menge von PM10-Partikel auf der Straße, die zur Wiederaufwirbelung bereit stehen) ist auf Straßen mit niedrigen Fahrzeuggeschwindigkeiten relevant höher als auf Schnellstraßen und
- wahrscheinlich unabhängig von der Verkehrsstärke sind.

Die Autoren stellten auch fest, dass die Partikel PM10, welche sich auf der Fahrbahn befinden, mehrere Male pro Tag umgewälzt werden und das es eine Quelle für PM10 geben muss, welche die gleiche Menge wie die fahrzeugbedingte Emission zur Verfügung stellt. Sie vermuten dieses Reservar in den Bereichen an den Bordsteinen und auf dem Mittelstreifen, sowie in unbefestigten Bereichen neben der Straße. Ebenfalls kommen Einträge durch abfließendes Regenwasser, Abriebe von Reifen, Straßenoberfläche, Fahrzeug und Windeintrag aus trockenen Bereichen in Frage.

#### 5.7.2 Weitere Untersuchungen

#### Einfluss von der Fahrzeuggeschwindigkeit

Lohmeyer (2003a) fanden bei der Auswertung und Systematisierung von vorhandenen Messdaten, dass in der Stresemannstraße in Hamburg mit einer Geschwindigkeitsbegrenzung von 30 km/h die PM10-Emissionsfaktoren deutlich niedriger als die an allen anderen Straßen ermittelten Werten lagen und auch niedriger als mit dem modifizierten EPA-Modell errechnet waren. Allerdings konnten dort die Auspuffemissionen nur mit großen Unsicherheiten bestimmt werden, sodass die Aussage nur als Hinweis für weitere Untersuchungen diente.

Schulze (2002) fand bei der Auswertung anhand zeitlich hochaufgelöster Daten der Senatsverwaltung Berlin in der Frankfurter Allee beim Vergleich zwischen den Stundenmittelwerten

der PM10-Emissionsfaktoren und der Fahrzeuggeschwindigkeiten eine positive Korrelation (d. h. höhere Fahrzeugeschwindigkeit → höhere Emissionsfaktoren), allerdings mit geringer Signifikanz.

In Berlin wurde in der Beusselstraße im Rahmen des EU-Projektes HEAVEN Anfang 2003 ein Verkehrsversuch durchgeführt, bei dem zunächst die Auswirkungen einer Geschwindigkeitsbeschränkung auf 30 km/h, unterstützt durch Geschwindigkeitskontrollen durch die Polizei untersucht wurde. Das Geschwindigkeitsniveau sank dabei um 10 km/h. Die Luftschadstoffimmissionen (Gesamtbelastung) auch bei PM10 sanken dabei geringfügig (jedoch signifikant; Lutz, 2003).

Gustafsson (2001) geht im VLUFT-Emissionsmodell von einer quadratischen Abhängigkeit der Resuspension von der Fahrzeuggeschwindigkeit aus (siehe Abschnitt 5.4.4), das schwedische Modell (Bringfeld et al., 1997) für PKW ebenfalls von einer quadratischen Abhängigkeit, für Schwerverkehr proportional zur Quadratwurzel aus (siehe Abschnitt 5.4.3).

#### Einfluss von Niederschlag

Der Einfluss von Regen auf die PM10-Emissionen einer Straße erscheint ebenfalls noch nicht befriedigend geklärt, denn es zeigen sich laufend neue, z. T. widersprüchliche Erkenntnisse.

Im Modell der US-EPA (1997) war angesetzt, dass an Tagen mit Regen keine Emissionen stattfinden. Rauterberg-Wulff (2000) stellt bei Messungen an der Frankfurter Allee in Berlin jedoch nur eine 50 %ige Reduktion der Emission an Regentagen fest. Die im Abschnitt 5.3.1 gegebene Formel enthält deshalb diesen Ansatz einer 50 %igen Reduktion und nicht der 100 %igen Reduktion der US-EPA aus dem Jahr 1997. Im Oktober 2002 modifizierte die US-EPA ihre Emissionsfaktoren für Regenereignisse: An Tagen mit Regen ist die Emission 25 % geringer als die Emission an trockenen Tagen. Bei stundenfeiner Betrachtung wird angesetzt, dass während Stunden mit Regen keine Emission stattfindet.

Messungen in der Lützner Straße in Leipzig (Lohmeyer, 2001) deuten jedoch nur auf eine 35 %ige Reduktion an Tagen mit Regen hin und die Messungen in der Schildhornstraße in Berlin auf gar keine Reduktion. Wegen dieser Unsicherheiten betrachtete Schulze (2002) detailliert den Einfluss von Regen anhand zeitlich hochaufgelöster Daten der Senatsverwaltung Berlin. Sie fand während Regenstunden (Stunden, nicht Tagen) Emissionsreduktion von 10% - 30% für die Frankfurter Allee und von im Mittel 14% für die Schildhornstraße. Diese Reduktionen hielten bis ca. 2-3 h nach dem Niederschlagsereignis an.

Anke et al. (2002) benutzten das Verfahren der univarianten und multivarianten Analyse (Hauptkomponentenanalyse- Principal Component Analysis) zur Auswertung einer einjährigen PM10-Messreihe an der Lützner Straße in Leipzig. Sie fanden, dass die PM10-Gesamtbelastungen (nicht Emissionen), bestehend aus großräumiger und stadtbedingter Vorbelastung sowie der Zusatzbelastung infolge des Verkehrs auf der Lützner Straße an Tagen ohne Niederschlag ca. 50 % höher als an niederschlagsreichen Tagen sind. Im Winter sind die mittleren PM10-Konzentrationen unabhängig vom Niederschlag ungefähr gleich hoch, an niederschlagslosen Tagen im Frühjahr die Höhe der PM10-Konzentrationen gegenüber regenreichen Zeiten nahezu verdoppelt. (Hinweis: Da hier die Gesamt-Immissionen ausgewertet wurden ohne einer Separation der Zusatzbelastung, ist eine Übertragung dieser Aussagen auf die PM10-Emission nicht möglich. Zusätzliche Korrelationen wie z. B. die Tatsache, dass an Tagen mit Regen die Windgeschwindigkeiten erhöht, die Konzentrationen deshalb erniedrigt sind, werden hierbei nicht erfasst.)

Bei der detaillierten Auswertung von Messdaten an der autobahnähnlichen B 10 in Karlsruhe wurden halbstundenfein mittels Luv-Lee-Messungen und NO<sub>x</sub>-Tracermethodik bestimmte PM10-Emissionsfaktoren bestimmt (Lohmeyer, 2004). Für drei analysierte Werktage mit Regen wurde eine Reduktion des tagesmittleren Emissionsfaktors nahe 40 % gegenüber dem mittleren trockenen Werktag festgestellt. Für zwei Sonntage mit Regen wurde eine Abnahme von ca. 10 % 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 ansteigt. 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.

Gehrig et al. (2003) untersuchten innerhalb der im Abschnitt 5.4.5 beschriebenen Messkampagnen ebenfalls den Einfluss von Regen auf die mittels NO<sub>x</sub>-Tracer-Methode abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren an drei Standorten. Eine trockene Fahrbahn wurde für die Stunden angenommen, wenn kein Niederschlag gemessen wurde. Eine nasse Fahrbahn, wenn mehr als 0.1 mm gemessen wurde. Sie fanden bei der Auswertung der Daten, dass für die ebenfalls zum Vergleich abgeleiteten CO-Emissionsfaktoren (Auspuffemissionen) wie erwartet kein Einfluss von Regen feststellbar war. Für Aathal war kein Einfluss des Regens auf die PM10-Emissionsfaktoren feststellbar. Für die Rosengartenstraße waren wegen der erhöhten Unsicherheit der PM1-Differenzen die Ergebnisse nach Aussage der Autoren nicht schlüssig

zu interpretieren. An der Weststraße scheinen nach Aussage der Autoren die Emissionsfaktoren von PM10-PM1, also der Anteil, der den Abrieben und der Aufwirbelung zuzuordnen ist, in Regenstunden deutlich (ca. 50 %) geringer. Dies entspräche der an der B 10 in Regenstunden beobachteten starken Reduktion (siehe oben). Wie lange diese Minderung anhielt wurde nicht aufgezeigt. Der ermittelte Emissionsfaktor für PM1 war an der Weststraße unabhängig vom Regen. Eine Diskussion dieser unterschiedlichen Tendenzen zwischen Weststraße und Aathal wurde nicht durchgeführt. Da der Zeitraum der Messungen jeweils die Winter- und Frühjahrsmonate umfasste (allerdings in verschiedenen Jahren) aber auch die Verkehrsstärken ähnlich sind, sind möglicherweise die Unterschiede in den Verkehrssituationen (Aathal=HVS1, Weststraße=HVS3) oder in unterschiedlichen örtlichen Gegebenheiten zu suchen.

### Einfluss des Fahrbahnbelages und des Straßenzustandes

Über den Einfluss der Straßenbeschaffenheit auf die PMx-Emissionen liegen nur sehr wenige Untersuchungen vor. Neben den bereits angesprochenen Hinweisen aus den Datenauswertungen zur Lützner Straße in Leipzig (schlechter Straßenzustand) und des Projektes für das Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden Württemberg sei auf folgende Untersuchungen hingewiesen:

Dannis (1974) fand anhand von Untersuchungen zum Reifenabrieb, dass sich die Menge und Größenverteilung von Reifenabrieb bei Asphaltfahrbahnen deutlich unterscheidet von denen auf Betonfahrbahnen. Kleinere Partikel sind bei Asphalt häufiger vorhanden.

Lindgren (1998) setzte sich mit den Zusammensetzungen und Straßenabriebsmengen in Zusammenhang mit Spikereifen in den nordischen Ländern auseinander. Emissionsfaktoren differenziert nach Fahrbahnarten werden jedoch nicht angegeben.

Friedrich et al. (2004) schlussfolgerten aus der Auswertung von Messdaten und durchgeführten Ausbreitungsberechnungen an einer innerstädtischen Straßenschlucht in der brandenburgischen Stadt Nauen, dass die dort durchgeführte Verbesserung des Straßenzustandes von mehrfach mit Asphalt geficktem Kleinpflaster zu einer durchgängig guten Asphaltdecke unter den dort vorgelegenen Bedingungen zu einer Reduktion der PM10-Zusatzbelastungen von ca. 50 % geführt hatte. Unter Berücksichtigung der längenmäßigen Anteile des sanierten Abschnittes sowie der Lage dieser Bereiche innerhalb der Straßenschlucht konnte geschlussfolgert werden, dass die PM10-Emission auf dem sanierten Stück um ca. 70 % zurückgegangen sein müsste.

# 6 AUSWERTUNG AN SÄCHSISCHEN MESSSTATIONEN

Es wurden für Messstationen des sächsischen Luftschadstoffmessnetzes Datenauswertungen durchgeführt. Der Schwerpunkt dieser Auswertung lag in Absprache mit dem Auftraggeber auf hoch belasteten Verkehrsmessstationen in Leipzig, Dresden und Görlitz. Unter zusätzlicher Verwendung von Daten an Messstationen des städtischen Hintergrundes sowie des großräumigen Hintergrundes werden die jeweiligen Konzentrationsbeiträge ermittelt. Falls möglich wurden mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode bzw. durch Rückrechnung mit einem geeigneten Ausbreitungsmodell PM10-Emissionsfaktoren abgeleitet und diskutiert.

#### Lützner Straße in Leipzig

Die Lützner Straße ist eine Hauptverkehrsstraße mit einem wochenmittleren Verkehrsauf-kommen von ca. 29 000 Kfz/d und einem LKW-Anteil von ca. 4.2 % bis 4.5 %. Die Bebauung ist beidseitig dicht. Eine Besonderheit ist der schlechte Zustand der Fahrbahn und der anliegenden Gehwege. Eine direkte Vorbelastungsmessung lag nur für zwei temporäre Messkampagnen (Schillingstraße Ecke Merseburger Straße) vor. Hilfsweise wurden deshalb die Konzentrationen an der ca. 3 km entfernt liegenden städtischen Hintergrundstation Leipzig-West an die Konzentrationen der Vorbelastungsmessstelle angeglichen und als Hintergrundbelastung verwendet. Der regionale Hintergrund wurde anhand der Daten an der Station Collmberg abgeschätzt. Anhand der Datenauswertungen kann für das Jahr 2003 Folgendes festgestellt werden:

- Der PM10-Jahresmittelwert lag im Jahr 2003 (lufthygienisch ungünstiges Jahr) mit 46 μg/m³ deutlich über den ab 2005 einzuhaltenden Grenzwert von 40 μg/m³. An 132 Tagen wurde der Tagesgrenzwert von 50 μg/m³ überschritten. Im 12 Monatszeitraum 11/2003 bis 10/2004 wurde ein PM10-Jahresmittelwert von 38 μg/m³ gemessen und 64 Überschreitungen des Tagesgrenzwertes festgestellt
- Der PM10-Jahresmittelwert setzte sich für beide Auswertezeiträume aus ca. 49 % regionaler Vorbelastung (Station Collmberg), aus ca. 11 % bzw. 13 % städtischer Zusatzbelastung und aus ca. 38 % bzw. 40 % verkehrsbedingter Zusatzbelastung durch die Lützner Straße zusammen.
- Infolge der Verkehrsabnahme von werktags (Mo bis Fr) auf sonntags um ca. 36 % sowie des Schwerverkehrs um 80 % ist eine Abnahme des PM10-Verkehrsbeitrages

in der Lützner Straße um ca. 45 % bzw. 47 % zu verzeichnen. Diese Abnahme zeigt auch der NO<sub>x</sub>-Verkehrsbeitrag.

- Das Verhältnis PM10/NO<sub>x</sub> liegt für die Gesamtbelastung im Wochenmittel an der Lützner Straße bei 0.31, in Leipzig-West bei 0.84 und am Collmberg bei 1.5. Für den Verkehrsbeitrag liegt dieser Wert im Mittel bei 0.17.
- Mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode wurden tagesmittlere PM10-Emissionsfaktoren bestimmt. Dieser variieren im Laufe des Jahres zwischen ca. 0.05 und 0.2 g/(km · Fzg). Im Jahresmittel wurde für beide Messzeiträume ein Wert von 0.11 g/(km · Fzg) ermittelt. Dieser ist etwa 5-mal größer als der mittels HBEFa2.1 berechenbare Auspuffemissionsfaktor, aber auch deutlich niedriger, als in Lohmeyer (2001) aus der damaligen vierwöchigen Messkampagne abgeleitet. Aufgrund der starken Abnahme des LKW-Anteils am Sonntag ist er mit ca. 0.07 g/(km Fzg) ca. 40 % niedriger als an Werktagen. Unter Annahme eines linearen Zusammenhanges zwischen PM10-Emissionsfaktor und LKW-Anteil konnte aus dem werktags/sonntags-Vergleich eine Differenzierung des Gesamtemissionsfaktors für PKW (0.044 g/(km · PKW)) und LKW (1.8 g/(km · LKW)) erfolgen. Die abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren für die beiden Messzeiträume unterscheiden sich nicht relevant. Unter Berücksichtigung dieser Emissionsfaktoren und der Fahrleistungen für PKW und LKW auf der Lützner Straße werden die in der Lützner Straße vorliegenden PM10-Zusatzbelastungen im Wochenmittel zu ca. 40 % von PKW und zu ca. 60 % von LKW verursacht. Da der Verkehrsbeitrag der Immissionen im Wochenmittel bei ca. 40 % der Gesamtbelastung liegt, so kann aus den abgeleiteten Daten ein PM10-Immissionsanteil infolge des PKW-Verkehrs auf der Lützner Straße von ca. 16 % und infolge des LKW-Verkehrs von ca. 24 % an der Gesamtbelastung abgeschätzt werden.
- Mittels Rückrechnung mit dem 3dimensionalen Ausbreitungsmodell MISKAM wurde ein jahresmittlerer PM10-Emissionsfaktor von 0.12 g/(km · Fzg) ermittelt. Dieser vergleicht sich gut mit den aus der NO<sub>x</sub>-Tracermethode abgeleiteten.
- Reduziert man die abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren um die Auspuffemissionen entsprechend HBEFa 2.1 so ergibt sich für die Lützner Straße als Straße mit einem schlechten Straßenzustand ein wochenmittlerer PM10-Emissionsfaktor von ca. 0.1 g/(km Fzg) für Abriebe und Aufwirbelung. Dieser liegt etwa doppelt so hoch, wie der im Kapitel 8.2 für die vorliegende Verkehrssituation (LSA1) vorgeschlagene PM10-Emissionsfaktor für eine entsprechende Straße im guten Zustand.

An Werktagen mit Regen (Niederschlagssumme größer 0.1 mm) nimmt die PM10-Gesamtbelastung um 28 % und die PM10-Zusatzbelastung um 27 % gegenüber der mittleren Werktagskonzentration ab. Mit zunehmender Trockenheit steigt sowohl die Gesamt- als auch die Zusatzbelastung und liegt z. B. am dritten trockenen Tag ca. 70 % (PM10-Gesamtbelastung) bzw. 60 % (Zusatzbelastung) höher als am Regentag. Die mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren zeigen im Jahr 2003 für Tage mit Niederschlagsmengen größer 0.1 mm mit ca. 8 % relativ geringe Abnahmen. Diese ist deutlich geringer als die Reduktion der Zusatzbelastung. Der Einfluss der an Regentagen günstigeren Ausbreitungsverhältnisse (z. B. durch höhere Windgeschwindigkeiten) auf die Konzentrationen scheint damit größer zu sein als die Reduktion der Partikelemissionen durch die feuchte Bindung des Staubes bzw. des Wegspülens von Straßenstaub. (Hinzuweisen ist allerdings auf möglicherweise zusätzliche Effekte (z. B. Einfluss der Bedingungen an Regentagen auf die Messtechnik, eventuelles Ausspülen von Staub aus der Atmosphäre), die sich durch die verwendete NO<sub>x</sub>-Tracermethode in den abgeleiteten Emissionsfaktoren niedergeschlagen haben könnte. Diese Prozesse bzw. Einflüsse sind bisher nicht verstanden bzw. quantifizierbar, sodass die hier dargestellten Emissionseffekte des Regens mit größeren Unsicherheiten behaftet sind.) Bei täglichen Niederschlagsmengen größer 1 mm sind Reduktionen in den Emissionen um ca. 16 % zu beobachten, bei mehr als 2 mm von ca. 20 %. Es deutet sich mit zunehmender Trockenheit eine Zunahme der PM10-Emissionen an. Bereits am Tag nach dem Regen sind z. B. im Jahr 2003 die Emissionen höher als am mittleren Werktag. Am zweiten trockenen Tag nach dem Regenereignis ist der abgeleitete Emissionsfaktor im Mittel etwa 14 % höher als am mittleren Regentag bzw. 12 % höher als am mittleren Werktag ist. Dies sollte jedoch in der Größenordnung des Fehlers bei der Bestimmung der Emissionsfaktoren liegen. Im Auswertezeitraum 11/03 bis 10/04 werden ähnliche Tendenzen beobachtet wie im Jahr 2003. Insgesamt scheint der Einfluss des Niederschlages auf die tagesmittleren **PM10-Emissionen** mit kleiner 20 % eher gering zu sein.

#### Schlesischer Platz und Bergstraße in Dresden

Die Messstation Dresden-Nord (Schlesischer Platz) befindet sich ca. 20 m von der Kreuzung Antonstraße/Hansastraße/Hainstraße entfernt in der Antonstraße. Ca. 20 000 Kfz (LKW-Anteil ca. 6 % befahren diese einseitig bebaute Straße pro Tag. Die Bergstraße ist eine Hauptverkehrsstraße mit einem Verkehrsaufkommen von ebenfalls ca. 20 000 Kfz/d aber einem deutlich höheren LKW-Anteil von ca. 13 %. Die Bebauung im Bereich des temporären Mess-

containers ist beidseitig dicht. Eine Besonderheit stellt hier die ca. sechsprozentige Längsneigung dar.

Direkte Vorbelastungsmessungen lagen für beide Verkehrsstationen nicht vor. Hilfsweise wurden die Konzentrationen an der ca. 2 bis 3 km entfernt liegenden städtischen Hintergrundstation Dresden-Mitte (Postplatz) als Vorbelastung verwendet. Der regionale Hintergrund wurde anhand der Daten an der Station Radebeul-Wahnsdorf abgeschätzt. Anhand der Datenauswertungen kann für das Jahr 2003 (Dresden-Nord) bzw. für den Zeitraum Februar bis August 2003 (Bergstraße) Folgendes festgestellt werden:

- Der PM10-Jahresmittelwert lag in Dresden Nord mit ca. 42 μg/m³ bzw. an der Bergstraße mit 45 μg/m³ über den ab 2005 einzuhaltenden Grenzwert von 40 μg/m³. An 92 Tagen (Dresden-Nord) bzw. 53 Tagen (Bergstraße) wurde der Tagesgrenzwert von 50 μg/m³ überschritten.
- Der PM10-Jahresmittelwert setzte sich in Dresden-Nord aus ca. 64 % regionaler Vorbelastung (Radebeul-Wahnsdorf), aus ca. 24 % städtischer Zusatzbelastung (Station Dresden-Mitte minus Radebeul-Wahnsdorf) und aus ca. 12 % verkehrsbedingter Zusatzbelastung durch die Hauptstraßen im Nahbereich der Station Dresden-Nord zusammen. An der Verkehrsmessstation Dresden-Bergstraße beträgt der Anteil der regionalen Hintergrundbelastung (Radebeul-Wahnsdorf) ebenfalls ca. 64 %, der Anteil der städtischen Hintergrundbelastung an der Gesamtbelastung liegt unter Berücksichtigung der Ausführungen zur Repräsentativität der Station Dresden-Mitte für die Bergstraße sicherlich unter 87 %. Es muss hierbei zusätzlich noch der eingeschränkte Auswertezeitraum bei der Bergstraße beachtet werden.
- An den 4 Messstationen ist eine deutliche Abnahme sowohl der PM10- als auch der NO<sub>x</sub>-Konzentrationen von werktags auf sonntags zu verzeichnen. Die Abnahme der durch den Verkehr induzierten PM10-Konzentrationen von werktags auf sonntags liegt z. B. an der Verkehrsmessstation Dresden-Nord für PM10, bei ca. 50 %, für die NO<sub>x</sub>-Konzentration bei ca. 40 %.
- Das Verhältnis von PM10/NO<sub>x</sub> beträgt im Wochenmittel an der Station Dresden-Nord ca. 0.4, in Dresden-Mitte ca. 0.70 und in Radebeul-Wahnsdorf ca. 1.1. Damit sind diese Werte vergleichbar mit den für die entsprechenden Stationsklassen gefundenen Werten.

- Mittels Rückrechnung mit dem 3dimensionalen Ausbreitungsmodell MISKAM wurde für die Bergstraße ein jahresmittlerer PM10-Emissionsfaktor von 0.2 g/(km · Fzg) ermittelt. Es sei darauf hingewiesen, dass dieser Wert aufgrund der Unsicherheit in der Vorbelastungsbestimmung, durch die Verwendung der Winddaten an der Station Großer Garten, welche zwar repräsentativ für das Stadtgebiet Dresden sind aber nicht im gleichen Zeitraum wie die Immissionsmessungen aufgenommen worden, sowie durch den eingeschränkten Messzeitraum mit Unsicherheiten behaftet ist. Eine Verbesserung der Datensicherheit ist nur möglich, wenn nach Wiederinbetriebnahme der Bergstraße PM10- und gleichzeitig NO<sub>x</sub>-Messungen in der Bergstraße und im Hintergrund durchgeführt werden, einschließlich der Aufnahme repräsentativer Winddaten, und dann diese Messdaten mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode und Rückrechnung mit MISKAM analysiert werden.
- Die Ableitung von repräsentativen straßenbezogenen Emissionsfaktoren am Standort Dresden-Nord war nicht möglich. Das liegt daran, dass die am Messstandort auftretenden Konzentrationen aufgrund der Nähe zur Kreuzung von mehreren stark befahrenen Straßen mit unterschiedlichen LKW-Anteilen und Verkehrssituationen sowie der sehr komplexen Bebauungsstruktur sowie möglicherweise weiteren Quellen (Bahnhof-Neustadt, Parkplatz, Straßenbahn) beeinflusst sind. Eine Abschätzung der Einzelbeiträge der Konzentrationen ist nur über komplexe statistische Auswertungen von Konzentrationen, deren Inhaltsstoffanalysen und Größenverteilungen (sog. Fingerprints möglich). Dazu läuft im LfUG ein separates Forschungsprojekt (Gerwig, 2004).

#### Zeppelinstraße in Görlitz

Die Zeppelinstraße (B 115) stellt eine wichtige Verbindungsstraße zwischen der B 6 (Zubringer zur A 4) und dem Stadtzentrum von Görlitz dar. Sie weist eine Längsneigung von 2 % auf. Beidseits befinden sich ca. 2.5 m breite Gehwege, die in einem relativ schlechten Zustand sind. Der Fahrbahnbelag ist Asphalt, in dem einige geflickte Löcher sowie einige Risse vorhanden sind. Die Straße weist im Bereich des Messcontainers beidseitig lockere Bebauung auf. Das Verkehrsaufkommen liegt bei ca. 25 000 Kfz/Tag. In ca. 50 m Entfernung von der Messstelle befindet sich eine Lichtsignalanlage. Eine Vorbelastungsmessung lag nicht vor. Hilfsweise wurde die jahresmittlere Vorbelastung anhand der Daten aus dem Programmsystem IMMIKART abgeschätzt. Anhand der Datenauswertungen kann für die ausgewerteten Bezugsjahre 200 bis 2002 Folgendes festgestellt werden:

- Der PM10-Jahresmittelwert lag mit ca. 30 bis 34 μg/m³ deutlich unter dem ab 2005 einzuhaltenden Grenzwert von 40 μg/m³. Allerdings ist z. B. im Jahr 2002 der Tagesgrenzwert von 50 μg/m³ deutlich überschritten.
- Der PM10-Jahresmittelwert setzte sich aus ca. 50 % bis 60 % städtischer Vorbelastung (regionaler Hintergrund plus städtische Zusatzbelastung) und ca. 40 bis 50 % verkehrsbedingter Zusatzbelastung durch die Zeppelinstraße zusammen.
- Infolge der Verkehrsabnahme von werktags (Mo bis Fr) auf sonntags ist eine Abnahme des PM10-Konzentrationen um ca. 20 % und der NO<sub>x</sub>-Konzentrationen um ca. 40 % zu verzeichnen.
- Das Verhältnis PM10/NO<sub>x</sub> liegt für die Gesamtbelastung im Wochenmittel an der Zeppelinstraße bei 0.40.
- Mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode wurden für das Bezugsjahr 2002 PM10-Gesamtemissionsfaktoren von 0.18 bis 0.25 g/(km · Fzg) abgeschätzt. Mittels Rückrechnung mit dem Ausbreitungsmodell PROKAS wurden Emissionsfaktoren zwischen 0.17 und 0.19 g(km · Fzg) abgeleitet. Dies vergleicht sich gut mit den aus der NO<sub>x</sub>-Tracermethode bestimmten. Nur ca. 15 bis 19 % davon lassen sich mittels Auspuffemissionen nach HBEFa2.1 erklären. Der überwiegende Anteil muss deshalb auch hier den nicht auspuffbedingten PM10-Emissionen zugeordnet werden.

Die **Tab. 6.1** fasst die wesentlichsten Kenngrößen der zuvor genannten Datenauswertungen zusammen.

	Leipzig Lützner Straße		Dresden- Nord	Dresden Bergstr.	Görlitz Zeppelinstr.
Messzeitraum	2003	11/03 - 10/04	2003	2/03 - 8/03	2002
DTV [Kfz/d] (Mo-So)	28 900	28 300	19 700	18 600	24 900
SV >3.5 t [%] (Mo-So)	4.2	4.5	5.8	13.1	4.9
PM10-JM [µg/m³]	46	38	42	45	34
Anzahl Überschreitungen TMW>50 µg/m³	132	64	92	53	54
Anteil regionale VB [%]	49	49	64	64	-
Anteil städtische ZB [%]	13	13 11		<13	-
Anteil Verkehrsbeitrag [%]	38	40	22	>23	ca. 50
Abnahme PM10-ZB von Werktag auf Sonntag [%]	45	47	50	>50	-
PM10-GB/NO <sub>x</sub> -GB (Mo-So)	0.31	0.31	0.4	-	0.4
PM10-städtischer Hinter- grund/NO <sub>x</sub> -städtischer Hintergrund (Mo - So)	0.84		0.7	0.7	-
PM10-regionaler Hinter- grund/NO <sub>x</sub> -regionaler Hintergrund (Mo - So)	1.5		1.1	1.1	-
PM10-E-Faktor-Gesamt aus NO <sub>x</sub> -Tracer [g/(km Fzg)]	0.11	0.11	-	-	0.18 - 0.25
PM10-E-Faktor-Gesamt aus Rückrechnung [g/(km Fzg)]	0.12		-	0.19	0.17 - 0.19
PM10-E-Faktor-Auf/Ab aus NO <sub>x</sub> -Tracer [g/(km Fzg)]	0.09	0.09	-	-	0.15 - 0.22
PM10-E-Faktor-Auf/Ab aus Rückrechnung [g/(km Fzg)]	0.09		-	0.13	0.14 - 0.16

Tab. 6.1: Statistische Kenngrößen abgeleitet aus den Datenauswertungen an sächsischen Messstationen

## Aerosolmessungen in Leipzig

Das Institut für Troposphärenforschung Leipzig (IfT) führte Aerosolmessungen in der Eisenbahnstraße (Straßenschlucht), auf dem Gelände des Institutes (städtischer Hintergrund) und in Melpitz (regionaler Hintergrund) durch. Diese Daten wurden vom IfT aufbereitet und im Rahmen des vorliegenden Projektes zur Verfügung gestellt.

Die Eisenbahnstraße ist eine Hauptverkehrsstraße mit einem Verkehrsaufkommen von ca. 20 000 Kfz/d und einem LKW-Anteil von ca. 3 %. Die Bebauung ist beidseitig dicht. Eine direkte Vorbelastungsmessung lag nicht vor. Hilfsweise wurden die Konzentrationen an der städtischen Hintergrundstation auf dem Gelände des IfT als Vorbelastung verwendet. Der regionale Hintergrund wurde anhand der Daten an der Station Melpitz abgeschätzt. Anhand der Datenauswertungen kann für das Jahr 2003 Folgendes festgestellt werden:

- Die Partikelanzahlkonzentrationen hängen sehr stark von der Partikelgröße ab. Die Messwerte variieren über 4 Größenordnungen. Die meisten Partikel sind bei allen Stationen in der Größenklasse 10 bis 100 nm (Aitken mode) zu finden. Hier sind ca. 73 % der Gesamtpartikelanzahl vertreten. Partikel im accumulation mode (100 bis 750 nm) tragen zu ca. 16 % zur Gesamtpartikelanzahl bei, Partikel im nucleation mode (3 bis 10 nm) etwa zu 11 %. Grobe Partikel (> 1 μm) sind nur in geringer Anzahl zu finden.
- Betrachtet man die Differenz zwischen Eisenbahnstraße und IfT, dann zeigt auch diese Zusatzbelastung eine ähnliche Anzahlverteilung wie die Gesamtbelastung. Auch hier liegt das Maximum im aitken mode (ca. 74 %). Im accumulation mode finden sich ca. 12 % und im nucleation mode ca. 14 % der Partikel.
- Für die Zusatzbelastungen (d. h. Konzentrationen an Station Eisenbahnstraße minus IfT) von NO<sub>x</sub> und Partikelanzahlen der Durchmesser 10 bis 100 nm (aitken mode) wird mit R<sup>2</sup>=0.66 die beste Korrelation festgestellt. Die Korrelation im nucleation mode (3 bis 10 nm) ist mit R<sup>2</sup>=0.53 nur geringfügig schlechter. Im accumulation mode (100 bis 750 nm) nimmt das Bestimmtheitsmaß deutlich auf R<sup>2</sup>=0.24 ab. Dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass die Auspuffpartikel im Wesentlichen den ultrafeinen Partikeln zugeordnet werden können.
- Der Verlauf der Wochengänge der Konzentrationen kann Hinweise auf Quellzuordnung (PKW, LKW) und Minderungspotenzial geben. Deshalb wurden die Wochen-

gänge der NO<sub>x</sub>-und Partikelanzahlzusatzbelastungen erstellt. Es kann dabei festgestellt werden, dass die NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen in der Eisenbahnstraße infolge der Verkehrsabnahme von werktags ca. 20 000 Kfz/d auf sonntags ca. 10 000 Kfz/d und insbesondere aufgrund der Abnahme der LKW-Fahrleistung um 75 % sonntags auf ca. 50 % der mittleren werktäglichen NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung absinken. Die Gesamtpartikelzusatzbelastung sinkt von werktags auf sonntags sogar um ca. 80 %. Dies korreliert gut mit der o. g. Abnahme der LKW-Fahrleistung und weist bei den Partikelanzahlen auf die Dominanz der Emissionen infolge der (dieselbetriebenen) LKW hin. Die Unsicherheit bei der Bestimmung der Zusatzbelastung für Partikelanzahlen im accumulation mode ist relativ groß. Darauf weisen die häufig negativen Zusatzbelastungen hin.

 Mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode konnte für die Eisenbahnstraße im Zeitraum 17.10. bis 31.12.2003 ein Partikelanzahlemissionsfaktor von ca. 1.4 10<sup>14</sup> Partikel/(km Fzg) abgeleitet werden.

## 7 FAZIT AUS DER LITERATURRECHERCHE ZUM STRASSENVERKEHR

Die Recherche hat gezeigt:

#### Massebezogene Betrachtungen:

- 1. Über die Relevanz nicht auspuffbedingten PM10-Emissionen gibt es mittlerweile in der wissenschaftlichen Gemeinschaft Konsens. Wesentlich sind hierbei die Komponenten Reifen-, Brems- und Straßenabrieb sowie Wiederaufwirbelung (Resuspension) von Straßenstaub. An vermessenen niederländischen Straßen scheinen nur Abriebe, nicht aber die Resuspension von Straßenstaub relevant zu sein. Dies stellten Keuken et al. (1999) fest, in dem sie mittels Emissionsfaktoren aus dem nationalen Emissionskataster für Auspuff, Reifen-, Brems- und Straßenabrieb PM10-Immissionen berechneten und diese mit Konzentrationsmessungen verglichen. Allerdings liegen die auspuffbedingten Emissionsfaktoren der holländischen Emissionsdatenbank für das betrachtete Bezugsjahr 1997 etwa doppelt so hoch wie die aus dem (deutschen) Handbuch für Emissionsfaktoren.
- 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 detaillierten 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 Emissionen aus dem Verhältnis zwischen PM10 und NO<sub>x</sub>-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 verfügbaren Datenkollektiv) eher unterschätzt.
- 4. Die US-EPA entwickelte in den letzten zwei Jahren ihr Modell dahingehend 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 Staubbeladung 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 (Lohmeyer, 2004) weist an Werktagen mit Regen auf eine Abnahme der Emissionsfaktoren von ca. 40 % hin, an Sonntagen mit Regen von ca. 10 %. Gehrig et al. (2003) fanden an einer Straße keine Abnahme der Emissionsfaktoren in Regenstunden und an einer anderen Straße ca. 50 % Reduktion für den Anteil PM10-PM1.
- 7. Trockene Straßenreinigung scheint entsprechend amerikanischer Untersuchungen (TRAKER-Messungen) keinen bzw. kurzzeitig sogar einen negativen Einfluss auf die Höhe der PM10-Emissionsfaktoren zu haben (Etyemezian et al., 2003b; Kuhns et al., 2003).
- 8. Lohmeyer (2001) erläuterten, 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<sub>x</sub>-Verhältnissen zu deutlich unsicheren Ergebnissen führt als die Anwendung des modifizierten EPA-Modells.
- 9. In den großen europäischen Emissionsdatenbanken, aber auch im amerikanischem 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 vom 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. Gezielte Messungen zum Einfluss des Straßenzustandes bzw. der Art des Fahrbahnbelages auf die PMx-Emission liegen bisher nicht vor. Von verschiedenen Autoren werden allerdings Hinweise über einen möglichen großen Einfluss gegeben. So zeigten Lohmeyer (2003b) für eine Innerortsstraße in Brandenburg, dass beim Übergang von geflicktem Kleinpflaster auf Asphalt eine deutliche PM10-Reduktion beobachtet werden konnte. Lohmeyer (2003a) wiesen allerdings auch durch Messungen an der Göttinger Straße in Hannover nach, dass die Staubbeladung 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 starke Kritik an der bisher als wichtiger Parameter verwendeten Staubbeladung im PM10-Emissionsmodell.
- 11. PM10- und PM2.5- bzw. PM1-Emissionsfaktoren liegen in einem größeren Umfang vor, als dies im Jahr 2001 der Fall gewesen ist. Es sind auch durch ein Forschungsprojekt der Bundesanstalt für Straßenwesen (Lohmeyer, 2004) PM10-Messungen und daraus abgeleitete Emissionsfaktoren für Autobahnen und Außerortsstraßen bekannt. In diesem Forschungsprojekt wurde ein Vorschlag für die nicht auspuffbedingten PM10-Emissionsfaktoren für solche Straßentypen erarbeitet. Diese Emissionsfaktoren für Autobahnen liegen deutlich niedriger als durch das modifizierte EPA-Modell angenommen.

### Anzahlbezogene Betrachtungen:

- 12. Detaillierte Untersuchungen von verschiedenen Messkampagnen zu den Partikelanzahlverteilungen und -emissionsfaktoren werden in der Literatur beschrieben.
- 13. In Tunneln dominieren dabei die Partikel in der Größenklasse 0.1 bis 1 μm. In der Fraktion 2.5 bis 10μm wurden die geringsten Anzahlkonzentrationen bestimmt. Partikel, die für Reifenabrieb und/oder Resuspension typisch sind, wurden dort nur in geringen Mengen gefunden.
- 14. Messergebisse zeigen, dass der Verkehr vor allem im Nanopartikelbereich (D <30 nm) eine sehr hohe Partikelanzahl emittiert. Diese Partikel entstehen durch homogene Nukleation, d. h. wenn das Fahrzeugabgas direkt nach der Auspuffemission sehr rasch durch die Umgebungstemperatur abgekühlt wird.

- 15. Im Akkumulationsmode (50 bis 300 nm) liegt eine weitere wichtige Emissionsquelle. Diese besteht zu einem erheblichen Anteil aus Rußpartikeln, welche sehr oft Dieselmotoren zugeordnet werden können.
- 16. Die Partikelanzahlkonzentrationen und Emissionsfaktoren zeigen im Coarse Mode (1 bis 10 μm) einen Tagesgang. Dieser wurde durch die entsprechenden Autoren mit Abrieben und Resuspension begründet.
- 17. Die in der Literatur angegebenen Partikelanzahl-Emissionsfaktoren zeigen im Wesentlichen die gleiche Größenordnung. Unterschiede können durch verschiedene Messbereiche, verkehrliche Einflussfaktoren und die räumliche Situation (Freiland, Tunnel, Straßenschlucht) erklärt werden.

# 8 BEWERTUNG DER VERFÜGBAREN ANSÄTZE UND EMPFEHLUNG FÜR DAS VORGEHEN IM EMISSIONSKATASTER SACHSEN

Bevor eine Empfehlung für ein PM10-Emissionsmodell gegeben wird werden die aus der Literaturrecherche extrahierten Ansätze und Modelle mit den vorhandenen Emissionsfaktoren verglichen, um die Güte der Ansätze zu prüfen. Hierbei sollen im Wesentlichen folgende Fragen beantwortet werden:

- Sollte weiter auf Basis des modifizierten EPA-Modells gearbeitet und dies ggf. besser angepasst werden? Z. B. durch die Modifizierung der Staubbeladungen bzw. Fahrzeuggewichte oder durch die Übernahme des neuen USEPA-Ansatzes, die Reifen- und Bremsabriebe mittels Emissionsfaktoren separat zu betrachten.
- 2. Kommt man zur Beschreibung der PM10-Emissionen mit der Summe aus Auspuffemissionen und den Abriebsemissionsfaktoren (Reifen-, Brems- und Straßenabrieb) aus europäischen Emissionsdatenbanken aus?
- 3. Führt der Modellansatz nach VLUFT zu genaueren Ergebnissen als der nach modifizierter EPA-Formel?
- 4. Stellen die von der EMPA (Gehrig et al., 2003) gefundenen verkehrssituationsdifferenzierten Abriebs- und Aufwirbelungsemissionsfaktoren für leichte Fahrzeuge und Schwerverkehr eine bessere Alternative zur Beschreibung der nicht abgasbedingten Partikelemissionen dar?

#### 8.1 Bewertung der Modellansätze

#### 8.1.1 Modifiziertes EPA-Modell

Das modifizierte-EPA-Modell (siehe Abschnitt 5.4.1) weist von seiner physikalischen Formulierung her trotz der an damals vorhandene Messdaten durchgeführten Anpassung deutliche Schwächen auf. Die größte ist die dort verwendete PM75-Staubbeladung der Straße als wesentliche Einflussgröße für die PM10-Emissionsrate, die zumindest für befestigte Straßen unter mitteleuropäischen Verhältnissen nicht als primäre Einflussgröße angesehen werden kann (siehe z. B. Lohmeyer, 2001; Lohmeyer, 2003; Venkatram, 2000; Fitz, 2001). Auch ist die für die Anwendung des mEPA-Modells eigentlich notwendige Bestimmung der Staubbeladung nicht praktikabel, da sehr aufwendig und bei kurzen Messzeiträumen möglicherweise

nicht repräsentativ. Die Streuung der realen Messwerte um bisher verwendete Standardwerte ist dagegen groß, wie bisher vorliegende Messungen an Innerortsstraßen gezeigt haben. Auch erweist sich die in diesem Modellansatz fehlende Abhängigkeit der nicht auspuffbedingten PM10-Emissionsfaktoren von den Fahrzeuggeschwindigkeiten (besser noch von Verkehrssituationen) als starke Einschränkung. Mehrere Untersuchungen deuten auf entsprechende starke Abhängigkeiten hin. Die in der **Tab. A1.1** systematisierten Emissionsfaktoren deuten ebenfalls auf solch eine Abhängigkeit hin.

Es wird deshalb vorgeschlagen, für die Anwendung im Emissionskataster Sachsen nicht das modifizierte EPA-Modell zu verwenden oder zu verbessern, sondern im Sinne einer hier notwendigen schnellen, pragmatischen und praktikablen Lösung einen davon unabhängigen Ansatz zu wählen. Mögliche Alternativen werden in den folgenden Kapiteln diskutiert.

#### 8.1.2 PM10-Abriebsemissionen aus europäischen Emissionsdatenbanken

Es soll geprüft werden, ob mit einem Ansatz, die PM10-Emissionsfaktoren durch die Summe aus Auspuffemissionsfaktor und Abriebsemissionsfaktoren aus CORINAIR bzw. RAINS zu berechnen, die aus Immissionsmessungen abgeleiteten PM10-Gesamtemissionsfaktoren (**Tab. A1.1**) beschrieben werden können.

Reifen- und Bremsabrieb wird vom aktuellen Entwurf von CORINAIR (2003) übernommen. Als Beladungsgrad der LKW wird von 50 % ausgegangen. Straßenabrieb ist im neuen Entwurf von CORINAIR nicht enthalten. Hier werden die Emissionsfaktoren aus RAINS verwendet. Da in RAINS keine Unterscheidung in Innerorts/Außerorts/Autobahn gemacht wird, wird hilfsweise mit den gleichen Differenzierungen entsprechend der Fahrzeuggeschwindigkeiten gearbeitet wie bei Reifenabrieb im neuesten Entwurf von CORINAIR. Als Auspuffemissionen werden die ebenfalls in **Tab. A1.1** aufgeführten verwendet. Die **Abb. 8.1** zeigt den Vergleich der mittels o. g. Auspuff- und Abriebsemissionsfaktoren berechneten mit den aus Immissionsmessdaten abgeleiteten PM10-Gesamtemissionsfaktoren (**Tab. A1.1**) für die Daten mit Qualitätsklasse A und B. Zum Vergleich sind die mittels modifiziertem EPA-Modell berechneten Emissionsfaktoren und die von den Autoren angegebenen bzw. mittels Handbuch für Emissionsfaktoren berechneten Auspuffemissionen mit dargestellt.

Es zeigt sich, dass unter Berücksichtigung der Abriebsemissionen die aus den Messdaten abgeleiteten Emissionsfaktoren erwartungsgemäß besser reproduziert werden können als wenn nur die Auspuffemissionen einbezogen werden würden. Im Bereich bis etwa 0.07 g/km

der aus Messdaten abgeleiten Emissionsfaktoren geben diese Emissionsfaktoren in der Tendenz die Messdaten besser wieder als das modifizierte EPA-Modell, welches dort die größten Abweichungen (z.T. deutliche Überschätzung) aufweist.

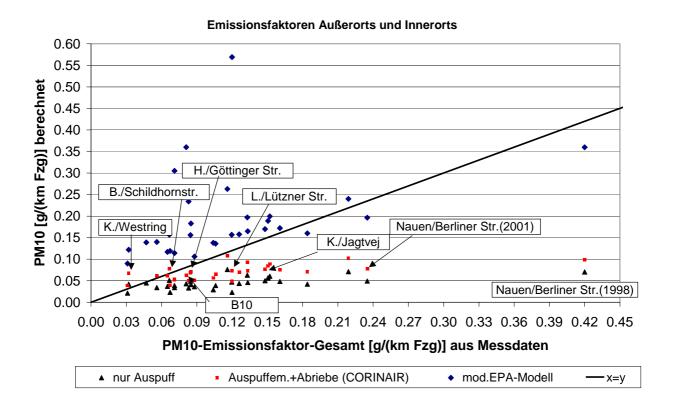


Abb. 8.1: Vergleich der mittels Auspuff- und Abrieb (CORINAIR) bzw. mit dem modifizierten EPA-Modell berechneten PM10-Gesamtemissionsfaktoren mit den aus Messdaten abgeleiteten Gesamtemissionsfaktoren. Erläuterung siehe Text.

Zu diesen Messpunkten gehören z. B. Autobahnmesspunkte sowie Tunnelstrecken, aber auch Innerortsstraßen wie der Westring und die Schildhornstraße. Ab einem aus Messdaten abgeleiteten PM10-Emissionsfaktor größer ca. 0.08 g/km unterschätzen die angesetzten Abriebsemissionsfaktoren inkl. Auspuffemission die aus Messdaten abgeleiteten Emissionsfaktoren in der Tendenz deutlich. Diese Unterschätzung nimmt mit ansteigenden Emissionsfaktor deutlich zu. Ausnahme ist der Hohlbeinplatz. Straßen mit schlechtem Straßenzustand (Lützner Straße und Berliner Straße) werden ebenfalls stark unterschätzt.

Die Verwendung eines solchen Ansatzes würde somit für einige Straßen mit niedrigen PM10-Emissionsfaktor eine Verbesserung gegenüber dem mEPA-Modell darstellen. Für Emissionsfaktoren ab ca. 0.08 g/(km · Fzg), wäre im Mittel eine deutliche Unterschätzung zu

verzeichnen. Dieser Ansatz beschreibt somit die vorliegenden PM10-Emissionsfaktoren nicht ausreichend. Ursachen können in der ungenügenden Kenntnis der genauen Höhe der Abriebsemissionen (insbesondere Straßenabrieb) und in der nicht berücksichtigten Wideraufwirbelung von Straßenstaub liegen. Dieser Ansatz ist somit nicht ausreichend genau.

#### 8.1.3 VLUFT-Modell

Das VLUFT-Modell (Abschnitt 5.4.4) berücksichtigt die nicht auspuffbedingten Emissionen über einen Anteil Straßenabrieb (PM2.5) und einem vom LKW-Anteil und Fahrzeuggeschwindigkeit abhängigen (Resuspensions-) Term (a+b\*LKW-Anteil), welcher mit den Auspuffemissionen aus den für die Verifizierung verwendeten Referenzsituationen skaliert wird. (Die Faktoren zur Beschreibung der Spikereifen- und des Nässeeinflusses werden im Folgenden auf eins gesetzt.) Die LKW- und Geschwindigkeitsabhängigkeit wurde von den Modellentwicklern empirisch aus der Analyse von Messdaten abgeleitet. Emissionsfaktoren für Straßenabrieb PM2.5 werden von Gustafsson (2001) nicht angegeben, ebenso nicht die Auspuffemissionen in Referenzemissionen. Um dennoch einschätzen zu können, wie dieses Modell zumindest qualitativ die PM10-Emissionsfaktoren wiedergibt wurden folgende Annahmen getroffen: Der direkte Anteil Straßenabrieb (PM2.5) wurde aus der RAINS-Datenbank entnommen (siehe Abschnitt 5.5.1). Statt der (unbekannten) Auspuffreferenzemissionen wurde der jeweilige Auspuffemissionsfaktor für die betrachtete Straße angesetzt. Die Parameter a, b und Vref wurden unverändert übernommen. Die mit diesem Ansatz (=VLUFT) berechneten Emissionsfaktoren sind in der Abb. 8.2 den aus den Messdaten abgeleiteten gegenübergestellt.

Es ist festzustellen, dass das VLUFT-Modell ähnlich hohe Streuung um die Messdaten berechnet wie das modifizierte EPA-Modell. Insbesondere bei niedrigen Emissionsfaktoren ist eine sehr hohe Überschätzung zu verzeichnen, die deutlich über der des modifizierten EPA-Modells liegt. Dies betrifft hier im Wesentlichen die Autobahnen und Tunnelstrecken mit Fahrzeuggeschwindigkeiten deutlich größer als der Referenzgeschwindigkeit von 75 km/h. Die Einbeziehung der Geschwindigkeitsabhängigkeit nach VLUFT-Modell verschlechtert also die Ergebnisse für die vorliegenden Autobahnen und Tunnelabschnitte deutlich.

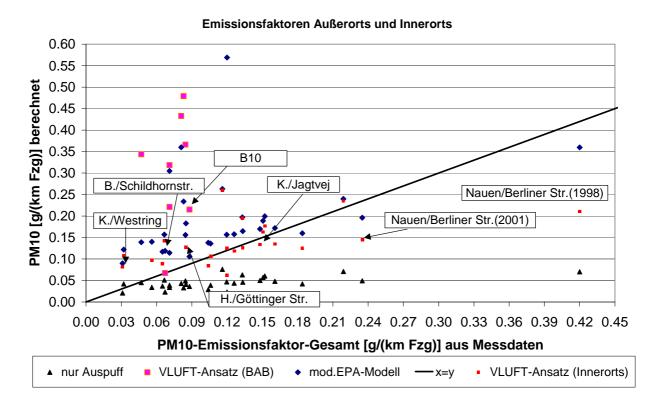


Abb. 8.2: Vergleich der mittels VLUFT-Ansatz bzw. mit dem modifizierten EPA-Modell berechneten PM10-Gesamtemissionsfaktoren mit den aus Messdaten abgeleiteten Gesamtemissionsfaktoren. Erläuterung siehe Text.

Für die Innerortsstrecken ist im Bereich zwischen 0.1 und 0.16 g/(km · Fzg) in der Tendenz eine bessere Übereinstimmung mit den vorliegenden aus Messdaten abgeleiteten Emissionsfaktoren zu verzeichnen, als durch das modifizierte EPA-Modell. Da dies aber nur einen Teil der Messdaten betrifft, wird auch dieser Ansatz nicht weiterverfolgt.

#### 8.1.4 Emissionsfaktorenansatz nach Gehrig et al. (2003)

Im schweizerischem Emissionskataster (Gehrig et al., 2003) werden die nicht abgasbedingten PM10-Emissionen über Emissionsfaktoren (im Weiteren auch EMPA-Emissionsfaktoren genannt) berechnet, die aus Immissionsmessdaten an sechs Straßen mit jeweils unterschiedlichen Verkehrssituationen abgeleitet wurden (siehe Erläuterungen im Abschnitt 5.4.5). Wendet man diese Emissionsfaktoren auf die in **Tab. A1.1** aufgeführten Straßen mit den Qualitätsklassen A und B an so ergibt sich die Darstellung in **Abb. 8.3**. (Hinweis: In Gehrig et al. (2003) sind nicht für alle Verkehrssituationen Emissionsfaktoren angegeben, da diese in den dortigen Messkampagnen nicht vermessen wurden. Deshalb wurde in den der **Abb. 8.3** 

zugrunde liegenden Rechenergebnissen für LSA2 (Lichtsignalanlage mit mittlerer Störung) die Emissionsfaktoren der (ungünstigeren) LSA3 (Lichtsignalanlage mit starker Störung), für BAB80 und BAB60 (Bundesautobahn mit Tempolimit 80 km/h bzw. 60 km/h) die von BAB100 verwendet.

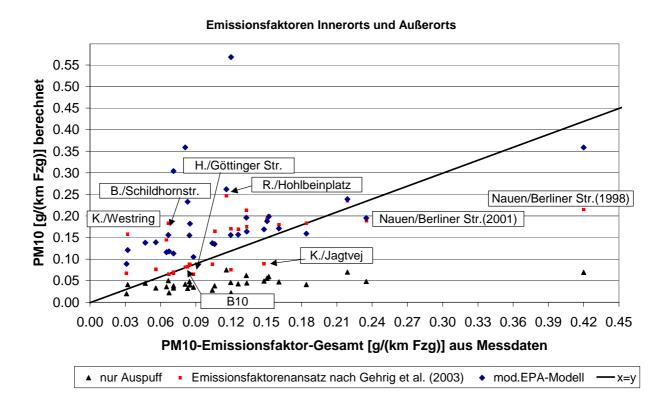


Abb. 8.3: Vergleich der mittels EMPA-Emissionsfaktoren (Gehrig et al., 2003) bzw. modifizierten EPA-Modell (Lohmeyer, 2001) berechneten Emissionsfaktoren mit den aus Messdaten abgeleiteten Gesamtemissions- sowie Auspuffemissionsfaktoren

Es ist zu erkennen, dass die generelle Streuung der mit dem EMPA-Emissionsfaktoren berechneten Werte kleiner als die des modifizierten EPA-Modells ist. Im Bereich niedriger aus Messdaten abgeleiteter Emissionsfaktoren (bis ca. 0.10 g/km) führt die EMPA-Methodik zu deutlich realistischeren Ergebnissen. Einige Messpunkte (z. B. Jagdvaj, Frankfurter Allee, Brudermühltunnel und Tunnel Tegel) werden durch das EMPA-Modell deutlich unterschätzt. Ebenso die Straßen mit schlechtem Straßenzustand.

Im Innerortsbereich werden, wie auch beim modifizierten EPA-Modell die Emissionsfaktoren in der Tendenz überschätzt. Diese, meist mit den Verkehrssituationen LSA2 charakterisierten Straßen, wurden wie oben erwähnt den EMPA-Emissionsfaktoren LSA3 zugeordnet.

Beim Übergang von LSA3 zu LSA1 würde ein deutlicher Rückgang der Emissionsfaktoren einhergehen (vgl. **Tab. 5.8**), der allerdings zu einer deutlichen Unterschätzung im Innerortsbereich führt (hier nicht dargestellt).

Insgesamt ist dieser Ansatz von den bekannten und in den vorhergehenden Abschnitten diskutierten Methoden als der beste einzuschätzen. Einerseits wird hier wegen der messtechnisch erfassten Differenzierung der Emissionsfaktoren nach Verkehrssituationen eine scheinbar realitätsnähere Modellierung möglich, die sich in einer besseren Übereinstimmung mit den aus den Immissionsmessungen abgeleiten PM10-Emissionsfaktoren niederschlägt als bei allen anderen Modellansätzen. Andererseits ist dieser Ansatz kompatibel zu der Methodik der Berechnung der Auspuffemissionen mittels Handbuch für Emissionsfaktoren. Nachteile sind fehlende Emissionsfaktoren für eine Reihe wichtiger Verkehrssituationen (z. B. LSA2), der fehlende Einfluss des Fahrbahnzustandes sowie die Frage, wie mit dem Einfluss von Regen umgegangen werden muss. Was die absolute Höhe der Emissionsfaktoren angeht, so ist darauf hinzuweisen, dass die EMPA-Emissionsfaktoren für jede vermessene Verkehrssituation nur auf jeweils einen ausgewerteten Datensatz beruhen, der auch nicht über ein ganzes Jahr, sondern im Allgemeinen je über ca. 4 Monate erfolgte. Ein größeres statistisches Kollektiv zur Verifizierung der Emissionsfaktoren ist notwendig und steht durch die systematisierten Emissionsfaktoren der Tab. A1.1 zur Verfügung (siehe unten).

# 8.2 Vorschlag für PM10-Emissionsmodell Straßenverkehr (massebezogen)

Das bisherige PM10-Modell (siehe Abschnitt 5.4.1) weist deutliche Schwächen auf. Die größte ist die dort verwendete Staubbeladung 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 Staubbeladung nicht praktikabel, da sehr aufwendig und bei kurzen Messzeiträumen möglicherweise nicht repräsentativ. 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 Modellentwicklung ist nach wie vor anzustreben.

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

$$e_{PM10}(Bzj) = e_{PM10}^{Auspuff}(Bzj) + e_{PM10}^{Adhr}(Bzj) + e_{PM10}^{Auf}(Bzj)$$
 (8.1)

Dabei werden  $e_{PM10}^{Auspuff}$  (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

$$e_{PM10}^{dAbr}(Bzj) = e_{PM10}^{dAbr}$$
 und (8.2)

$$e_{PM10}^{Auf}(Bzj) = e_{PM10}^{Auf}$$
 (8.3)

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

$$e_{PM10}^{Pot} = e_{PM10}^{\text{Reifen}} + e_{PM10}^{\text{Brems}} + e_{PM10}^{\text{Straße}} + e_{PM10}^{\text{Re st}}$$
(8.4)

Um dieses Staubpotenzial als PM10 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 (wiederaufgewirbelte) 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 angenommen und folgende Gleichung für die nicht auspuffbedingten PM10-Emissionen angesetzt

$$e_{PM10}^{Auf/Ab} = F_{\text{Re gen}} \cdot F_{Zus \tan d} \cdot F_{kin} \cdot (e_{PM10}^{\text{Re ifen}} + e_{PM10}^{\text{Brems}} + e_{PM10}^{\text{Straße}} + e_{PM10}^{\text{Re st}})$$
(8.5)

Die Emissionsfaktoren für die Reifen- und Bremsabriebe könnten theoretisch 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. Die Erläuterungen in Abschnitt

5.5.1 und 8.1.2 haben allerdings aufgezeigt, dass die dortigen Emissionsfaktoren allein nicht geeignet sind, über die gesamte Bandbreite aller Straßenkategorien und Verkehrssituationen die nicht auspuffbedingten Partikelemissionen ausreichend gut zu beschreiben. Auch sind diese Abriebsemissionsfaktoren nach der Aussage der Betreiber dieser Emissionsdatenbanken mit z.T. großen Unsicherheiten behaftet.

Aus diesem Grund wird vorgeschlagen die Abriebe mit den nicht abriebsbedingten Anteilen (e<sup>Rest</sup>) 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 ca. 180 Regentage/365 Tage=0.5 in Gebieten, in denen relevanter Fahrzeugverkehr zu verzeichnen ist<sup>1</sup>. Außerdem ist in den Emissionsfaktoren der **Tab. A1.1**, 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 quadratwurzelabhängigen (LKW). Die TRAKER-Messungen zeigten eine von der Fahrzeuggeschwindigkeit lineare Abhängigkeit des Emissionsfaktors bei konstanten Emissionspotenzial, allerdings niedrigere Emissionspotenziale auf Hochgeschwindigkeitsstraßen, sodass sich beide Abhängigkeiten konträr beeinflussen. Die im Entwurf von CORINAIR beinhalteten Reifenund 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 vorgeschlagen auf eine zusätzliche Abhängigkeit von der

<sup>1</sup> z. B. in Sachsen: Görlitz: 181 Tage, Lauenstein: 178 Tage, Burkardsdorf: 184 Tage, Fichtelberg: 226 Tage, Chemnitz: 186 Tage. (jeweils 30jähriges Mittel 1951 bis 1980. Quelle: Reich 1988)

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. Die im Rahmen des vorliegenden Projektes für die Lützner Straße in Leipzig (als Straße im schlechten Zustand) durchgeführten Auswertungen zeigten um einen Faktor von ca. zwei höhere Emissionen, als durch die entsprechenden PM10-Emissionsfaktoren (siehe unten) für Straßen im guten Zustand vorgeschlagen werden. Auswertungen von Immissionsmessungen an der Berliner Straße in Nauen vor und nach einer Farbahnsanierung wiesen auf ca. 4fach höhere Emissionen für die Straße vor der Sanierung hin. Es wird vorgeschlagen, dass für Straßen im schlechten Zustand weiterhin der Wert von 3.6 aus dem mEPA-Modell verwendet wird. Hier ist dringender Forschungsbedarf gegeben. Es wird also angesetzt:

 $F_{kin} = 1$ 

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

Es werden für die Berechnung der Emissionen für die Summe aus Reifen-, Brems-, Straßenund Kupplungsabrieb sowie Wiederaufwirbelung von eingetragenem Straßenstaub die in der **Tab. 8.1** aufgeführten Emissionsfaktoren empfohlen. Die Emissionsfaktoren für die Autobahn- und Außerortsverkehrssituationen wurden dabei aus den Ergebnissen des Forschungsprojektes FE 02.222/2002/LRB für die Bundesanstalt für Straßenwesen (Lohmeyer,
2004) zur Problematik von PM10-Emissionen an Außerortsstraßen übernommen.

Für die Festlegung dieser Emissionsfaktoren für Außerortsstraßen und IO\_HVS1>50 berücksichtigte Lohmeyer (2004) folgende wesentliche Ergebnisse seiner Untersuchungen:

Anhand der vorliegenden Naturdaten (siehe Tab. A1.1) 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.

Verkehrssituation	Tempolimit [km/h]	Anteil Konstant fahrt [%]	Stand anteil [%]	PM10-Auf/Ab [ı	mg/km]	PM10-Auf/Ab [m	g/km] (EMPA)
				PKW inkl. LNF	SV	PKW inkl.LNF	SV
AB>120	-			22	200		
AB_120	120			22	200	47	74
AB_100	100			22	200	22	144
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	33	207
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		
HVS1	50	46	1	22	200	33/17*	207/115*
HVS2	50	52	1	30	300		
HVS3	50	44	7	40	380	39	383
LSA1	50	44	7	40	380		
HVS4	50	37	14	50	450		
LSA2	50	32	20	60	600		
LSA3	50	28	26	90	800	92	819
IO_Kern	50	23	33	90	800		
IO_NS_dicht	50	32	5	90	800		

Tab. 8.1: Vorschlag für PM10-Emissionsfaktoren für Abriebe und Aufwirbelung differenziert nach Verkehrssituation. Zum Vergleich sind rechts die Emissionsfaktoren der EMPA (Gehrig et al., 2003) angegeben. (\*zwei Straßen mit HVS1 vermessen).

- Die vorliegenden Daten reichen nicht aus, um eine signifikante und statistisch abgesicherte Abhängigkeit der nicht auspuffbedingten PM10-Emissionsfaktoren von der Fahrzeuggeschwindigkeit abzuleiten. Auch existiert derzeit noch kein praktikabler und validierter Modellansatz zur Berücksichtigung der Fzg.-Geschwindigkeit.
- Die Emissionsfaktoren wurden für PKW und LKW aus den in Tab. A1.1 aufgezeigten Werten der Qualitätsklassen A und B (Außerortsstraßen) bestimmt, wobei die Ergebnisse der B 10-Auswertung wegen der höheren Qualität dieses Datensatzes mit doppelten Gewicht in die Mittelwertbildung eingingen.

Für die Festlegung der Emissionsfaktoren für Innerortsverkehrssituationen werden folgende Aspekte berücksichtigt:

- Für die Verkehrssituation HVS1 wurden die Emissionsfaktoren aus den Ergebnissen von Lohmeyer (2004) für IO\_HVS1>50 übernommen. Diese korrespondieren mit den Emissionsfaktoren der EMPA.
- Für die Verkehrssituationen HVS3 und LSA1 werden die (gerundeten) Werte der EMPA verwendet.
- Für die Verkehrssituation LSA2 lagen nur wenige nach PKW und LKW differenzierten aber dafür eine Vielzahl von flottenmittleren Emissionsfaktoren vor (siehe Tab. A1.1). Die EMPA hat diese Verkehrssituation nicht vermessen. Variationsrechnungen haben ergeben, dass die in (Tab. A1.1) vorliegenden Gesamtemissionsfaktoren gut mit den für LSA2 in Tab. 8.1 angegebenen Emissionsfaktoren beschrieben werden kann.
- Für die Verkehrssituation HVS2 und HVS4 lagen keine nach PKW und LKW differenzierten Emissionsfaktoren vor (siehe Tab. A1.1). Hier wurde zwischen HVS1 und HVS3 bzw. HVS3 und LSA2 "interpoliert", um keine extremen Sprünge zwischen den Verkehrssituationen auftreten zu lassen. Die Göttinger Straße wird mit einer Kombination von HVS2 und HVS4 beschrieben. Der Jagtvej wird mit HVS2 charakterisiert. Der aus Messdaten abgeleitete Gesamtemissionsfaktor am Jagtvej liegt trotz geringeren Schwerverkehrsanteils deutlich höher als an der Göttinger Straße. Die Situation an der Göttinger Straße kann gut mit den vorgeschlagenen Emissionsfaktoren für HVS2 und HVS4 beschrieben werden. Am Jagtvej ist eine deutliche Unterschätzung zu verzeichnen. Da der Jagtvej, wegen der größeren Unsicherheiten in den Auspuffemissionsfaktoren, mit einer niedrigeren Qualitätsklasse als die Göttinger Straße bewertet wurde, wird dies im Rahmen der zu erwartenden Unsicherheiten akzeptiert.
- Für die Verkehrssituation LSA3 wurden Emissionsfaktoren festgelegt, die sich an den (gerundeten) Werten der EMPA orientierten und die die drei in (Tab. A1.1) vorliegenden PM10-Gesamtemissionsfaktoren im Mittel am besten beschreiben. Diese liegen von allen nicht auspuffbedingten Emissionsfaktoren am höchsten. Dies scheint auch nach derzeitigem Verständnis plausibel, da im direkten Bereich von Lichtsignalanlagen aufgrund von häufigeren Beschleunigungsvorgängen mit höheren

Abriebsemissionen gerechnet werden muss, als in Bereichen mit mehr Konstantfahrten.

• Für die Verkehrssituationen Innerorts\_Kern bzw. Nebenstraßen\_dicht liegen keine messtechnisch erfassten Emissionsfaktoren vor. Es ist allerdings zu erwarten, dass auf solchen Straßen durch geringe Verkehrsbelegungen, hohe Anteile von Beschleunigungsprozessen und im Mittel geringere Fahrzeuggeschwindigkeiten ein höheres Emissionspotenzial an Straßenstaub vorhanden ist (siehe z. B. Abschnitt 5.6.1). Inwieweit dieses höhere Emissionspotenzial auf diesen Straßen durch die im Allgemeinen niedrigeren Fahrzeuggeschwindigkeiten auch aufgewirbelt wird ist derzeit aufgrund fehlender Messungen für solche Straßen unklar. Deshalb wurden konservativ die gleichen Emissionsfaktoren wie für LSA3 angesetzt.

Der Vergleich zwischen den mittels "Emissionsfaktorenansatz" berechneten Emissionsfaktoren und den aus Immissionsdaten abgeleiteten für die Qualitätsklassen A und B (**Tab. A1.1**) zeigt **Abb. 8.4**.

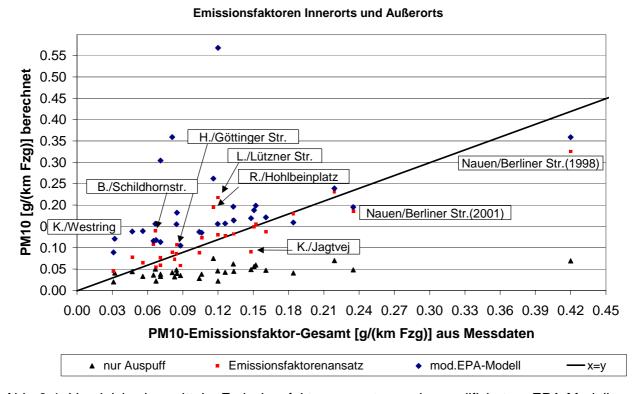


Abb. 8.4: Vergleich der mittels Emissionsfaktorenansatz sowie modifizierten EPA-Modell berechneten Emissionsfaktoren mit den aus Messdaten abgeleiteten Gesamtemissionsfaktoren

Hierbei ist gut zu erkennen, dass das bisher verwendete modifizierte EPA-Modell die verfügbaren Emissionsfaktoren für den Außerortsbereich z. T. deutlich mit den 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 1.2 beschreiben, so wäre eine Unterschätzung im Mittel von 50 % zu verzeichnen.

Mit dem vorgeschlagenen Emissionsfaktorenansatz werden deutlich realistischere PM10-Emissionsfaktoren berechnet. Die Abweichung zu den Emissionsfaktoren für die Außerortsstraßen, 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.

Auch für die Innerortsstraßen ist mit dem "Emissionsfaktorenansatz" eine bessere Übereinstimmung mit den Naturmessungen festzustellen als mittels modifizierten EPA-Modells. Allerdings liegen die Abweichungen der mittels mEPA-Modell berechneten PM10-Gesamtemissionsfaktoren von den Naturdaten im Innerortsbereich mit dem Faktor 0.8 (also 30 % Unterschätzung) bis zum Faktor 3.5, im Mittel etwa 60 % Überschätzung, deutlich niedriger als für die Außerortsstraßen. Die mittlere Abweichung bei Berechnung mittels Emissionsfaktorenansatz sinkt von 1.6 auf 1.1.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass der gewählte neue Ansatz insgesamt eine Verbesserung zu den bisherig angewendeten modifizierten EPA-Modell (insbesondere für die Außerortsbereiche) zur Folge hat. Gegenüber mEPA werden für Außerortsstraßen des vorliegenden Messdatenkollektives im Mittel ca. 40 bis 80 % (im Mittel ca. 60 %) weniger PM10-Gesamtemissionen berechnet (**Abb. 8.5**). Für HVS und LSA1 sind es etwa 40 % weniger. Für die LSA2 und LSA3 Situationen ergeben sich die geringsten Veränderungen. Diese liegen für das vorliegende Datenkollektiv bei ca. ±20 %.

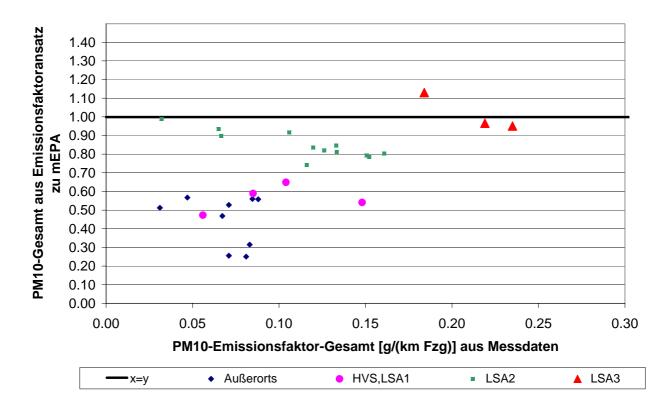


Abb. 8.5: Quotient der PM10-Gesamtemissionsfaktoren aus Emissionsfaktorenansatz und mEPA-Modell in Abhängigkeit vom PM10-Emissionsfaktor aus Messungen abgeleitet. Wert=1 bedeutet, dass E.-Faktorenansatz den selben Wert berechnet wie mEPA-Modell. Wert=0.33 bedeutet, dass E.-Faktorenansatz nur 1/3 des mEPA berechnet.

## 8.3 Vorschlag für PM10-Emissionsmodell Straßenverkehr (anzahlbezogen)

In der bereits erwähnten Studie aus der Schweiz (Gehrig et al., 2003) werden Partikelemissionsfaktoren für verschiedene Straßenklassifikationen angegeben (siehe Abschnitt 5.6). Für die untersuchte innerstädtische Straße und die Autobahn sind die Emissionsfaktoren im Rahmen der großen Streubreiten der in der Literatur angegebenen Faktoren vergleichbar mit den bekannten Untersuchungen (siehe **Tab. A1.2**). Mögliche Aspekte der Unterschiede wurden im Abschnitt 5.6 diskutiert.

Es werden deshalb folgende Emissionsfaktoren zur Verwendung im sächsischen Emissionskataster vorgeschlagen:

Autobahn	PKW/LNF	6.5*10 <sup>14</sup> Partikel/km	
	SV	69*10 <sup>14</sup> Partikel/km	

Außerortsstraßen PKW/LNF 3.0\*10<sup>14</sup> Partikel/km

SV 69\*10<sup>14</sup> Partikel/km

Innerortsstraße PKW/LNF 1.0\*10<sup>14</sup> Partikel/km

SV 54\*10<sup>14</sup> Partikel/km

# 8.4 Zusammenstellung wesentlicher Parameter zur Berechnung der nicht auspuffbedingten PM10-Emissionen

Für den Vorschlag, die PM10-Emissionen für Aufwirbelung und Abriebe mittels Emissionsfaktorenansatz entsprechend der Abschnitte 8.2 zu bestimmen, werden folgende Input-Parameter benötigt.

- Klassifizierung der Straße (Innerorts, Außerorts, Autobahn, Tunnelstrecke).
- Klassifizierung der Verkehrssituation entsprechend Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA).
- Durchschnittlich tägliche Verkehrsstärke (DTV)
- Anteil Schwerverkehr einschließlich Busse
- Klassifizierung Straßenzustand in "gut" oder "schlecht". Als Bewertungsmethodik kann der Vorschlag aus Anhang A2 verwendet werden. Zu den benötigten Parametern siehe ebenfalls A2. Es sei allerdings darauf hingewiesen, dass dem Straßenzustand (Material, Beschaffenheit etc.) zwar derzeit eine wesentliche Rolle für die Emission zugesprochen wird, allerdings derzeit die funktionellen Zusammenhänge zum Emissionsfaktor nicht bekannt sind und deshalb im Emissionsfaktorenansatz nur pauschal über einen Korrekturfaktor berücksichtigt wird.

Die Einflüsse von Fahrbahnreinigung, Straßenstreuung und saisonalen Einflüssen auf die nicht auspuffbedingte PM10-Emissionen sind derzeit noch unbefriedigend quantifizierbar und können deshalb nicht berücksichtigt werden.

# Stellungnahme zur Datenbasis verschiedener Eingangsgrößen für die Berechnung der Feinstaubemissionen (TU Dresden):

- 1. Die Klassifizierung der Straßen nach Innerorts-, Außerorts- sowie Bundesstraßen liegt im Emissionskataster (EKAT) vor.
- 2. Zur Beschreibung der Verkehrssituation sind im EKAT als Streckenattribute 2 mittlere Innerortsverkehrssituationen (Hauptnetz/Nebennetz), 2 Autobahnsituationen (diese werden in Abhängigkeit von Fahrbahnanzahl und Belegung ermittelt) sowie 1 mittlere Außerortsverkehrssituation enthalten. Dabei handelt es sich um HBEFA-Verkehrssituationen. Des Weiteren wurden die für das Dresdner Hauptstraßennetz aus Messfahrten vorliegenden detaillierten Verkehrssituationen in das EKAT-Netz eingebunden.
- 3. Der DTV und der Schwerverkehrsanteil wird im EKAT auf der Grundlage von ca. 7 500 sächsischen Zählstellen sowie einer darauf aufbauenden Ausbreitungsrechnung ermittelt. Die Daten stammen im Wesentlichen aus der Verkehrsmengenkarte Sachsen bzw. aus kommunalen Erhebungen. Diese Datenbasis wird ständig erweitert und aktualisiert.
- 4. Der Anteil leichter Nutzfahrzeuge ist ebenfalls im EKAT enthalten. Dieser Anteil wird auf der Grundlage der sächsischen Jahresfahrleistung sowie der Zähldaten bei denen der DTV disaggregiert nach allen Fahrzeugkategorien angegeben wird (z. B. automatische Pegelzählstellen, manuelle Zählungen) ermittelt.
- 5. Nicht enthalten sind im EKAT hingegen Angaben zum Straßenzustand. Zur Erhebung dieser Daten wurden Recherchen in der sächsischen Straßendatenbank sowie vor allem bei den einzelnen Kommunen angestellt (siehe dazu Bericht der TU Dresden zum Arbeitspaket 3).

# 9 NICHTAUSPUFFBEDINGTE PARTIKELEMISSIONEN VON GERÄTEN IN LAND- UND BAUWIRTSCHAFT

Die Literaturrecherche und Auswertung zu diesem Thema wurde durch das Institut für Energie und Umweltforschung Heidelberg GmbH (IFEU) durchgeführt. Der entsprechende Bericht befindet sich im Anhang A5.

#### 9.1 Emissionsfaktoren Landwirtschaft

Für die Bestimmung der PMx-Emissionen infolge **landwirtschaftlicher Prozesse** wird von IFEU Heidelberg Folgendes vorgeschlagen:

Die berücksichtigten Prozesse und die ausgewählten Emissionsfaktoren sind in ihrer Summe in **Tab. 9.1** dargestellt:

Landwirtschaft				
Feldarbeit	Nutzung von Straßen und Feldwegen			
(2x Bodenbearbeitung, 1 x Ernte)	(50% Straßen, 50% Feldwege)			
3.000 g PM/ha/a				
1.362 g PM <sub>10</sub> /ha/a	53 g PM <sub>10</sub> / km			
302 g PM <sub>2,5</sub> /ha/a				
	IFEU 2004			

Tab. 9.1: Übersicht über die Aktivitäten und Emissionsfaktoren in der Landwirtschaft

Bei der Nutzung vorn Straßen und unbefestigten Feldwegen wird nicht zwischen den verschiedenen Quellgruppen (Reifenabrieb etc.) unterschieden, es dominierten die Aufwirbelungsemissionen. Nach Angaben des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie kann davon ausgegangen werden, dass in Sachsen die gleiche Fahrleistung von landwirtschaftlichen Fahrzeugen auf Straßen wie auf unbefestigten Feldwegen erbracht werden. Entsprechend werden die Faktoren gewichtet (/LFUG 2004/). Die Emissionsfaktoren geben also die jährlichen Emissionen in g pro gefahrenen km an unter der Annahme, dass 50% der Fahrleistung auf befestigen Straßen und 50% auf Feldwegen erfolgt.

Bei der Feldarbeit werden zwei Bodenbearbeitungsvorgänge und ein Erntevorgang pro Jahr im Durchschnitt angenommen (/LFUG 2004/). Bei anderen Arbeitsschritten wie Düngung, Pestizidausbringung, etc. sind weit geringere Emissionen zu erwarten, die Höhe der Emis-

sionen wird als weit geringer als die Unsicherheiten auf Grund der obigen Annahmen geschätzt und deshalb hier nicht weiter berücksichtigt.

### 9.2 Beispielrechnung für die Landwirtschaft

Um eine Übersicht über die Anteile der Emissionen durch die Nutzung von Straßen und unbefestigten Feldwegen sowie der Feldarbeit zu erhalten, wird auf Basis von vorläufigen Zahlen eine erste Berechnung dieser Emissionen für Sachsen durchgeführt. Der Fokus liegt hier, wie auch in den übrigen Arbeiten für das Emissionskataster Sachsen, auf den PM<sub>10</sub> Emissionen

Laut Informationen des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (/LFUG 2004/) betrug 2002 die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche 919.294 ha. Darin enthalten sind jedoch auch Dauergrünland und sonstige Flächen die nicht bearbeitet werden. Die zu berücksichtigende Ackerfläche beträgt daher nur 725.149 ha.

Weiterhin beträgt die pro Arbeitsvorgang zurückgelegte Entfernung im Durchschnitt 0.17 km/ha (/LFUG 2004/). Bei 12.5 durchschnittlich jährlich durchgeführten Arbeitsvorgängen bedeutet das eine Gesamtfahrleistung von über 1.5 Mio km. Die Gesamtemissionen für Sachsen können nun unter Verwendung der in **Tab. 9.2** aufgeführten Emissionsfaktoren abgeschätzt werden. Unter den gemachten Annahmen liegen die Emissionen aus der Feldarbeit ca. 10 x so hoch wie durch die Nutzung von Straßen und unbefestigten Feldwegen. Die Gesamtemissionen betragen demnach ca. 1000 t PM<sub>10</sub> pro im Jahr 2002. Die Feldarbeit leistet dabei den dominierenden Beitrag zu den Gesamtemissionen. Trotz der Berücksichtigung von 12,5 Arbeitsvorgänge bleibt die Fahrt zum Feld von untergeordneter Bedeutung.

Feldarbeit							
Ackerfläche	Fraktion		Emissionsfaktor		Jährliche Emissionen (t)		
725.149ha	PM <sub>10</sub>		1.362 g/ha/a		988 t		
Nutzung von Straßen und Feldwegen							
Ackerfläche	Aktivität	Frak	Fraktion Emissionsfaktor		Jährliche Emissionen (t)		
725.149ha	1.535.062km PM		M <sub>10</sub> 53 g/ km		81 t		
Gesamtemissionen Landwirtschaft							
PM <sub>10</sub>			1.069 t				
IFEU 2004							

Tab. 9.2: Beispielrechnung für Gesamtemissionen der Landwirtschaft

## 9.3 Emissionsfaktoren Bautätigkeit

Für die PMx-Emissionen infolge der **Bautätigkeit** wird von IFEU Heidelberg Folgendes vorgeschlagen:

Zunächst werden die flächenabhängigen Emissionsfaktoren nach CEPMEIP denen der EPA gegenübergestellt. Analog zu /APEG 1999/ wird vorgeschlagen aufgrund des feuchteren Klimas in Deutschland nur 50% der in **Tab. 9.3** aufgeführten Emissionsfaktoren zu verwenden. Für einen Vergleich bietet sich an, die EPA Faktoren mit der durchschnittlichen Bauzeit pro Hektar umzurechnen. Hier wurde für Wohngebäude eine Bauzeit von 9 Monaten pro Hektar angenommen. Dieser Werte stimmt etwa mit den von der EPA angegebenen Werte für den Zeitaufwand beim Bau von Häusern und Apartments überein. Im Straßenbau existieren Baustellen zwar häufig über einen längeren Zeitraum, sind jedoch nicht über die komplette Länge kontinuierlich Gegenstand von aktiven Bauarbeiten. Für den Straßenbau wurde 1 daher Monat Bauzeit angenommen.

Quelle	PM	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>		
EPA Häuser*	1,58	0,32	0,06		
EPA Apartments*	5,63	1,13	0,23		
EPA Straßenbau*	1,35	0,27	0,06		
CEPMEIP Wohngebäude	2,15	1,08	0,11		
CEPMEIP Infrastruktur	1,23	0,61	0,06		
* Annahme Bauzeit: Wohngebäude 9 Monate; Straßenbau 1 Monat IFEU 2004					

Tab. 9.3: Vergleich von Emissionsfaktoren für Bautätigkeit (t/ha bebaute Fläche)

Die PM Emissionsfaktoren liegen sowohl beim Vergleich Straßenbau-Infrastruktur als auch bei Häuser/Apartment-Wohngebäude in einer ähnlichen Größenordnung. Der EPA PM Emissionsfaktor für Apartments ist jedoch besonders hoch. Weiterhin ist zu Bedenken, dass der PM<sub>10</sub> Anteil an PM bei den CEPMEIP Werten mit 50% deutlich höher abgeschätzt wurde als bei den EPA Werten. Da die EPA Emissionsfaktoren differenziert nach

Baustellenfläche,

Baustellentyp und

#### Baustellendauer

vorliegen und auch in einigen anderen Studien verwendet werden (/Winiwarter 2001/, /APEG 1999/) sollte ihnen, der Vorzug gegeben werden. Baustellenfläche und Baudauer sollten als Aktivitätsdaten vorliegen.

Der Emissionsfaktor "Homes" wird für Ein- und Zweifamilienhäuser verwendet, während der Emissionsfaktor "Apartments" sowohl für Mehrfamilienhäuser, als auch Nichtwohngebäude verwendet wird. Es wird also davon ausgegangen, dass sich die Bauvorgänge für Betriebs-, Anstalts-, Büro- und Verwaltungsgebäude, etc. nicht wesentlich von den Bauvorgängen beim Wohnungsbau unterscheiden. Für den Straßenbau sollte dann der Emissionsfaktor "Heavy Construction verwendet werden.

EPA Beschreibung	IFEU Verwendung	PM	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
"Heavy Construction"	Straßenbau	1,345	0,270	0,055
"Homes"	Ein- & Zweifamilienhäuser	0,175	0,035	0,007
"Apartments"	Mehrfamilienhäuser & Nichtwohngebäude	0,625	0,125	0,025
Quelle: /ARB 1997b/		•	IFI	EU 2004

Tab. 9.4: Zusammenfassung von Emissionsfaktoren für Bautätigkeit (t/ ha/ Monat)

## 9.4 Beispielrechnung für die Bauwirtschaft

Aktivitätsdaten zur Bauwirtschaft (bebaute Fläche, Rauminhalt) können den Baufertigungsstatistiken des "Statistischen Landesamtes des Freistaates Sachsen" (/Sachsen 2004/) entnommen werden (siehe auch **Tab. 9.6**)

Zur Ermittlung der Emissionen wird angenommen, dass die Zeit der aktiven Bautätigkeit etwa 80% der in der Statistik angegebenen Abwicklungsdauer beträgt. Überschreitet die Bautätigkeit einer Kategorie eine Dauer von 12 Monaten, so wird diese Baudauer trotzdem dem Bezugsjahr zugeordnet. Bei der Annahme einer nahezu konstanten Bautätigkeit werden somit die in den Vorjahren begonnenen Baustellenarbeiten berücksichtigt.

Die Baustellenflächen für Wohngebäude wurden nach einer Recherche im Internet und Expertenmeinungen abgeschätzt. Bei den Nichtwohngebäuden kann der Rauminhalt der Statistik entnommen werden. Die Baustellenfläche wird daher unter Annahme einer durchschnittlichen Gebäudehöhe von 10 Metern berechnet. Für alle Gebäudetypen wird angenommen, dass die Baustellenfläche (also die beeinträchtigte Fläche) 120% der Gebäudegrundfläche, beträgt.

Beim Straßenbau werden nur die neu gebauten Strecken berücksichtigt, da bei Ausbesserungen in der Regel schon eine geschlossene Asphaltdecke vorhanden ist und daher nur wenig Aufwirbelungen entstehen. Insgesamt wurde das überörtliche Straßennetz jährlich um etwa 40 km erweitert. Dabei wird jeweils eine Baustellenbreite von 5 m auf Staats- und Kreisstraßen und 10 m auf Bundesautobahnen und Bundesstraßen angenommen. Die Baustellendauer wird vom /LFUG 2004/ mit 4 Jahren für Bundesautobahnen und 2 Jahren für die übrigen Straßentypen angegeben. Während dieser Zeit werden jedoch nicht auf der gesam-

ten Streckenlänge konstante Bauaktivitäten durchgeführt werden. Daher wird die eigentliche Bauaktivität pro Straßenabschnitt vereinfachend auf einen Monat geschätzt.

Straßentyp	Neubaulängen pro Jahr
Bundesautobahnen	10 km
Bundesstraßen	13 km
Staatsstraßen	12 km
Kreisstraßen	5 km
Quelle: /LFUG 2004/	IFEU 2004

Tab. 9.5: Straßenneubaulängen in Sachsen

Die Nichtwohngebäude und der Straßenbau dominieren die Gesamtemissionen während unter den Wohngebäuden die Einfamilienhäuser den größten Anteil haben. Gegenüber den Ergebnissen für die Landwirtschaft zeigen die Berechnungen für die Bauwirtschaft deutlich geringere Emissionen.

#### 9.5 PM10-Emissionsmengen aus Land- und Bauwirtschaft

Die auf der Basis von landesspezifischen Aktivitätsdaten ermittelten PM<sub>10</sub> Emissionen durch Aufwirbelung und Abrieb aus der Landwirtschaft liegen über 5x so hoch wie die berücksichtigten Emissionen aus der Bauwirtschaft (**Abb. 9.1**).

Die Baustellenfläche ist im Vergleich zur landwirtschaftlichen Nutzfläche äußerst gering. Dass die Bauwirtschaft im Bereich der Gesamtemissionen trotzdem noch von Bedeutung ist, liegt an den kontinuierlichen Aktivitäten im Bereich der Bauwirtschaft. Während Vorgänge wie Bodenbearbeitung und Ernte pro Jahr und Hektar wenige Stunden Zeit in Anspruch nehmen, wird auf einer Baustelle monatlich während der aktiven Bautätigkeit pro Monat viele Dutzend Stunden mit Baumaschinen gearbeitet.

Gebäudetyp	Baustellenfläche/	Abwicklungsdauer	Anzahl	Emissionen (t)		
	Rauminhalt			PM	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
Einfamilienhäuser	100 m <sup>2</sup>	15 Monate	4832	122 t	24 t	5 t
Zweifamilienhäuser	120 m <sup>2</sup>	18 Monate	1324	24 t	5 t	1 t
Mehrfamilienhäuser	200 m <sup>2</sup>	21 Monate	1572	55 t	11 t	2 t
Wohnheime	400 m <sup>2</sup>	24 Monate	105	5 t	1 t	0.2 t
Summe Wohngebäude					41 t	8.2 t
Nichtwohngebäude	7.308.000 m <sup>3</sup> 15 Monate			658 t	82 t	2 t
Straßenbau	2.500.000 m <sup>2</sup>	1 Monat		85 t	17 t	3 t
Summe (alle Baustellentypen)				948	140	14
Quelle: /Sachsen 2004/, eigene Annahmen				IFEU	2004	

Tab. 9.6: Beispielrechnung für Gesamtemissionen der Bauwirtschaft

In der Bauwirtschaft dominieren die Emissionen durch Bauarbeiten für Nichtwohngebäude, während bei der Landwirtschaft die Prozesse der Bodenbearbeitung klar im Vordergrund stehen.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass die hier abgeleiteten Emissionsfaktoren und Beispielrechnungen keine exakten Mengen beschreiben, sondern helfen können, die mengenmäßige Bedeutung der Emissionen zu ermitteln. Messtechnisch und methodisch ist es nach wie vor schwierig diffuse Staubemissionen präzise zu ermitteln. Sowohl bei den Emissionsfaktoren als auch bei den Aktivitätsdaten mussten daher zahlreiche vereinfachende Annahmen gemacht werden. Durch die Gegenüberstellung und den Abgleich verschiedener Quellen konnten die Unsicherheiten jedoch verringert werden.

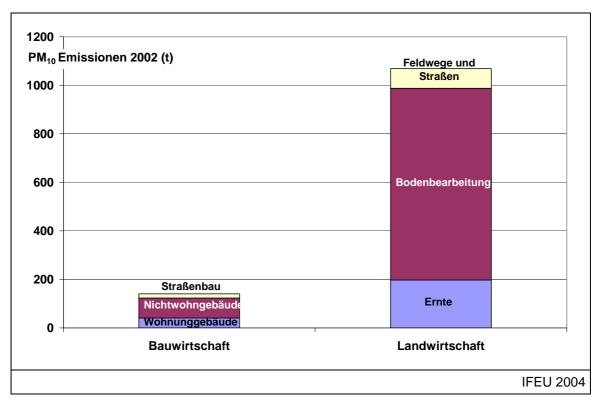


Abb. 9.1: PM<sub>10</sub>-Emissionen (Aufwirbelung und Abrieb) aus Bau- und Landwirtschaft in Sachsen 2002

# 10 NICHTAUSPUFFBEDINGTE PARTIKELEMISSIONEN AUS SCHIENEN- UND LUFTVERKEHR

Bisher werden für diese beiden Quellgruppen in Emissionskatastern aber auch in Umweltverträglichkeitsuntersuchungen nur verbrennungsbedingte Partikelemissionen aus den Motoren bzw. Triebwerken berücksichtigt. Analog zu den Erkenntnissen aus dem Straßenverkehr liegt die Vermutung nahe, dass auch hier nicht auspuffbedingte Partikelemissionen eine relevante Rolle spielen könnten.

Hierbei sind folgende Prozesse zu nennen:

#### Schienenverkehr

- Abrieb von den Bremsen.
- Abrieb von den Rädern,
- Abrieb von den Schienen,
- Abrieb von den Fahrdrähten und
- Aufwirbelung von Staub beim Fahren durch die fahrbedingten Turbulenzen.

#### Flugverkehr

- Reifenabrieb bei den Flugzeugen beim Starten, Landen und im Taxi-Betrieb,
- Abrieb von den Start und Landebahnen (SLB),
- Aufwirbelung von auf den SLB abgelagerten Abrieben und Staubeinträgen und
- Abrieb von den Bremsen beim Landen und im Taxibetrieb.

Die durchgeführte Literaturrecherche zur **Quellgruppe Schienenverkehr** lieferte nur den Hinweis auf mehrere Projekte des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) aus der Schweiz zur Problematik. Weder die US-EPA noch die bereits im Abschnitt 5 genannten europäischen Emissionsdatenbanken CORINAIR und RAIN beinhalten PMx-Emissionsfaktoren oder Emissionsmodelle für die genannten Emissionsprozesse für den Schienenverkehr. Auch aus Deutschland sind keine dahingehenden Untersuchungen oder Studien bekannt. Deshalb werden im Folgenden die wesentlichen Inhalte der Schweizer Studie aufgezeigt.

In BUWAL (2001b) werden als Resultat von Untersuchungen aus dem Jahr 1999 Emissionsfaktoren für mechanischen Abrieb im Offroad-Bereich angegeben. Unter anderem werden für den Schienenverkehr folgende Werte zusammengefasst:

Radabrieb 0.63 g/km
Bremsabrieb 10.4 g/km
Fahrleitungsabrieb 0.16 g/km
Schienenabrieb 2.75 g/km

Das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft veröffentlichte im Jahr 2002 (BUWAL, 2002) aufbauend auf einem Projektbericht aus dem Jahr 2001 (BUWAL, 2001a) eine Zusammenfassung der Ergebnisse von vier neuen Studien zu den PM10-Emissionen des Schienenverkehrs. Diese Studien unterteilten sich in "Emissionsmessungen an einem Bremsprüfstand" (SBB, 2001), "Immissionsmessungen PM10 und Eisen" (BUWAL/EMPA, 2001), "Weitergehende Staub-Immissionsmessungen" (BUWAL/PSI, 2001) und "Sensitivitätsanalysen Immissionsmodell" (BUWAL/INFRAS/METEOTEST, 2001).

Bezüglich der Untersuchungen zu den **Bremsabrieben** stellten die Autoren fest, dass bei den untersuchten Grauguss-Bremssohlen beim Trockenbremsen mit zwei unterschiedlichen Radlasten (2.5 t entspricht leerer Güterzug und 11.25 t entspricht beladener Güterzug) auf einem Prüfstand nur ein Teil des Bremsstaubes in die Luft gelangt. Ein wesentlicher Teil fand sich lose oder als Anbackungen (Sinterbildung) im unteren Teil des Prüfstands. Für die Beurteilung der PM10-Emission interessiert primär der luftgetragene Teil. Je nach Radlast werden 30 % bis fast 60 % des Abriebs von Gussklotzbremsen auf dem Fahrgestell oder auf dem Bahnkörper als grobkörniger Staub oder als Anbackungen abgelagert. Der Rest des Abriebs wird über die Luft verfrachtet; nur dieser Anteil ist für die Frage nach der gesuchten Emissionsfracht relevant.

Die Abriebmenge ist von der Radlast abhängig. Je größer diese ist, umso mehr Material wird abgerieben. Auch der luftgetragene Anteil des Staubes ist abhängig von der Radlast. Bei leeren Güterzügen und bei Reisezugwagen (Radlast 2.5 t) mit Gussklotzbremsen liegen 21 % des gesamten Abriebs als luftgetragenes PM10 vor. Bei beladenen Güterzügen (Radlast 11.25 t) sind aber nur 12 % in der PM10-Fraktion.

Die Autoren wiesen darauf hin, dass die durchgeführten Messungen mit diversen Unsicherheiten behaftet waren. In Anbetracht dieser Tatsache geben die durchgeführten Messungen einen ersten Anhaltspunkt zur Frage nach den PM10-Bremsabriebemissionen, gestatten aber noch keine repräsentativen Hochrechnungen.

Unter Berücksichtigung der Unsicherheiten stellten die Autoren fest, dass die oben postulierten Emissionsfaktoren für den Bremsabrieb wesentlich zu hoch liegen. Die Messungen

deuten darauf hin, dass sie um etwa einen Faktor 5 (also 10.4 g/km  $\cdot$  1/5  $\approx$  2 g/km) reduziert werden müssten. Weil beladene Güterzüge einen geringeren Feinstaubanteil aufweisen, könnte der Faktor sogar noch größer ausfallen. Nach dem heutigen Stand des Wissens liegt die PM10-Fracht des bahnerzeugten Bremsabriebs in der Schweiz bei etwa 400 t/a.

Im Sommer 2001 wurden von der EMPA Dübendorf **Immissionsmessungen** an zwei Messstellen (Brugg und Basel) einschließlich Hintergrundmessungen durchgeführt und ausgewertet. Diese beiden Standorte wurden deshalb ausgewählt weil dort eine hohe Belastung infolge des Schienenverkehrs erwartet wurde.

Die Messungen zeigten, dass in Brugg die PM10-Konzentrationen direkt an den Gleisen um 2.7 μg/m³ höher als im Hintergrund lagen. Da ca. 2.1 μg/m³ des PM10 in Form von Eisenoxid vorlag und die Bremssysteme der Bahnen vorwiegend mit Scheibenbremsen (Personenwagen) bzw. Guss-Bremsen (Güterwagen) ausgerüstet sind konnten diese Konzentrationen mit hoher Wahrscheinlichkeit dem Schienenverkehr zugeordnet werden.

In Basel lag die Differenz zwischen der Belastung am Bahnhof und im Hintergrund mit  $7.8 \,\mu\text{g/m}^3$  höher als in Brugg, der Anteil Eisenoxid mit ca.  $3 \,\mu\text{g/m}^3$  allerdings in der gleichen Relation. Die Untersuchung der Partikelgrößenverteilung zeigte, dass an den Messstandorten sowohl PM10 als auch Grobstaub auftraten, darunter auch grobe Eisenpartikel. Im Mittel konnten in der Studie ca. 50 % der Partikel der PM10-Fraktion zugeordnet werden und 50 % waren Partikel mit Durchmessern 10 bis 41  $\mu$ m (über 41  $\mu$ m wurde nicht gemessen).

Die Autoren verwiesen darauf, dass es nicht möglich war, aus den Konzentrationsdaten PM10-Emissionsfaktoren für den Eisenbahnverkehr abzuschätzen. Dies wurde neben den relativ geringen Zusatzbelastungen dadurch verhindert, weil die Verdünnungsverhältnisse (Meteorologie und Strömungsbedingungen vorbeifahrender Züge) an den Messstellen nicht bekannt waren.

Zusätzliche Immissionsmessungen des Paul Scherrer Instituts an den o. g. Standorten Basel und Brugg zeigten folgende Ergebnisse:

Die Korrelation zwischen Immission und Zugfrequenz zeigte sich in Basel und Brugg unterschiedlich. Dies ist in der **Abb. 10.1** aufgezeigt. In Basel korrelieren die Staubkonzentrationen gut mit den Zugfrequenzen und legten nahe, dass der Schienenverkehr für einen Teil der Immission verantwortlich ist.

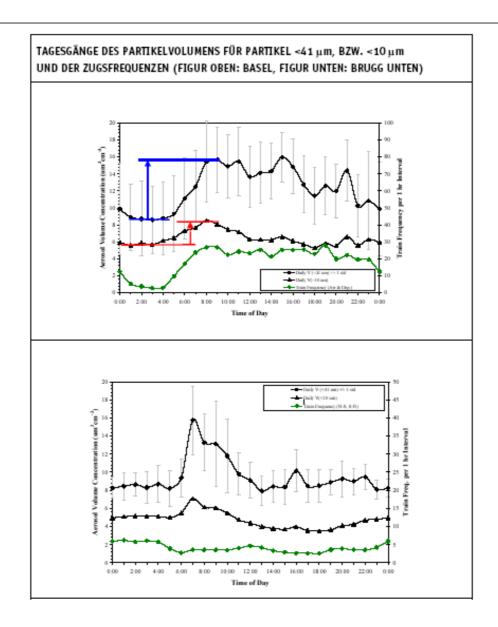


Abb. 10.1: Tagesgang der PM41- und PM10-Immissionen sowie der Zugfrequenzen im Basler Bahnhof und am Standort Brugg, Mittelwerte über alle Tage mit Beobachtungen (Quelle: BUWAL, 2002)

Wie viel die speziellen Windverhältnisse in der Bahnhofshalle (stagnierende Luftmasse) zur Erhöhung der Immissionen beitragen, blieb allerdings unklar. In Brugg ist die Situation anders, die erhöhten Immissionen konnten dort nicht eindeutig dem Schienenverkehr zugeordnet werden. Die Analysen belegten sogar, dass zumindest die Morgenspitze der PM10-Immissionen von anderen, lokalen Quellen stammen musste.

Ein wesentlicher Teil des gemessenen Eisens stammt aus Partikeln mit Durchmessern größer als 10 mm. Werden Partikel bis maximal 22 mm analysiert, so stammen in Brugg knapp

30 % und in Basel knapp 40 % des Eisens aus Partikeln mit Durchmessern zwischen 10 mm und 22 mm. Dies bestätigte It. der Autoren oben aufgeführte Aussage, dass nur ein Teil des gesamten Bremsabriebes Partikel kleiner 10 µm sind.

Die Bewegung von Zügen führt zu Aerosolen mit Durchmessern ab ca. 1  $\mu$ m und hat kaum einen Einfluss auf Aerosole kleiner als 1  $\mu$ m. Bei den einfahrenden Zügen entstehen im Durchschnitt größere Partikel mit größerer Masse als bei ausfahrenden Zügen (siehe **Abb. 10.2**).

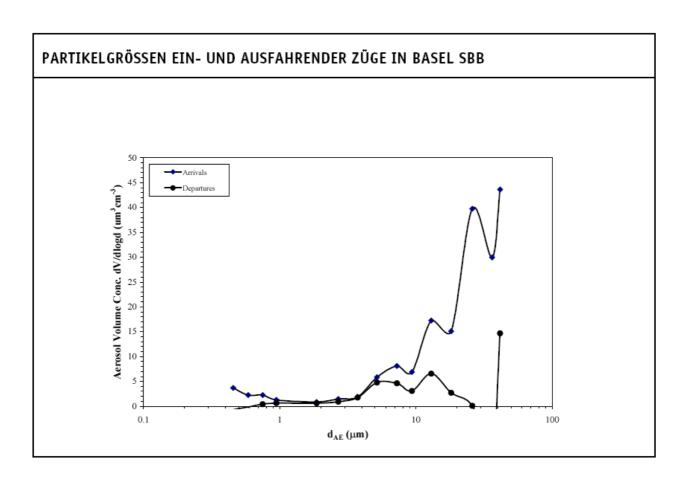


Abb. 10.2: Partikelgrößenverteilung Ein- und Ausfahrender Züge in Basel (Quelle: BUWAL, 2002)

Für diese "großen" Partikel kommt It. der Autoren in erster Linie die **Aufwirbelung**, möglicherweise auch durch die aussteigenden Passagiere als Entstehungsmechanismus in Frage.

Die von INFRAS/METEOTEST (2001) durchgeführten Sensitivitätsanalysen mittels Immissionsmodell deuten darauf hin, dass für die Schweiz von einer PM10-Gesamtemission aus dem Schienenverkehr zwischen 800 und 1200 t/a ausgegangen werden kann. Hierbei kann

der Unterschied in den Immissionssituationen zwischen Basel und Brugg nur nachgebildet werden, wenn ein Beitrag durch Aufwirbelung willkürlich von ca. 30 % angenommen wird, der einen geringeren Eisenanteil hat als Brems- und Schienenabrieb. Daher würde It. Aussage der Autoren die Gesamt-PM10-Emissionen zu ca. 60 % aus Eisen bestehen.

In einer abschließenden Bewertung kamen die Autoren zu folgendem Schluss:

- An extrem frequentierten Bahnstandorten ist eine Erhöhung der Immissionen messbar. Sie lag beim Güterverkehrsstandort Brugg bei ca. 3 μg/m³, wobei Hinweise bestehen, dass auch andere Quellen als der Bahnverkehr zu dieser Erhöhung beitragen. Im schlecht durchlüfteten Standort Bahnhof Basel SBB betrug die Erhöhung 8 μg/m³. Sie ist dem Zugsverkehr, dem übrigen Bahnhofsbetrieb und anderen lokalen Quellen zuzuschreiben.
- Ein wesentlicher Teil der bahnbedingten Emissionen liegt nicht als PM10, sondern in Form größerer Partikel vor.
- Diese Resultate zeigen den aktuellen Stand des Wissens auf. Die Unsicherheiten sind bei den Emissions-/Immissionsmessungen und den Sensitivitätsanalysen noch sehr groß. Die statistische Basis ist für Verallgemeinerungen noch zu schwach.
- Auf Grund der PM10-Tagesmittelwerte und deren Eisenanteile scheint es, dass in Brugg der größte Teil der Differenz zum Hintergrundstandort vom Schienenverkehr verursacht wird. Analysiert man jedoch die zeitlich aufgelösten Werte, so fehlt die Korrelation mit den Zugsfrequenzen. Der gemessene Tagesverlauf stimmt hingegen besser mit dem Straßenverkehr überein. Damit bleibt die Frage noch unbeantwortet, welcher Teil der gemessenen Differenzen zwischen Bahnstandort und Hintergrund effektiv vom Schienenverkehr verursacht wird.
- Von den Autoren wird auf den dringenden weiteren Untersuchungsbedarf hingewiesen. Dies betrifft insbesondere Emissionsmessungen auf Bremsenprüfständen und weiterführende detaillierte Immissionsmessungen einschließlich Inhaltsstoffanalysen an unterschiedlichen Messpunkten im Bereich stark frequentierter Bahnlinien.

Die durchgeführte Literaturrecherche zur **Quellgruppe Flugverkehr** lieferte nur Hinweise auf Untersuchungen zur Problematik nicht auspuffbedingter Partikelemissionen der BUWAL (2001b).

Dort werden folgende PM10-Emissionsfaktoren angegeben:

Reifenabrieb 50.3 g/LTO
Bremsabrieb 0.10 g/LTO
Pistenabrieb 140 g/LTO

LTO= Landing and Take-Off Zyklus

Die US-EPA und die bereits im Kapitel 5 genannten europäischen Emissionsdatenbanken CORINAIR und RAINS, aber auch die ICAO-Datenbank beinhalten keine PMx-Emissionsfaktoren oder Emissionsmodelle für die genannten Emissionsprozesse für den Luftverkehr. Auch aus Deutschland sind keine dahingehenden Untersuchungen oder Studien bekannt.

#### 11 ZUSAMMENFASSUNG

Die besondere Gesundheitsrelevanz feiner Staubpartikel fand ihren Niederschlag u. a. in der RL 1999/30/EG und der 22. BlmSchV. Die dort festgelegte Aufstellung von Luftreinhalteplänen erfordert die Kenntnis der relevanten PM10-Emittenten. Mehrere Literaturhinweise deuten auf Abrieb- und Aufwirbelung aus dem Verkehrsbereich als bedeutende PM10-Emissionsquelle und die Bedeutung der Partikelanzahl-Verteilung in diesem Teilchengrößenbereich hin. Das Landesamt für Umwelt und Geologie Sachsen (LfUG) ist für die Aufstellung und Fortschreibung des sächsischen Emissionskatasters zuständig. Für die Staubemissionen der Emittentengruppe Verkehr werden gegenwärtig die Motoremissionen von Straßenverkehr, Luftverkehr, Schienenverkehr (Dieseltraktion) und Binnenschifffahrt berücksichtigt. Nicht ausreichend berücksichtigt sind Staubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb durch Straßen-, Luft- und Schienenverkehr sowie der Offroadverkehr (Land- und Forstwirtschaft, Militär, Bauwirtschaft, Landschaftspflege, Garten, Hobby).

Ziel des FuE-Vorhabens sollte deshalb sein, eine praktikable Methodik zur Berechnung der sächsischen PM10-Emissionen durch Abrieb und Aufwirbelung aus dem Verkehr im Sinne einer schnell verfügbaren pragmatischen Lösung zu entwickeln, die Emissionen damit abzuschätzen und die Ergebnisse - soweit möglich - zu überprüfen. 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.

Im Rahmen der Umsetzung des Projektes erfolgte zunächst eine Auswertung von in Sachsen vorhandenen Immissionsschutzmessdaten, die unter Nutzung verschiedener Methodiken eine erste Orientierung der tatsächlich auftretenden PM10-Emissionen geben. Des Weiteren wurde eine weltweite Literaturrecherche für alle zu betrachtenden Emittentengruppen durchgeführt. Auf Grundlage der Ergebnisse dieser Arbeiten wurden Vorschläge für die PM10-Emissionsbestimmung abgeleitet.

#### Ergebnisse der Datenauswertung an sächsischen Messstellen

#### Lützner Straße in Leipzig

 Der PM10-Jahresmittelwert lag im Jahr 2003 (lufthygienisch ungünstiges Jahr) mit 46 μg/m³ deutlich über den ab 2005 einzuhaltenden Grenzwert von 40 μg/m³. An 132 Tagen wurde der Tagesgrenzwert von 50 μg/m³ überschritten. Im 12 Monatszeitraum 11/2003 bis 10/2004 wurde ein PM10-Jahresmittelwert von 38 μg/m³ gemessen und 64 Überschreitungen des Tagesgrenzwertes festgestellt

- Der PM10-Jahresmittelwert setzte sich für beide Auswertezeiträume aus ca. 49 % regionaler Vorbelastung (Station Collmberg), aus ca. 11 % bzw. 13 % städtischer Zusatzbelastung und aus ca. 38 % bzw. 40 % verkehrsbedingter Zusatzbelastung durch die Lützner Straße zusammen.
- Infolge der Verkehrsabnahme von werktags (Mo bis Fr) auf sonntags um ca. 36 % sowie des Schwerverkehrs um 80 % ist eine Abnahme des PM10-Verkehrsbeitrages in der Lützner Straße um ca. 45 % bzw. 47 % zu verzeichnen. Diese Abnahme zeigt auch der NO<sub>x</sub>-Verkehrsbeitrag.
- Das Verhältnis PM10/NO<sub>x</sub> liegt für die Gesamtbelastung im Wochenmittel an der Lützner Straße bei 0.31, in Leipzig-West bei 0.84 und am Collmberg bei 1.5. Für den Verkehrsbeitrag liegt dieser Wert im Mittel bei 0.17.
- Mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode wurden tagesmittlere PM10-Emissionsfaktoren bestimmt. Dieser variieren im Laufe des Jahres zwischen ca. 0.05 und 0.2 g/(km · Fzg). Im Jahresmittel wurde für beide Messzeiträume ein Wert von 0.11 g/(km · Fzg) ermittelt. Dieser ist etwa 5-mal größer als der mittels HBEFa2.1 berechenbare Auspuffemissionsfaktor, aber auch deutlich niedriger, als in Lohmeyer (2001) aus der damaligen vierwöchigen Messkampagne abgeleitet. Aufgrund der starken Abnahme des LKW-Anteils am Sonntag ist er ca. 30 % niedriger als an Werktagen. Unter Annahme eines linearen Zusammenhanges zwischen PM10-Emissionsfaktor und LKW-Anteil konnte aus dem werktags/sonntags-Vergleich eine Differenzierung des Gesamtemissionsfaktors für PKW (0.044 g/(km · PKW)) und LKW (1.8 g/(km · LKW)) erfolgen. Die abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren für die beiden Messzeiträume unterscheiden sich nicht relevant. Unter Berücksichtigung dieser Emissionsfaktoren und der Fahrleistungen für PKW und LKW auf der Lützner Straße werden die in der Lützner Straße vorliegenden PM10-Zusatzbelastungen im Wochenmittel zu ca. 40 % von PKW und zu ca. 60 % von LKW verursacht. Da der Verkehrsbeitrag der Immissionen im Wochenmittel bei ca. 40 % der Gesamtbelastung liegt, so kann aus den abgeleiteten Daten ein PM10-Immissionsanteil infolge des PKW-Verkehrs auf der Lützner Straße von ca. 16 % und infolge des LKW-Verkehrs von ca. 24 % an der Gesamtbelastung abgeschätzt werden.

- Mittels Rückrechnung mit dem 3dimensionalen Ausbreitungsmodell MISKAM wurde ein jahresmittlerer PM10-Emissionsfaktor von 0.12 g/(km · Fzg) ermittelt. Dieser vergleicht sich gut mit den aus der NO<sub>x</sub>-Tracermethode abgeleiteten.
- An Werktagen mit Regen (Niederschlagssumme größer 0.1 mm) nimmt die PM10-Gesamtbelastung um 28 % und die PM10-Zusatzbelastung um 27 % gegenüber der mittleren Werktagskonzentration ab. Mit zunehmender Trockenheit steigt sowohl die Gesamt- als auch die Zusatzbelastung und liegt z. B. am dritten trockenen Tag ca. 70 % (PM10-Gesamtbelastung) bzw. 60 % (Zusatzbelastung) höher als am Regentag. Die mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren zeigen im Jahr 2003 für Tage mit Niederschlagsmengen größer 0.1 mm mit ca. 8 % relativ geringe Abnahmen. Diese ist deutlich geringer als die Reduktion der Zusatzbelastung. Der Einfluss der an Regentagen günstigeren Ausbreitungsverhältnisse (z. B. durch höhere Windgeschwindigkeiten) auf die Konzentrationen scheint damit größer zu sein als die Reduktion der Partikelemissionen durch die feuchte Bindung des Staubes bzw. des Wegspülens von Straßenstaub. (Hinzuweisen ist allerdings auf möglicherweise zusätzliche Effekte (z. B. Einfluss der Bedingungen an Regentagen auf die Messtechnik, eventuelles Ausspülen von Staub aus der Atmosphäre), die sich durch die verwendete NO<sub>x</sub>-Tracermethode in den abgeleiteten Emissionsfaktoren niedergeschlagen haben könnte. Diese Prozesse bzw. Einflüsse sind bisher nicht verstanden bzw. quantifizierbar, sodass die hier dargestellten Emissionseffekte des Regens mit größeren Unsicherheiten behaftet sind.) Bei täglichen Niederschlagsmengen größer 1 mm sind Reduktionen in den Emissionen um ca. 16 % zu beobachten, bei mehr als 2 mm von ca. 20 %. Es deutet sich mit zunehmender Trockenheit eine Zunahme der PM10-Emissionen an. Bereits am Tag nach dem Regen sind z. B. im Jahr 2003 die Emissionen höher als am mittleren Werktag. Am zweiten trockenen Tag nach dem Regenereignis ist der abgeleitete Emissionsfaktor im Mittel etwa 14 % höher als am mittleren Regentag bzw. 12 % höher als am mittleren Werktag ist. Dies sollte jedoch in der Größenordnung des Fehlers bei der Bestimmung der Emissionsfaktoren liegen. Im Auswertezeitraum 11/03 bis 10/04 werden ähnliche Tendenzen beobachtet wie im Jahr 2003. Insgesamt scheint der Einfluss des Niederschlages auf die tagesmittleren PM10-Emissionen mit kleiner 20 % eher gering zu sein.

## Schlesischer Platz und Bergstraße in Dresden

Anhand der Datenauswertungen kann für das Jahr 2003 (Dresden-Nord) bzw. für den Zeitraum Februar bis August 2003 (Bergstraße) Folgendes festgestellt werden:

- Der PM10-Jahresmittelwert lag in Dresden Nord mit ca. 42 μg/m³ bzw. an der Bergstraße mit 45 μg/m³ über den ab 2005 einzuhaltenden Grenzwert von 40 μg/m³. An 92 Tagen (Dresden-Nord) des Jahres 2003 bzw. 53 Tagen im eingeschränkten Messzeitraum (Bergstraße) wurde der Tagesgrenzwert von 50 μg/m³ überschritten.
- Der PM10-Jahresmittelwert setzte sich in Dresden-Nord ca. 64 % aus regionaler Vorbelastung (Radebeul-Wahnsdorf), ca. 24 % aus städtischer Zusatzbelastung (Station Dresden-Mitte minus Radebeul-Wahnsdorf) und ca. 12 % aus verkehrsbedingter Zusatzbelastung durch die Hauptstraßen im Nahbereich der Station Dresden-Nord zusammen. An der Verkehrsmessstation Dresden-Bergstraße beträgt der Anteil der regionalen Hintergrundbelastung (Radebeul-Wahnsdorf) ebenfalls ca. 64 %. Der Anteil der städtischen Hintergrundbelastung an der Gesamtbelastung liegt unter Berücksichtigung der eingeschränkten Repräsentativität der Station Dresden-Mitte für die Vorbelastung in der Bergstraße sicherlich unter 87 %. Es muss hierbei zusätzlich noch der eingeschränkte Auswertezeitraum bei der Bergstraße beachtet werden.
- An den 4 Messstationen ist von werktags auf sonntags eine deutliche Abnahme sowohl der PM10- als auch der NO<sub>x</sub>-Konzentrationen zu verzeichnen. Die Abnahme der durch den Verkehr induzierten PM10-Konzentrationen von werktags auf sonntags liegt z. B. an der Verkehrsmessstation Dresden-Nord für PM10 bei ca. 50 %, für die NO<sub>x</sub>-Konzentration bei ca. 40 %.
- Das Verhältnis von PM10/NO<sub>x</sub> beträgt im Wochenmittel an der Station Dresden-Nord ca. 0.4, in Dresden-Mitte ca. 0.70 und in Radebeul-Wahnsdorf ca. 1.1. Damit sind diese Werte vergleichbar mit den in Leipzig für die entsprechenden Stationsklassen gefundenen Werten.
- Mittels Rückrechnung mit dem 3dimensionalen Ausbreitungsmodell MISKAM wurde für die Bergstraße ein jahresmittlerer PM10-Emissionsfaktor von 0.2 g/(km · Fzg) ermittelt. Es sei darauf hingewiesen, dass dieser Wert aufgrund der Unsicherheit in der Vorbelastungsbestimmung, durch die Verwendung der Winddaten an der Station Großer Garten, welche zwar repräsentativ für das Stadtgebiet Dresden sind, aber nicht im glei-

chen Zeitraum wie die Immissionsmessungen gemessen wurden, sowie durch den eingeschränkten Messzeitraum mit Unsicherheiten behaftet ist. Eine Verbesserung der Datensicherheit ist nur möglich, wenn nach Wiederinbetriebnahme der Bergstraße PM10- und gleichzeitig NO<sub>x</sub>-Messungen in der Bergstraße und im Hintergrund durchgeführt werden, einschließlich der Aufnahme repräsentativer Winddaten, und dann diese Messdaten mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode und Rückrechnung mit MISKAM analysiert werden.

### Zeppelinstraße in Görlitz

Anhand der Datenauswertungen kann für die ausgewerteten Bezugsjahre 2001 bis 2002 Folgendes festgestellt werden:

- Der PM10-Jahresmittelwert lag mit ca. 30 bis 34 μg/m³ deutlich unter dem ab 2005 einzuhaltenden Grenzwert von 40 μg/m³. Allerdings ist z. B. im Jahr 2002 der PM10-Tagesgrenzwert deutlich überschritten.
- Der PM10-Jahresmittelwert setzte sich ca. 50 % bis 60 % aus städtischer Vorbelastung und ca. 40 bis 50 % aus verkehrsbedingter Zusatzbelastung durch die Zeppelinstraße zusammen.
- Infolge der Verkehrsabnahme von werktags (Mo bis Fr) auf sonntags ist eine Abnahme des PM10-Konzentrationen um ca. 20 % und der NO<sub>x</sub>-Konzentrationen um ca. 40 % zu verzeichnen.
- Das Verhältnis PM10/NO<sub>x</sub> liegt für die Gesamtbelastung im Wochenmittel an der Zeppelinstraße bei 0.40.
- Mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode wurden für das Bezugsjahr 2002 PM10-Gesamtemissionsfaktoren von 0.18 bis 0.25 g/(km · Fzg) abgeschätzt. Mittels Rückrechnung mit dem Ausbreitungsmodell PROKAS wurden Emissionsfaktoren zwischen 0.17 und 0.19 g(km · Fzg) abgeleitet. Dies vergleicht sich gut mit den aus der NO<sub>x</sub>-Tracermethode bestimmten Werten. Nur ca. 15 bis 19 % davon lassen sich mittels Auspuffemissionen nach HBEFa2.1 erklären. Der überwiegende Anteil muss deshalb auch hier den nicht auspuffbedingten PM10-Emissionen zugeordnet werden.

## Aerosolmessungen in Leipzig

Das Institut für Troposphärenforschung Leipzig (IfT) führte Aerosolmessungen in der Eisenbahnstraße (Straßenschlucht), auf dem Gelände des Institutes (städtischer Hintergrund) und in Melpitz (regionaler Hintergrund) durch. Diese Daten wurden vom IfT aufbereitet und im Rahmen des vorliegenden Projektes zur Verfügung gestellt.

Anhand der Datenauswertungen kann für das Jahr 2003 Folgendes festgestellt werden:

- Die Partikelanzahlkonzentrationen h\u00e4ngen sehr stark von der Partikelgr\u00f6\u00dfe ab. Die Messwerte variieren \u00fcber 4 Gr\u00f6\u00dfenordnungen. Die mittlere Partikelanzahlkonzentration der Gesamtbelastung liegt in der Eisenbahnstra\u00dfe bei ca. 22 000 Partikel/cm³, die der Zusatzbelastung bei ca. 9 000 Partikel/cm³.
- Die meisten Partikel sind bei allen Stationen in der Größenklasse 10 bis 100 nm (Aitken mode) zu finden. Hier sind ca. 73 % der Gesamtpartikelanzahl vertreten. Partikel im accumulation mode (100 bis 750 nm) tragen zu ca. 16 % zur Gesamtpartikelanzahl bei, Partikel im nucleation mode (3 bis 10 nm) etwa zu 11 %. Grobe Partikel (> 1 μm) sind nur in geringer Anzahl zu finden.
- Betrachtet man die Differenz zwischen Eisenbahnstraße und IfT, dann zeigt auch diese Zusatzbelastung eine ähnliche Anzahlverteilung wie die Gesamtbelastung. Auch hier liegt das Maximum im aitken mode (ca. 74 %). Im accumulation mode finden sich ca. 12 % und im nucleation mode ca. 14 % der Partikel.
- Für die Zusatzbelastungen (d. h. Konzentrationen an Station Eisenbahnstraße minus IfT) von NO<sub>x</sub> und Partikelanzahlen der Durchmesser 10 bis 100 nm (aitken mode) wird mit R<sup>2</sup> = 0.66 die beste Korrelation festgestellt. Die Korrelation im nucleation mode (3 bis 10 nm) ist mit R<sup>2</sup> = 0.53 nur geringfügig schlechter. Im accumulation mode (100 bis 750 nm) nimmt das Bestimmtheitsmaß deutlich auf R<sup>2</sup> = 0.24 ab. Dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass die Auspuffpartikel im Wesentlichen den ultrafeinen Partikeln zugeordnet werden können.
- Der Verlauf der Wochengänge der Konzentrationen kann Hinweise auf Quellzuordnung (PKW, LKW) und Minderungspotenzial geben. Deshalb wurden die Wochengänge der NO<sub>x</sub>-und Partikelanzahlzusatzbelastungen erstellt. Es kann dabei festgestellt werden, dass die NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen in der Eisenbahnstraße infolge der Verkehrsabnahme von werktags ca. 20 000 Kfz/d auf sonntags ca. 10 000 Kfz/d und insbesondere auf-

grund der Abnahme der LKW-Fahrleistung um 75 % sonntags auf ca. 50 % der mittleren werktäglichen NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung absinken. Die Gesamtpartikelzusatzbelastung sinkt von werktags auf sonntags sogar um ca. 80 %. Dies korreliert gut mit der o. g. Abnahme der LKW-Fahrleistung und weist bei den Partikelanzahlen auf die Dominanz der Emissionen infolge der (dieselbetriebenen) LKW hin. Die Unsicherheit bei der Bestimmung der Zusatzbelastung für Partikelanzahlen im accumulation mode ist relativ groß. Darauf weisen die häufig negativen Zusatzbelastungen hin.

 Mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode konnte für die Eisenbahnstraße im Zeitraum 17.10. bis 31.12.2003 ein Partikelanzahlemissionsfaktor von ca. 1.4 10<sup>14</sup> Partikel/(km Fzg) abgeleitet werden.

#### Ergebnisse der Literaturrecherche Straßenverkehr

#### Massebezogene Betrachtungen:

- 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. An vermessenen niederländischen Straßen scheinen nur Abriebe, nicht aber die Resuspension von Straßenstaub relevant zu sein. Dies stellten Keuken et al. (1999) fest, in dem sie mittels Emissionsfaktoren aus dem nationalen Emissionskataster für Auspuff, Reifen-, Brems- und Straßenabrieb PM10-Immissionen berechneten und diese mit Konzentrationsmessungen verglichen. Allerdings liegen die auspuffbedingten Emissionsfaktoren der holländischen Emissionsdatenbank für das dort betrachtete Bezugsjahr 1997 etwa doppelt so hoch wie die aus dem (deutschen) Handbuch für Emissionsfaktoren.
- 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 detaillierten 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 Emissionen aus dem Verhältnis zwischen PM10 und NO<sub>x</sub>-Immissionen abgeleitet.

- 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 verfügbaren Datenkollektiv) eher unterschätzt.
- 4. Die US-EPA entwickelte in den letzten zwei Jahren ihr Modell dahingehend 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 Staubbeladung 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 (Lohmeyer, 2004) weist an Werktagen mit Regen auf eine Abnahme der Emissionsfaktoren von ca. 40 % hin, an Sonntagen mit Regen wurde keine Abnahme (eher eine geringe Zunahme) gegenüber dem mittleren trockenen Sonntag beobachtet. Gehrig et al. (2003) fanden an einer Straße keine Abnahme der Emissionsfaktoren in Regenstunden und an einer anderen Straße ca. 50 % Reduktion für den Anteil PM10-PM1. Die oben diskutierten Ergebnisse an der Lützner Straße weisen an Werktagen auf Emissionsreduktionen von kleiner 20 % gegenüber dem mittleren trockenen Werktag hin.
- 7. Trockene Straßenreinigung scheint entsprechend amerikanischer Untersuchungen (TRAKER-Messungen) keinen bzw. kurzzeitig sogar einen negativen Einfluss auf die Höhe der PM10-Emissionsfaktoren zu haben (Etyemezian et al., 2003b; Kuhns et al., 2003).

- 8. Lohmeyer (2001) erläuterten, 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<sub>x</sub>-Verhältnissen zu deutlich unsicheren Ergebnissen führt als die Anwendung des modifizierten EPA-Modells.
- 9. In den großen europäischen Emissionsdatenbanken, aber auch im amerikanischem 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 vom 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. Gezielte Messungen zum Einfluss des Straßenzustandes bzw. der Art des Fahrbahnbelages auf die PMx-Emission liegen bisher nicht vor. Von verschiedenen Autoren werden allerdings Hinweise über einen möglichen großen Einfluss gegeben. So zeigten Lohmeyer (2003b) für eine Innerortsstraße in Brandenburg, dass beim Übergang von geflicktem Kleinpflaster auf Asphalt eine deutliche PM10-Reduktion beobachtet werden konnte. Allerdings konnten durch die neueren Datenauswertungen an der Lützner Straße in Leipzig (siehe oben) die extrem hohen Emissionsfaktoren der älteren (nur vierwöchigen Messkampagne) nicht bestätigt werden. Die Konzentrationen und aus einem einjährigen Datenbestand neu abgeleiteten Emissionsfaktoren weisen dennoch auf einen sehr hohen Anteil nicht auspuffbedingter PM10-Emissionen hin. Lohmeyer (2003a) wiesen durch Messungen an der Göttinger Straße in Hannover nach, dass die Staubbeladung 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 starke Kritik an der bisher als wichtigen Parameter verwendeten Staubbeladung im PM10-Emissionsmodell. Bezüglich des Einflusses des Fahrbahnzustandes auf die PM10-Emission ist somit weiterhin dringender Forschungsbedarf gegeben.

11. PM10- und PM2.5- bzw. PM1-Emissionsfaktoren liegen in einem größeren Umfang vor, als dies im Jahr 2001 der Fall gewesen ist. Es sind auch durch ein Forschungsprojekt der Bundesanstalt für Straßenwesen (Lohmeyer, 2004) PM10-Messungen und daraus abgeleitete Emissionsfaktoren für Autobahnen und Außerortsstraßen bekannt. In diesem Forschungsprojekt wurde ein Vorschlag für die nicht auspuffbedingten PM10-Emissionsfaktoren für solche Straßentypen erarbeitet. Diese Emissionsfaktoren für Autobahnen liegen deutlich niedriger als durch das modifizierte EPA-Modell angenommen.

### Anzahlbezogene Betrachtungen:

- 12. Detaillierte Untersuchungen von verschiedenen Messkampagnen zu den Partikelanzahlverteilungen und -emissionsfaktoren werden in der Literatur beschrieben.
- 13. In Tunneln dominieren dabei die Partikel in der Größenklasse 0.1 bis 1 μm. In der Fraktion 2.5 bis 10μm wurden die geringsten Anzahlkonzentrationen bestimmt. Partikel, die für Reifenabrieb und/oder Resuspension typisch sind, wurden dort nur in geringen Mengen gefunden.
- 14. Messergebisse zeigen, dass der Verkehr vor allem im Nanopartikelbereich (D <30 nm) eine sehr hohe Partikelanzahl emittiert. Diese Partikel entstehen durch homogene Nukleation, d. h. wenn das Fahrzeugabgas direkt nach der Auspuffemission sehr rasch durch die Umgebungstemperatur abgekühlt wird.
- 15. Im Akkumulationsmode (50 bis 300 nm) liegt eine weitere wichtige Emissionsquelle. Diese besteht zu einem erheblichen Anteil aus Rußpartikeln, welche sehr oft Dieselmotoren zugeordnet werden können.
- 16. Die Partikelanzahlkonzentrationen und Emissionsfaktoren zeigen im Coarse Mode (1 bis 10 μm) einen Tagesgang. Dieser wurde durch die entsprechenden Autoren mit Abrieben und Resuspension begründet.
- 17. Die in der Literatur angegebenen Partikelanzahl-Emissionsfaktoren zeigen im Wesentlichen die gleiche Größenordnung. Unterschiede können durch verschiedene Messbereiche, verkehrliche Einflussfaktoren und die räumliche Situation (Freiland, Tunnel, Straßenschlucht) erklärt werden.

#### Vorschlag für PM10-Emissionsberechnung Straßenverkehr

Das bisherige allgemein verwendete massebezogene PM10-Emissionsmodell (mEPA) weist deutliche Schwächen auf. Die größte ist die dort verwendete Staubbeladung 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 Staubbeladung für die zu betrachtende Straße nicht praktikabel, da sehr aufwendig. 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 PM10-Emissionsfaktoren einer Straße davon ausgegangen, dass sie sich für das zu betrachtende Bezugsjahr (Bzj) zusammensetzen aus den Emissionen aus dem Auspuff, den direkten Emissionen (also ohne vorherige Deposition auf der Straße) aus Abrieben (Reifen, Bremsen und Straßenbelag) und einem Beitrag infolge der Wiederaufwirbelung (Resuspension) von Straßenstaub, also

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

Dabei werden  $e_{PM\,10}^{Auspuff}$  (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

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

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

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

$$e_{PM10}^{Pot} = e_{PM10}^{\text{Re}\,\text{ifen}} + e_{PM10}^{\textit{Brems}} + e_{PM10}^{\textit{Straße}} + e_{PM10}^{\text{Re}\,\text{st}}$$

Um dieses Staubpotenzial als PM10 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 (wiederaufgewirbelte) 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 PM10-Emissionen

$$e_{PM10}^{Auf/Ab} = F_{Zus\,tan\,d} \cdot F_{kin} \cdot (e_{PM10}^{\,Re\,ifen} + e_{PM10}^{\,Brems} + e_{PM10}^{\,Straße} + e_{PM10}^{\,Re\,st})$$

Die Emissionsfaktoren für die Reifen- und Bremsabriebe könnten differenziert nach den verschiedenen Fahrzeugklassen europäischen Emissionsdatenbanken, wie z.B. der CORINAIR-Emissionsfaktordatenbank (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<sup>Rest</sup>) 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 quadratwurzelabhängigen (LKW). Die TRAKER-Messungen zeigten eine von der Fahrzeuggeschwindigkeit lineare Abhängigkeit des Emissionsfaktors bei konstanten Emissionspotenzial, allerdings niedrigere Emissionspotenziale auf Hochgeschwindigkeitsstraßen, sodass sich beide Abhängigkeiten konträr beeinflussen. Die im Entwurf von CORINAIR beinhalteten Reifenund 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 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 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

 $F_{kin} = 1$ 

F<sub>Zustand</sub> = 1 für Straßen im guten (Standardanwendung) und 3.6 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.

Es werden für die Berechnung der Emissionen für die Summe aus Reifen-, Brems-, Straßenund Kupplungsabrieb sowie Wiederaufwirbelung von eingetragenem Straßenstaub die in folgender aufgeführten Emissionsfaktoren empfohlen.

Verkehrssituation	Tempolimit [km/h]	Anteil Konstant fahrt [%]	Stand anteil [%]	PM10-Auf/Ab [n	
				PKW inkl. LNF	SV
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
HVS1	50	46	1	22	200
HVS2	50	52	1	30	300
HVS3	50	44	7	40	380
LSA1	50	44	7	40	380
HVS4	50	37	14	50	450
LSA2	50	32	20	60	600
LSA3	50	28	26	90	800
IO_Kern	50	23	33	90	800
IO_NS_dicht	50	32	5	90	800

In der bereits erwähnten Studie aus der Schweiz (Gehrig et al., 2003) werden anzahlbezogene Partikelemissionsfaktoren für verschiedene Straßenklassifikationen angegeben. Für die untersuchte innerstädtische Straße und die Autobahn sind die Emissionsfaktoren im Rahmen der großen Streubreiten der in der Literatur angegebenen Faktoren vergleichbar mit den bekannten Untersuchungen. Mögliche Aspekte der Unterschiede wurden diskutiert.

Es werden folgende Emissionsfaktoren zur Verwendung im sächsischen Emissionskataster vorgeschlagen:

Autobahn	PKW/LNF	6.5*10 <sup>14</sup> Partikel/km
	SV	69*10 <sup>14</sup> Partikel/km
Außerortsstraßen	PKW/LNF	3.0*10 <sup>14</sup> Partikel/km
	SV	69*10 <sup>14</sup> Partikel/km
Innerortsstraße	PKW/LNF	1.0*10 <sup>14</sup> Partikel/km
	SV	54*10 <sup>14</sup> Partikel/km

## Ergebnisse zu nicht auspuffbedingten Partikelemissionen von Geräten in Land- und Bauwirtschaft

Für die Bestimmung der PMx-Emissionen infolge *landwirtschaftlicher Prozesse* wird von IFEU Heidelberg vorgeschlagen, folgende Aktivitäten bzw. Emissionsfaktoren für die PM10-Emissionen infolge Abrieben und Aufwirbelung anzusetzen:

Landwirtschaft					
Feldarbeit Nutzung von Straßen und Feldwege					
(2x Bodenbearbeitung, 1 x Ernte)	(50 % Straßen, 50 % Feldwege)				
3 000 g PM/ha/a					
1 362 g PM <sub>10</sub> /ha/a	53 g PM <sub>10</sub> / km				
302 g PM <sub>2.5</sub> /ha/a					
IFEU 200					

Beispielrechnungen für die Situation in Sachsen zeigen, dass die Emissionen aus der Feldarbeit ca. 10-mal so hoch liegen wie durch die Nutzung von Straßen und unbefestigten Feldwegen. Die Gesamtemissionen betragen demnach ca. 1 100 t PM<sub>10</sub> pro Jahr für 2002. Die Feldarbeit leistet dabei mit ca. 1 000 t/a den dominierenden Beitrag zu den Gesamtemissionen. Trotz der Berücksichtigung von 12.5 Arbeitsvorgängen bleibt die Fahrt zum Feld mit ca. 100 t/a von untergeordneter Bedeutung.

Für die Bestimmung der PMx-Emissionen infolge *Prozesse aus der Bauwirtschaft* wird von IFEU Heidelberg vorgeschlagen, folgende Emissionsfaktoren für die PM10-Emissionen infolge Abrieben und Aufwirbelung (Einheit = [t/ ha/ Monat]) anzusetzen:

EPA Beschreibung	IFEU Verwendung	РМ	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
"Heavy Construction"	Straßenbau	1.345	0.270	0.055
"Homes"	Ein- & Zweifamilienhäuser	0.175	0.035	0.007
"Apartments"	Mehrfamilienhäuser & Nichtwohngebäude	0.625	0.125	0.025
<b>Quelle</b> : /ARB 1997b/ IFEU 2004				

Beispielrechungen für die Bautätigkeit in Sachsen zeigten, dass die PM10-Emissionen infolge der Bautätigkeit ca. 5-mal niedriger als die PM10-Emissionen aus der Landwirtschaft sind.

## Ergebnisse zu nicht auspuffbedingten Partikelemissionen im Schienen- und Luftverkehr

Zu den nicht auspuffbedingten Emissionen infolge Schienen- und Luftverkehr liegen in der Literatur nur sehr wenige Informationen vor. Die einzigen brauchbaren Emissionsfaktoren wurden durch das Schweizer BUWAL veröffentlicht. Als Resultat von Untersuchungen aus dem Jahr 1999 werden Emissionsfaktoren für mechanischen Abrieb im Offroad-Bereich angegeben. Unter anderem werden für den Schienenverkehr folgende Werte zusammengefasst:

Radabrieb 0.63 g/km
Bremsabrieb 10.4 g/km
Fahrleitungsabrieb 0.16 g/km
Schienenabrieb 2.75 g/km

Im Jahr 2002 veröffentlichte das BUWAL Ergebnisse neuerer Untersuchungen. Bzgl. der Bremsabriebe stellten die Autoren unter Berücksichtigung der Unsicherheiten der Messungen fest, dass die oben postulierten Emissionsfaktoren für den Bremsabrieb wesentlich zu hoch liegen. Die neueren Messungen deuten darauf hin, dass sie um etwa einen Faktor 5 (also  $10.4~\text{g/km} \cdot 1/5 \approx 2~\text{g/km}$ ) reduziert werden müssten. Weil beladene Güterzüge einen geringeren Feinstaubanteil aufweisen, könnte der Faktor sogar noch größer ausfallen. In einer abschließenden Bewertung kamen die Autoren zu folgendem Schluss:

- An extrem frequentierten Bahnstandorten ist eine Erhöhung der Immissionen messbar. Sie lag beim Güterverkehrsstandort Brugg bei ca. 3 μg/m³, wobei Hinweise bestehen, dass auch andere Quellen als der Bahnverkehr zu dieser Erhöhung beitragen. Im schlecht durchlüfteten Standort Bahnhof Basel SBB betrug die Erhöhung 8 μg/m³. Sie ist dem Zugsverkehr, dem übrigen Bahnhofsbetrieb und anderen lokalen Quellen zuzuschreiben.
- Ein wesentlicher Teil der bahnbedingten Emissionen liegt nicht als PM10, sondern in Form größerer Partikel vor.

- Diese Resultate zeigen den aktuellen Stand des Wissens auf. Die Unsicherheiten sind bei den Emissions-/Immissionsmessungen und den Sensitivitätsanalysen noch sehr groß. Die statistische Basis ist für Verallgemeinerungen noch zu schwach.
- Auf Grund der PM10-Tagesmittelwerte und deren Eisenanteile scheint es, dass in Brugg der größte Teil der Differenz zum Hintergrundstandort vom Schienenverkehr verursacht wird. Analysiert man jedoch die zeitlich aufgelösten Werte, so fehlt die Korrelation mit den Zugfrequenzen. Der gemessene Tagesverlauf stimmt hingegen besser mit dem Straßenverkehr überein. Damit bleibt die Frage noch unbeantwortet, welcher Teil der gemessenen Differenzen zwischen Bahnstandort und Hintergrund effektiv vom Schienenverkehr verursacht wird.

Von den Autoren wird auf den dringenden weiteren Untersuchungsbedarf hingewiesen. Dies betrifft insbesondere Emissionsmessungen auf Bremsenprüfständen und weiterführende detaillierte Immissionsmessungen einschließlich Inhaltsstoffanalysen an unterschiedlichen Messpunkten im Bereich stark frequentierter Bahnlinien.

Für die Quellgruppe Flugverkehr gibt das BUWAL folgende nicht auspuffbedingte PM10-Partikelemissionensfaktoren an:

Reifenabrieb 50.3 g/LTO
Bremsabrieb 0.10 g/LTO
Pistenabrieb 140 g/LTO

LTO = Landing and Take-Off Zyklus

#### 12 LITERATURNACHWEIS

- Abu-Allaban, M., Coulomb, W., Gertler, A. W., Gillies, J., Pierson, W. R., Rogers, C. F., Sagebiel, J. C., and Tarnay, L. (2002): Exhaust particle size distribution measurements at the Tuscarora Mountain tunnel. Aerosol Science and Technology 36, 771-789.
- Abu-Allaban, M., Gillies, J. A., Gertler, A. W., Clayton, R., Proffott, D. (2003): Tailpipe, resuspended road dust, and brake-wear emission factors from on-road vehicles. Atmospheric Environment 37 (2003), 5283-5293.
- Anke, K., Sähn, E., Klinger, M. (2002): Pilotprojekt zur Auswertung von Immissionsdatensätzen auf Basis von Screeningfunktionen. Fraunhofer Institut für Verkehrs- und Infrastruktursysteme Dresden, Im Auftrag des Landesamt es für Umwelt und Geologie Sachsen, September 2002.
- APEG (1999): Source appointment of airborne particulate matter in the United Kingdom. Report of the Airborne Particles Expert Group, prepared on behalf of the Dept. of the Environment, Transport and the Regions, the Welsh Office, The Scottish Office and the Dept of the Environment (Northern Ireland).
- Baumann, W., Ismeier, M. (1997): Exemplarische Erfassung der Umweltexposition ausgewählter Kautschukderivate bei der bestimmungsgemäßen Verwendung in Reifen und deren Entsorgung. Endbericht zum Forschungsvorhaben 206 02 081. Herausgeber: Institut für Umweltforschung INFU) der Universität Dortmund. Juli 1997.
- 22. BlmSchV (2000): 22. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionsgrenzwerte für Schadstoffe in der Luft 22. BlmSchV). In: BGBI I Nr. 66 vom 17.9.2002, S. 3626.
- Brandt, A., Schulz, T., Bösinger, R., Bächlin, W., Lohmeyer, A. (2002): PM10 Emissionsmodell für den Straßenverkehr in Nordrhein-Westfalen. Gefahrenstoffe Reinhaltung der Luft (2002).
- Bringfelt, B., Backström, H., Kindell, S., Omstedt, G., Persson, C., Ullerstig, A. (1997): Calculations of PM10-concentations in Swedish cities Modelling of inhalable particles. Published by Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Norrköping, Sweden (Report number RMK No. 76).

- Brunner, P. G.: (1977): Straßen als Ursachen der Verschmutzung von Regenwasserabflüssen Ein Überblick über den Stand der Forschung. In: Wasserwirtschaft 67 (1997) 4 S. 98 101.
- BUWAL (1999): PM10-Emissionsfaktoren: Mechanischer Abrieb im Offroad-Bereich. Hrsg.: Bundesanstalt für Umwelt, Wald und Landschaft, Carbotech, Bern 1999.
- BUWAL (2000): Abschätzung der PM<sub>10</sub>-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 (2001a): PM10 Fragen und Antworten zu Eigenschaften, Emissionen, Immissionen, Auswirkungen und Maßnahmen. Hrsg.: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, Stand 29. März 2001.
- BUWAL (2001b): Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen. Umweltmaterialien Heft Nr. 136, 2001.
- BUWAL/EMPA (2001): PM10-Immissionen im Nahbereich von Eisenbahnen, Bestimmung der PM10-Massenkonzentration und des Eisenanteils. Hrsg.: Bundesanstalt für Umwelt, Wald und Landschaft, EMPA, Dübendorf, November 2001.
- BUWAL/INFRAS/METEOTEST (2001): PM10 aus dem Schienenverkehr. Hrsg.: Bundesanstalt für Umwelt, Wald und Landschaft, INFRAS in Zusammenarbeit mit METEOTEST, Bern 2001.
- BUWAL/PSI (2001): PM10 Aerosol Concentrations in the Vicinity of Railways. Hrsg.: Bundesanstalt für Umwelt, Wald und Landschaft, Paul Scherrer Institut (PSI), Villigen, November 2001.
- BUWAL (2002): PM10-Emissionen des Verkehrs. Statusbericht Teil Schienenverkehr. Umweltmaterialien Nr. 144 Luft, Hrsg. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft, Bern 2002.
- Cadle, S. H., Williams, R. L. (1979): Gas and particle emission from automobil tires in laboratory and field studies. In: Ruber Chemistry and Technology 52 (1979) 1 S. 146 –158.

- Carbotech AG (2000a): Tunnelmessungen zur Ermittlung von Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (Auswertung von Luftmessungen im Airsdorftunnel). Folgearbeiten zum BUWWAL-Bericht SRU Nr. 255. Basel, Oktober 2000.
- Carbotech AG (2000b): Morphologische Charakterisierung von PM<sub>10</sub>. Folgearbeiten zum BUWAL-Bericht SRU Nr. 255. Basel, Juli 2000.
- Cardina, J. A. (1974): Particle size determination of tire-tread rubber in atmospheric dust. In: Rubber Chemistry and Technology 47 (1974) 4 S. 1005 1010.
- Charron, A., Harrison, R.M. (2003): Primary particle formation from vehicle emissions during exhaust dilution in the roadside atmosphere. Atmospheric Environment 37 (2003).
- Claiborn, C., Mitra, A., Adams, G., Bamesberger, L., Allwine, G., Kantamaneni, R., Lamb, B., Westberg, H. (1995): Evaluation of PM10 emission rates from paved and unpaved roads using tracer techniques. In: Atmospheric Environment 29, No. 10, pp. 1075-1089.
- 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
- Dannis, M. L. (1974): Rubber dust from the normal wear of tires. In: Rubber Chemistry and Technology 47 (1974) 4 S. 1011 1037.
- Danninger, E. (2002): Die Zunahme des Verkehrs auf Oberörsterreichs Autobahnen und ihre Auswirkungen auf die Luftqualität. Land Oberösterreich Linz, <a href="http://www.ooe.gv.at">http://www.ooe.gv.at</a> vom 05.02.2003.
- Dreiseidler, A., Baumbach, G. (1999) Studie zur Korngrößenverteilung (< PM<sub>10</sub> und < PM<sub>2,5</sub>) von Staubemissionen. Forschungsbericht 297 44 853, Universität Stuttgart, Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD), Abteilung Reinhaltung der Luft (RdL) im Auftrag des Umweltbundesamtes, 1999.
- EG-Richtlinie 99/30/EG (1999): Richtlinie des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Ausgabe L, Heft 163, S. 41ff. vom 29.06.1999.

- EPA (1993): Emission Factor Documentation for AP-42, Section 13.2.1, Paved Roads, March 1993.
- EPA (1995): Compilation of air pollution emission factors, Vol. 1 and Vol. 2, AP-42, 5<sup>th</sup> edition.
- EPA (1997): Compilation of Air Pollutant Emission Factors AP-42, 5. Edition, Vol. I, Chapter 13, Section 13.2.1, Miscellaneous sources, October 1997.
- Etyemezian, V., Kuhns, H., Gillies, J., Green, M., Pitchford, M., Watson, J. (2003a): Vehicle-based road dust emission measurement: I methods and calibration. Atmospheric Environment 37 (2003) 4559-4571.
- Etyemezian, V., Kuhns, H., Gillies, J., Chow, J., Hendrickson, K., McGown, M., Pitchford, M. (2003b): 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.
- FGSV Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen Köln (2001): Arbeitspapiere zur Systematik der Straßenerhaltung AP9, Zustandserfassung und -bewertung der Fahrbahnoberflächen von Straßen (ZEB), Erhaltungsplanung. Ausgabe 2001.
- 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 PM<sub>10</sub> AND PM<sub>2.5</sub> EMISSION FACTORS FROM PAVED ROADS IN CALIFORNIA. Final Report Contract No. 98-723. California Air Resources Board Monitoring and Laboratory Division, 1001 I Street, Sacramento, CA 95812, 02-AP-18381-003-FR, June 2001.
- Friedrich, U., Düring, I. (2004): PM10-Immissionsminderung durch die Ortsumfahrung einer Kleinstadt sowie durch Fahrbahnbelagsänderung in einer städtischen Straßenschlucht. Eingereicht zur Veröffentlichung in der Zeitschrift "Immissionsschutz".

- Fromme, R. (1996): Literaturstudie zu Reifenabrieb als Quelle für Luftschadstoffe. Diplomarbeit an der TU Berlin, Januar 1996.
- Fukuzaki, N., Yanaka, T., Urushiyama, Y. (1986): Effects of studdet tires on roadside airborne dust pollution in Niigata, Japan. In: Atmospheric Environmental 20 (1986) 2 S. 377 386.
- Garben, M., Wiegand, G., Liwicki, M., Eulitz, S. (1996): Emissionskataster Kraftfahrzeugverkehr Berlin 1993. IVU GmbH, im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin.
- Gebbe, Hartung, Berthold (1997): Quantifizierung des Reifenabriebs von Kraftfahrzeugen in Berlin. Teil II: Endbericht, Technische Universität Berlin, ISS-Fahrzeugtechnik, im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin 1997.
- Gehrig, R., Hofer, P. (2000): Vergleichsmessungen von PM10- und totalem Schwebstaub (TSP). Abschätzung von PM10-Kenngrößen aus TSP-Messungen. In: Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft 60 (2000), Nr. 10.
- Gehrig, R., Hill, M., Buchmann, B., Imhof, D., Weingartner, E., Baltensperger, U. (2003): Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Abschlussbericht der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) und des Paul Scherrer Institutes (PSI) zum Forschungsprojekt ASTRA 2000/415. Juli 2003. www.empa.ch/plugin/template/empa/700/5750/---/l=1
- Gidhagen, L., Johansson, C., Ström, J., Kristensson, A., Swietlicki, E., Pirjola, L., Hansson, H.-C. (2003): Model simulation of ultrafine particles inside a road tunnel. Atmospheric Environment 37 (2003). 2023-2036
- Gidhagen, L., Johansson, C., Langner, J., Olivares, G. (2004): Simulation of NO<sub>x</sub> and ultrafine particles in a street canyon in Stockholm, Sweden. Atmospheric Environment 38 (2004) 2029-2044.
- Graskow, B.R., Kittelson, D.B. Abdul-Khalek, I.S., Ahmadi, M.R., Morris, J.E. (1998): Characterization of exhaust particulate emissions from a spark ignition engine. SAE Technical Papers 980528.

- Graskow, B.R., Kittelson, D.B. Ahmadi, M.R., Morris, J.E. (1999): Exhaust particulate emissions from a direct injection spark ignition engine. SAE Technical Papers 1999-01-1145.
- Graskow, B.R., Ahmadi, M.R., Morris, J.E., Kittelson, D.B. (2000): Influence of fuel additives and dilution conditions on the formation and emission of exhaust particulate matter from a direct-injection, spark-ignition engine. SAE Technical Papers 2000-01-2018.
- Gustafsson, M. (2001): Non-exhaust particles in the road environment. A literature review. Swedish National Road and Transport Research Institute, Linköping Sweden. ISSN: 0347-6049.
- Höfflinger, W., Koschutnig, W. (2003): Diffuse Staubemissionen durch den Fahrzeugverkehr auf den Straßen der Stadt Wien. Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft 63 (2003) Nr. 10 Oktober.
- Hüglin, C. (2000): Anteil des Straßenverkehrs an den PM10- und PM2.5-Immissionen. Chemische Zusammensetzung des Feinstaubes und Quellenzuordnung mit einem Rezeptormodell. Berichte des NFP 41 "Verkehr und Umwelt", Bericht C4, Bern 2000.
- Hüglin, C., Gehrig, R., Hofer, P., Monn, C., Baltensperger, U. (2000): Partikelemissionen (PM10 und PM2.5) des Straßenverkehrs. Chemische Zusammensetzung des Feinstaubes und Quellenzuordnung mit einem Rezeptormodell. Bericht des NFP41" Verkehr und Umwelt", Bericht C4. EMPA, Abt. Luftfremdstoffe / Umwelttechnik, CH-8600 Dübendorf.
- Israël, G.W. (1992): Analyse der Herkunft und Zusammensetzung der Schwebstaubimmission. Abschlussbericht zum F & E-Vorhaben UBA F + E-Nr. 104 025 97, 275 Seiten. (10.13.32)
- Israël, G.W., Pesch, M., Schlums, C. (1994): Bedeutung des Reifenabriebs für die Rußemission des Kfz-Verkehrs. Staub Reinhaltung der Luft 54, S. 423-430. Springer-Verlag.
- Israël, G.W., Schlums, C., Treffeisen, R., Pesch, M. (1996): Rußimmission in Berlin Herkunftsbestimmung, KFZ-Flottenemissionsfaktoren, Vergleichbarkeit von Probenahmemethoden. Fortschrittberichte VDI, Reihe 15: Umwelttechnik Nr. 152, ISBN 3-18-315215-0, VDI-Verlag Düsseldorf, Februar 1996.

- Jamriska, M. and Morawska, L. (2001): A model for determination of motor vehicle emission factors from on-road measurements with a focus on submicrometer particles. The Science of The Total Environment 264, 241 255.
- Johansson, C., Hadenius, A., Johansson, P. A., Jonson, T. (1999): NO<sub>2</sub> and Particulate matter in Stockholm Concentrations and population exposure. The Stockholm Study an Health effects of Air Pollution and their Economic Consequences. Swedish National Road Administration. Borlänge, Sweden. Available at http://www.slb.nu/lvf.
- Johansson, C. (2002): Institute of Applied Environmental Research ITM Stockholm University & EHPA, Stockholm http://secus.met.fu-berlin.de/veranstaltungen/Dokumentation PM10/Johannson.pdf
- Ketzel, M., Wahlin, P., Kristensson, A., Swietlicki, E. (2003a): Particle size distribution and particle mass measurements at urban, near-city and rural level in the Copenhagen area and Southern Sweden. Submitted to: Atmospheric Chemistry and Physics (ACP), 17.09.2003.
- Ketzel, M., Wahlin, P., Berkowicz, R., Palmgren, F. (2003b): Particle and trace gas emission factors under urban driving conditions in Copenhagen based on street and roof level observations. Atmos. Chem. Phys. Discuss., 3, 5513-5546, 2003.
  <a href="http://www.copernicus.org/EGU/acp/acpd/3/5513/">http://www.copernicus.org/EGU/acp/acpd/3/5513/</a>
- Ketzel, M., Berkowicz, R. (2004): Modelling the fate of ultrafine particles from exhaust pipe to rural background: an analysis of time scales for dilution, coagulation and deposition. Atmospheric Environment 38 (2004) 2639-2652.
- Keuken, M.P. (1997): Emissies dorr vracht- en personenverkeer gemeten in de Drechttunnel. 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
- Kim, M. G., Yagawa, K., Inoue, H., Lee, Y. K., Shirai, T. (1990): Measurment of tire tread in urban air by pyrolysis-gas chromatography with FPD. In: Atmospheric Environmental 24A (1990) 6 S. 1417 1422.

- Kim, D. (2002): Nucleation and coagulation of particulate matter inside a turbulent exhaust plume of a diesel vehicle. PhD thesis. Department of Mechanical Aerospace Engineering, West Virginia University.
- Kittelson, D. B., Watts, W. F. and Johnson, R. J. (2001): Fine particle (nanoparticle) emissions on Minnesota highways. Minnesota Department of Transportation, St. Paul, MN. Final Report, May 2001.
- Kirchstetter, W., Harley, R. A., Kreisberg, N. M., Stolzenburg, M. R, Hering, S. V. (1999): On-road measurement of fine particle and nitrogen oxide emissions from light- and heavy-duty motor vehicles. Atmospheric Environment 33, 2955-2668.
- Klingenberg, H., Schürmann, D., Lies, K.-H. (1991): Dieselmotorabgas Entstehung und Messung. In: VDI-Bericht Nr. 888, S. 119-131.
- Kuhns, H., Etyemezian, 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.
- Kuhlbusch, T.A.J., Quass, U., Fissan; H. (2002): Identifizierung von Quellen des Feinstaubes Grundlagen, Methoden und Ergebnisse, in VDI Bericht 1656, VDI Verlag, Düsseldorf 101-110.
- Kuykendal, B. (2000): E-Mail of Bill Kuykendal, EPA, Section Project Officer, Emission Factor and Inventory Group to Antonio Gamez, Ing.-Büro Lohmeyer, dated Nov. 17, 2000.
- Lindgren, A. (1998): Road Construction Materials as a Source of Pollutants. Division of Traffic Engineering Department of Environmental Engineering Lulea University of Technology SE-971 87 Lulea, Sweden. Doctoral Thesis 1998:05.
- Lohmeyer, A., Nagel, T., Clai, G., Düring, I., Öttl, D. (2000): Bestimmung von Kurzzeitbelastungswerten Immissionen gut vorhergesagt. In: Umwelt (kommunale ökologische Briefe) Nr. 01/05.01/2000.
- Lohmeyer, A., Düring, I. (2001): Validierung von PM10-Immissionsberechnungen im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Feinstaubbildung von Straßen. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul. Projekt 2286/C, Juni 2001. Gutachten im

- Auftrag von: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin und Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- Lohmeyer (2002a): 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 Straßenwegen, Bergisch Gladbach.
- Lohmeyer (2002b): Machbarkeitsstudie zu kombinierten Lärmminderungs-/ Luftreinhalteplänen in Brandenburg Teil Lufthygiene. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul. Projekt 2397, Mai 2002. Gutachten im Auftrag von: Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung Brandenburg über Planungsbüro Richter-Richard, Aachen.
- Lohmeyer (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 <a href="https://www.lohmeyer.de/literatur.htm">www.lohmeyer.de/literatur.htm</a>.
- Lohmeyer (2003b): Machbarkeitsstudie zu kombinierten Lärmminderungs-/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.
- Lohmeyer (2004): FE 02.222/2002/LRB PM10-Emissionen an Außerortsstraßen. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG. Projekt 70016-03-10, Oktober 2004. Gutachten im Auftrag von: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach (unveröffentlicht).
- Löschau, G. (2002): Die Bestimmung der Größenverteilung und Anzahlkonzentration von Nanopartikeln in verkehrsnaher Außenluft in Dresden. LfUG Dresden, 37. Messtechnisches Kolloquium Mai 2002 in Eltville am Rhein.
- 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 (2003): Persönliche Mitteilung vom 08.09.2003.
- MLuS 02 (2002): Merkblatt über Luftverunreinigungen an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung. Hrsg.: Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen e.V., Köln. Ausgabe 2002.
- MOBILE6.x (2003): Official Release of the MOBILE6 Motor Vehicle Emissions Factor Model. <a href="http://www.epa.gov/fedrgstr/EPA-AIR/2002/January/Day-29/a2125.html">http://www.epa.gov/fedrgstr/EPA-AIR/2002/January/Day-29/a2125.html</a> vom 25.08.2003.
- Muschack, W. (1989): Straßenoberflächenwasser eine diffuse Quelle der Gewässerbelastung. Vom Wasser, 72, S. 267 282.
- Muschak, W. (1990): Pollution of Street Run-Off by Traffic and Local Conditions. The Science of the Total Environment, 93, pp. 419-431. Elsevier.
- Palme, F., Rabl, P. (2004): Korngrößen und Inhaltsstoffe von urbanen Stäuben Einflüsse von Kfz-Emissionen. Workshop PMx-Quellenidentifizierung Mühlheim/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). Mid-term report 2000-2002. NERI Technical Report No. 460. http://www.dmu.dk/1\_Viden/2\_Publikationer/3\_fagrapporter/rapporter/FR460.PDF.
- Pierson, W. R., Brachaczek, W. W. (1974): Airborne particulate debris from rubber tires: In: Rubber Chemistry and Technology 47 (1974) 5 S. 1275 1299.
- Rabl, P. (2003): Persönliche Mitteilung (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz).
- 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. (1999a): Determination of Emission Factors for Tire Wear Particles up to 10 µm by Tunnel Measurements. Paper presented at 8<sup>th</sup> International Symposium Transport and Air Pollution, Graz, Österreich 31. Mai 2. Juni 1999.
- Rauterberg-Wulff, A. (1999b): Beitrag des Reifen- und Bremsenabriebs zur Rußemission an Straßen. Fortschrittsberichte des VDI, Reihe 15: Umwelttechnik Nr. 202.
- Rauterberg-Wulff, A. (2000): Untersuchung über die Bedeutung der Staubaufwirbelung für die PM10-Immission an einer Hauptverkehrsstraße. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, TU Berlin, Fachgebiet Luftreinhaltung, Januar 2000.
- SBB (2001): Schweizerische Bundesbahnen, Feinstaubemissionen von Gussklotzbremsen, Bern 21. Nov. 2001 unveröffentlicht.
- 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 Geographie, Lehrstuhl für Landschafts- und Geoökologie zur Erlangung des akademischen Grades Diplom-Geographin.
- Sieker, F.; Grottker, M. (1988): Beschaffenheit von Straßenoberflächenwasser bei mittlerer Verkehrsbelastung. Bericht der Universität Hannover, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Juni 1987, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 530, 1988. Hrsg. BMV, Abt. Straßenbau, Bonn.
- SMHI (2002): Nordic model workshop held at Arkö, Norrköping, March 5-6, 2002. Report edited by SMHI Workshop and report financed by the Swedish Environmental Protection Agency, August 30, 2002.
- Sieker, F.; Grottker, M. (1988): Beschaffenheit von Straßenoberflächenwasser bei mittlerer Verkehrsbelastung. Bericht der Universität Hannover, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtsch. Wasserbau, Juni 1987, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 530, 1988. Hrsg. BMV, Abt. Straßenbau, Bonn.
- 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.
- Sturm, P.J., Baltensperger, U., Bacher, M., Lechner, B., Hausberger, S., Heiden, B., Imhof, D., Weingartner, E. Prevot, A.S.H., Kurtenbach, R., Wiesen, P. (2003): Poadside measurements of particulate matter size distribution. Atmospheric Environment 37, 5273-5281.
- Tiitta, P., Raunemaa, T., Tissari, J., Yli-Tuomi, T., Leskinen, A., Kukkonen, J., Härkönen, J., Karppinen, A. (2002): Measurements and modelling of PM<sub>2.5</sub> concentrations near a major road in Kuopio, Finland. Atmospheric Environment 36 (2002) 4057-4068.
- TNO (2001): TNO CEPMEIP database (http://www.air.sk/tno/cepmeip).
- US-EPA (2003): Recommendations for Emission Factor Equations in AP-42 Paved Roads Section: Technical Memorandum. 21. August 2003.
- Venkatram, A. (2000): A critique of empirical emission factor models: a case study of the AP-42 model for estimating PM10 emissions from paved roads. In: Atmospheric Environment 34, pp. 1 11.
- Zhang, K. M., Wexler, A. S. (2002): Modeling the number distributions of urban and regional aerosols: theoretical foundations. Atmospheric Environment 36 (2002) 1863-1874.

#### 13 ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

AKS Ausbreitungsklassenstatistik

BImSchG Bundes-Immissionsschutzgesetz

BImSchV Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz

DTV durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke

EPA Environmental Protection Agency

EF Emissionsfaktor

EMPA Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt

HBEFA Handbuch für Emissionsfaktoren

JM Jahresmittelwert

Fzg Kraftfahrzeuge

LAI Länderausschuss für Immissionsschutz

LfUG Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie

LKW Lastkraftwagen

LNF Leichte Nutzfahrzeuge

MLuS Merkblatt für Luftverunreinigungen an Straßen

NO Stickstoffmonoxid

NO<sub>2</sub> Stickstoffdioxid

NO<sub>x</sub> Stickoxid (ausgewiesen als NO<sub>2</sub>)

ÖPNV Öffentlicher Personennahverkehr

PKW Personenkraftwagen

PMx Particulate Matter  $\leq x \mu m$ 

SNfz schwere Nutzfahrzeuge

UBA Umweltbundesamt

VDI Verein Deutscher Ingenieure

ZB Zusatzbelastung

#### A N H A N G A1: ZUSAMMENSTELLUNG VON PM10-EMISSIONSFAKTOREN FÜR STRASSENVERKEHR

Ingenieurbüro Lohmeyer 30.11.2004

Quelle	Straße	Mess- zeitraum	Qual Klasse	Straßen- kategorie	Tempolimit [km/h]	DTV [Kfz/24h]	Anteil LKW [%]	PM10-E-Ges. g/(km*FZG)	PM10-E g/(km*PKW)	PM10-E g/(km*LKW)	PM10- Auf/Ab g/(km*FZG)	PM10- Auf/Ab g/(km*PKW)	PM10- Auf/Ab g/(km*LKW)	PM10-Auspuff g/(km*FZG)
Lohmeyer et al. (2003)	A5/Kenzingen	2001	С	AB>120		56700	13.1	0.072			0.026			0.047
Lohmeyeret al. (2003)	A5/Holzhausen	2001	С	AB>120		60700	12.9	0.070			0.025			0.045
eigene Ausw	A4/BASt	2002	C B	AB>120		72600	8.8	0.090			0.057			0.033
Rabl (2003)	A8/Zusmarshausen	2002	В	AB>120		56600	15.0							0.040
Gehrig et al. (2003)	A1/Birrhard	Mai-Aug 01	В	AB120	120	66200	10.6	0.083	0.063	0.267	0.050	0.047	0.074	0.033
Keuken et al. (1999)	N201/Holland	Dez 96	B-C	AB120	120	28000	10.0	0.100	0.040	0.640				
aimana Augus	A 4/ Jane	2002	0	A D 4 0 0	440	00000	45.0							
eigene Ausw Gehrig et al. (2003)	A4/Jena A4/Humlikon	2003 Okt-Dez 01	C B	AB100 AB100g	110 100	66000 40300	15.0 12.5	0.071	0.033	0.344	0.037	0.022	0.144	0.034
eigene Ausw	B10/Karlsruhe	2003	A	AB100g	100	75500	14.4	0.081	0.026	0.410	0.038	0.009	0.211	0.043
			_											
Israel et al. (1994)	Berlin/Lerchpfad Berlin/Lerchpfad	1989-92 2000	C C	BAB80 BAB80	80 80	150000 177200	8.0	0.216 0.140	0.096	1.600	0.169 0.106	0.073	1.271	0.047 0.034
Lohmeyer et al. (2003)	Berlin/Lerchprad	2000	C	BABOU	80	177200	5.8	0.140			0.106			0.034
Gehrig et al. (2003)	Aahltal	Dez 00-Apr 01	В	Innerorts50	50	26000	6.1	0.067	0.046	0.394	0.044	0.033	0.207	0.023
Keuken et al. (1999)	Holland/Drechttunnel	Mrz 99	B-C	Tunnel/BAB100	100	75000	s.u.*		0.040	0.800		0.023	0.506	
Keuken et al. (1997)	Holland/Drechttunnel	Jul 97	B-C	Tunnel/BAB100	100	k.A	s.u.*		0.045	0.920		0.028	0.626	
Israel et al. (1994)	Berlin/Tunnel Tegel	1994	В	Tunnel/BAB80	80	37000	6.0	0.071	0.038	0.597	0.032	0.016	0.290	0.039
Rauterberg Wulff (1998)	Berlin/Tunnel Tegel	Mai-Juni 1996	В	Tunnel/BAB80	80	40000	7.0	0.088	0.032	0.834	0.052	0.012	0.578	0.036
Laschober et al. (2004)	Kaisermühltunnel	SeptOkt. 02	В	Tunnel/BAB80	80	50000	12.6	0.047			0.001***	0.000	0.000	0.045
Chambaak at al. (2002)	Tunnal Tinnatad	New 00	ВС	Turnel/DADCO	60	04600	40.0	0.044			0.040			0.022
Sternbeck et al. (2002) Schmid et al. (2001)	Tunnel Tingstad Tauerntunnel	Nov 99 1997	B-C B	Tunnel/BAB60g Tunnel/BAB60g	60 60	81600 19500	10.0 15.0	0.044 0.085	0.030	0.394	0.012 0.036	0.016	0.143	0.032 0.049
Committee of the (2001)	radomitamior	1007	5	runnov Briboog	00	10000	10.0	0.000	0.000	0.001	0.000	0.010	0.110	0.010
Palme et al. (2004)	Brudermühltunnel	2001	В	Tunnel/IO>50	50	50000	8.0	0.031	0.017	0.193	0.010	0.004	0.075	0.021
Gehrig et al. (2003)	Z./Rosengartenstr.	JanMai 02	В	HVS1_8%	50	65000	5.8	0.056	0.030	0.496	0.022	0.017	0.115	0.034
Lahmayar/Bäshlin et al. (2002)	U /Cättinger Str	2001	۸	HVS2/HVS4	50	32000	8.0	0.085			0.044			0.041
Lohmeyer/Bächlin et al. (2003) Ketzel et al. (2003)	H./Göttinger Str. Kop./Jagtvej	2001 2001	A B	HVS2	50 50	26000	8.0 4.5	0.085			0.044			0.041 0.050
(====)	1.10[1.10]													
diese Arbeit	Dresden/Bergstraße	2003	С	HVS4_6%	50	18600	13.1	0.195			0.126			0.069
Gehrig et al. (2003)	Z./Weststraße	Okt. 02-März 03	В	LSA1	50	21000	6.1	0.104	0.049	0.703	0.075	0.039	0.383	0.029
Lohmeyer et al. (2003)	Aue/Bahnhofstr.	2000	C	LSA1	50	10000	5.0	0.097	0.043	0.700	0.069	0.000	0.505	0.028
, , ,														
Lohmeyer et al. (2003)	Neuenl./Langemarckstr.	2000	В	LSA2	50	42000	8.1	0.133			0.071			0.063
Lohmeyer et al. (2003)	R./Holbeinplatz	2000	В	LSA2	50	52000	11.0	0.116			0.041			0.076
Lohmeyer et al. (2003) Lohmeyer et al. (2003)	Wittenb./Dessauer St. Görlitz/Zeppelinstr.	2000 2000	C C	LSA2 LSA2	50 50	13700 21000	14.0 8.0	0.093 0.162			0.033 0.117			0.060 0.046
diese Arbeit	Görlitz/Zeppelinstr.	2002	C	LSA2 LSA2	50	24900	4.9	0.200			0.117			0.046
Lohmeyer et al. (2003)	Kiel/Westring	2002	В	LSA2	50 50	34000	3.5	0.032			-0.010			0.042
Lohmeyer et al. (2003)	B./Schildhornstraße	2000	В	LSA2	50	43200	5.6	0.067			0.016			0.051
Lohmeyer et al. (2001)	B./Schildhornstraße	Nov-Dez 2000	B-C	LSA2	50	43200	5.6	0.089	0.040	1.000	0.045	0.024	0.491	0.044
Lohmeyer et al. (2003)	Stuttgart Mitte	2001	В	LSA2	50	63300	2.3	0.065	0.0.0		0.028	0.02	00.	0.037
Lohmeyer et al. (2003)	B./Frankfurter Allee	2000	В	LSA2	50	62300	4.8	0.106			0.067			0.039
Rauterberg-Wulff (2000)	B./Frankfurter Allee	JulOkt. 1999	В	LSA2	50	62300	4.8	0.126	0.086	0.917	0.082	0.069	0.344	0.044
abg. aus Israel et al.('94)	B./Frankfurter Allee	1994/95	C	LSA2	50	54000	4.0	0.217			0.159			0.059
Friedrich (2001)	Cottbus/Bahnhofstr.	1998	В	LSA2	50	23200	6.7	0.152			0.092			0.060
Friedrich (2001)	Cottbus/Bahnhofstr.	1999	В	LSA2	50	27100	5.6	0.161			0.113			0.048
Friedrich (2001)	FF.Oder/Leipziger Str.	1998	В	LSA2	50	34300	6.2	0.151			0.094			0.057
Friedrich (2001)	P./HThoma-Str.	1998	В	LSA2	50	14700	4.5	0.120			0.073			0.047
Friedrich (2001)	P./HThoma-Str.	1999	В	LSA2	50	15200	5.2	0.133			0.087			0.046
Lohmeyer et al. (2003)	Nbg./Am Pferdemarkt	2000	В	LSA3	50	49500	10.0	0.219			0.148			0.071
Lohmeyer et al. (2004a)	Nauen/Berliner Str.	2001	В	LSA3	50	16200	6.7	0.235	0.160	1.280	0.186	0.145	0.726	0.049
Gehrig et al. (2003)	Zürich/Schimmelstr.	Jan-Mai 02	В	LSA3	50	27700	6.9	0.184	0.104	1.268	0.142	0.092	0.819	0.042
Lohmeyer et al. (2003)	HH./Stresemannstr.	2001	С	Tempo30	30	25000	10.0	0.018			-0.023			0.041
Lohmeyer et al. (2004a)	Nauen/Berliner Straße	1998	В	LSA3_schlecht	50	18600	7.4	0.420			0.350			0.070
diese Arbeit	Leipzig/Lützner Straße	2003	В	LSA3_schlecht	50	28900	4.2	0.420	0.044	1.800	0.093	0.032	1.500	0.070
diese Arbeit	Leipzig/Lützner Straße	11/03 -10/04	В	LSA1_schlecht	50	28300	4.5	0.120	0.044	1.800	0.098	0.033	1.500	0.022
Lohmeyer et al. (2001)	Leipzig/Lützner Straße	OktNov. 2000	С	LSA1_schlecht	50	26200	6.5	0.660			0.627			0.033

Tab. A1.1: Zusammenstellung der derzeit verfügbaren Daten. Kursive Werte=Angaben der Autoren zu Auspuffpartikeln. Blaue Werte=HBEFA2.1.

Rote Werte=auf Basis HBEFA2.1 und Aktualisierung nach IFEU (2004)

\*=PKW/LKW-Aufteilung aus den Fahrzeugflotten in einer Normal und einer für Schwerverkehr gesperrten Röhre Qualitätsklasse: Datenverfügbarkeit ist für A besser als für C

		Straßen-	Anteil	Flotte	PKW	LKW
				10 <sup>14</sup> Partikel/	10 <sup>14</sup> Partikel/	10 <sup>14</sup> Partikel/
Quelle	Straße	kategorie	LKW [%]	(Fzg km)	(Fzg km)	(Fzg km)
Gidhagen et al. (2003a)	Söderledstunnel Stockholm	Tunnel	5		2 bis 10	73
Kristensson et al. (2004)	Söderledstunnel Stockholm	Tunnel	5	4.6		
Gidhagen et al. (2003b)	Hornsgatan, Stockholm	IO/HVS	5			60
Gidhagen et al. (2004)	Hornsgatan, Stockholm	IO/HVS	5	3.9		
Ketzel et al. (2003b)	Jagdvej/Kopenhagen	HVS2	5	2.8		
Jamriska et al. (2001)*	Queensland	Highway	4	1.8		
Abu-Allaban et al. (2002)**	Tuscora Tunnel	Tunnel	65	2.1		
Abu-Allaban et al. (2002)**	Tuscora Tunnel	Tunnel	13 bis 15	0.5 bis 0.6		2 bis 3
Kittelson et al. (2003)	Versch. Straßen in Minnesota	Highway	untersch.	1.9 bis 9.9		
Kirchstetter et al. (1999/2002)	Caldecott Tunnel	Tunnel	untersch.		0.4	30
Gehrig et al. (2003)	A1/Birrhard	AB120	10.6	13.1	6.5	69
Gehrig et al. (2003)	A4/Humlikon	AB100g	12.5	11.3	3.0	69
Gehrig et al. (2003)	Z./Rosengartenstr.	HVS1_8%	5.8	7.5	1.0	113
Gehrig et al. (2003)	Z./Weststraße	LSA1	6.1	4.2	1.0	54

<sup>\*</sup>entnommen aus Kittelson et al.(2003)

Tab. A1.2: Zusammenstellung der Daten für anzahlbezogene Partikelemissionensfaktoren

<sup>\*\*</sup>entnommen aus Ketzel et al. (2003)

## A N H A N G A2: CHARAKTERISIERUNG DES STRASSENZUSTANDES IM SINNE DER PM10EMISSIONSMODELLIERUNG

#### A2 CHARAKTERISIERUNG DES STRASSENZUSTANDES IM SINNE DER PM10-EMISSIONSMODELLIERUNG

#### **A2.1 Allgemeines**

Messergebnisse in der Lützner Straße in Leipzig (Lohmeyer, 2001), einer Straße mit vielfach geflicktem, rissigem Asphaltbelag, zeigen ungewöhnlich hohe PM10-Emissionen, die vermutlich zum größten Teil dem Abrieb entstammen. Als Konsequenz aus diesen Untersuchungen beinhaltet das derzeit in Deutschland angewendete modifizierte EPA-PM10-Emissionsmodell (Lohmeyer, 2001) einen Parameter zur Unterscheidung des Straßenzustandes. Es gibt die Straßenzustandsklassen "gut" und "schlecht". Bisher wurde diese Unterscheidung im Wesentlichen subjektiv gemacht, basierend auf den Beispielen Lützner Straße in Leipzig als "schlecht" und Schildhornstraße sowie Frankfurter Allee (beides Berlin) als "gut".

Um diese Einteilung für das vorliegende Projekt möglichst zu objektivieren wird im Folgenden ein Vorschlag zu einem Abfrage- und Bewertungsschema für die Straßenzustandsklasse vorgestellt.

## A2.2 Parameter für die Beschreibung des Straßenzustandes im Sinne der PM10-Emissionsmodellierung

Derzeit existieren keine objektiven Ansätze für die Ermittlung der Straßenzustandsklasse, welche in eine PM10-Emissionsmodellierung einfließen könnten. Ausgangspunkt der im Folgenden vorgeschlagenen Parametrisierung sind die Erfahrungen aus den Messkampagnen in der Lützner Straße in Leipzig und der Schildhornstraße sowie Frankfurter Allee in Berlin sowie Erwartungen und Hinweise aus der Literatur.

Es wird für das vorliegende Projekt vorgeschlagen, die nicht auspuffbedingten Emissionen der Straßen als von folgenden Größen abhängig zu beschreiben:

 Art des Fahrbahnmaterials. Hier sollte zunächst differenziert werden in Beton, Asphalt und Pflaster. Nur diese 3 Materialien sind auch visuell eindeutig unterscheidbar. Unterschiedliche Abriebsfestigkeiten sind in der Literatur qualitativ beschrieben (z. B. Sieker et al., 1988).

- 2. Zustand der Fahrbahnoberfläche. Die o. g. Untersuchungen vor allem in Leipzig deuteten auf einen hohen Einfluss dieses Parameters hin.
- 3. Zustand der an die Straße angrenzenden Bürgersteige und/oder Parkflächen. Die Untersuchungen in Leipzig deuteten auf die mögliche Relevanz eines solchen Einflusses hin.

Die Fahrbahnmaterialien sind visuell eindeutig zuordenbar. Der Zustand der Fahrbahnoberfläche, aber auch der angrenzenden Gehwege und Parkflächen wird allerdings charakterisiert durch eine Vielzahl von Eigenschaften. Eine Möglichkeit für eine objektive Zuordnung wird in den folgenden Abschnitten beschrieben.

#### A2.3 Zustandserfassung und -bewertung der Fahrbahnoberflächen von Straßen

Die Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV) - Arbeitsausschuss Systematik der Straßenerhaltung - veröffentlichte im Jahr 2001 mehrere Arbeitspapiere (AP) zur Zustandserfassung und -bewertung der Fahrbahnoberflächen von Straßen (ZEB).

Die Veranlassung für diese Arbeitspapiere liegt darin, dass Zitat: "nach den gültigen Rechtsund Haushaltsbestimmungen die Straßenbaulastträger entsprechend ihrer Leistungsfähigkeit
einen Straßenzustand aufrecht zu erhalten haben, der dem Verkehrsteilnehmer ein
Höchstmaß an Sicherheit und eine angemessene Befahrbarkeit bei gleichzeitig minimalen
gesamtwirtschaftlichen Kosten und höchstmöglicher Umweltverträglichkeit gewährleistet. ...
Die Entscheidungen über Erhaltungsmaßnahmen sollten dabei auf Grundlage systematischer Analysen nach möglichst objektiven Gesichtspunkten getroffen werden. ... Die erstellten AP beinhalten dabei noch keine Regeln der Technik, sondern Hinweise und Empfehlungen, die sich bisher in der Praxis bewährt haben."

Das objektive Bewertungsprinzip besteht darin, dass so genannte Zustandsmerkmale (Risse, Kantenabbrüche etc.) über messtechnisch oder visuell erfassbare Zustandsgrößen (z. B. Anteil der Fahrbahnoberfläche mit Rissen in %, Rissbreite in mm) beschrieben und diese wiederum in dimensionslose Zustandswerte (zwischen 1 und 5 im Sinne einer Notenskala) überführt werden. Anschließend können die verschiedenen Zustandswerte (z. B. für Unebenheiten, Risse etc.) zu generellen Zustandswerten (= Teilzielwerte) und diese wiederum zu einem Gesamtwert verknüpft und als Zahlenwert beurteilt werden. Die **Abb. A2.1** zeigt dies schematisch auf. In der **Abb. A2.2** wird dies anhand des Beispiels von Beton-Fahrbahnen untersetzt.

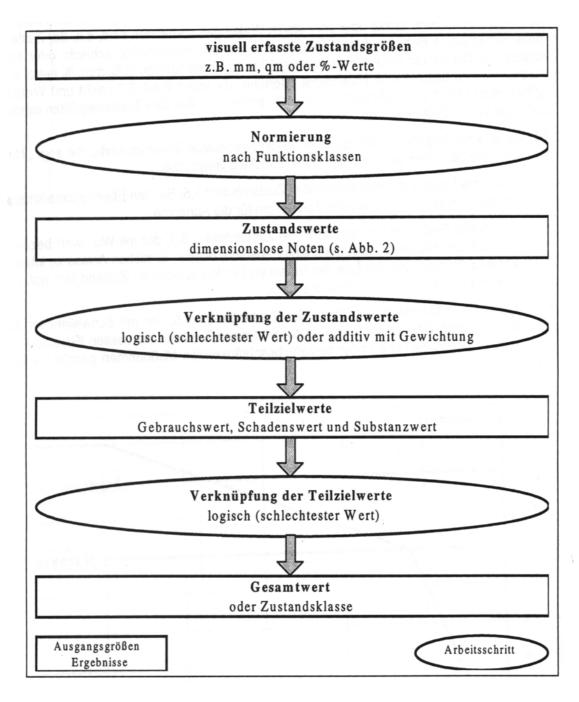


Abb. A2.1: Teilschritte bei der Zustandsbewertung einer Fahrbahnoberfläche (Quelle: FGSV, 2001)

Als Parameter auf dem Weg zur Beurteilung des Straßenzustandes im Sinne der PM10-Emissionsmodellierung schlagen wir vor, den so genannten Schadenswert (TWRIO) zu verwenden. Dieser charakterisiert die Oberflächenbeschaffenheit anhand von Merkmalen wie betroffene Fläche mit Netzrissen- und Risshäufungen, betroffene Fläche mit Flickstellen, betroffene Fläche mit sonstige Oberflächenschäden wie Abrieb, Ausmagerung, Splittverlust, Abplatzungen, Bindemittelanreicherungen etc. Es wird hierbei auch unterschieden in Beton-,

Asphalt- und Pflasterstraßen. Dieses Verfahren zur Erfassung des Schadenswertes TWRIO wird im Folgenden unverändert aus dem ZEB übernommen.

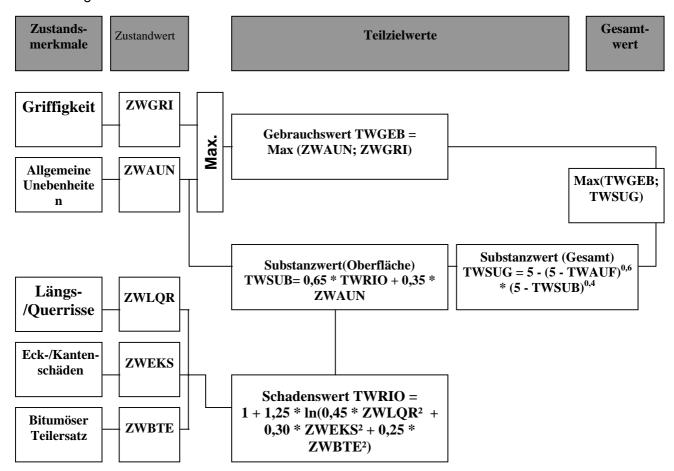


Abb. A2.2: Bildung der Teilzielwerte und des Gesamtwertes am Beispiel von Betonfahrbahnen entsprechend ZEB (Quelle: FGSV, 2001), siehe auch **Tab. A2.1** 

Die Parameter des Gebrauchswertes einer Straße werden (in erster Näherung) für die PM10-Emissionsmodellierung als nicht relevant angesehen und somit nicht betrachtet. Deshalb erfolgt die Charakterisierung der Oberfläche der Straße im Folgenden nur anhand des Schadenswertes TWRIO.

Die im ZEB vorgegebene Verknüpfung der Zustandswerte zum Schadenswert gilt strenggenommen nur für die Erfordernisse der Straßenunterhaltung. Ob genau diese Verknüpfung oder eventuell eine andere Wichtung für die PM10-Emissionscharakterisierung besser wäre, ist derzeit unklar. Das Verfahren aus ZEB wird für das vorliegende Projekt mangels Alternativen unverändert übernommen. Zur Verdeutlichung der o. a. Ausführungen sind die konkreten Einflussparameter und deren Weiterverarbeitung anhand eines Beispieles in **Tab. A2.1** (= Excel-Arbeitsblatt) dargestellt.

Das Arbeitsblatt zeigt die Messwerte für die Zustandsgrößen. Daraus werden die einzelnen Zustandswerte berechnet. Die einzelnen Zustandswerte stellen normierte (dimensionslose) Größen im Sinne einer Benotung (z. B. 1.0 = "sehr gut", 5.0 = "sehr schlecht") dar. Die Umrechnung erfolgt in dem Arbeitsblatt mit Hilfe der im ZEB vorgegebenen Beziehungen. Laut ZEB gibt es folgende Bewertungen für den Zustandswert:

Asphalt:					
Zustandsmerkmal	Zustandsgröße		Einheit	Zustandswert	
betroffene Fläche mit Netzrissen- und Risshäufungen	RIS=	5	[%]	ZWRIS=	2,07
betroffene Fläche mit Flickstellen	FLI=	10	[%]	ZWFLI=	2,25
betroffene Fläche mit sonstige Oberflächenschäden wie: Abrieb, Ausmagerung, Splittverlust, Abplatzungen, Bindemittelanreicherungen	OBS=	10	[%]	ZWOBS=	2,25
	Schadenswert TWRIO	=	2,93		
	Schadenswertklasse	=	4		
Betondecken:					
Zustandsmerkmal	Zustandsgröße		Einheit	Zustandswert	==>
mittlere Länge der Längs- und Querrisse	LQRL	1	[m]	ZWLQRL	2,45
betroffene Platten mit Längs- und Querrissen	LQRP	20	[%]	ZWLQRP	3,23
mittlere Länge der Eck- und Kantenschäden	EKSL	2	[m]	ZWEKSL	3,50
betroffene Platten mit Eck- und Kantenschäden	EKSP	15	[%]	ZWEKSP	2,77
mittlere Fläche bituminöser Teilersatz	BTEF	5	[m²]	ZWBTEF	3,75
betroffene Platten Bituminöser Teilersatz	BTEP	10	[%]	ZWBTEP	2,32
	Schadenswert TWRIO		3,64		
	Schadenswertklasse	=	6		
Pflaster:					
Zustandsmerkmal	Zustandsgröße		Einheit	Zustandswert	
Anteil Fläche mit offenen Pflasterfugen	RIS=	25	[%]	ZWRIS=	4,50
betroffene Fläche mit Flickstellen ohne vergossene Risse	FLI=	1	[%]	ZWFLI=	1,50
betroffene Fläche mit sonstige Oberflächenschäden wie: Verschleiß, Abplatzungen und Zertrümmerungen	OBS=	1	[%]	ZWOBS=	1,50
	Schadenswert TWRIO	=	4,03		
	Schadenswertklasse	=	7		

Tab. A2.1: Zustandsmerkmale, Zustandsgrößen und Zustandswerte für Fahrbahnoberflächen entsprechend FGSV Arbeitspapier Nr. 9/A1.2 anhand von Beispielen; Eingabe = Zustandsgrößen, Ausgabe = Zustandswerte, Schadenswert TWRIO und Schadenswertklasse.

Die Straßenbaubehörden sollen laut ZEB daraus wie folgt urteilen:

- Der Zustandswert 1.5 kennzeichnet den Zielwert für eine Straße.
- Der Zustandswert 3.5 wird mit Warnwert bezeichnet. Der Warnwert beschreibt einen Zustand, dessen Erreichen Anlass zu intensiver Beobachtung, zur Analyse der Ursa-

chen für den schlechten Zustand und ggf. zur Planung von geeigneten Maßnahmen gibt.

 Der Zustandswert 4.5 wird mit Schwellenwert bezeichnet. Der Schwellenwert beschreibt einen Zustand, bei dessen erreichen die Einleitung von baulichen oder verkehrsbeschränkenden Maßnahmen geprüft werden muss.

Die Zustandsgrößen (in **Tab. A2.1** links inklusive ihrer Zustandsmerkmale aufgeführt) müssen visuell erfasst werden. Dafür gibt die ZEB, Reihe V, z. B. Abschnitt V2 (Visuelle Zustandserfassung Außerortsstraßen) Handlungshinweise und Erfassungsbögen vor.

Die Erfassung der Zustandsgrößen auf Asphalt (und auch Pflasterstraßen) sollte laut ZEB grundsätzlich auf Basis eines Flächenrasters erfolgen. Die Erfassung der Zustandsgrößen auf Betonfahrbahnen sollte grundsätzlich auf der Basis der einzelnen Platten erfolgen. Die Erfassung sollte bei weitgehend trockenen Fahrbahnen durchgeführt werden. Die Ergebnisse sollten repräsentativ für einen ca. 100 m langen Abschnitt der Straße im Bereich der betrachteten Messstelle sein.

Sind für einen Straßenabschnitt die Zustandsgrößen aufgenommen und der Schadenswert TWRIO berechnet kann dieser noch in eine Schadenswertklasse eingeordnet werden. Die ZEB schlägt 8 Klassen vor: Schadenswert < 1.5 entspricht Klasse 1 (sehr gut) bis hin zu ≥4.5 entspricht Klasse 8 (sehr schlecht). Siehe **Tab. A2.2**.

Schadenswert- klasse	Schadenswert TWRIO	Farbe	Vorschlag für ver- bale Beurteilung
1	<1.5	blau	sehr gut
2	1.5 bis <2.0	grün	gut
3	2.0 bis <2.5	grün	gut
4	2.5 bis <3.0	grün	gut
5	3.0 bis <3.5	grün	gut
6	3.5 bis <4.0	gelb	schlecht
7	4.0 bis <4.5	gelb	schlecht
8	≥4.5	rot	sehr schlecht

Tab. A2.2: Klassifizierung des Schadenswertes TWRIO von Fahrbahnoberflächen in Schadenswertklassen inklusive deren farblicher Zuordnung bei grafischen Darstellungen und Vorschlag für verbale Beurteilung in Anlehnung an FGSV (2001)

#### A2.4 Zustandserfassung und -bewertung der anliegenden Gehwege und Parkflächen

Die Übernahme des Erfassungs- und Bewertungsverfahrens für Fahrbahnoberflächen wird für die an die Straße anliegenden Bereiche als nicht sinnvoll angesehen, denn hier wird insbesondere das vorhandene Staubpotential für die Emission bzw. die Verschleppung von Staub auf die Straße wichtig sein. Die Erfahrungen an der Lützner Straße und an der Schildhornstraße deuten an, dass dort insbesondere die Befestigungsart der Parkflächen (unbefestigt, schlecht befestigt etc.), das Vorhandensein von Parkflächen (befestigt, unbefestigt etc.) und die vorliegende Sauberkeit eine Rolle gespielt haben könnte.

Deshalb wird folgende dreistufige Einteilung für den Schadenswert der Gehwege/Parkflächen vorgeschlagen:

- 1: sehr guter Zustand, Bürgersteige/Parkflächen befestigt und sauber
- 2: weniger guter Zustand, Bürgersteige/Parkflächen zwar befestigt, aber verschmutzt oder rissig und löchrig
- 3: schlechter Zustand, Bürgersteige/Parkflächen unbefestigt oder sehr stark verschmutzt.

#### A2.5 Bestimmung der Straßenzustandklasse für modifizierte EPA-Formel

Für die Ermittlung der Straßenzustandklasse ("gut" oder "schlecht") für die Anwendung der modifizierten EPA-Formel wird die in **Tab. A2.3** aufgezeigte Zusammenführung der Parameter Fahrbahnmaterial, Schadenswertklasse der Fahrbahn nach ZEB und Schadenswert Gehweg/Parkflächen vorgeschlagen. Dabei wird ein Wichtungsfaktor festgelegt, die den Schwerpunkt auf die Fahrbahnoberfläche (50 %) legt. Als zweitwichtigster Parameter wird das Fahrbahnmaterial (Wichtungsfaktor 30 %) angesehen, wobei Beton günstigster als Asphalt bewertet wird. Nach Sieker et al. (1988) beträgt der Abrieb bei Zementbetonfahrbahnen ca. 1/3 des Abriebs bei Asphaltfahrbahnen. Deshalb erhält Beton den Abriebswert 1, Asphalt den Abriebswert 3. Über die Abriebsfestigkeit von Pflastersteinen liegen keine Informationen vor, sie sind wohl aber deutlich abriebsfester als z. B. Asphalt. Deshalb wird dem Pflaster die Klasse 0.5 zugeordnet. Die restlichen 20 % werden dem Einfluss des Schadenswertes Gehweg/Parkflächen zugeordnet. In **Tab. A2.3** ist dies an den Beispielen Lützner Straße und Schildhornstraße aufgezeigt. Für die Abriebswerte und Wichtungsfaktoren in **Tab. A2.3** gibt es keine näheren Informationen bzgl. deren Plausibilität. Mangels Informationen wurden sie in vorliegender Untersuchung als Schätzwerte angesetzt.

Für die derzeitige für die Anwendung des modifizierten EPA-Modells erforderliche Unterteilung in die Straßenzustandsklassen "gut" oder "schlecht" wird (allerdings ohne diesbezügliche Erfahrung) vorgeschlagen, die Schwelle bei einem Wert für den Straßenzustand von 3.5 anzusetzen, mit <3.5 als gut.

	ahrbahnmater	al				Abriebswert
Pflaster						0,5
Beton						1
Asphalt						3
2. Schadenswertkl	asse der Fahrb	ahn:				
Berechnet aus Zusta	indswerten der S	Straße entsprechend	d Arbeitspapier Nr. 9/A1.2 zur			1 bis 8
Zustandserfassung u	ınd -bewertung o	der Fahrbahnoberflä	ichen von Straßen (ZEB)			
3. Schadenswert d	ler Gehwege ui	nd/oder anliegende	en Parkflächen			
sehr guter Zustand	, Gehwege/Par	kflächen befestigt	und sauber			1
weniger guter Zusta	and, Gehwege	/Parkflächen zwar	befestigt, aber verschmutzt	oder riss	sig und löchr	rig 2
			tigt oder sehr stark verschm			3
	Grenze für die	Straßenzustandskl	asse gut/schlecht: Straßenzus	tand =	3,5	
[		Straßenzustandskladenswertklasse	asse gut/schlecht: Straßenzus Schadenswertklasse	tand =	3,5 Straßen-	Straßenzustands-
			_	tand =	,	Straßenzustands- klasse für
Wichtungsfaktor:	Scha	denswertklasse	Schadenswertklasse	tand =	Straßen-	
Ü	Scha Material 0,3	denswertklasse Straße 0,5	Schadenswertklasse Gehweg/Parkflächen 0,2	tand =	Straßen-	klasse für mod. EPA-Formel:
Ü	Scha Material	denswertklasse Straße	Schadenswertklasse Gehweg/Parkflächen	tand =	Straßen-	klasse für
Ü	Scha Material 0,3	denswertklasse Straße 0,5	Schadenswertklasse Gehweg/Parkflächen 0,2	tand =	Straßen-	klasse für mod. EPA-Formel:
Wichtungsfaktor:  Lützner Straße:	Scha Material 0,3 3 0,9	denswertklasse Straße 0,5 6 3	Schadenswertklasse Gehweg/Parkflächen 0,2 3 0,6	tand =	Straßen- zustand	klasse für mod. EPA-Formel:  Lützner Straße:  SCHLECHT
Ü	Scha Material 0,3	denswertklasse Straße 0,5	Schadenswertklasse Gehweg/Parkflächen 0,2	tand =	Straßen- zustand	klasse für mod. EPA-Formel: Lützner Straße:
Lützner Straße:	Scha Material 0,3 3 0,9	denswertklasse Straße 0,5 6 3	Schadenswertklasse Gehweg/Parkflächen 0,2 3 0,6	tand =	Straßen- zustand	klasse für mod. EPA-Formel:  Lützner Straße:  SCHLECHT

Tab. A2.3: Schema zur Ermittlung des Straßenzustandes und der Straßenzustandsklasse zur PM10-Emissionsbestimmung mit modifizierter EPA-Formel und Angabe zweier Beispiele

### A N H A N G A3: NEUBERECHNUNG DER $NO_{X^{-}}$ UND PARTIKEL-ABGASEMISSIONEN NACH HANDBUCH 2.1





Neuberechnung der NO<sub>x</sub>- und Partikel-Abgasemissionen nach Handbuch 2.1 als Grundlage für die Ermittlung von Aufwirbelungs- und Abriebsemissionen nach der Tracermethode

Option 1.5

**Arbeitsbericht** 

Im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie

Heidelberg, Oktober 2004



# Neuberechnung der NO<sub>x</sub>- und Partikel- Abgasemissionen nach Handbuch 2.1 als Grundlage für die Ermittlung von Aufwirbelungs- und Abriebsemissionen nach der Tracermethode

#### Option 1.5

#### **Arbeitsbericht**

Grundlagendaten für das Projekt "Qualifizierung des Emissionskatasters Sachsen"

ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg gGmbH

> Udo Lambrecht Wolfram Knörr

Heidelberg, Oktober 2004

Arbeitsbericht des IFEU; Oktober 2004

#### Inhaltsübersicht:

1		Hintergrund und Zielsetzung1
2	I	Datengrundlagen2
3	ı	Berechnung der Emissionen mit TREMOD5
	3.1	Ermittlung der Fahrleistung für Pkw und Lkw in den ausgewählten Straßen 6
	3.2	Zuordnung der RAS-W-Typen zu den Straßen6
	3.3	Zuordnung der Verkehrssituationen6
	3.4	Emissionsfaktoren für ausgewählte Situationen/Fahrzeugarten7
	3.5	5 Berechnungsergebnisse10
4	I	Literaturverzeichnis13
5	-	Tabellenverzeichnis14
6		Abbildungsverzeichnis

#### 1 Hintergrund und Zielsetzung

Im Jahr 2002 wurde vom Ingenieurbüro Lohmeyer in Zusammenarbeit mit UMEG und IFEU eine "Quantifizierung der PM<sub>10</sub>-Emissionen durch Staub-Aufwirbelung und -abrieb von Straßen auf der Basis vorhandener Messdaten" /Düring 2003/ durchgeführt.

Dazu wurde die so genannte "Tracer-Methode" angewendet, bei der die Immissionskonzentrationen der Schadstoffe PM<sub>10</sub> und NO<sub>x</sub> als auch die Abgasemissionen von Partikeln und Stickoxiden der Fahrzeuge berücksichtigt werden.

Die Emissionen wurden im genannten Projekt im Jahr 2002 auf Basis des Emissionsmodells TREMOD unter Einbezug eines von IFEU entwickelten Staumodels berechnet. Das damals aktuelle TREMOD-Modell enthielt die Emissionsfaktoren des Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs 1.2 /Handbuch 1.2/. In TREMOD wurden damals einige Bereiche gegenüber den Basisdaten des Handbuchs überarbeitet (Anpassung des Anteils der Diesel-Pkw an der Flotte, Anpassung der Bestandesanteile der Emissionsschichten an die neueste Statistik...).

Seit Sommer 2004 liegt nun eine neue Version des Handbuchs /Handbuch 2.1/ vor. In dieser Version werden aktuelle Erkenntnisse aus verschiedenen EU-Projekten berücksichtigt und auch zur Ableitung der Emissionsfaktoren teilweise neue Methoden verwendet. Weiterhin liegen aktuell neue Erkenntnisse zur Flottenzusammensetzung (z.B. Diesel-Anteil, Schichtdifferenzierung) und der altersabhängigen jährlichen Fahrleistungen der Fahrzeuge vor. Durch die Implementierung dieser aktuellen Informationen in das Emissionsmodell TREMOD ergeben sich weitere Änderungen der Emissionsfaktoren der Fahrzeuge des Straßenverkehrs gegenüber der Handbuchversion 2.1.

Ziel der Neuberechnungen ist es zu untersuchen, wie sich die mit der Tracermethode ermittelten  $PM_{10}$ -Emissionen für Abrieb und Aufwirbelung ändern, wenn die neuen überarbeiteten Emissionsfaktoren angewendet werden. Dazu werden die mit den neuen Emissionsfaktoren resultierenden Mengen der Abgasemissionen von Stickoxiden und Partikeln ermittelt.

In Kap. 2 werden die verkehrlichen Datengrundlagen zur Berechnung der straßenfeinen Emissionen behandelt. Danach (Kap. 3) wird die Berechnungsmethode genauer dargestellt sowie kurz auf die Unterschiede bei den Emissionsfaktoren eingegangen. Bei den Berechnungsergebnissen werden die neuen straßenspezifischen Emissionsdaten mit den bisherigen verglichen.

#### 2 Datengrundlagen

In Zusammenarbeit von UMEG, Büro Lohmeyer und IFEU Heidelberg wurden Messstellen in Deutschland ausgewählt, an denen Daten zur Immissionskonzentration von PM<sub>10</sub> und NO<sub>x</sub> als auch Datengrundlagen für die Berechnung der Emissionen vorhanden waren. Die Daten zur Immissionskonzentration werden in /Düring 2003/ genauer dargestellt. Hier werden die Datengrundlagen zur Berechnung der Emissionen des Straßenverkehrs behandelt.

Für die Ermittlung der Emissionen von NO<sub>x</sub> und Partikeln aus dem Straßenverkehr lagen folgende Daten für die einzelnen Straßenabschnitte vor:

- DTV-Wert (Jahresmittelwert oder Werktagswert)
- Lkw-Anteil (Größenklasse)
- Straßencharakterisierung

Eine Übersicht der Belastungen der einzelnen ausgewählten Straßenabschnitte ist in folgender Graphik dargestellt

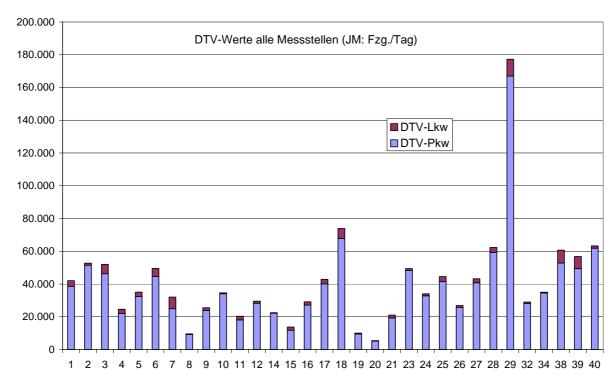


Abb. 1: DTV-Jahresmittel für ausgewählte Standorte

Die höchsten Belastungen resultieren auf der Stadtautobahn in Berlin (Nummer 29), während bei einigen Stellen (19 und 20) doch recht geringe Belastungen zu finden sind.

IFEU Heidelberg

Nr.	Straße	Ort	DTV in Kfz / 24h	Jahres- mittel o- der werk- tags	LKW- Anteil	Lkw >2,8t oder >3,5t	Tempo- limit in km/h	Längs- nei- gung	Anzahl der Fahr- streifen	Mittel- / Grün- streifen	Straßen- kategorie	wenn IO	Abstand zur LSA in m	Stau täg- lich	sonstiges	Datum DTV
1	Neuenlander / Langemarckstr.	Bremen	42.000	JM	8,1%	> 3,5	50	0	4	Nein	Ю	HVS	50	häufig		1999
2	Bismarckstr./ Schwachhauser Heerstraße	Bremen	52.700	JM	2,4%	> 3,5	50	0	4	Nein	Ю	HVS	14	häufig		1999
3	Holbeinplatz	Rostock	52.000	JM	11,0%	> 3,5	50	0	4	Nein	Ю	HVS	30	häufig		1998
4	Kreuzung Triebseer Damm	Stralsund	24.600	JM	11,0%	> 3,5	50	0	4	Nein	Ю	HVS	20	häufig		1998
5	Bürgermeister- Bade-Platz	Schwerin	35.000	JM	7,5%	> 3,5	50	0	4	Nein	Ю	HVS	12	häufig		1998
6	Am Pferdemarkt	Neubrandenburg	49.500	JM	10,0%	> 3,5	50	0	4	Nein	Ю	HVS	25	häufig		1998
7	Göttinger Str.	Hannover	32.000	JM	22,0%	> 3,5	50		4	Ja	Ю	HVS	10			2001
8	Heddesdorfer Straße	Neuwied	10.700	WT	5,0%	> 3,5	50		2	Nein	Ю	NSD	3			2000
9	Zentralplatz	Koblenz	28.600	WT	8,0%	> 3,5	50		4	Ja	Ю	HVS	5	5 h		2000
10	Parcusstraße	Mainz	38.500	WT	1,8%	> 3,5	50	3 %	4	Ja	Ю	HVS	10	häufig	Bautätigkeit	2000
11	Stresemannstraße	Hamburg	23.000	WT	13,0%	> 3,5	30		2	Nein	Ю	HVS	90	werktags > 1 h	2 Busspuren	n.b.
12	Max-Brauer-Allee	Hamburg	33.000	WT	5,0%	> 3,5	50		4	Ja	Ю	HVS	10	werktags > 1 h	Bautätigkeit	n.b.
131	Kaiser-Friedrich-Ring (Kreuzung)	Wiesbaden	44.000	WT	3,0%		50	0	6	Ja	Ю	HVS	20	häufig		n.b.
132	Rheinstraße (Kreuzung)	Wiesbaden	30.000	WT	3,0%		50		5	Ja	Ю	HVS	0	häufig		n.b.
14	Damaschkeplatz	Magdeburg	25.000	WT	1,7%	> 3,5	50	0	6	Ja	Ю	HVS		häufig		2000
15	Dessauer Straße	Wittenberg	15.600	WT	16,0%	> 3,5	50	0	2	Nein	Ю	HVS	50	häufig		1997
16	Müllerstr. / Str. der Nationen	Chemnitz	29.100	JM	6,9%	> 2,8	50	0	4	Nein	Ю	HVS	50			1997/ 1998
17	Antonstr. / Hainstr. (Schlesischer Platz)	Dresden	42.900	JM	6,5%	> 3,5	50	0	2	Ja	Ю	HVS	15	2 h	Bautätigkeit	1997/ 1998

Nr.	Straße	Ort	DTV in Kfz / 24h	Jahres- mittel o- der werk- tags	LKW- Anteil	Lkw >2,8t oder >3,5t	Tempo- limit in km/h	Längs- nei- gung	Anzahl der Fahr- streifen	Mittel- / Grün- streifen	Straßen- kategorie	wenn IO	Abstand zur LSA in m	Stau täg- lich	sonstiges	Datum DTV
18	Trödlinring (Willy-Brand-Platz)	Leipzig	73.850	JM	8,2%	> 2,8	50	0	6	Ja	Ю	HVS	100			1997/ 1998
19	Bahnhofstr.	Aue	10.000	JM	5,0%	> 2,8	30	0	2	Nein	Ю	HVS				1997/ 1998
20	DrFriedrichs-Ring	Zwickau	5.430	JM	4,2%	> 2,8	30	0	2	Nein	Ю	HVS	100			1997/ 1998
21	Zeppelinstraße	Görlitz	21.000	JM	8,0%	> 2,8	50	1 %	2	Nein	Ю	HVS	65	2 h		1997/ 1998
22	Pfalzgrafenplatz	Ludwigshafen					50		2	Nein	Ю	NSD	5		Industrie im Umfeld	n.b.
23	Corneliusstr. (DDCS)	Düsseldorf	49.381	JM	2,5%	> 3,5	50	0	4	Nein	Ю	HVS	50	12 h		2001
24	Westring	Kiel	34.000	JM	3,5%	> 3,5	50	0	4	Ja	Ю	HVS		häufig		2000
25	Lindenplatz	Lübeck	50.000	WT			50	0	2	Nein	Ю	HVS		werktags 4 - 6 h	Kreisverkehr	n.b.
26	Hügelstraße	Darmstadt	30.000	WT	5,0%		50	2 %	4	Nein	Ю	HVS	150		Einbahnstr.	n.b.
27	Schildhornstraße	Berlin	43.200	JM	5,6%	> 3,5	50	0	4	Nein	Ю	HVS	200			2000
28	Frankfurter Allee	Berlin	62.300	JM	4,8%	> 3,5	50	0	6	Ja	Ю	HVS				1999
29	Lerchpfad	Berlin	177.258	JM	5,8%	> 3,5	80	0	6	Nein	AB				Stadt-AB	1998
32	Karlsruhe-Straße	Karlsruhe	28.992	JM	2,7%	> 3,5	50	0	2	Nein	Ю	HVS	25	geschätzt: 5 h		1995
34	Mannheim-Straße	Mannheim	34.987	JM	1,5%	> 3,5	50	0	7	Ja	Ю	HVS	5	häufig	Industrie in 1 km	1995
381	Holzhausen	Holzhausen	60.682	JM	12,9%	> 3,5	80	0	4	Ja	AB		keine		Bautätigkeit	1995
382	Holzhausen	Holzhausen	60.682	JM	12,9%	> 3,5	120	0	4	Ja	AB		keine		Bautätigkeit	1995
39	Kenzingen	Kenzingen	56.744	JM	13,1%	> 3,5	kein	0	4	Ja	AB		keine			1995
40	Stuttgart Mitte Straße	Stuttgart	63.280	JM	2,3%	> 3,5	50	0	6	Nein	Ю	HVS	50	häufig		1995

Abkürzungen: JM: Jahresmittelwert

IO: innerorts

HVS: Hauptverkehrsstraße

LSA: Lichtsignalanlage

WT: Werktagswert

AB: Autobahn

NSD: Nebenstraße mit dichter Bebauung

n.b.: nicht bekannt

#### 3 Berechnung der Emissionen mit TREMOD

Mit dem auf der Basis des Emissionsmodells TREMOD von IFEU entwickeltem Staumodell werden die Emissionen berechnet.

- Die Berechnungen im Projekt für das UVM im Jahr 2002 /Düring 2003/ wurden mit der damals aktuellen Version von TREMOD durchgeführt, die als Grundlage die Emissionsfaktoren des Handbuchs 1.2 beinhaltete und zudem gegenüber diesem in einigen Bereichen überarbeitet war (Anpassung des Anteils der Diesel-Pkw an der Flotte, Anpassung der Bestandesanteile der Emissionsschichten an die neueste Statistik, ACEA-Selbstverpflichtung....).
- Die neueste Version von TREMOD enthält die Emissionsfaktoren des Handbuchs 2.1.
- Seit kurzer Zeit liegen weitere Informationen vor, die in TREMOD implementiert wurden.
   Diese führen zu einer über das Handbuch 2.1 hinausgehenden Änderung der Emissionsfaktoren. Konkret wurden berücksichtigt:
  - Anpassung des Diesel-Anteils an der Fahrleistung der Pkw
  - Anpassung der Schichtanteile bei Leichten Nutzfahrzeugen nach neuesten Informationen des KBA
  - Anpassung der altersabhängigen Fahrleistung nach aktuellen Auswertungen des IFEU

Die Berechnungen wurden basierend auf den Emissionsfaktoren der neuen TREMOD-Version inkl. der genannten Anpassungen durchgeführt. Die Berechnung der straßenfeinen Emissionen erfolgte dabei in folgenden Schritten:

- Ermittlung der Gesamtfahrleistung nach Fahrzeugkategorien für jeden berücksichtigten Streckenabschnitt.
- Charakterisierung der Straßen nach RAS-W-Klassifizierung
- Zuordnung der Emissionsfaktoren aus TREMOD zu den Straßencharakterisierungen

Mit TREMOD wurden dazu Emissionsfaktoren für die Fahrzeugklassen

- <3,5 t (Pkw, Zweiräder, LNFZ),</li>
- <2,8 t (Pkw, Zweiräder)</li>
- >3,5 t (Busse, Schwere Nutzfahrzeuge)
- >2,8 t (Busse, Schwere Nutzfahrzeuge, Leichte Nutzfahrzeuge)

für alle in TREMOD/HANDBUCH Emissionsfaktoren vorhandenen Verkehrssituationen ermittelt.

Um die Verkehrssituationen von TREMOD/HANDBUCH den einzelnen Messstellen zuordnen zu können, wurden diese auf Basis der vorhandenen Informationen nach den RAS-W klassifiziert. Anschließend an diese Klassifizierung wurden auf Basis der Straßenbelastungen und - kennung mit einem Belastungsmodell die Verkehrssituationen zugeordnet.

#### 3.1 Ermittlung der Fahrleistung für Pkw und Lkw in den ausgewählten Straßen

Die DTV-Daten liegen nach verschiedenen Erfassungsmethoden vor (als DTV-Werktag/DTV-Jahresmittel; verschiedene Größenklassenunterscheidungen). Die DTV-Werktags-Daten wurden in Jahresmittelwerte umgerechnet. Diese Berechnung war Grundlage für die Berechnung der Jahresfahrleistungen.

#### 3.2 Zuordnung der RAS-W-Typen zu den Straßen

Eine Zuordnung der ausgewählten Straßen zu den RAS-W-Typen und auch damit auch zu den Verkehrssituationen erwies sich als sehr aufwendig. Die Zuordnungen sind nicht immer eindeutig und müssen so evtl. nochmals nach den Begehungen abgestimmt werden. So fehlen z.B. bei den zweispurigen Straßen nähere Angaben über die Straße für eine eindeutige Zuordnung (offene, geschlossenen Bebauung, Geschäftsstraße).

#### 3.3 Zuordnung der Verkehrssituationen

Im "Handbuch Emissionsfaktoren"/"TREMOD" werden Emissionsfaktoren für verschiedene Verkehrssituationen angegeben. Dabei wird auf Autobahnen zwischen freiem, teilgebundenen, gebundenem Verkehr sowie Stau unterschieden, auf den anderen Straßen zwischen Verkehr mit geringer Störung, mittlerer Störung, starker Störung und Stau. Diese Verkehrssituationen wurden den einzelnen RAS-W-Typen zugeordnet.

Die Zuordnung der Verkehrssituationen zu den Straßen bzw. RAS-W-Typen wurde unter Zugrundelegung der Betreiber-Angaben über die Stauhäufigkeit in den Straßen bzw. der Ergebnisse eines vereinfachenden Staumodells vorgenommen.

Tab. 1: Zuordnung der Verkehrssituationen zu den RAS-W-Typen in Abhängigkeit der Straßenbelastung (Beispiel)

		Belastu	ng				
max. zul. Geschw. Pkw	Keine	schwach mittel	stark	Stau			
	Vorfahrtsberechtig	te Innerortsstraßen oh	ne Behinderungen				
50	IO_HVS2	IO_HVS3	IO_HVS4	IO_Stop+Go			
20,30	IO_Nebenstr_locker		-	IO_Stop+Go			
	Vorfahrtsberechtigte Innerortsstraßen mit Behinderungen (durch Knotenpunkteinflüsse, ruhender Verkehr)						
50 - 60	IO_LSA_1	IO_LSA_2	IO_LSA_3	IO_Stop+Go			
30	IO_Nebenstr_locker	IO_Nebenstr_locker	IO_Nebenstr_locker	IO_Stop+Go			
Innerort	sstraßen durch Behin	derungen durch fehlen	de Vorfahrt/ruhender	Verkehr			
alle	IO_Nebenstr_locker	-	-				
Bem.: Es wurden alle vorkommenden Fälle zugeordnet. Erläuterung der Abkürzungen: "Handbuch Emissionsfaktoren"  IFEU Heidelberg 2002							

Für die Berechnungen in diesem Projekt wurden Belastungsklassen ermittelt, für die dann jeweils die Verkehrssituationen zugewiesen werden konnten.

#### 3.4 Emissionsfaktoren für ausgewählte Situationen/Fahrzeugarten

Die Emissionen der im Straßenverkehr verwendeten Kraftfahrzeuge variieren je nach Antriebskonzept, Abgasreinigungskonzept, Grenzwertstufe als auch Kraftstoffqualität stark. In aufwendigen Messprogrammen, die seit Ende der 80er-Jahre von Deutschland und der Schweiz gemeinsam koordiniert wurden, wurden Datengrundlagen zur Berechnung der Emissionen geschaffen. Seit Beginn der 90er-Jahre beteiligt sich Österreich an diesen Kooperationen, zu den Niederlanden besteht seit 1998 ein reger Austausch.

Die enormen Datenmengen aus den verschiedenen Abgasmessprogrammen wurden im Jahr 1995 erstmals in einer abgestimmten Datenbank für Emissionsfaktoren – dem so genannten Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs Version 1.1 /Handbuch 1.1/ – vom Umweltbundesamt herausgegeben und damit den Anwendern aus verschiedensten Bereichen zur Verfügung gestellt. Eine erste überarbeitete Version dieses Handbuches – Version 1.2 /Handbuch 1.2/ – wurde im Jahr 1999 publiziert und berücksichtigte neue Entwicklungen bei der Abgasgesetzgebung (Euro 3 / Euro 4), neue Emissionsmessungen (bis Euro 1) sowie eine erweiterte Schadstoffpalette und einen erweiterten Zeitrahmen (bis 2020). Von Anfang an bestand eine enge Verzahnung zwischen dem "Handbuch" und dem Modell TREMOD (Transport Emission Estimation Model) /IFEU 2004/, das ebenfalls vom deutschen Umweltbundesamt beauftragt und vom IFEU seit 1993 entwickelt wird. Einer der hauptsächlichen Unterschiede zwischen dem Handbuch und TREMOD besteht darin, dass TREMOD neben den spezifischen Emissionsfaktoren auch den Gesamtenergieverbrauch und die gesamten Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland berechnet und für zukünftige Jahre prognostiziert.

Nach dem Vorliegen neuer Ergebnisse aus zahlreichen Emissionsmessungen wurde im April 2004 die Version 2.1 des Handbuchs /Handbuch 2.1/ herausgegeben. In dieser Version des Handbuches wurden sowohl die Emissionsfaktoren dem neuesten Stand angepasst und aktuelle Ergebnisse zur Flottenzusammensetzung integriert.

Neben diesen Änderungen wurden von IFEU in TREMOD die nach der Erstellung des Handbuches veröffentlichten Forschungsergebnisse zur Flottenzusammensetzung und den Fahrleistungen integriert. Damit basiert die jetzige Berechnung auf den aktuellen Erkenntnissen zur den Emissionsfaktoren sowie zur Flottenzusammensetzung.

Diese Emissionsfaktoren weichen damit von den bisher /Düring 2003/ verwendeten Emissionsfaktoren ab und erforderten so eine Neuberechnung der Emissionen, die als Grundlage für die Tracer-Methode verwendet werden. Im Folgenden werden ausgewählte Daten zu einem Vergleich der alten Emissionsfaktoren und der neuen Emissionsfaktoren dargestellt.

#### Differenzen zwischen neuen und alten Faktoren - Übersicht

In Abb. 2 und Abb. 3 ist das Verhältnis der Emissionsfaktoren im Warmzustand der Fahrzeuge zwischen dem neuen und dem alten Datensatz /Düring 2003/ für ausgewählte im Projekt berücksichtigte innerörtliche Verkehrssituationen für die Klassen "Lkw > 2,8 t zul. GG" (d.h. Leichte und schwere Nutzfahrzeuge) und "Pkw < 2,8 t zul. GG" dargestellt.

**Stickoxide Innerorts**: Die aktuellen durchschnittlichen Emissionsfaktoren unterscheiden sich für Pkw für das Jahr 2000/2001 kaum gegenüber den bisherigen Faktoren. Ausnahme bildet die Stop-and-Go-Situation. Hier liegen die Faktoren für die Flottenzusammensetzung des Jahres 2000 um ca. 20% höher als bisher. Dies ist darauf zurückzuführen, dass den Emissionsfaktoren für die Stop-and-Go-Zustände neue Messprogramme zu Grunde liegen, deren Ergebnisse sich von den bisherigen Abschätzungen unterscheiden.

Die Methode zur Ableitung der Emissionsfaktoren bei Lkw berücksichtigt jetzt stärker das dynamische Verhalten der Fahrzeuge, zudem konnten neue Messprogramme mit aktuellen Fahrzeugen (z.B. Euro2-Fahrzeuge) integriert werden. Die Emissionen von Fahrzeugen ab der Grenzwertstufe Euro2 sind höher als bisher angenommen. Dies führt zu einer Zunahme der Stickoxidemissionen gegenüber den bisherigen Abschätzungen. Bei Nebenstraßen und im Stop-und-Go-Verkehr verringern sich die Emissionen.

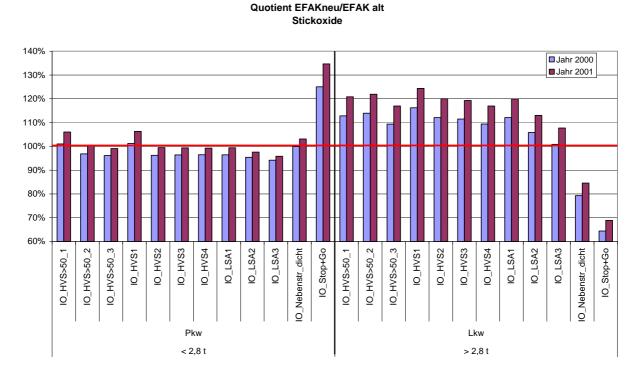


Abb. 2: Verhältnis neue zu alten Emissionsfaktoren – Stickoxide Innerorts – Bezugsjahr 2000/2001

**Partikel Innerorts**: Die durchschnittlichen Emissionen der Pkw-Flotte liegen nach den neuen Berechnungen – je nach Verkehrssituation – im Innerortsbereich bis zu 20% unter denen der bisherigen Berechnung. Für Nebenstraßen liegen sie ca. 10% höher als bisher.

Auch bei Lkw unterscheiden sich die Emissionsfaktoren zwischen alter und neuer Methode je nach Verkehrssituation stark. Dabei liegt der Quotient im Jahr 2001 immer höher als im Jahr 2000. Dies ist auf den höheren Anteil von neueren Fahrzeugen zurückzuführen. Deren spezifischen liegen Emissionen i.A. höher liegen als bei der bisherigen Berechnung (Datenbasis u.a. Handbuch 1.2).

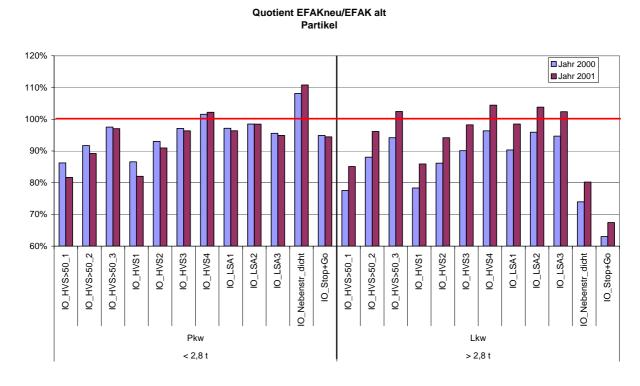


Abb. 3: Verhältnis neue zu alten Emissionsfaktoren – Partikel – Bezugsjahr 2000/2001

#### 3.5 Berechnungsergebnisse

Es wurde eine Berechnung für alle Messstellen durchgeführt. Dabei ist zu beachten, dass sich die Datenqualität der einzelnen Messstellen stark voneinander unterscheidet.

#### **Stickoxide**

Die mit den aktuellen Emissionsfaktoren ermittelte Emissionsmenge von Stickoxiden nach der neuen Berechnung weicht in den meisten Fällen weniger als 10% von den bisherigen Ergebnissen ab. Die größten Unterschiede ergeben sich im Bereich der Bundesautobahnen besonders bei der laufenden Nr. 29 (Lerchpfad, Berlin) und Nr. 39 (BAB, Kenzingen).

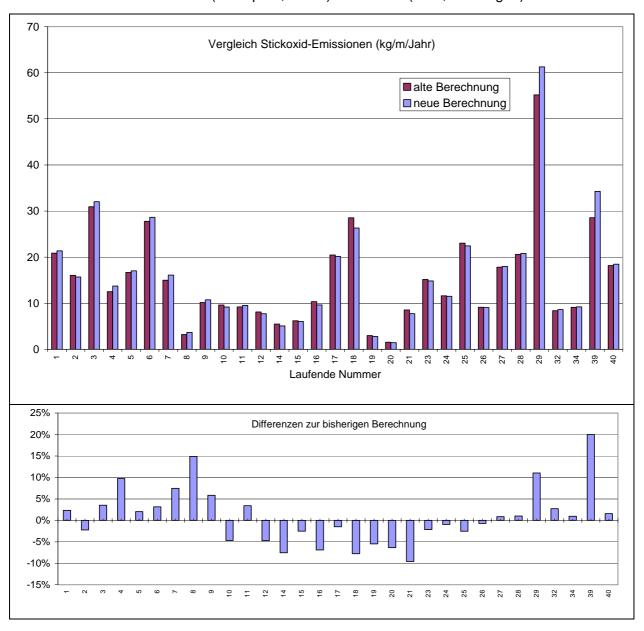


Abb. 4: NO<sub>x</sub>-Emissionen an den betrachteten Messstellen

#### **Partikel**

Auch die Abweichungen bei Partikelemissionen liegen i.a. unter 10%. Die größten Unterschiede ergeben sich bei den lfd. Nr. 18 und 21, beides Innerortsstraßen mit hohem Lkw-Anteil.

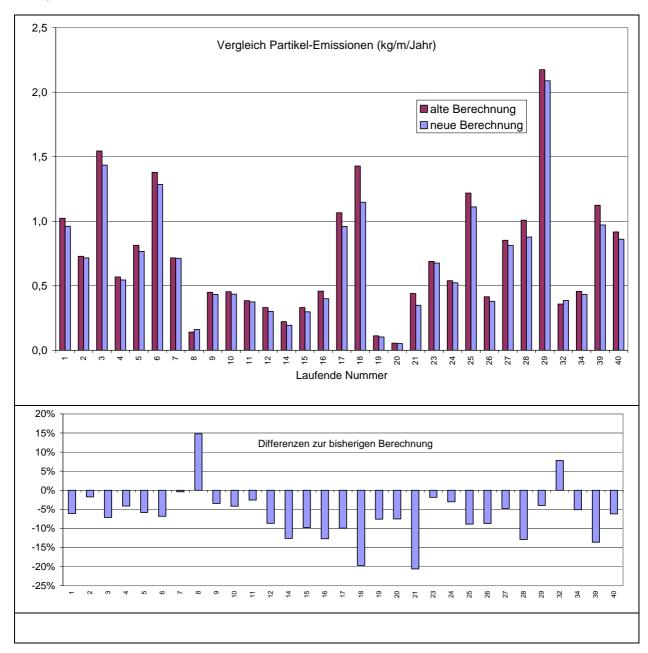


Abb. 5: Partikel-Emissionen an den betrachteten Messstellen

Tab. 2. Berechnungsergebnisse Emissionen pro Straßenabschnitt (UVM2002=Düring/2003

			Neue Berechnu	ngen	Für UVM 200	2	Differenz Neu	ı zu alt
			Stickoxide	Partikel	Stickoxide	Partikel	Stickoxide	Partikel
LFNR	JAHR		(kg/m/Jahr)	(kg/m/Jahr)	(kg/m/Jahr)	(kg/m/Jahr)		
	1	2000	21,4		20,9		2,3%	-6,1%
	2	2000				0,7	-2,2%	-1,7%
	3	2000			30,9		3,5%	
	4	2000			12,5		9,8%	
	5	2000	·		16,7		2,0%	-5,8%
	6	2000			27,8		3,2%	-6,8%
	7	2001	16,1	0,7	15,0		7,5%	
	8	2000			3,2		14,9%	14,8%
	9	2000			10,2		5,8%	-3,5%
	10	2000	· ·		9,6		-4,7%	-4,2%
	11	2001	9,5		9,2		3,4%	-2,6%
	12	2001	7,7		8,1	0,3	-4,7%	-8,7%
	15	2000			6,2	,	-2,5%	-9,8%
	16	2000	9,6		10,3	0,5	-6,9%	-12,7%
	17	2000	20,2	1,0	20,5	1,1	-1,5%	-9,9%
	18	2000	26,3	1,1	28,5	1,4	-7,8%	-19,7%
	19	2000	2,8	0,1	3,0	0,1	-5,5%	-7,6%
	20	2000	1,4	0,1	1,5	0,1	-6,3%	-7,5%
	21	2000	7,7	0,3	8,5	0,4	-9,6%	-20,6%
	23	2000	14,8	0,7	15,2	0,7	-2,1%	-1,8%
	24	2000	11,5	0,5	11,6	0,5	-0,9%	-3,0%
	25	2000	22,5	1,1	23,0	1,2	-2,5%	-8,9%
	26	2000	9,1	0,4	9,1	0,4	-0,7%	-8,7%
	27	2000	18,0	0,8	17,8	0,9	0,9%	-4,8%
	28	2000	20,8	0,9	20,6	1,0	1,0%	-12,9%
	29	2000	61,3	2,1	55,2	2,2	11,0%	-4,0%
	32	2001	8,6	0,4	8,4	0,4	2,7%	7,8%
	34	2001	9,2	0,4	9,1	0,5	1,0%	-5,1%
	39	2001	34,3		28,6		20,0%	-13,6%
	40	2001	18,5	0,9	18,2	0,9	1,6%	-6,2%

#### 4 Literaturverzeichnis

/Düring 2003/	Düring, I. et al: Quantifizierung der PM10-Emissionen durch Staub-Aufwirbelung und Abrieb von Strassen auf Basis vorhandener Messdaten; im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Februar 2003
/Handbuch 1.2/	INFRAS; Mario Keller et al.: Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs Version 1.2; Bern, 1999
/Handbuch 2.1/	INFRAS; Mario Keller et al.: Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs Version 2.1; Bern, 2004
/IFEU 2004/	Wolfram Knörr: TREMOD (Transport Emission Estimation Model);

IFEU Heidelberg Seite 14

# 5 Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Zuordnung der Verkehrssituationen zu den RAS-W-Typen in Abhängigkeit der Straßenbelastung (Beispiel)6
Tab. 2. Berechnungsergebnisse Emissionen pro Straßenabschnitt
6 Abbildungsverzeichnis
Abb. 1: DTV-Jahresmittel für ausgewählte Standorte2
Abb. 2: Verhältnis neue zu alten Emissionsfaktoren – Stickoxide Innerorts – Bezugsjahr 2000/2001
Abb. 3: Verhältnis neue zu alten Emissionsfaktoren – Partikel – Bezugsjahr 2000/20019
Abb. 4: NO <sub>x</sub> -Emissionen an den betrachteten Messstellen
Abb. 5: Partikel-Emissionen an den betrachteten Messstellen11

# A N H A N G A4: BERICHT ZUR AUSWERTUNG VON DATEN AN SÄCHSISCHEN LUFTSCHADSTOFFMESSSTATIONEN

# A4 AUSWERTUNG VON IMMISSIONSDATEN AN SÄCHSISCHEN STATIONEN

Im Folgenden werden für Messstationen des sächsischen Messnetzes Datenauswertungen durchgeführt. Der Schwerpunkt dieser Auswertung lag in Absprache mit dem Auftraggeber auf hoch belasteten Verkehrsmessstationen in Leipzig, Dresden und Görlitz. Unter zusätzlicher Verwendung von Daten an Messstationen des städtische Hintergrundes sowie des großräumigen Hintergrundes werden die jeweiligen Konzentrationsbeiträge ermittelt. Mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode bzw. durch Rückrechnung mit einem geeigneten Ausbreitungsmodell werden schließlich PM10-Emissionsfaktoren abgeleitet und systematisiert. Falls möglich sollten Abhängigkeiten von relevanten Parametern (wie Regen, Verkehrsstärke, Verkehrsfluss bzw. Fahrzeuggeschwindigkeit) in den PM10-Konzentrationen bzw. abgeleiteten Emissionsfaktoren beschrieben werden.

# A4.1 Lützner Straße in Leipzig

Die Lützner Straße war aufgrund der dort vorliegenden hohen Luftschadstoffkonzentrationen in der Vergangenheit bereits mehrfach Gegenstand von Untersuchungen. Lohmeyer (2001) wiesen z. B. anhand einer vierwöchigen Messkampagne darauf hin, dass dort möglicherweise durch einen schlechten Fahrbahnzustand deutlich erhöhte PM10-Emissionsfaktoren infolge Abrieben und Aufwirbelung vorliegen. Aufgrund der Kürze dieser Messkampagne (nur 4 Wochen) und der Tatsache, dass zur Bestimmung der Emissionsfaktoren nur eine Methode, die Rückrechnung mittels MISKAM, zur Verfügung stand und der Vergleich der Rechenergebnisse mit den Messdaten u. a. wegen der im Messzeitraum ungünstigen Windverhältnisse sehr unsicher war, sind die dort gewonnen Aussagen mit hohen Unsicherheiten behaftet. Im Folgenden wird eine Auswertung anhand deutlich umfangreicherer Datenlagen aus dem Routinemessprogramm des LfUG durchgeführt.

### A4.1.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten

Die Messstelle befindet sich an der Lützner Straße im Leipziger Stadtteil Lindenau zwischen Marktstraße und Goetzstraße (siehe dazu **Abb. A4.1**).

In diesem Bereich erfolgt die Bündelung zweier Bundesstraßen (B 87 und B 181) als eine der Hauptverbindungsstraßen zwischen dem Leipziger Westen und dem Stadtzentrum von Leipzig mit einem entsprechenden hohen Verkehrsaufkommen (ca. 20 000 bis 30 000 Kfz/Tag). Die Lützner Straße weist im o. g. Bereich einen zweistreifigen Ausbau (je eine Fahrspur pro Fahrtrichtung) auf, wobei die stadteinwärtige Richtungsfahrbahn ca.

6.30 m breit, die stadtauswärtige ca. 3.30 m breit ist. Die Fußwege (Breite ca. 5.10 m bis 5.70 m) werden teilweise als Parkstreifen genutzt. Der Untersuchungsort ist weiterhin durch eine dichte und geschlossene Randbebauung sowohl an der Lützner Straße als auch an den einmündenden Straßen geprägt. Eine Besonderheit stellt der schlechte Fahrbahnzustand (vielfach geflickter bzw. rissige Asphaltbelag, teilweise unbefestigte Gehwege etc.) dar (Abb. A4.2). Zu näheren Charakterisierung der Station und der Umgebung siehe Lohmeyer (2001).

An der Lützner Straße gab es keine explizite Hintergrundmessstelle, die kontinuierlich Daten über den gesamten Messzeitraum aufzeichnete. Temporär durchgeführte Messungen (Oktober 2003 bis Januar 2004 sowie August 2004 bis Oktober 2004) erfolgten an der Schillingstraße Ecke Merseburger Straße, ca. 200 m südlich der Lützner Straße. Dieser Bereich ist durch den Schutz der vorgelagerten Häuserfronten und die Entfernung zur Lützner Straße nicht beeinflusst durch die Zusatzbelastungen der Lützner Straße und repräsentiert damit gut die Hintergrundbelastung für den Bereich der Lützner Straße. In einer Entfernung von ca. 3 km befindet sich die LfUG-Dauermessstelle Leipzig-West (Nikolai-Rumjanzew-Str. 100), an der neben meteorologischen Daten (z. B. Windrichtung, Windgeschwindigkeit) kontinuierlich auch PM10 und NO<sub>x</sub> gemessen werden. Diese Messstation ist zur Messung der städtischen Hintergrundbelastung in Leipzig eingerichtet worden. Ca. 40 km östlich von Leipzig befindet sich die Station Collmberg. Diese repräsentiert die regionale Hintergrundbelastung. Auch hier werden u. a. PM10 und NO<sub>x</sub> kontinuierlich gemessen.

### A4.1.2 Datenverfügbarkeit

Durch das LfUG Sachsen wurden folgende Daten zur Verfügung gestellt:

- PM10-Monatsmittelwerte Gravimetrie (HVS) für die Jahre 2001 und 2002 für die Lützner Straße und die Station Leipzig West
- ½-Stundenmittelwerte von PM10 (TEOM mit Korrekturfaktor 1.2) und Verkehr (PKW, PKW mit Hänger, LKW, LKW mit Hänger und sonstige Fahrzeuge (z. B. Motorräder, Fahrräder etc.)) für 2002 und 2003 an den Stationen Lützner Straße, Leipzig-West und Collmberg.
- Tagesmittelwerte von PM10 (TEOM mit Korrekturfaktor 1.2) und Verkehr (PKW, PKW mit Hänger, LKW, LKW mit Hänger und sonstige Fahrzeuge (z. B. Motorräder, Fahr-

räder etc.)) für den Zeitraum 01.11.2003 bis 31.10.2004 an den Stationen Lützner Straße, Leipzig-West und Collmberg.

- Tagesmittelwerte von PM10 (TEOM mit Korrekturfaktor 1.2) sowie NO<sub>x</sub> an der temporären Hintergrundmessstelle Schillingstraße/Merseburger Str. für die Zeiträume 18.10.03 bis 13.01.2004 sowie 13.08.2004 bis 06.10.2004
- NO<sub>x</sub>-½-Stundenmittelwerte zwischen 16.12.2002 und 31.12.2003 für die Lützner Straße, Leipzig West und Collmberg.
- NO<sub>x</sub>-Tagesmittelwerte zwischen 01.11.2003 und 31.10.2004 für die Lützner Straße, Leipzig West und Collmberg.

Vom DWD wurden die Stundenwerte der Niederschlagssummen an der Wetterstation Leipzig Stadt für des Zeitraum 01.01.03 bis 31.12.03, vom LfUG die im Zeitraum 01.01. bis 31.10.04 zur Verfügung gestellt. Weiterhin lag eine langjährige Ausbreitungsklassenstatistik an der DWD Station Leipzig-Schkeuditz vor.

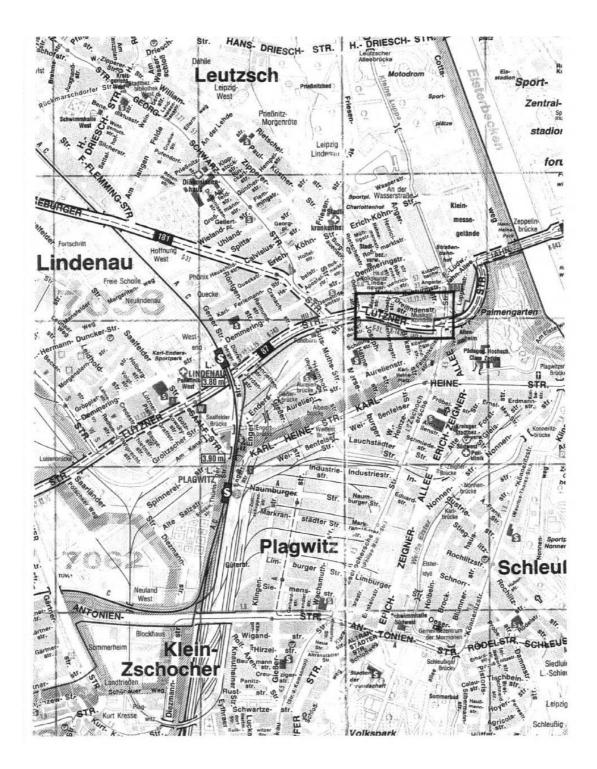


Abb. A4.1: Einordnung der Lützner Straße im Lageplan







Gehweg (unbefestigt, stark verschmutzt)

Abb. A4.2: Blick in die Lützner Straße stadteinwärts (oben) sowie Schäden an der Fahrbahn und an den Gehwegen (Mitte und unten)

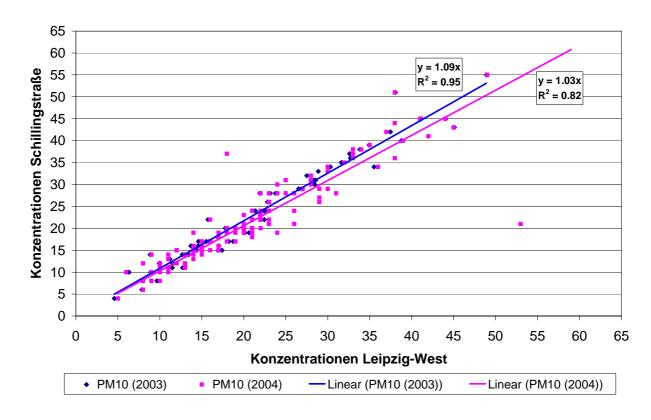
# A4.1.3 Auswertung der Immissionsdaten

Die folgenden Auswertungen beziehen sich auf die beiden ausgewerteten 1 Jahreszeiträume zwischen dem 01.01.2003 und 31.12.2003 (lufthygienisch ungünstiges Jahr) sowie zum Vergleich zwischen dem 01.11.2003 und 31.10.2004 (lufthygienisch normales Jahr). Hier werden Konzentrationszeitreihen, statistische Kenngrößen und Korrelationen betrachtet.

Zur Ableitung der PM10- und NO<sub>x</sub>-Verkehrsbeiträge infolge der Lützner Straße werden repräsentative Hintergrundmessungen benötigt. Diese lagen nur für zwei temporäre Messkampagnen vor (siehe oben). Um dennoch für den gesamten Zeitraum eine möglichst realistische Hintergrundbelastung für den Bereich der Lützner Straße zur Verfügung zu haben wurde folgende Vorgehensweise verwendet:

Zunächst wurde geprüft, wie die Korrelation zwischen den Messungen an der Schillingstraße und an der Station Leipzig-West für PM10 und NO<sub>x</sub> ist. Dies ist in der **Abb. A4.3** dargestellt. Es zeigt sich, dass sowohl die PM10- als auch die NO<sub>x</sub>-Konzentrationen in Leipzig-West sehr gut mit den Werten an der Schillingstraße korrelieren (Korrelationskoeffizient größer 0.8). Die Belastung im Bereich Schillingstraße ist allerdings etwas höher als in Leipzig-West (bei PM10 im Mittel ca. 3 % (2004) bzw. 9 % (2003), bei NO<sub>x</sub> im Mittel ca. 18 % (2004) bzw. 19 % (2004)). Für die weiteren Auswertungen der Konzentrationszuordnungen wurden deshalb als Vorbelastung für die Lützner Straße die Konzentrationen an der Station Leipzig-West erhöht um die entsprechenden Beträge verwendet.

In der **Abb. A4.4** und **Abb. A4.5** sind die PM10-Konzentrationen an der Lützner Straße in Leipzig (im Folgenden Verkehrsmesspunkt (VKM) genannt) und im städtischen Hintergrund (=Leipzig-West korrigiert um die o. g. Faktoren) sowie an der Station Collmberg (großräumige Hintergrundbelastung) für die beiden o. g. Jahreszeiträume dargestellt. Die Zeitreihe der Tagesmittelwerte über jeweils 12 Monate zeigt die zeitlichen Variationen dieser Messwerte. Während für Leipzig-West und Collmberg im Wesentlichen für jeden Tag Messwerte vorliegen, gibt es für die Lützner Straße größere Datenlücken bei den PM10-Messwerten im Zeitraum vom 02.05.03 bis 05.05.2003 sowie 30.7.2004 bis 28.9.2004.



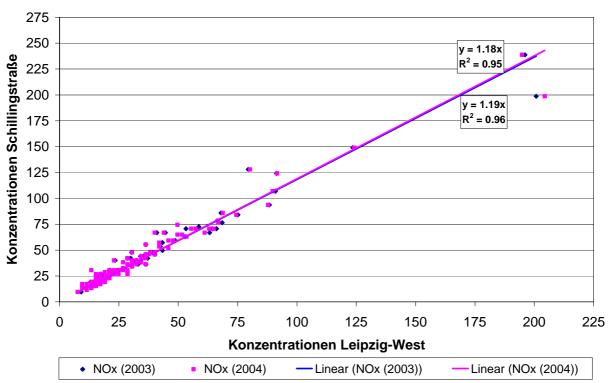


Abb. A4.3:Vergleich der PM10- und NO<sub>x</sub>-Tagesmittelwerte an der Station Leipzig-West und Leipzig Schillingstraße Straße für die beiden Messzeiträume

10 0 -10

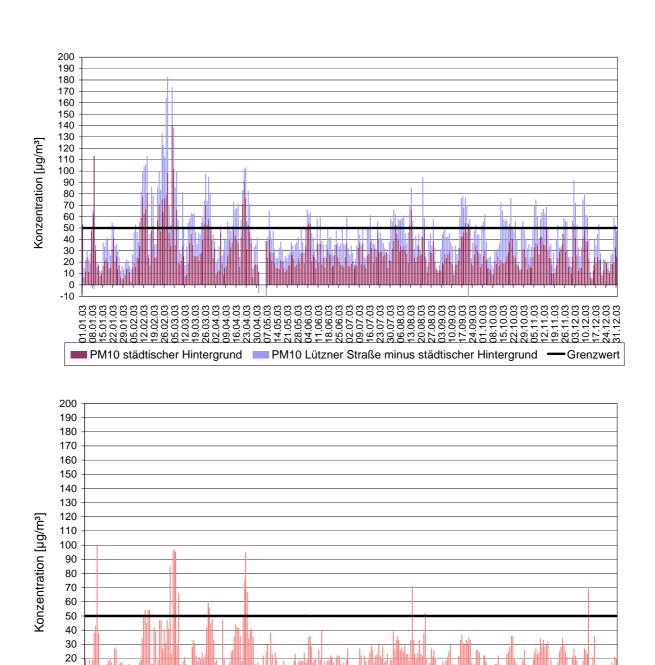


Abb. A4.4: PM10-Tagesmittelwerte im städtischen Hintergrund und der Lützner Straße (oben) und PM10-Konzentrationen an der regionalen Hintergrundstation Collmberg im Jahr 2003

PM10 Collmberg

01.01.03 22.01.03 22.01.03 22.01.03 22.01.03 22.01.03 23.02.03 23

Grenzwert

10 0 -10

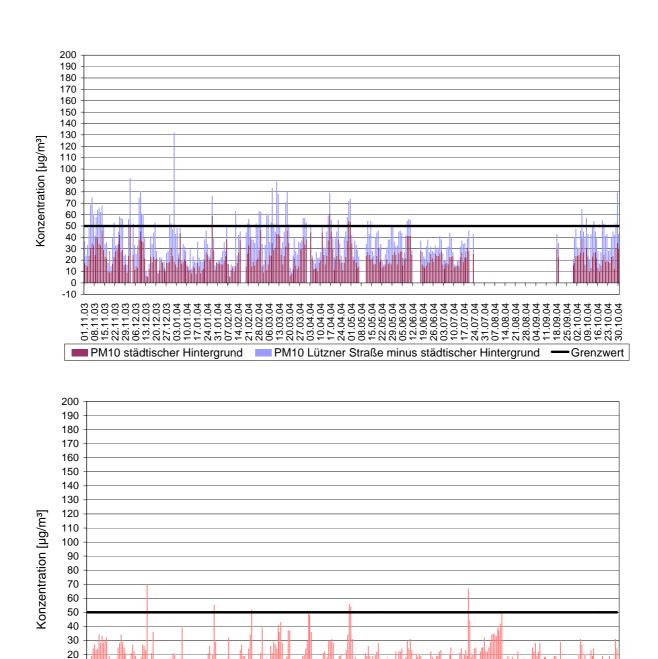


Abb. A4.5:PM10-Tagesmittelwerte im städtischen Hintergrund und der Lützner Straße (oben) und PM10-Konzentrationen an der regionalen Hintergrundstation Collmberg im Zeitraum 11/2003 bis 10/2004

PM10 Collmberg

 $\begin{array}{c} 2.25229.02\\ 2.25220.02\\$ 

Grenzwert

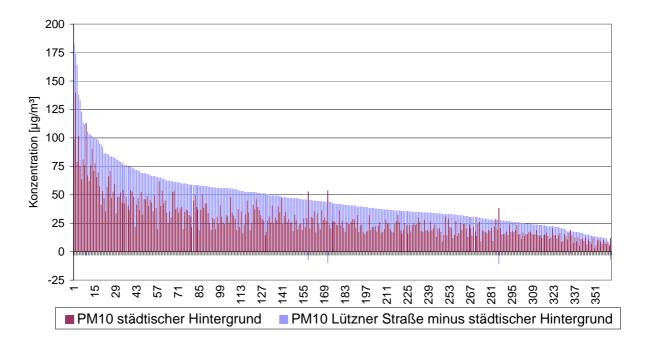
Im Jahr 2003 sind am Verkehrsmesspunkt PM10-Gesamtbelastungen bis  $183 \,\mu g/m^3$  (am 28.02.03) gemessen worden. Insbesondere im Zeitraum 11. Februar bis 10. März zeigten sich hohe Konzentrationen über eine längere Zeit, die vor allem durch eine relativ hohe städtische (ca. 50 bis  $140 \,\mu g/m^3$ ) bzw. regionale Hintergrundbelastung ( $40 \,\mu g/m^3$  bis  $100 \,\mu g/m^3$ ) gekennzeichnet waren.

Im Zeitraum 11/2003 bis 10/2004 liegen die PM10-Gesamtbelastungen in der Tendenz niedriger als 2003. Insbesondere fehlt eine ausgeprägte Episode mit sehr hohen Konzentrationen wie im Februar/März 2003. Die höchste PM10-Konzentration in der Lützner Straße wurde am 1.1.2004 mit über 130  $\mu$ g/m³ gemessen (Einfluss vom Silvesterfeuerwerk), sonst sind die Konzentrationen dort kleiner als 95  $\mu$ g/m³.

Sortiert man die Tagesmittelwerte der Größe nach (**Abb. A4.6** und **A4.7** oben und unten), so erkennt man, dass im Jahr 2003 an 132 der vorliegenden 361 Tagesmittelwerte (das heißt in 37 % der Fälle) der ab 2005 einzuhaltende Grenzwert von 50  $\mu$ g/m³ an der Messstelle Lützner Straße überschritten wird. Für den Zeitraum 11/2003 bis 10/2004 sind dies 64 der vorliegenden 284 Tagesmittelwerte (das heißt an nur 22 % der vorliegenden Tagen mit Messwerten).

Der Anteil der Vorbelastung (regional plus städtische) an der Gesamtbelastung lag in diesen hoch belasteten Tagen im Jahr 2003 zwischen 26 % und 95 %, im Mittel bei ca. 58 % und lag damit geringfügig niedriger als für die restlichen Tage (ca. 59 % Anteil der Vorbelastung). (Hinweis: An 4 Tagen, wo die Differenz PM10-Lützner Straße minus Leipzig-West negative Werte aufwies, wurden in Leipzig-West höhere Belastungen gemessen als am Verkehrsmesspunkt.). Im Zeitraum 11/2003 bis 10/2004 lag der Anteil der Vorbelastung (regional plus städtische) an der Gesamtbelastung an den Tagen mit Tagesmittelwert größer 50  $\mu$ g/m³ im Mittel bei ca. 55% und damit wie auch schon 2003 niedriger als an den restlichen Tagen (dort im Mittel 64 %).

Die Variation der mittleren Konzentrationen an den Wochentagen zeigt die **Abb. A4.8**. Dort sind sowohl die Belastungen an der regionalen Hintergrundstation Collmberg als auch die städtischen Zusatzbelastungen (Leipzig-West korrigiert minus Collmberg) sowie die infolge des Verkehrs in der Lützner Straße (Lützner Straße minus Leipzig-West korrigiert) ablesbar. Zusätzlich ist ebenfalls der Wochengang des Verkehrs dargestellt. Hinweis: Als Werktage werden hier die Tage von Montag bis Freitag außer Feiertage verstanden.



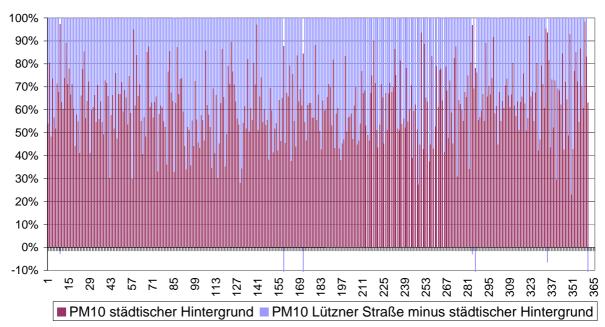
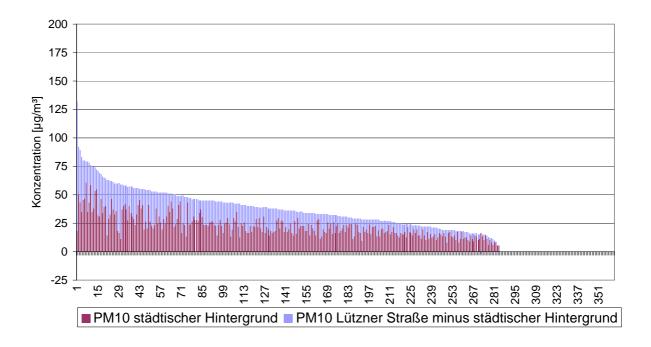


Abb. A4.6: PM10-Tagesmittelwerte absteigend nach Konzentrationen Lützner Straße sortiert (oben) bzw. als jeweilige Anteile ausgewiesen (unten) im Jahr 2003



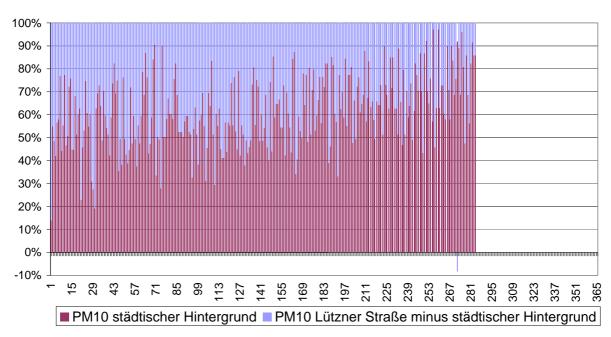


Abb. A4.7:PM10-Tagesmittelwerte absteigend nach Konzentrationen Lützner Straße sortiert (oben) bzw. als jeweilige Anteile ausgewiesen (unten) für den Zeitraum 11/2003 bis 10/2004

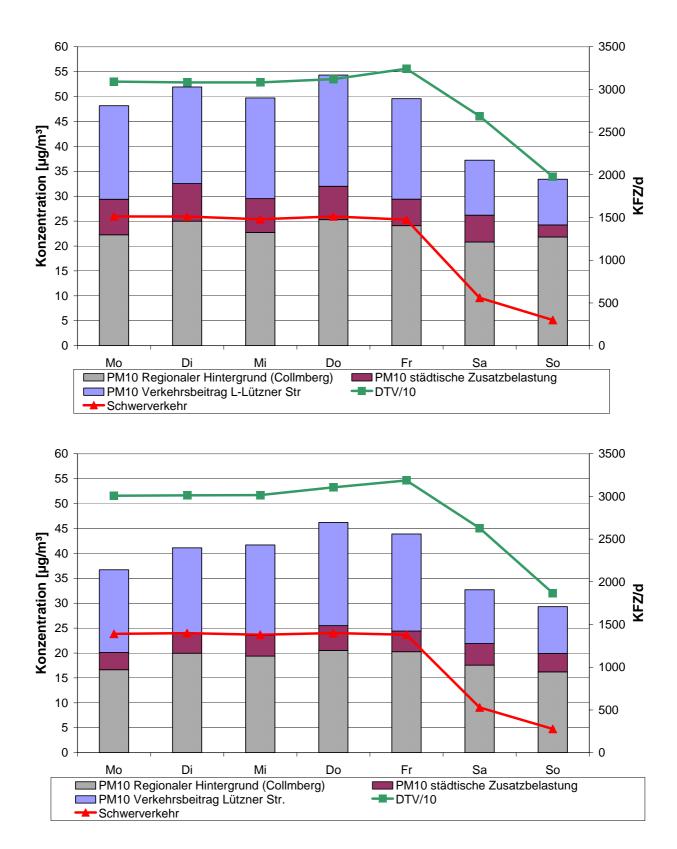


Abb. A4.8: Mittlerer Wochengang der PM10- und Verkehrsbelastungen für den Zeitraum 01.01.2003 bis 31.12.2003 (oben) sowie 1.11.2003 bis 31.10.2004 (unten)

Sehr deutlich ist der starke Rückgang der durch die Lützner Straße induzierten PM10-Konzentrationen (Zusatzbelastung) z. B. im Jahr 2003 von werktags (ca. 20 μg/m³) auf sonntags (ca. 9 μg/m³) zu erkennen. Dies entspricht einer Abnahme um ca. 45 %. Diese Abnahme liegt zwischen den Verkehrsabnahmen von DTV und Schwerverkehr. Dagegen zeigen die Belastungen im städtischen Hintergrund geringere Variationen der Belastungen. Allerdings sind an Sonntagen auch im städtischen Hintergrund die niedrigsten Konzentrationen zu verzeichnen. Hier spiegelt sich u. a. der Einfluss des geringen Verkehrsaufkommens auf dem gesamten städtischen Straßennetz wider. Im Zeitraum 11/2003 bis 11/2004 lagen die Verkehrsbeiträge infolge der Lützner Straße werktags mit ca. 19 μg/m³ nur geringfügig unter denen des Jahres 2003. Hier beträgt die Abnahme der PM10-Zusatzbelastung zwischen Werktag und Sonntag ca. 47 % und ist somit vergleichbar mit der Abnahme 2003. Der Anteil der regionalen Hintergrundbelastung an der PM10-Gesamtbelastung Lützner Straße lag 2003 und auch im Zeitraum 11/2003 bis 10/2004 werktags im Mittel bei 46 %, sonntags bei ca. 60 %.

Die statistischen Kenngrößen der Belastungen und Verkehrsstärken sind in der **Tab. A4.1** differenziert nach Wochenmittel, Werktagsmittel, Samstag und Sonntag für beide Auswertezeiträume aufgezeigt. Aus **Tab. A4.1** ist ersichtlich, dass an der Messstelle Lützner Straße der PM10-Jahresmittelwert im Jahr 2003 mit 46 μg/m³ höher lag als der ab 2005 einzuhaltende Grenzwert von 40 μg/m³. Die städtische Hintergrundbelastung am Messort Leipzig-West zeigt einen Jahresmittel von 26.5 μg/m³. Der Anteil der PM10-Vorbelastung an der Gesamtbelastung Lützner Straße beträgt somit unter Beachtung der o. g. Korrekturen im Wochenmittel 2003 ca. 62 % (49 % regionaler Hintergrund plus 13 % städtische Zusatzbelastung). Etwa 38 % der PM10-Konzentrationen in der Lützner Straße wurden 2003 durch den Verkehr auf der Lützner Straße selbst erzeugt.

Im Zeitraum 11/2003 bis 11/2004 wurde an der Lützner Straße der PM10-Jahresgrenzwert mit 38.4 μg/m³ knapp unterschritten. Diese Gesamtbelastung setzte sich aus ca. 49 % regionaler Hintergrundbelastung, 11 % städtischer Zusatzbelastung und 40 % verkehrsbedingter Zusatzbelastung durch die Lützner Straße zusammen. Die Quellaufteilung entsprach somit fast genau der im Jahr 2003. Die 2003 deutlich höheren PM10-Gesamtbelastungen werden somit durch die proportionale Erhöhung aller Quellbeiträge und nicht allein durch eine höhere regionale Hintergrundbelastung bedingt.

1 Jahr (01.01.2003 - 31.12.2003) / 1 Jahr (01.11.2003 – 31.10.2004)				
	Wochenmittel	Mo - Fr	samstags	sonntags
Leipzig Lützner Straße				
DTV [Kfz/d]	28 900 / 28 300	31 200 / 30 700	26 900 / 26 300	19 800 / 18 700
SV [SV/d]	1 200 / 1 100	1 500 / 1 400	560 / 520	300 / 300
SV [%]	4.2 / 3.9	4.8 / 4.5	2.1 / 2.0	1.5 / 1.5
PM10	46.3 / 38.4	51.1 / 41.9	38.0 / 32.4	33.9 / 29.3
NO	60.3 / -	71.1 / -	40.8 / 32.7	32.0 / -
NO <sub>2</sub>	55.8 / -	61.0 / -	48.2 / -	40.8 / -
NO <sub>x</sub>	148.3 / 121.0	170.1 / 140.3	110.8 / 92.2	89.9 / 67.3
Leipzig-West				
PM10	26.5 / 22.3	28.1 / 22.8	24.0 / 21.3	22.2 / 19.3
NO	5.0 / -	6.4 / -	2.4 / -	1.7 / -
NO <sub>2</sub>	23.7 / -	26.4 / -	19.8 / -	16.2 / -
NO <sub>x</sub>	31.5 / 26.6	36.3 / 30.7	23.5 / 20.5	18.9 / 15.3
Collmberg				
PM10	23.0 / 19.0	23.4 / 19.4	20.8 / 17.6	21.8 / 16.2
NO <sub>x</sub>	14.3 / 14.2	15.6 / 15.9	12.3 / 11.9	10.9 / 9.2

Tab. A4.1: Statistische Kenngrößen für das Jahr 2003 und den Zeitraum 11/2003 bis 10/2004. Konzentrationen in μg/m³. Die Mittelwerte beziehen sich jeweils auf das insgesamt zur Verfügung stehende Datenkollektiv der jeweiligen Messgröße.

Am Messpunkt Lützner Straße ist infolge der Verkehrsabnahme von werktags auf sonntags um ca. 36 % bis 40 % eine Abnahme der PM10-Konzentration von ca. 30 % bis 34 % und der NO<sub>x</sub>-Konzentration von ca. 47 % bis 52 % zu verzeichnen. Die Abnahme der Gesamtbelastung durch die geringeren Fahrleistungen am Sonntag ist also für PM10 geringer als für NO<sub>x</sub>. An der Messstation Leipzig-West erfolgt eine Abnahme der PM10-Konzentration um ca. 15 % bis 21 % (werktags auf sonntags) und der NO<sub>x</sub>-Konzentration um ca. 48 % bis 50 %. Auch hier ist eine deutlich geringere Abnahme beim PM10 zu verzeichnen. Die Zusatzbelastungen infolge des Verkehrs auf der Lützner Straße reduzieren sich allerdings zwischen werktags und sonntags bei PM10 und NO<sub>x</sub> gleichermaßen um ca. 50 % und ist größer, als die Reduktion der Verkehrsstärke (ca. 36 % bis 40 % siehe oben). Dies weist auf den überproportionalen Einfluss des Schwerverkehrs auf die PM10- und NO<sub>x</sub>-Emissionen gegenüber den PKW und LNF hin, da sich die Schwerverkehrsmenge um ca. 80 % reduziert.

Das Verhältnis  $PM10/NO_x$  liegt für die Gesamtbelastung im Wochenmittel in der Lützner Straße in beiden Messzeiträumen bei 0.31 und variiert je nach Wochentag im Mittel nur ge-

ring. Es liegt in Leipzig-West mit 0.84 deutlich höher. Für die Zusatzbelastung an der Lützner Straße liegt dieses Verhältnis Werktags und Sonntags im Mittel zwischen 0.14 und 0.19. Dies deutet darauf hin, dass das Verhältnis der Emissionsfaktoren von PKW und LKW auf der Lützner Straße für NO<sub>x</sub> und PM10 ähnlich sein müsste.

# A4.1.4 Ableitung von PM10-Emissionsfaktoren für die Lützner Straße

Im Abschnitt 5.2 des Hauptberichtes sind die Methoden zur Bestimmung der PM10-Emissionsfaktoren beschrieben. Die Datenlage erlaubt die Verwendung der NO<sub>x</sub>-Tracermethode und die Rückrechnung mit dem Ausbreitungsmodell MISKAM zur Bestimmung der Emissionsfaktoren für die Lützner Straße.

### NO<sub>x</sub>-Tracermethode

Aus den PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen (Lützner Straße minus Leipzig-West) und den berechenbaren NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren wurden die PM10-Emissionsfaktoren bestimmt. Dies wurde für die Situationen mit positiver NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung >20 μg/m³ durchgeführt. Die Berechnung der Emissionsfaktoren bei niedrigeren NO<sub>x</sub>-Schwellen ist zu unsicher. Als Verkehrssituation für die NO<sub>x</sub>-Emissionsberechnung wurde entsprechend der örtlichen Gegebenheiten und der Untersuchungen in Lohmeyer (2001b) "LSA1 (Hauptverkehrsstraße mit Lichtsignalanlage, geringe Störungen)" angesetzt. Als Emissionsfaktoren ergeben sich damit für die entsprechenden Bezugsjahre und der Flottenzusammensetzung entsprechend HBEFa 2.1 (UBA, 2004) zu

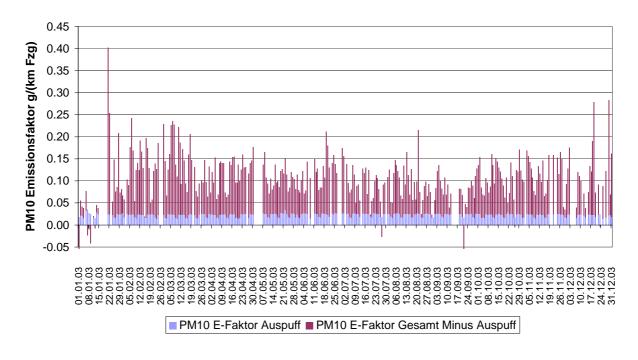
	Bezugsjahr 2003	Bezugsjahr 2004
PKW inkl. LNF:	$0.37 \text{ g NO}_x/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$	$0.33 \text{ g NO}_x/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$
LKW:	8.53 g NO <sub>x</sub> /(km · Fzg)	8.29 g NO <sub>x</sub> /(km · Fzg.

Für die Auspuffpartikel liefert das HBEFA 2.1 folgende Emissionsfaktoren:

	Bezugsjahr 2003	Bezugsjahr 2004
PKW inkl. LNF:	0.012 g PM10/(km · Fzg)	0.011 g PM10/(km · Fzg)
LKW:	0.275 g PM10/(km · Fzg)	0.261 g PM10/(km · Fzg).

In **Abb. A4.9** sind die mit diesem Ansatz ermittelten PM10-Emissionsfaktoren für die Lützner Straße (Gesamt = Aufwirbelung/Abrieb + Auspuff) und der PM10-Emissionsfaktor (Auspuff nach HBEFA 2.1) als Zeitreihe der Tagesmittelwerte (Jahr 2003 sowie Zeitraum 11/2003 bis

10/2004) dargestellt. Fehlende Emissionsfaktoren resultieren aus unvollständigen Daten oder NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen unterhalb der o. g. Schwelle.



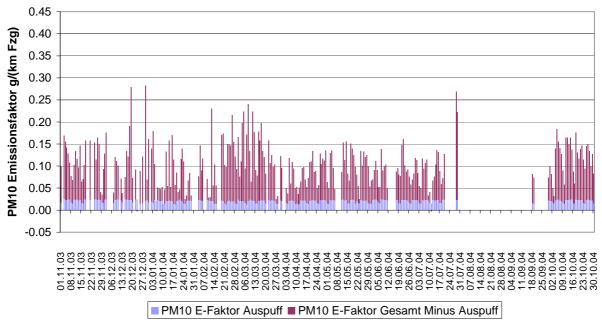


Abb. A4.8: Aus den Messdaten mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode abgeleitete PM10-Emissionsfaktoren (Tagesmittel) für die Lützner Straße im Jahr 2003 (oben) sowie Zeitraum 11/2003 bis 10/2003 (unten)

Das Diagramm zeigt, dass die abgeleiteten Emissionsfaktoren starken Schwankungen unterlegen sind. Im Mittel variieren die Werte zwischen 0.05 und 0.2 g/(km · Fzg). Anfang/Mitte Januar 2003 sind verstärkt sehr niedrige Emissionsfaktoren zu verzeichnen, die nur geringfügig größer zum Teil auch kleiner als die Auspuffemissionsfaktoren des HBEFa2.1 sind. Der maximale PM10-Emissionsfaktor wird mit 0.40 g/(km · Fzg) ermittelt (Dienstag 21.01.2003) (Hinweis: Der abgeleitete Emissionsfaktor für den 01.01.2004 wurde aufgrund der durch das Silvesterfeuerwerk stark erhöhten PM10-Konzentrationen nicht in die Betrachtungen eingezogen.) An acht Tagen war die angesetzte PM10-Zusatzbelastung im Tagesmittel negativ (es wurde also in Leipzig-West plus Korrektur eine höhere PM10-Konzentration gemessen als in der Lützner Straße). Im Zeitraum Februar bis April liegen häufiger höhere Emissionsfaktoren vor als im Zeitraum Juli bis September.

### Rückrechnung mittels Ausbreitungsmodell MISKAM

In den Untersuchungen von Lohmeyer (2001) wurden für die Lützner Straße Strömungs- und Ausbreitungsberechnungen mit dem Modell MISKAM Version 3.6 durchgeführt. Das Modell umfasst ein prognostisches mikroskaliges Windfeldmodell, ein Turbulenzmodell sowie ein Eulersches Ausbreitungsmodell. Die Berechnungen wurden in der oben genannten Untersuchung für den damaligen vierwöchigen Messzeitraum und mittels einer 10-jährigen Ausbreitungsklassenstatistik durchgeführt. MISKAM wurde in der Zwischenzeit auf die Version 4.22 (Eichhorn 2002, 2003) aktualisiert. Für diese neue Version gibt es Empfehlungen an die Gebietsgröße (deutlich größer als bei Version 3.6) und Rechengitterauflösung (deutlich feiner als bei Version 3.6), die über die Anforderungen der Version 3.6 hinausgehen. Aus diesem Grund wurde eine Neuerstellung des digitalen Berechnungsmodells und eine Neuberechnung der Windfelder und Ausbreitung unter Beachtung der aktuellen Anforderungen It. VDI-RL 3783, Blatt 9 durchgeführt.

### Vorgehensweise und Rechengebiet

Die Rechengebietsgröße beträgt 900 m x 900 m (siehe **Abb. A4.9**). Das Rechengebiet ist deutlich größer als die Fläche des Untersuchungsgebietes für die Lützner Straße, um Randeffekte zu vermeiden (Ketzel et al., 1999). Die Höhe des Rechengebietes wurde auf 560 m festgelegt.

Es wurde auf einem nicht-äquidistanten Rechengitter iteriert, dessen horizontale Auflösung zwischen ca. 1 m in unmittelbarer Straßennähe und ca. 15 m am äußersten Gebietsrand variiert.

Es wurde jeweils 36 Strömungsrechnungen für die Windrichtungen 10° bis 360° sowie anschließend je 36 Ausbreitungsrechnungen für die betrachteten Schadstoffe NO<sub>x</sub> und PM10 durchgeführt. Im Rahmen der Modellvalidierung hat sich gezeigt, dass die mit MISKAM berechneten Immissionsfelder in sehr guter Näherung mit der Windgeschwindigkeit skalierbar sind. Untersuchungen haben ferner gezeigt, dass in dicht bebautem Gelände aufgrund der hohen städtischen Rauhigkeit genug mechanische Turbulenz erzeugt wird, sodass näherungsweise von einer neutralen Schichtung im Untersuchungsgebiet ausgegangen werden kann (unabhängig von der großräumigen thermischen Schichtung). Aus diesem Grund wurde mit neutraler Schichtung gerechnet.

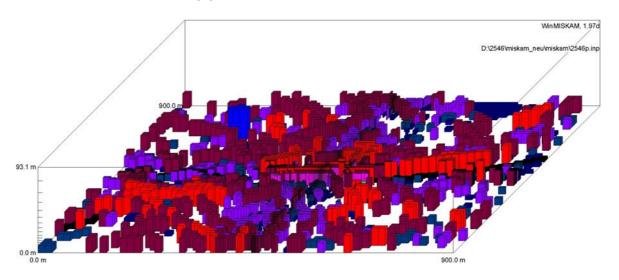


Abb. A4.9: Digitales Gebäudemodell für die MISKAM-Berechnungen

Für jeden Schadstoff wurden aus den jeweils 36 Immissionsfeldern mit der Programmoberfläche WinMISKAM (SFI, 2001) unter Verwendung der UMEG. Windstatistik und der Emissionen infolge des Verkehrs der Lützner Straße flächendeckend die Jahresmittelwerte der Zusatzbelastung für NO<sub>x</sub> und PM10 berechnet.

# <u>Meteorologi</u>e

Die für die Ausbreitungsrechnung verwendete Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung wird aus der Ausbreitungsklassenstatistik der Messstation des Deutschen Wetterdienstes in Leipzig-Schkeuditz abgeleitet. Die dort gemessenen Winddaten (Messhöhe 12 m) sind für Freilandwerte im Umland von Leipzig in 10 m über Grund repräsentativ. Die mittlere Windgeschwindigkeit der Messstelle Leipzig-Schkeuditz beträgt 4.4 m/s. Im Stadtgebiet von Leipzig werden aufgrund von erhöhter Rauhigkeit im Allgemeinen niedrigere Windgeschwindigkeiten erwartet. Dies zeigt auch die Stadtklimauntersuchung Leipzig auf (Stadt

Leipzig, 1998). Die Normierung der Windgeschwindigkeit auf realistische städtische Werte wurde analog zu Stadt Leipzig (2001) auf Grundlage einer im Jahr 1995 durchgeführten Messung des Umweltforschungszentrum Leipzig in der Stephanstraße in 22 m über Grund vorgenommen. Dort wurden damals mittlere Windgeschwindigkeiten von 3.5 m/s gemessen. Des Weiteren liegen vom SMU (1997) Angaben zur mittleren Windgeschwindigkeit im Stadtgebiet von Leipzig in Bodennähe vor. Aus diesen unterschiedlichen Angaben für die mittlere Windgeschwindigkeit wurde ein Skalierungsfaktor (= 0.8) abgeleitet, der auf die Ausbreitungsklassenstatistik der Messstelle Leipzig-Schkeuditz angewendet und der Ausbreitungsrechnung zugrunde gelegt wird.

# **Emissionen**

Als Emissionsbasis für die PM10-Ausbreitungsberechnungen wurde zunächst von den in Lohmeyer (2001) angesetzten Emissionswerten ausgegangen:

PM10-Emissionsfaktor 0.162 g/(km  $\cdot$  Fzg) PM10-Emissionsdichte 0.049 mg/(m  $\cdot$  s).

Für die NO<sub>x</sub>-Emissionen wurde entsprechend HBEFa2.1 und den Verkehrsdaten für das Bezugsjahr 2003 folgende Emissionswerte angesetzt:

 $NO_x$ -Emissionsfaktor 0.171 g/(km  $\cdot$  Fzg)  $NO_x$ -Emissionsdichte 0.238 mg/(m  $\cdot$  s).

### **Ergebnisse**

Als Ergebnis der Ausbreitungsberechnung mit MISKAM 4.22 wurde punktuell für den Ort des Messcontainers eine PM10-Zusatzbelastung von 19.8  $\mu$ g/m³ sowie eine NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung von 95.9  $\mu$ g/m³ berechnet. In der nachfolgenden **Tab. A4.2** wird dieses Ergebnis den gemessenen Jahresmittelwerten gegenübergestellt.

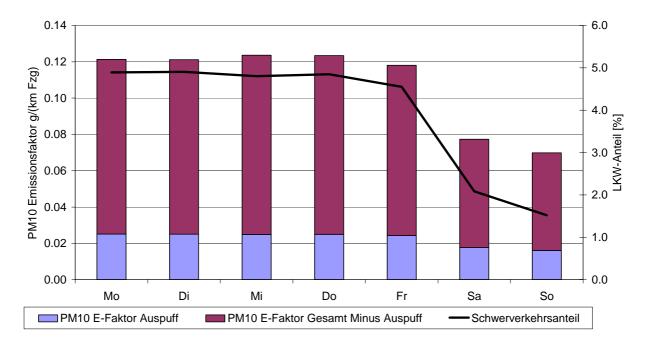
Der Mittelwert der gemessenen PM10-Zusatzbelastung der Jahre 2001 bis 2004 wird bei der Berechnung um 32 % (12 % in der Gesamtbelastung) überschätzt. Dies weist auf 32 % geringere PM10-Emissionen hin, also einem Emissionsfaktor von  $0.162~g/(km \cdot Fzg)$  /  $1.32 = 0.12~g/(km \cdot Fzg)$ . Dieser entspricht dem aus der NO<sub>x</sub>-Tracermethode abgeleiteten. Die berechnete NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung vergleicht sich sehr gut mit der aus den Messwerten abgeleiteten. Es wird eine geringe Unterschätzung von 4 % festgestellt. Dies weist auf eine gute Genauigkeit der Ausbreitungsberechnungen hin.

Jahr	PM10-ZB an MS MISKAM µg/m³	PM10-GB an MS MISKAM µg/m³	PM10-ZB an MS Messung µg/m³	PM10-GB an MS Messung μg/m³
langjähriges Mittel*	19.8	45	15	40
11/2003 – 10/2004			15	38
2003			17	46
2002			12	36
2001			16	40
Jahr	NO <sub>x</sub> -ZB an MS MISKAM µg/m³	NO <sub>x</sub> -GB an MS MISKAM µg/m³	NO <sub>x</sub> -ZB an MS Messung μg/m³	NO <sub>x</sub> -GB an MS Messung μg/m³
langjähriges Mittel*	96	130	100	134
11/2003 – 10/2004			90	121
2003			111	148

Tab. A4.2: Mittelwerte der  $NO_x$ - und PM10-Konzentrationen an der Lützner Straße für die Berechnungen und die Messung unter Berücksichtigung der Hintergrundbelastungen (Messstelle Leipzig-West angepasst an Schillingstraße). ZB = Zusatzbelastung; GB = Gesamtbelastung; MS = Messstelle. \*= für MISKAM-Rechnung mit 10-jähriger AKS und PM10-Emissionen entspr. Lohmeyer (2001) bzw.  $NO_x$ -Emissionen nach HBEFa2.1; für die Messung: Mittelwert der Jahre 2001 bis 2004 (PM10) bzw. 2003 bis 2004 ( $NO_x$ ).

### A4.1.5 Abhängigkeit der Emissionsfaktoren vom LKW-Anteil

Bildet man aus den für jeden Tag des Jahres 2003 sowie des Zeitraumes 11/2003 bis 10/2004 abgeleiteten Emissionsfaktoren der **Abb. A4.8** einen Wochengang erhält man das Ergebnis der **Abb. A4.10**. Es zeigt sich, dass der flottenmittlere PM10-Emissionsfaktor werktags (Mo-Fr) im Jahr 2003 mit Werten von ca. 0.12 g/(km · Fzg) relativ konstant ist, im Zeitraum 11/2003 bis 10/2004 liegen sie bei Werten zwischen 0.11 und 0.13 g/(km · Fzg). Der Gesamtemissionsfaktor ist dabei ca. 5-mal höher als der Auspuffanteil. Dies bestätigt die in früheren Untersuchungen festgestellte sehr hohe Relevanz der nicht auspuffbedingten PM10-Emissionen in der Lützner Straße. Aufgrund der starken Abnahme des Anteils von LKWs am Wochenende sinkt auch der Emissionsfaktor stark ab. Am mittleren Sonntag ist er mit ca. 0.07 g/(km · Fzg) ca. 40 % niedriger bei Abnahme des Schwerverkehrsanteils von werktags 4.8 bzw. 4.5 % auf sonntags ca. 1.5 %. Der Emissionsfaktor für Samstage ist nur geringfügig höher als der an Sonntagen. Aufgrund des etwa gleichen LKW-Anteils am mittleren Samstag und Sonntag ist dies auch plausibel.



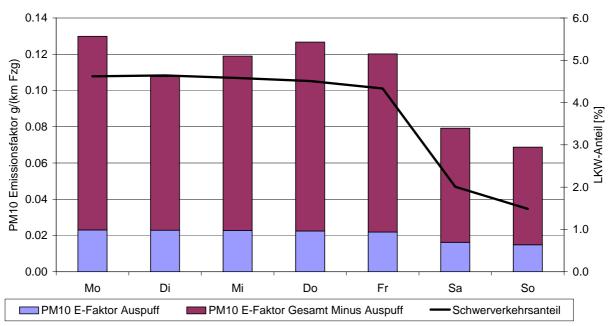


Abb. A4.10: Mittlerer Wochengang der ermittelten PM10-Emissionsfaktoren und der LKW-Anteil für das Jahr 2003 (oben) bzw. den Zeitraum 11/2003 bis 10/2004 (unten)

Die Tab. A4.3 fasst die Werte zusammen.

	Mo bis Fr	Samstag	Sonntag
DTV [Kfz/d]	31 200	26 900	19 800
	30 700	26 300	19 700
Schwerverkehr [Kfz/d]	1 500 (4.8 %)	560 (2.1 %)	300 (1.5 %)
	1 400 (4.5 %)	520 (2.0 %)	300 (1.5 %)
PKW inkl. LNF [Kfz/d]	29 700 (95.2 %)	26 400 (97.9 %)	19500 (98.5 %)
	29 300 (95.5 %)	25 800 (98.0 %)	18 400 (98.5 %)
PM10-Efaktor [g/(km · Fzg)]	0.122	0.078	0.070
	0.120	0.079	0.069
PM10-Efaktor [g/(km · Fzg)] Ausp.	0.025	0.018	0.016
	0.023	0.016	0.015
PM10-Efaktor [mg/(km · Fzg)] Rest	0.097	0.060	0.054
	0.098	0.063	0.054

Tab. A4.3:Verkehrsstärken und mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode abgeleitete Emissionsfaktoren. Obere Zahlen = Jahr 2003, untere Zahlen Zeitraum 11/2003 bis 10/2004. Ausp. = Auspuffemissionsfaktor nach HBEFa 2.1

Im Wochenmittel ergibt sich somit bei einem LKW-Anteil von 4.2 % bzw. 4.5 % ein PM10-Gesamtemissionsfaktor von 0.11 g/(km · Fzg) bzw. für die nicht auspuffbedingten PM10-Emissionen von ca. 0.09 g/(km · Fzg). Unter Annahme eines linearen Zusammenhanges des PM10-Emissionsfaktors vom LKW-Anteil kann aus dem Sonntag/Werktag-Vergleich eine Differenzierung des Gesamtemissionsfaktors in PKW- und LKW-Emissionsfaktor erfolgen. Dies führt zu folgenden Werten für die PM10-Gesamtemissionsfaktoren:

Bezugsjahr 2003	Bezugsjahr 2004
0.044 g/(km PKW)	0.043 g/(km PKW)
1.8 g/(km LKW)	1.8 g/(km LKW)

sowie für die nicht auspuffbedingten Emissionsfaktoren von

Bezugsjahr 2003	Bezugsjahr 2004
0.032 g/(km PKW)	0.032 g/(km PKW)
1.5 g/(km LKW)	1.5 g/(km LKW).

Die abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren für die beiden Messzeiträume unterscheiden sich somit nicht relevant. Unter Berücksichtigung dieser Emissionsfaktoren und der Fahrleistungen für PKW und LKW auf der Lützner Straße werden die in der Lützner Straße vorliegenden PM10-Zusatzbelastungen im Wochenmittel zu ca. 40 % von PKW und zu ca. 60 % von LKW verursacht. Da der Verkehrsbeitrag der Immissionen im Wochenmittel bei ca. 40 % der Gesamtbelastung liegt, so kann aus den abgeleiteten Daten ein PM10-Immissionsanteil infolge des PKW-Verkehrs auf der Lützner Straße von ca. 16 % und infolge des LKW-Verkehrs von ca. 24 % an der Gesamtbelastung abgeschätzt werden.

### A4.1.6 Abhängigkeit der Konzentrationen und Emissionen vom Niederschlag

Aus der Niederschlagsreihe für die Station Leipzig-Stadt (DWD) wurde die Tagessumme des Niederschlages ermittelt. Die PM10-Gesamtbelastung und -Zusatzbelastung sowie der PM10-Emissionsfaktor werden für die Lützner Straße in Abhängigkeit von Niederschlagsschwellenwerten ( $\geq 0.1$  mm,  $\geq 1.1$  mm und  $\geq 2.0$  mm) im Vergleich zum Jahresmittelwert in **Abb. A4.11** und **A4.12** dargestellt. An 39 % der Tage des Jahres 2003 sind Niederschlagsmengen von  $\geq 0.1$  mm gefallen. Dies ist deutlich weniger, als im Auswertezeitraum 11/2003 bis 10/2004 (dort 43 %). In 24 % bzw. 25 % (11/2003 bis 10/2004) der Fälle lag die Niederschlagsmenge  $\geq 1.0$  mm und in 18 % bzw. 19 % der Fälle  $\geq 2.0$  mm.

Die mittlere PM10-Gesamtbelastung lag im Jahr 2003 bei einem Schwellenwert von  $\geq 0.1$  mm im Mittel bei 44 µg/m³ (2003) und damit nur geringfügig niedriger als im Jahresmittel. Dagegen zeigt die Zusatzbelastung bei dieser Niederschlagsschwelle mit 13 µg/m³ deutlich niedrigere Konzentrationen (ca. 30 % Reduktion) als im Jahresmittel. Der abgeleitete PM10-Emissionsfaktor (Abb. A4.11, unten) zeigt für diesen Auswertezeitraum für Niederschlagsmengen größer 0.1 mm mit ca. 10 % eine relativ geringe Abnahme. Diese ist deutlich geringer als die Reduktion der Zusatzbelastung. Der Einfluss der an Regentagen günstigeren Ausbreitungsverhältnisse (z. B. durch höhere Windgeschwindigkeiten) auf die Konzentrationen scheint damit größer zu sein als die Reduktion der Partikelemissionen durch die feuchte Bindung des Staubes bzw. des Wegspülens von Straßenstaub. Bei täglichen Niederschlagsmengen größer 1 mm sind Reduktionen in den Emissionen um ca. 16 % zu beobachten, bei mehr als 2 mm von ca. 20 %.

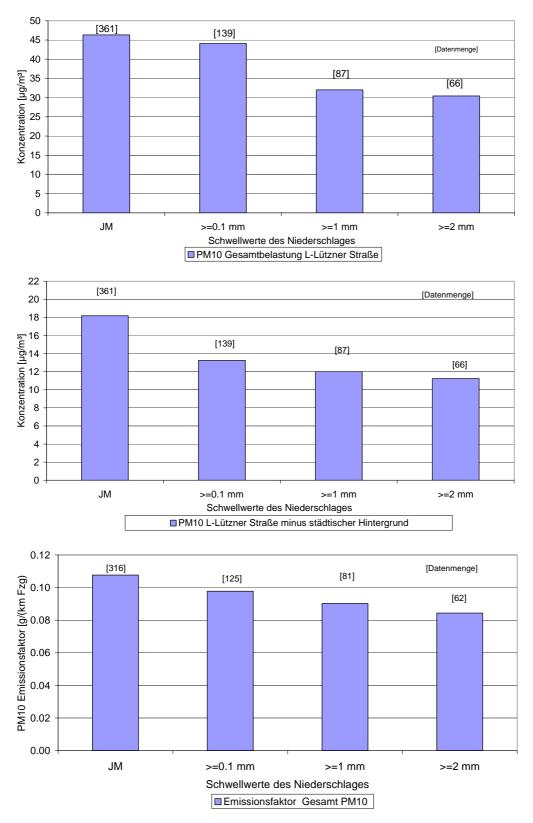


Abb. A4.11: PM10-Konzentrationen und Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge für das Jahr 2003

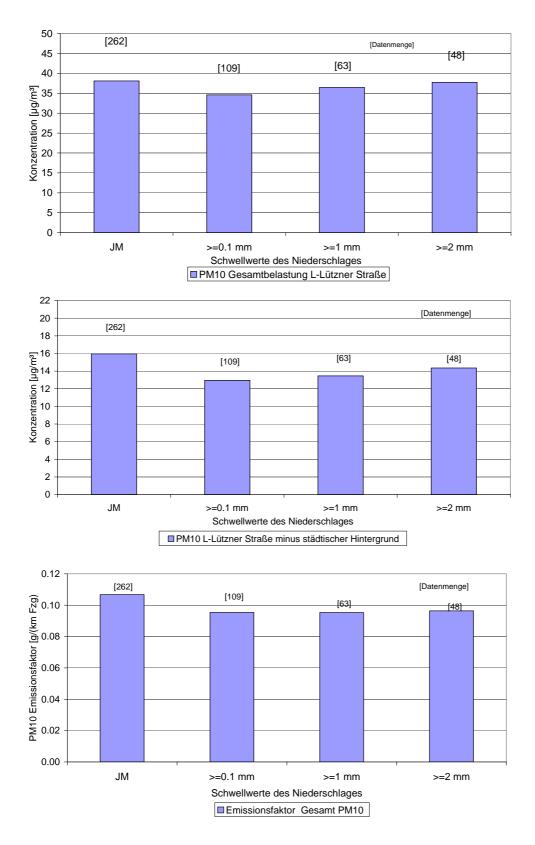


Abb. A4.12: PM10-Konzentrationen und Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge für den Zeitraum 11/2003 bis 10/2004

Im Zeitraum 11/2003 bis 10/2004 (**Abb. A4.12**) sind nur geringe Änderungen aller Kenngrößen von den Niederschlagsschwellen zu beobachten. Diese zeigen allerdings zu höheren Niederschlägen hin im Gegensatz zum Jahr 2003 eine eher (geringe) zunehmende Tendenz. An Tagen mit Niederschlag sind, wie auch 2003, geringere Konzentrationen und Emissionen zu verzeichnen als an trockenen Tagen.

In **Abb. A4.13** und **Abb. A4.14** sind die PM10-Gesamtbelastung, die PM10-Zusatzbelastung sowie der PM10-Emissionsfaktor in Leipzig Lützner Straße in Abhängigkeit von der Anzahl der trockenen Tage nach einem Niederschlagsereignis (Tagesniederschlagssumme größer 0.1 mm) dargestellt. Zum Vergleich sind noch der Jahresmittelwert und die Konzentrationen an Regentagen mit aufgezeigt. (Hinweis: Es handelt sich hierbei nur um die Werktage (Mo-Fr), um die Einflüsse von deutlichen Verkehrsschwankungen zu eliminieren).

Aus **Abb. A4.13** (oben - Mitte) ist ersichtlich, dass im Jahr 2003 an Werktagen mit Regen die PM10-Gesamtbelastung um 28 % und die PM10-Zusatzbelastung um 27 % gegenüber der mittleren Werktagskonzentration abnimmt. Mit zunehmender Trockenheit steigt sowohl die Gesamt- als auch die Zusatzbelastung und liegt z. B. am dritten trockenen Tag ca. 70 % (PM10-Gesamtbelastung) bzw. 60 % (Zusatzbelastung) höher als am Regentag. Am 4. trockenen Tag scheinen die Konzentrationen wieder abzunehmen, allerdings ist wegen des deutlich geringeren Datenkollektiv die Unsicherheit des Ergebnisses größer.

Die abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren (Abb. A4.13 unten) zeigen an den Regentagen ebenfalls eine Abnahme gegenüber dem mittleren Werktag (z. B. ca. 8 % im Jahr 2003). Diese fällt wie oben erläutert deutlich geringer aus, als bei den PM10-Konzentrationen. Im Auswertezeitraum 11/2003 bis 10/2004 (Abb. A4.14) bestätigen sich die bereits für 2003 festgestellten Tendenzen. Es deutet sich also mit zunehmender Trockenheit eine Zunahme der PM10-Emissionen an. Bereits am Tag nach dem Regen scheinen im Jahr 2003 die Emissionen höher zu sein als am mittleren Werktag. Am zweiten trockenen Tag nach dem Regenereignis ist z. B. im Jahr 2003 der abgeleitete Emissionsfaktor im Mittel etwa 14 % höher als am mittleren Regentag bzw. 12 % höher als am mittleren Werktag ist. Dies sollte jedoch in der Größenordnung des Fehlers bei der Bestimmung der Emissionsfaktoren liegen. Im Auswertezeitraum 11/03 bis 10/04 werden ähnliche Tendenzen beobachtet wie im Jahr 2003. Insgesamt scheint der Einfluss des Niederschlages auf die PM10-Emissionen mit kleiner 20 % eher gering zu sein. Dies entspricht den Ergebnissen anderer Studien (siehe Abschnitt 5.7.2 im Hauptbericht).

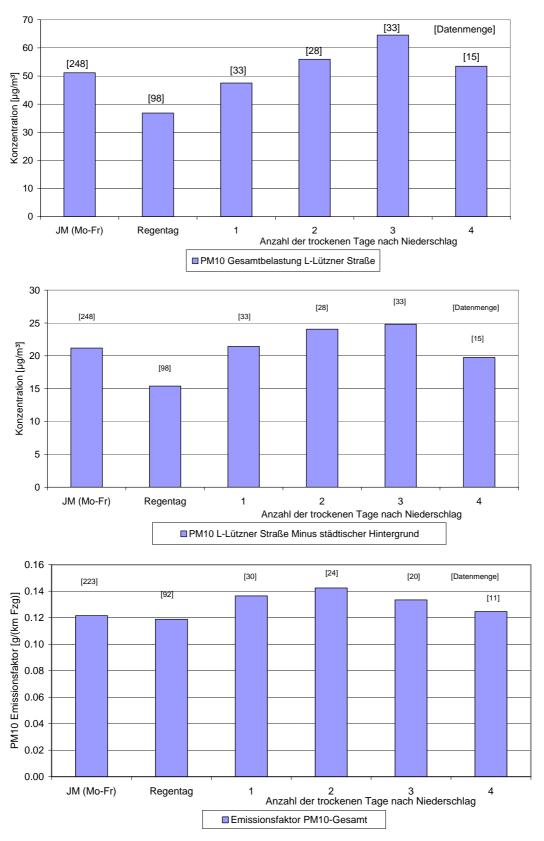


Abb. A4.13:PM10-Konzentrationen und Emissionen im Jahr 2003 in Abhängigkeit vom Zeitraum nach dem letzten Regenereignis für die Tage Montag bis Freitag

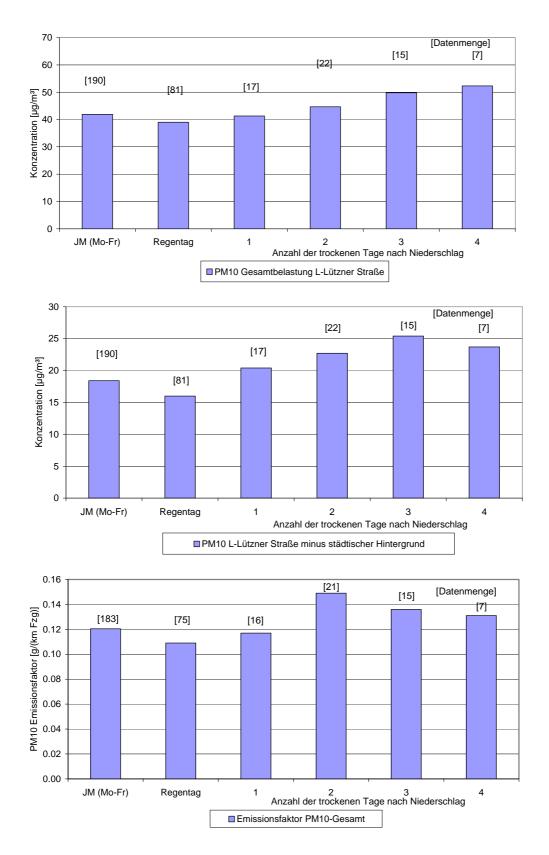


Abb. A4.14:PM10-Konzentrationen und Emissionen 11/2003 bis 10/2004 in Abhängigkeit vom Zeitraum nach dem letzten Regenereignis für die Tage Montag bis Freitag

# A4.2 Bergstraße und Schlesischer Platz in Dresden

# A4.2.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten

Am Schlesischen Platz in Dresden wird vom LfUG die Messstation Dresden-Nord betrieben. Diese Messstation befindet sich an der Kreuzung Antonstraße/ Hansastraße/Hainstraße, wobei der Messcontainer selbst an der Antonstraße (Abb. A4.15) steht. In ca. 20 m Entfernung befindet sich die Kreuzung zweier Bundesstraßen (B 6/B 170) mit einem hohen Verkehrsaufkommen. Die Antonstraße weist in stadtauswärtiger Richtung zwei Fahrstreifen und einen Parkstreifen, in stadteinwärtiger Richtung einen Fahrstreifen auf. Die Verkehrsstärke beläuft sich auf ca. 20 000 Kfz/Tag. In der Mitte der Antonstraße befindet sich eine Haltestelleninsel der Dresdner Verkehrsbetriebe. Nördlich des Messcontainers schließt der Parkplatz des Bahnhofes Dresden-Neustadt an. Die Antonstraße weist einen neuwertigen Asphaltbelag auf. Es grenzen zu beiden Seiten Gehwege bzw. ein Fahrradweg (Breite ca. 3 m) und einseitig eine viergeschossige Bebauung. Die Hansastraße und Hainstraße, die die Antonstraße kreuzen, sind ebenfalls zweistreifig je Fahrtrichtung. Die Kreuzung wird durch eine Lichtsignalanlage geregelt.

Die temporäre Verkehrsmessstation Dresden-Bergstraße (**Abb. A4.16**) befindet sich im Abschnitt zwischen Nöthnitzer Straße/Räcknitzhöhe und Zellescher Weg/Nürnberger Straße. Bei der Bergstraße handelt es sich um eine Bundesstraße (B 170/E 55), welche ein hohes Verkehrsaufkommen (ca. 20 000 Kfz/Tag) und im Messabschnitt eine Längsneigung von ca. 6 % aufweist. Sie ist eine wichtige Verbindungsstraße vom Dresdner Zentrum nach Richtung Prag. Die Bergstraße weist in diesem Bereich eine beidseitige dichte Bebauung auf. Die Station wurde zwischen Februar und August 2003 betrieben. Danach musste sie wegen der beginnenden Bauarbeiten an der B170 abgebaut werden.

Direkte Hintergrundmessungen für die Station Bergstraße aber auch für die Station Dresden-Nord lagen nicht vor. Ca. 2 bis 3 km von beiden Messstellen entfernt befindet sich die Station Dresden-Mitte am Postplatz. Sie stellt eine städtische Hintergrundstation dar, da sie weitgehend unbeeinflusst von umliegenden stark befahrenen Straßen ist.



Abb. A4.15: Blick in die Antonstraße von der Kreuzung Hansastraße/Antonstraße aus. Im Bild Mitte links (weißer Container) ist die Messstelle Dresden-Nord zu erkennen.



Abb. A4.16: Blick in die Bergstraße in Richtung Süd im Januar 2003. Im Bild Mitte ist die temporäre Messstelle Dresden-Bergstraße zu erkennen.

Informationen über den regionalen Hintergrund liefert die Messstation Radebeul-Wahnsdorf. Sie befindet sich auf dem Gelände des Landesamtes für Umwelt und Geologie, ca. 10 km nordwestlich der Station Dresden-Nord.

### A4.2.2 Datenverfügbarkeit

Die folgenden Auswertungen beziehen sich auf das Jahr 2003, da hier für die genannten Stationen im Wesentlichen ein vollständiger Immissionsdatensatz vorlag. Durch das LfUG Sachsen wurden folgende Daten zur Verfügung gestellt:

- PM10-Tagesmittelwerte Gravimetrie für die Bergstraße im Zeitraum 4.2. bis 10.8.2003
- ½h-Mittelwerte von PM10 (TEOM mit Korrekturfaktor 1.2) und NO<sub>x</sub> an der Station Dresden-Nord, Dresden-Mitte und Radebeul-Wahnsdorf für das Jahr 2003

Von der Hauptabteilung Mobilität der Stadt Dresden wurden Verkehrsdaten für die entsprechenden Bereiche um die Messstellen geliefert. Weiterhin lag die Ausbreitungsklassenstatistik an der für die Windverhältnisse in Dresden repräsentativen Station Dresden-Großer Garten vor.

### A4.2.3 Auswertung der Immissionsdaten

Es werden wiederum zunächst Konzentrationszeitreihen, statistische Kenngrößen und Korrelationen betrachtet.

In der **Abb. A4.17** (oben) sind die PM10-Konzentrationen in Dresden-Nord (Verkehrsmesspunkt), Dresden-Mitte (städtischer Hintergrund) und Radebeul-Wahnsdorf (regionaler Hintergrund/Stadtrand) dargestellt. Die Zeitreihe über 12 Monate zeigt die zeitlichen Variationen dieser Messwerte. Während für Dresden-Nord und Radebeul-Wahnsdorf für jeden Tag PM10-Messwerte vorliegen, fehlen für Dresden-Mitte PM10-Messwerte im Zeitraum vom 01.01.2003 bis 05.01.2003 und am 30.07.2003. In der **Abb. A4.17** (unten) sind die PM10-Konzentrationen in Dresden-Bergstraße, Dresden-Mitte und Radebeul-Wahnsdorf dargestellt. Für die Station Bergstraße liegen die Messdaten für den Zeitraum vom 04.02.2003 bis 10.08.2003 vor. Die Zeitreihe über diesen Zeitraum (188 Tage) zeigt die zeitlichen Variationen dieser Messwerte.

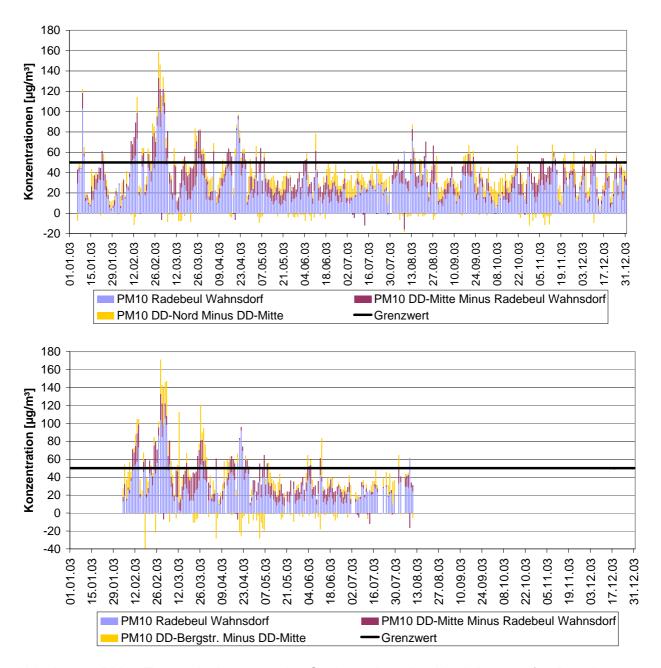


Abb. A4.17: PM10-Tagesmittelwerte an den Stationen Dresden-Nord, Bergstraße, Dresden-Mitte und Radebeul-Wahnsdorf. Negative Werte: Die Konzentrationen an der Verkehrsstation waren niedriger als in Dresden-Mitte und/oder Radebeul.

Im Auswertezeitraum sind am Verkehrsmesspunkt Dresden-Nord PM10-Gesamtbelastungen bis 159  $\mu$ g/m³ bzw. in der Bergstraße bis 170  $\mu$ g/m³ (am 28.02.03) festgestellt worden. Insbesondere im Zeitraum 10. Februar bis 6. März sowie 19. April bis 26. April zeigten sich relativ hohe Belastungen über einem längeren Zeitraum, die vor allem durch eine hohe regionale Vorbelastung (ca. 40 bis 106  $\mu$ g/m³) gekennzeichnet waren. Diese hohen Belastungen wurden ebenfalls an den Stationen in Leipzig (siehe **Abb. A4.3**) gemessen.

Sortiert man die Tagesmittelwerte der Größe nach (**Abb. A4.18**, oben und unten), so erkennt man z. B., dass am Messpunkt Dresden-Nord 92 der 365 Tagesmittelwerte (das heißt in 25 % der Fälle) der ab 2005 einzuhaltende Tagesgrenzwert von 50 µg/m³ überschritten wird. Somit liegt eine ca. 3fache Überschreitung der ab 2005 erlaubten 35 Überschreitungen vor. Der Anteil der regionalen Vorbelastung an der Gesamtbelastung lag in diesen hoch belasteten Tagen zwischen 29 % und 99 %, im Mittel bei ca. 65 % und lag damit höher als für die restlichen Tage (ca. 56 % Anteil der regionalen Vorbelastung). [Hinweis: An 57 Tagen wurden in Dresden-Nord geringere PM10-Konzentrationen gemessen als an der Station Dresden-Mitte bzw. an 11 Tagen niedrigere als in Radebeul-Wahnsdorf. Diese Tage zeigen sich durch negative Werte in der **Abb. A4.18**. Hier zeigt sich die Problematik der nicht konkret vor Ort erhobenen Vorbelastungen.])

Betrachtet man die Konzentrationen für den Messpunkt Dresden-Bergstraße (**Abb. A4.19**, oben und unten), so erkennt man z. B., dass an 53 der 175 Tagesmittelwerte (das heißt in 30 % der Fälle) der o .g. Grenzwert überschritten wird. Trotz des nur eingeschränkten Datenkollektives sind damit auch an der Bergstraße deutlich mehr als die ab 2005 erlaubten 35 Überschreitungen zu verzeichnen. Der Anteil der regionalen Vorbelastung an der Gesamtbelastung lag in diesen hoch belasteten Tagen zwischen 40 und 94 %, im Mittel bei ca. 58 % und lag damit etwa gleich hoch wie für die restlichen Tage, aber aufgrund des etwas höheren Belastungsniveaus in der Bergstraße geringer als in Dresden-Nord.

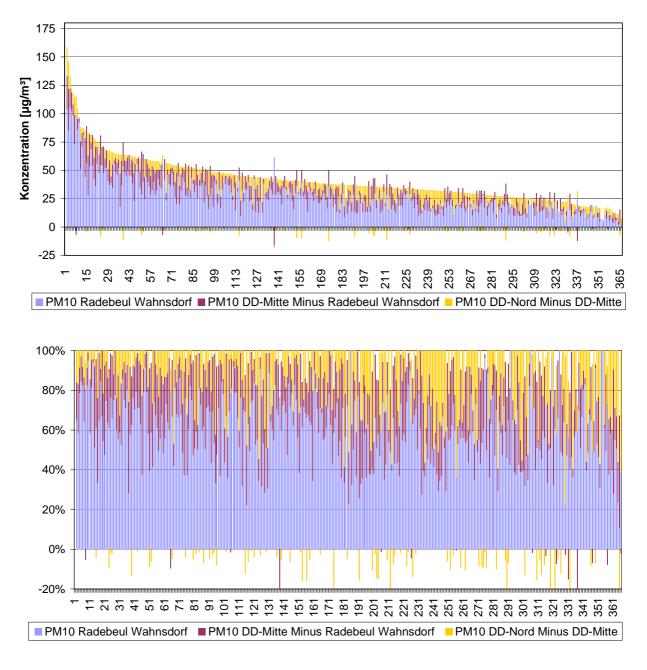


Abb. A4.18: PM10-Tagesmittelwerte absteigend nach Konzentrationen Dresden-Nord sortiert (oben) bzw. als jeweilige Anteile ausgewiesen (unten). Erläuterung siehe Text.

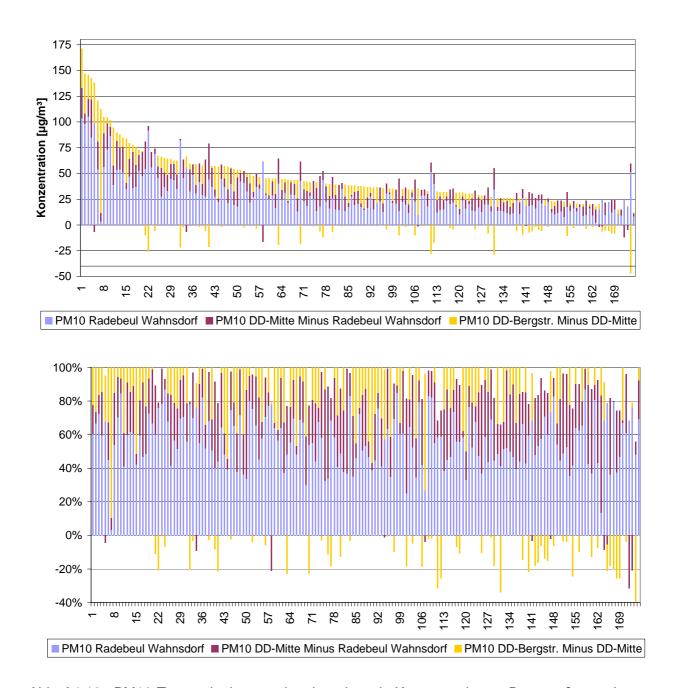
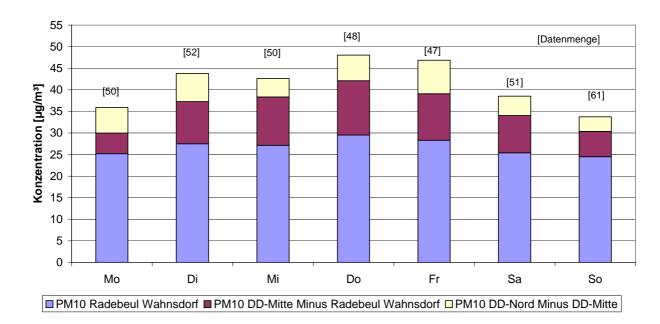


Abb. A4.19: PM10-Tagesmittelwerte absteigend nach Konzentrationen Bergstraße sortiert (oben) bzw. als jeweilige Anteile ausgewiesen (unten). Erläuterung siehe Text.

Die mittleren Wochengänge der Konzentrationen zeigt die **Abb. A4.20**. Hierbei ist Folgendes festzustellen:

- Geht man davon aus, dass die an der Station Dresden-Mitte gemessenen PM10-Konzentrationen repräsentativ für die Vorbelastung in Dresden-Nord sind, dann halbiert sich die Zusatzbelastung infolge des verringerten Verkehrs um die Messstelle Dresden-Nord von werktags ca. 6 μg/m³ auf sonntags ca. 3 μg/m³. Diese Halbierung wurde auch in der Lützner Straße in Leipzig festgestellt. Auch in der Bergstraße ist eine deutliche Reduktion an Sonntagen festzustellen. Die Differenz der Konzentrationen Bergstraße und Dresden-Mitte wird hier negativ. Hier zeigt sich deutlich, dass die Station Dresden-Mitte keine repräsentative Hintergrundmessstelle für die Bergstraße ist, da die Bergstraße relativ nahe zum Stadtrand liegt. Es ist zu vermuten, dass die Vorbelastung für die Bergstraße zwischen den Konzentrationen in Radebeul-Wahnsdorf und Dresden-Mitte liegt. Es kann somit eingeschätzt werden, dass der PM10-Verkehrsbeitrag auf der Bergstraße deutlich höher ist als an der Station Dresden-Nord.
- Die Konzentrationen im regionalen Hintergrund zeigen keine Korrelation zum Wochentag. Sie variieren im Mittel um Werte zwischen 25 und 30 μg/m³.
- Die städtische Zusatzbelastung zeigt ebenfalls im Mittel eine Abnahme der PM10-Konzentrationen von werktags (ca. 10 μg/m³) auf sonntags (ca. 6 μg/m³). Dies entspricht einer Abnahme um ca. 40 %.

Eine Zusammenfassung der statistischen Kenngrößen ist in der **Tab. A4.4** differenziert nach Wochenmittel, Werktagsmittel, Samstag und Sonntag für den jeweiligen Zeitraum aufgezeigt. Der Anteil der städtischen Hintergrundbelastung an der Gesamtbelastung an der Verkehrsstation Dresden-Nord liegt im Wochenmittel bei ca. 88 %, der Anteil der regionalen Hintergrundbelastung (Radebeul-Wahnsdorf) bei ca. 64 %. An der Verkehrsmessstation Dresden-Bergstraße beträgt der Anteil der regionalen Hintergrundbelastung (Radebeul-Wahnsdorf) ebenfalls ca. 64 %, der Anteil der städtischen Hintergrundbelastung an der Gesamtbelastung liegt unter Berücksichtigung der oben gemachten Ausführungen zur Repräsentativität der Station Dresden-Mitte für die Bergstraße sicherlich unter 87 %. Es muss hierbei zusätzlich noch der eingeschränkte Auswertezeitraum bei der Bergstraße beachtet werden.



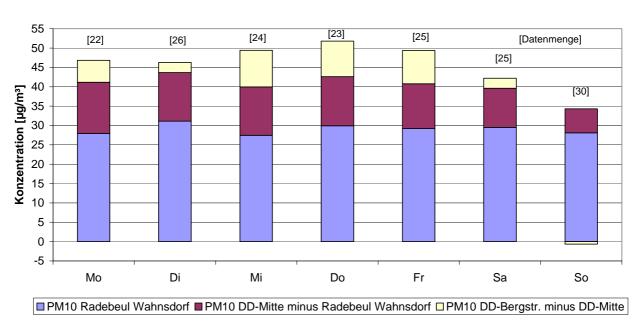


Abb. A4.20: Mittlerer Wochengang der PM10-Konzentrationen im jeweiligen Auswertezeitraum 2003 für Dresden-Nord (oben) bzw. Bergstraße (unten). Achtung: Unterschiedliche Auswertezeiträume beachten.

1 Jahr (01.01.2003 - 31.12.2003)									
Dresden-Nord	Wochenmittel	Mo - Fr	samstags	sonntags					
DTV [Kfz/d] SV [SV/d] SV [%]	19 700* 1 140 5.8								
PM10 NO	41.5 40.7	44.2 46.4	38.3 29.3	33.6 26.8					
NO <sub>2</sub> NO <sub>x</sub>	49.7 112.1	53.5 124.7	43.8 88.6	39.0 80.1					
Dresden-Mitte									
PM10 NO NO <sub>2</sub> NO <sub>x</sub>	36.4 12.3 33.3 52.1	38.4 14.0 35.4 56.9	34.0 10.0 30.7 46.0	30.4 7.1 27.4 38.3					
Radebeul-Wahnsdorf									
PM10 NO NO <sub>2</sub> NO <sub>x</sub>	26.5 2.5 19.6 23.5	27.3 2.9 20.8 25.2	25.3 2.2 18.5 21.8	24.3 1.5 15.4 17.6					
Zeitraum (04.02.2003 -	10.08.2003)								
Dresden-Bergstraße									
DTV [Kfz/d] SV [SV/d] SV [%] PM10	18 600 2 030 13.1 45.2	19 500 2 570 13.2 48.7	17 900 1 010 5.7 42.2	14 200 340 2.4 33.6					
Dresden-Mitte									
PM10 NO NO <sub>2</sub> NO <sub>x</sub>	39.4 9.7 32.0 46.8	40.8 11.0 34.4 51.3	38.9 7.7 29.6 41.5	34.2 5.9 24.3 33.2					
Radebeul-Wahnsdorf									
PM10 NO NO <sub>2</sub> NO <sub>x</sub>	28.7 1.8 17.3 20.1	28.7 2.0 18.3 21.4	29.1 1.5 17.5 19.8	28.2 1.1 12.8 14.5					

Tab. A4.4: Statistische Kenngrößen für den jeweiligen Zeitraum, Konzentrationen in μg/m³, Die Mittelwerte beziehen sich jeweils auf das insgesamt zur Verfügung stehende Datenkollektiv der jeweiligen Messgröße. \*Die DTV-Werte für die kreuzenden Straßen am Schlesischen Platz betragen: Hansastraße 40 300 Kfz/d, SV 7.7 %; Hainstraße 32 200 Kfz/d, SV 9.2 %; Antonstraße (Ri. SW) 16 500 Kfz/d, SV 7.2 %.

An den 4 Messstationen in Dresden und Radebeul ist eine deutliche Abnahme der PM10- als auch der NO<sub>x</sub>-Konzentrationen von werktags auf sonntags zu verzeichnen. Die Abnahme der durch den Verkehr induzierten PM10-Konzentrationen von werktags auf sonntags liegt z. B. an der Verkehrsmessstation Dresden-Nord für PM10, wie oben bereits erwähnt, bei ca. 50 %, für die NO<sub>x</sub>-Konzentration bei ca. 40 %.

Das Verhältnis von PM10/NO<sub>x</sub> beträgt im Wochenmittel an der Station Dresden-Nord ca. 0.4, in Dresden-Mitte ca. 0.70 und in Radebeul-Wahnsdorf ca. 1.1. Damit sind diese Werte vergleichbar mit den für die entsprechenden Stationsklassen gefundenen Werten (Verkehrsstation Lützner Straße: 0.3, städtische Hintergrundmessstelle Leipzig-West: 0.8).

#### A4.2.4 Ableitung von Emissionsfaktoren

#### **Dresden-Nord**

Die Ableitung von repräsentativen straßenbezogenen Emissionsfaktoren am Standort Dresden-Nord ist nicht möglich. Das liegt daran, dass die am Messstandort auftretenden Konzentrationen aufgrund der Nähe zur Kreuzung von mehreren stark befahrenen Straßen mit unterschiedlichen LKW-Anteilen und Verkehrssituationen sowie der sehr komplexen Bebauungsstruktur sowie möglicherweise weiteren Quellen (Bahnhof-Neustadt, Parkplatz, Straßenbahn) beeinflusst sind. Eine Abschätzung der Einzelbeiträge der Konzentrationen ist nur über komplexe statistische Auswertungen von Konzentrationen, deren Inhaltsstoffanalysen und Größenverteilungen (sog. Fingerprints möglich). Dazu läuft im LfUG ein separates Forschungsprojekt (Gerwig, 2004).

#### Bergstraße

Für die Bergstraße wurden Berechnungen mit dem 3dimensionalen Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM Version 4.22 durchgeführt. Die digitalen Gebäudestrukturen sowie die Straßendigitalisierungen der Bergstraße wurden aus Lohmeyer (2002) übernommen. Als meteorologischer Input wurde die Ausbreitungsklassenstatistik der Station Großer Garten verwendet.

Bei einer im Modell vorgegebenen PM10-Emissionsdichte für die dort angesetzte Verkehrssituation "HVS4 (Hauptverkehrsstraße, vorfahrtsberechtigt, starke Störungen)" mit 6 % Längsneigung von 0.044 mg/(m·s) (entspricht der Emissionsdichte, die mittels HBEFa2.1 und dem Vorschlag für die nicht auspuffbedingten PM10-Emissionen aus **Tab. 8.1** des Hauptberichtes berechenbar ist) wurde für den Ort der Messstelle eine PM10-Zusatzbelas-

tung von 12.7 μg/m³ berechnet. Die gemessene Zusatzbelastung kann wie folgt abgeschätzt werden:

Der PM10-Mittelwert im Messzeitraum an der Messstelle Bergstraße betrug 45  $\mu$ g/m³. In Dresden-Mitte wurde im gleichen Zeitraum 39  $\mu$ g/m³ und in Wahnsdorf 29  $\mu$ g/m³ gemessen (siehe **Tab. A4.4**). Durch Sensitivitätsbetrachtungen innerhalb verschiedener Projekte ist der Verkehrseinfluss der umliegenden Straßen auf die PM10-Konzentrationen an der Station Dresden-Mitte zu ca. 2  $\mu$ g/m³ abgeschätzt worden. Die oben gemachten Auswertungen zeigten, dass die tatsächliche Vorbelastung an der Bergstraße aufgrund der Lage relativ nahe zum Stadtrand zwischen der der Station Wahnsdorf und Dresden-Mitte liegen wird. Die Vorbelastung wir deshalb als Mittelwert zwischen Dresden-Mitte (reduziert um die 2  $\mu$ g/m³ Verkehrsbeitrag) und Radebeul-Wahnsdorf mit ca. 33  $\mu$ g/m³ festgelegt. Unter Beachtung dieser Vorbelastung kann die verkehrsbedingte Zusatzbelastung an der Bergstraße zu 12  $\mu$ g/m³ abgeschätzt werden.

Die PM10-Emissionsdichte für die Bergstraße ergibt sich damit zu:

$$12 \mu g/m^3 / 12.7 \mu g/m^3 \times 0.044 mg/(m s) = 0.042 mg/(m s)$$

Nach Division durch die Verkehrsstärke ergibt sich ein flottenspezifischer PM10-Emissionsfaktor von 0.195 g/(km Fzg).

Es sei darauf hingewiesen, dass dieser Wert aufgrund der Unsicherheit in der Vorbelastungsbestimmung, durch die Verwendung der Winddaten an der Station Großer Garten, welche zwar repräsentativ für das Stadtgebiet Dresden sind aber nicht im gleichen Zeitraum wie die Immissionsmessungen aufgenommen worden, sowie durch den eingeschränkten Messzeitraum mit Unsicherheiten behaftet ist. Eine Verbesserung der Datensicherheit ist nur möglich, wenn nach Wiederinbetriebnahme der Bergstraße PM10- und gleichzeitig NO<sub>x</sub>-Messungen in der Bergstraße und im Hintergrund durchgeführt werden, einschließlich der Aufnahme repräsentativer Winddaten, und dann diese Messdaten mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode und Rückrechnung mit MISKAM analysiert werden.

#### A4.3 Zeppelinstraße in Görlitz

#### A4.3.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten

Die Zeppelinstraße (B 115) stellt eine wichtige Verbindungsstraße zwischen der B 6 (Zubringer zur A 4) und dem Stadtzentrum von Görlitz dar. Sie weist in stadteinwärtiger Richtung zwei Fahrstreifen und in stadtauswärtiger Richtung einen Fahrstreifen sowie eine Längsneigung von 2 % auf. Die örtliche Situation ist in der (Abb.A4.21) aufgezeigt. Beidseits befinden sich ca. 2.5 m breite Gehwege, die in einem relativ schlechten Zustand sind. Der Fahrbahnbelag ist Asphalt, in dem einige geflickte Löcher sowie einige Risse vorhanden sind. Die Straße weist im Bereich des Messcontainers beidseitig lockere Bebauung auf. Das Verkehrsaufkommen liegt bei ca. 25 000 Kfz/Tag. In ca. 50 m Entfernung von der Messstelle befindet sich eine Lichtsignalanlage.

#### A4.3.2 Datenverfügbarkeit

Durch das LfUG Sachsen wurden folgende Daten zur Verfügung gestellt:

- 1/2h-Mittelwerte von PM10 (TEOM mit Korrekturfaktor 1.2) sowie für NO<sub>x</sub> für das Jahr 2002 am Messort Zeppelinstraße
- PM10-Tagesmittel- und Monatsmittelwerte Gravimetrie (HVS) für die Zeppelinstraße für die Jahre 2000, 2001 und 2002.

Weiterhin lag eine langjährige Ausbreitungsklassenstatistik an der DWD Station Görlitz-Flugplatz und für das Jahr 2002 Vorbelastungskonzentrationen für den Bereich der Zeppelinstraße aus dem System IMMIKART vor. Vom Stadtplanungsamt Görlitz wurden uns Angaben zu den Verkehrsstärken auf der Zeppelinstraße und der umliegenden Hauptverkehrsstraßen zugearbeitet.



Abb. A4.21: Blick zum Messcontainer in der Zeppelinstraße in Görlitz

#### A4.3.3 Auswertung der Immissionsdaten

Die folgenden Auswertungen beziehen sich zunächst auf den Zeitraum zwischen dem 01.01.2002 und 31.12.2002 für den Messpunkt Zeppelinstraße. Hier werden Konzentrationszeitreihen betrachtet, die aus den kontinuierlichen TEOM-Messungen generiert wurden. An gegebener Stelle werden die gravimetrischen Werte zum Vergleich mit angeführt. In der Abb. A4.22 sind die PM10-Konzentrationen (Gesamtbelastung) dargestellt. Die Zeitreihe über 12 Monate zeigt die zeitliche Variationen dieser Messwerte.

Die höchsten PM10-Konzentrationen wurden am 11.12.2002 mit  $158 \,\mu\text{g/m}^3$  (TEOM) gemessen. Im Zeitraum 10.12. bis 15.12.2002 zeigten sich hohe Belastungen über einen längeren Zeitraum. Der Vergleich zwischen den kontinuierlichen TEOM-Messungen und den gravimetrischen Werten zeigt im Wesentlichen gute Übereinstimmung. Die Absolutwerte der Konzentrationen können sich aber auch zum Teil stark unterscheiden. So wurde mittels TEOM am 22.0.2002 ein Tagesmittelwert von  $51 \,\mu\text{g/m}^3$  gemessen. Der gravimetrische Tagesmittelwert lag hier aber nur bei  $38 \,\mu\text{g/m}^3$ .

Die TEOM-Tagesmittelwerte zeigen an 54 der 362 Tagesmittelwerte (d. h. in 15 % der Fälle) eine Überschreitung des ab 2005 einzuhaltenden Grenzwertes. Die gravimetrischen Tageswerte zeigen 40 Überschreitungen.

Die mittlere Abhängigkeit der PM10-Konzentrationen (Gesamtbelastung auf Basis von TEOM) von den Wochentagen zeigt die **Abb. A4.23**. (Hinweis: Als Werktage werden hier die Tage von Montag bis Freitag außer Feiertage verstanden). Es ist eine deutliche Abnahme der PM10-Konzentration von werktags (ca. 35 μg/m³) auf sonntags (28 μg/m³) zu verzeichnen. Dies entspricht einer Abnahme der PM10-Konzentration um ca. 20 %.

Die statistischen Kenngrößen der Belastung sind in der **Tab. A4.5** differenziert nach Werktagsmittel, Samstag und Sonntag für den jeweiligen Zeitraum aufgezeigt. Infolge der Verkehrsabnahme ist eine deutliche Abnahme der PM10-Konzentration um ca. 20 % (werktags auf sonntags) und der NO<sub>x</sub>-Konzentration um ca. 40 % zu verzeichnen. Das Verhältnis von PM10/NO<sub>x</sub> (Gesamtbelastung) liegt an dieser Verkehrsstation im Wochenmittel bei ca. 0.40 und ist damit wiederum vergleichbar mit den Werten an anderen Verkehrsstationen in Leipzig und Dresden (siehe vorn).

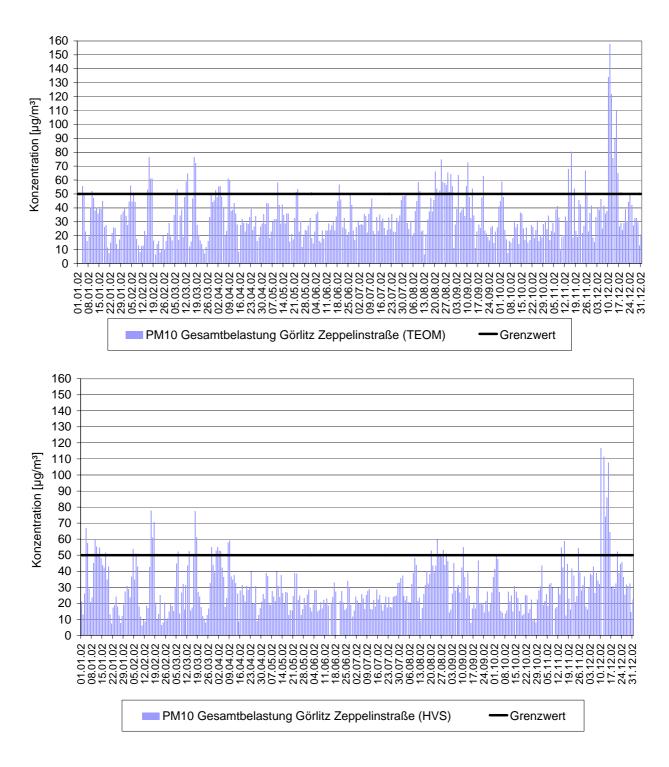


Abb. A4.22: PM10-Tagesmittelwerte an der Station Görlitz-Zeppelinstraße (oben aus TEOM-Messung, unten aus gravimetrischer Messung)

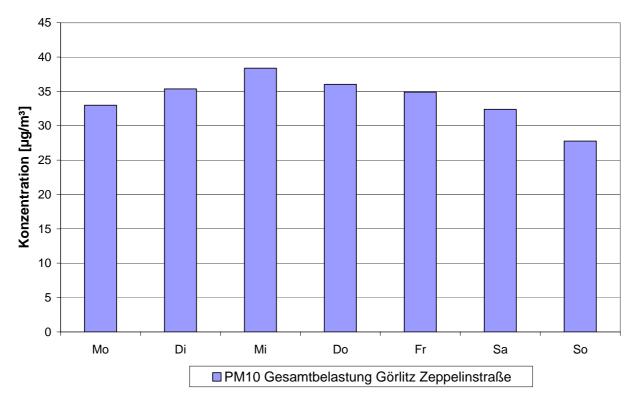


Abb. A4.23: Mittlerer Wochengang der PM10-Gesamtbelastung für den Zeitraum 04.01.2002 bis 31.12.02 (Basis = TEOM)

1 Jahr (01.01.2002 - 31.12.2002)										
Zeppelinstraße	Wochenmittel	Mo - Fr	samstags	sonntags						
PM10 (TEOM) NO NO <sub>2</sub> NO <sub>x</sub>	33.8 35.3 30.2 84.3	35.5 39.5 32.2 92.8	32.4 30.6 27.7 74.6	27.8 21.7 23.8 57.0						
IMMIKART (Görlitz/Zeppelinstr.)										
PM10 NO <sub>2</sub> NO <sub>x</sub>	16.9 14.7 21.5									
Zeppelinstraße PM10 (2002) (Grav.)	29									
Zeppelinstraße PM10 (2001) (Grav.)	31									
Zeppelinstraße PM10 (2000) (Grav.)	34									

Tab. A4.5: Statistische Kenngrößen für den Zeitraum 2002 (für PM10 auf Basis der TEOM-Messungen) sowie zusätzlich die PM10-Jahresmittelwerte für die Jahre 2000 bis 2002 auf Basis der gravimetrischen Messungen. Konzentrationen in μg/m³. Die Mittelwerte beziehen sich jeweils auf das insgesamt zur Verfügung stehende Datenkollektiv der jeweiligen Messgröße.

# A4.3.4 Ableitung von PM10-Emissionsfaktoren

Die Datenlage erlaubt die Verwendung der NO<sub>x</sub>-Tracermethode und die Rückrechnung mit dem Ausbreitungsmodell PROKAS zur Abschätzung der Emissionsfaktoren.

#### NO<sub>x</sub>-Tracermethode

Für die Zeppelinstraße lagen vor Ort keine direkten Messungen der PM10- und NO<sub>x</sub>-Hintergrundbelastungen vor. Aus diesem Grund wurde die Vorbelastung anhand der Daten aus dem System IMMIKART für das Jahr 2002 für den Bereich der Messstelle abgeschätzt. Diese sind in der **Tab. A4.5** aufgeführt.

Aus dem Jahresmittelwert (Basis TEOM und zum Vergleich Gravimetrie) der damit abgeschätzten PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen und den berechenbaren NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren wurde ein jahresmittlerer PM10-Emissionsfaktor bestimmt.

Als Verkehrssituation für die NO<sub>x</sub>-Emissionsberechnung wurde entsprechend der örtlichen Gegebenheiten "LSA2 (Hauptverkehrsstraße mit Lichtsignalanlage, mittlere Störungen)" angesetzt. Als Emissionsfaktoren ergeben sich damit für das Bezugsjahr 2002 und der Flottenzusammensetzung entsprechend HBEFa 2.1 (UBA (2004) zu

PKW inkl. LNF:  $0.42 \text{ g NO}_x/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$ LKW:  $10.7 \text{ g NO}_x/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$ .

Für die Auspuffpartikel liefert das HBEFA 2.1 folgende Emissionsfaktoren:

PKW inkl. LNF: 0.014 g PM10/(km  $\cdot$  Fzg) LKW: 0.422 g PM10/(km  $\cdot$  Fzg).

Mit den vorhandenen Angaben lässt sich der PM10-Emissionsfaktor abschätzen zu:

Konzentrationsbasis = TEOM für das Jahr 2002:

PM10 Emissionsfaktor (Gesamt) 0.25 g/(km  $\cdot$  Kfz) PM10 Emissionsfaktor (Auspuff) 0.035 g/(km  $\cdot$  Kfz) PM10 Emissionsfaktor (Gesamt minus Auspuff) 0.21 g/(km  $\cdot$  Kfz)

Konzentrationsbasis = Gravimetrie für das Jahr 2002

PM10 Emissionsfaktor (Gesamt) 0.18 g/(km · Kfz)

PM10 Emissionsfaktor (Auspuff) 0.035 g/(km · Kfz)
PM10 Emissionsfaktor (Gesamt minus Auspuff) 0.15 g/(km · Kfz)

Nur ca. 15 bis 19 % des abgeschätzten PM10-Emissionsfaktors lässt sich durch die Auspuffemissionen erklären. Der überwiegende Anteil muss deshalb auch hier den nicht auspuffbedingten PM10-Emissionen zugeordnet werden.

#### Ausbreitungsberechnung mit PROKAS

Für den Messpunkt in der Zeppelinstraße wurde eine PROKAS-Rechnung durchgeführt. Betrachtet wurde neben der Zeppelinstraße auch die kreuzende Cottbuser und die Parkstraße. Es wurde dabei von folgenden Eingangsdaten ausgegangen:

	DTV	SV
	[Kfz/24h] 24 900	[%]
Zeppelinstraße	24 900	4.9
Cottbuser Straße	20 400	5.1
Parkstraße/Christoph-Lüders-Straße	11 450	3.1

Im Kreuzungsbereich wurde bei der Emissionsberechnung die o.a. Verkehrssituation LSA2, außerhalb des Kreuzungseinflusses die Verkehrssituation HVS3 zugrunde gelegt. Als meteorologischer Input wurde die Ausbreitungsklassenstatistik Görlitz (1981-1990) verwendet. Als PM10-Emissionsdichte auf der Zeppelinstraße wurde mit einem Wert von 0.035 g/(m·s) entspricht einem flottenmittleren Emissionsfaktor von 0.12 g/(km·Fzg) gearbeitet. Dieser ergibt sich aus den Hauspuffemissionen des HBEFa2.1 und den Emissionen entsprechend des Vorschlages der Tab. 8.1 im Hauptbericht für die o. g. Verkehrssituation.

Es ergaben sich an dem Messpunkt Zeppelinstraße folgende Berechnungsergebnisse:

NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung im Jahresmittel 46  $\mu$ g/m³ PM10-Zusatzbelastung im Jahresmittel 6  $\mu$ g/m³.

Im Vergleich zu den aus den Messdaten abgeschätzten Zusatzbelastungen ist bei NO<sub>x</sub> eine Unterschätzung von 25 % und beim PM10 eine deutliche von 50 % (Gravimetrie) bis 65 % (TEOM) festzustellen. Geht man davon aus, dass die NO<sub>x</sub>-Emissionen richtig beschrieben werden, die angesetzten Vorbelastungswerte korrekt sind und der Fehler des Ausbreitungsmodells klein ist dann weist die Unterschätzung der NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung auf die Unsicherheiten bei den verwendeten Ausbreitungsverhältnissen hin. Unter dieser Annahme müssten

die für die Zeppelinstraße anzuwendenden PM10-Emissionsfaktoren somit um etwa 40 % bis 60 % erhöht werden, um die Immissionen des Jahres 2002 zu beschreiben, also

PM10-Emissionsfaktor (Gesamt) = 0.17 bis 0.19 g/(km · Fzg).

Dieser Emissionsfaktor ist gut vergleichbar mit den aus der  $NO_x$ -Tracermethode abgeleiteten von 0.18 bis 0.25 g/(km · Fzg).

## A4.4 Aerosolmessungen in Leipzig

Das Institut für Troposphärenforschung Leipzig (IfT) führte Aerosolmessungen in der Eisenbahnstraße, auf dem Gelände des Institutes und in Melpitz durch. Diese Daten wurden vom IfT aufbereitet und im Rahmen des vorliegenden Projektes zur Verfügung gestellt. Das IfT beschreibt die durchgeführten Messkampagnen und Messmethoden wie folgt:

#### A4.4.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten und der Messmethodiken

An allen 3 Stationen (Leipzig-Eisenbahnstraße, Leipzig-IfT, Melpitz) wurden Partikelgrößenverteilungen zwischen Korngrößen von 3 nm und 900 nm mit differentiellen Partikelgrößenspektrometern (*Tandem Differential Mobility Particle Sizer*, TDMPS) gemessen. An den Stationen Leipzig-IfT und Leipzig-Eisenbahnstraße wurden Partikel zwischen 600 nm und 10 µm zusätzlich über mehrere Monate mit aerodynamischen Partikelgrößenspektrometern (APS, TSI-Modell 3321) gemessen. Die originale Zeitauflösung beider Systeme betrug 20 Minuten, bei einer Messdauer von 10 Minuten für eine Größenverteilung. Die TDMPS-Systeme sind vom IfT selbst gebaute Geräte, die Hauke-Mobilitätsanalysatoren zur Selektion von Partikelmobilität bzw. Kondensationskernzähler (TSI-Modelle 3010 und 3025) zur Partikeldetektion verwenden. Die relative Feuchte im TDMPS beträgt unabhängig von der Außenfeuchte immer zwischen 3 und 10 %, somit werden die Partikel im trockenen Zustand größenklassifiziert. Dasselbe ist für den APS gültig.

Da die TDMPS-Systeme den Stokes'schen Durchmesser (etwa Volumendurchmesser) der Partikel bestimmen, die APS-Systeme jedoch den aerodynamischen Durchmesser, wurden die APS-Durchmesser über eine Dichtekorrektur mit einer angenommenen Partikeldichte von  $1.6~\rm g/cm^3$  den TDMPS-Verteilungen vergleichbar gemacht. Hieraus entstanden Partikelanzahlverteilungen zwischen 3 nm und  $10~\mu m$ . Da die Ansaugleitungen an den Stationen mit APS-Messungen nicht für Partikel bis zum obersten Ende der Größenverteilung optimiert waren, sind die gemessenen Konzentrationswerte oberhalb der  $6~\mu m$ -Schwelle möglicher-

weise niedriger als die realen Werte. In der überwiegenden Anzahl der Fälle liegt die allermeiste Partikelmasse aber unterhalb dieses Durchmessers. Ansonsten ist die Messgenauigkeit eines Anzahlwertes typischerweise mit 10 % anzunehmen. Lediglich am untersten Ende der Partikelgrößenverteilung unter 10 nm steigt diese Unsicherheit nochmals an, um bei der Detektionsschwelle von 3 nm etwa 50 % zu betragen.

Aus den kombinierten Partikelgrößen-Anzahlverteilungen entstanden durch numerische Integration Konzentrationswerte für die Intervalle 3-10 nm, 10-100 nm, 100-1 000 nm, 1 000-2 500 nm und 2 500-10000 nm. Durch Berechnung von Partikelvolumenverteilungen (sphärische Partikelform angenommen) wurde analog eine Partikelvolumenkonzentration für die Intervalle <1  $\mu$ m, <2.5  $\mu$ m und <10  $\mu$ m bestimmt. Über die Annahme einer Partikeldichte-Werte zwischen 1.6 (= APS-Wert) und 1.8 g/cm³ sind vernünftig für kontinentale, also anthropogen beeinflusste Aerosole- kann hieraus die trockene Partikelmassenkonzentration abgeschätzt werden.

In Melpitz wurde kein APS betrieben. Hierfür wurden Partikelmassen (PM10, PM2.5, PM1) wochenweise mit Digitel-Sammlern auf Filterproben bestimmt.

#### Messstation Leipzig-Eisenbahnstrasse

Die Forschungsstation Leipzig-Eisenbahnstraße wird gemeinschaftlich mit dem Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig betrieben. Sie wurde 2002 eingerichtet, um die Belastungssituation durch Luftverunreinigungen, insbesondere durch luftgetragene Partikel (Feinstäube) in einer stark befahrenen, städtischen Straßenschlucht zu studieren. Die Messstelle befindet sich in ca. 6 m Höhe über der Fahrbahn. Die kontinuierlich gemessenen atmosphärischen Parameter umfassen: Die Partikelgrößenverteilung (Größenbereich 3-900 nm, mit einem TDMPS gemessen), die nichtflüchtigen Partikelgrößenverteilung (mit einem Thermodenuder und einem TDMPS gemessen), die Stickoxidkonzentration innerhalb der Straßenschlucht, sowie die Windrichtung und Windgeschwindigkeit. Um einen Zusammenhang der gemessenen Immissionen mit dem Straßenverkehr herzustellen, werden die Fahrzeugströme in der Eisenbahnstrasse mit einem automatischen Zählsystem erfasst.

Die Eisenbahnstraße liegt in einem geschlossenen gründerzeitlichen Wohnviertel und ist eine wichtige Einkaufsstraße für den innenstadtnahen Leipziger Osten (**Abb. A4.24**). Bis November 2003 war die Verkehrssituation von starkem Durchgangsverkehr mit ca. 20 000 KfZ/Tag und Schwerlastverkehr von ca. 3 % geprägt. Seit Beginn 2004 hat die Verkehrsbelastung durch den Bau einer Entlastungsstraße (B87 neu) spürbar abgenommen.

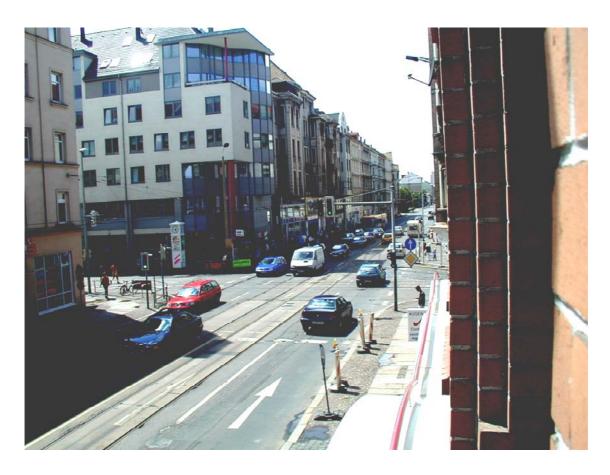


Abb. A4.24: Die Leipziger Eisenbahnstraße im Bereich der Messstelle im Juli 2003

#### Station Leipzig-IfT

Die Messstation Leipzig-IfT befindet sich auf dem Dach des Institutsgebäudes, innerhalb des Wissenschaftsparks im Nordosten Leipzigs gelegen. Die Probennahmestelle liegt 16 Meter über dem Boden (siehe Abb. A4.25). Die nächstgelegenen stark befahrenen Straßen, die Torgauer bzw. die Permoser Straße, liegen jeweils mehr als 100 m von der Probenahmestelle entfernt. Die Lage des Wissenschaftsparks im Nordosten Leipzigs ermöglicht es, dass bei der Hauptwindrichtung Südwest eine über die Leipziger Innenstadt gezogene und räumlich bereits homogenisierte städtische Atmosphäre bestimmt werden kann. Die Station wird deshalb als "urbaner Hintergrund" betrachtet. Am Standort Leipzig-IfT werden mit einem TDMPS-System kontinuierlich atmosphärische Partikelanzahl-größenverteilungen bestimmt. Die zusätzliche Verwendung eines Thermodenuders vor dem TDMPS-System ermöglicht weiterhin die Quantifizierung nichtflüchtiger Partikelbestandteile. Zusätzlich werden an der Forschungsstation ständig meteorologische Parameter (Windgeschwindigkeit, Windrichtung,

Turbulenz, Strahlungsintensität) sowie anorganische Spurengase (Ozon, Stickoxide), letztere durch die <u>Abteilung Chemie</u>, gemessen.



Abb. A4.20: Probenahmeeinlässe der Forschungsstation Leipzig-IfT auf dem Dach des Instituts

#### **Forschungsstation Melpitz**

Die Forschungsstation Melpitz des IfT (**Abb. A4.26**) befindet sich im ostdeutschen Flachland, 41 km nordöstlich von Leipzig bzw. 6 km westlich der Stadt Torgau (51°32' N, 12°54' O; 87 m ü. NN). Die Station ist großflächig von Grasland umgeben, welches im Wesentlichen nur zum Zwecke der Heuernte bewirtschaftet wird. Im Gegensatz zu den beiden städtisch gelegenen Forschungsstationen Leipzig-IfT und Leipzig-Eisenbahnstrasse eignet sich die ländliche Forschungsstation Melpitz besonders gut für das Studium der Eigenschaften großräumiger Luftmassen. Neben der Hauptwindrichtung Südwest treten in Melpitz Ostwinde mit einer Häufigkeit von etwa 10 % auf. Dies ermöglicht eine Charakterisierung klimatologisch unterschiedlicher Luftmassen.



Abb. A4.25 Ansicht der Forschungsstation Melpitz. Im Vordergrund Partikelsammler der Abteilung Chemie zur Bestimmung von PM10, PM2.5 und PM1. Im Hintergrund die Containerlabors des IfT, des UBA, und das SODAR-Instrument.

# A4.4.2 Datenverfügbarkeit

Die Aerosolmessdaten lagen für folgende Zeiträume vor:

Station	Typ der Messung	Monat 2003											
		J	F	М	Α	М	J	J	Α	S	0	Ν	D
Eisenbahnstraße	APS	х	Х	Χ	Χ	Χ							X
	DMPS	х	Х	Х	Х	Х		х	Х	Х	Х	Х	Х
	NOx	x	Х	x *	Х	Х	x *	Х	x *	Х	Х	Х	Х
IfT	APS	х	Х	Х									
	DMPS	х	Х	Х	Х	Х		х	Х	Х	Х	Х	Х
	NOx				X	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Χ
Melpitz	PM10, PM2,5, PM1 (Filterproben)	x	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х
	DMPS							x	Х	Х	Х	Х	Х
	NOx **	х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Х	Χ

APS = Aerodynamischer Partikelzähler (0.75-10 µm)

DMPS = Differentieller Mobilitätsanalysator (0.003-0.75 µm)

NOx = Stickstoffmonoxid und -dioxid

Diese Daten wurden vom IfT als Jahresmittelwerte und soweit möglich als Werktags- und Wochenmittelwerte aufbereitet und zur Verfügung gestellt. Weiterhin wurden vom IfT Verkehrdaten (PKW, LKW) als Stundenmittelwerte im Zeitraum 18.10. bis 31.12.2003 aufbereitet.

Eine Zusammenstellung der Immissionsdaten findet sich in der folgenden Tab. A4.6.

x\* mehrere Tage dieses Monats fehlen

<sup>\*\*</sup> UBA-Daten

Station	Parameter	Jahres mittel (Mo-So)	Jahres mittel (Mo-Fr)	Parameter	Aritmetrischer Mittelwert Jan-Mrz (Mo-So)	Aritmetrischer Mittelwert Jan-Mrz (Mo-Fr)	Aritmetrischer Mittelwert Jan-Mai&Dez (Mo-So)
Eisenbahnstraße	NO, ppbV	14.9	18.0	NO, ppbV	6.2	7.6	10.1
IfT	NO, ppbV	4.3	5.2	NO, ppbV	0.2	7.0	5.0
Melpitz	NO, μg m <sup>-3</sup>	2.6	2.8	NO, μg m <sup>-3</sup>	2.1	2.3	2.3
Eisenbahnstraße	NO2, ppbV	16.8	18.0	NO2, ppbV	7.2	7.6	13.6
IfT	NO2, ppbV	9.6	10.7	NO2, ppbV			9.1
Melpitz	NO2, μg m <sup>-3</sup>	13.2	14.1	NO2, µg m <sup>-3</sup>	17.0	18.3	14.1
Eisenbahnstraße	NOx, ppbV	31.6	36.0	NOx, ppbV	13.4	15.1	23.7
IfT	NOx, ppbV	13.9	15.9	NOx, ppbV			14.1
Melpitz	NOx, µg m <sup>-3</sup>	15.8	14.1	NOx, µg m <sup>-3</sup>	19.1	20.6	16.4
Eisenbahnstraße	V <sub>&lt;1</sub> , μm <sup>3</sup> cm <sup>3</sup>	19.8	21.2	$V_{<1}$ , $\mu m^3 cm^3$	30.5	32.2	24.2
IfT	$V_{<1}$ , $\mu m^3 cm^3$	14.2	14.8	$V_{<1}$ , $\mu m^3 cm^3$	14.8	15.6	11.4
Melpitz	PM1, µg m <sup>-3</sup>	13.2		PM1, µg m <sup>-3</sup>	20.0		16.0
Eisenbahnstraße	V <sub>&lt;2.5</sub> , μm <sup>3</sup> cm <sup>3</sup>			V <sub>&lt;2.5</sub> , μm <sup>3</sup> cm <sup>3</sup>	33.4	35.5	26.6
IfT	$V_{<2.5}$ , $\mu m^3 cm^3$			$V_{<2.5}$ , $\mu m^3 cm^3$	15.9	16.9	
Melpitz	PM2.5, μg m <sup>-3</sup>	16.2		PM2.5, µg m <sup>-3</sup>	24.8		19.9
Eisenbahnstraße	V <sub>&lt;10</sub> , μm <sup>3</sup> cm <sup>3</sup>			$V_{<10}$ , $\mu m^3 cm^3$	34.1	36.3	27.5
IfT	$V_{<10}$ , $\mu m^3 cm^3$			$V_{<10}$ , $\mu m^3 cm^3$	17.3	18.5	-
Melpitz	PM10, µg m <sup>-3</sup>	22.9		PM10, µg m <sup>-3</sup>	29.1		26.0
Eisenbahnstraße	N <sub>0.003-0.01</sub> , cm <sup>-3</sup>	2472	2803	N <sub>0.003-0.01</sub> , cm <sup>-3</sup>	2629	3004	2632
IfT	N <sub>0.003-0.01</sub> , cm <sup>-3</sup>	899	929	N <sub>0.003-0.01</sub> , cm <sup>-3</sup>	1185	1163	1235
Melpitz	N <sub>0.003-0.01</sub> , cm <sup>-3</sup>	736	746	N <sub>0.003-0.01</sub> , cm <sup>-3</sup>	1100	1100	1200
Eisenbahnstraße	N <sub>0.01-0.1</sub> , cm <sup>-3</sup>	16117	10000	N om <sup>-3</sup>	17050	10222	15020
IfT		16117	18233	N <sub>0.01-0.1</sub> , cm <sup>-3</sup>	17253	19323	15930
Melpitz	N <sub>0.01-0.1</sub> , cm <sup>-3</sup> N <sub>0.01-0.1</sub> , cm <sup>-3</sup>	7628 4410	7921 4546	N <sub>0.01-0.1</sub> , cm <sup>-3</sup> N <sub>0.01-0.1</sub> , cm <sup>-3</sup>	10547	10078	8173
Meipitz	N <sub>0.01-0.1</sub> , CIII	4410	4540	N <sub>0.01-0.1</sub> , CIII			
Eisenbahnstraße	N <sub>0.1-0.75</sub> , cm <sup>-3</sup>	3494	3760	N <sub>0.1-1</sub> , cm <sup>-3</sup>	4112	4303	3622
IfT	N <sub>0.1-0.75</sub> , cm <sup>-3</sup>	2094	2131	N <sub>0.1-1</sub> , cm <sup>-3</sup>	1879	1868	1670
Melpitz	N <sub>0.1-0.75</sub> , cm <sup>-3</sup>	1518	1557	N <sub>0.1-1</sub> , cm <sup>-3</sup>			
Eisenbahnstraße				N <sub>1-2.5</sub> , cm <sup>-3</sup>	2.11	2.38	1.58
IfT				N <sub>1-2.5</sub> , cm <sup>-3</sup>	0.84	0.97	
Melpitz				N <sub>1-2.5</sub> , cm <sup>-3</sup>	-	-	
Eisenbahnstraße				N <sub>2.5-10</sub> , cm <sup>-3</sup>	0.051	0.057	0.056
IfT				N <sub>2.5-10</sub> , cm <sup>-3</sup>	0.033	0.037	0.000
Melpitz				N <sub>2.5-10</sub> , cm <sup>-3</sup>	0.000	0.037	
Ινισιριιζ				2.5-10, 0111			

Tab. A4.6: Verfügbare Immissionsdaten an den Stationen Eisenbahnstraße, IfT und Melpitz

Die Tagesmittelwerte der Verkehrsstärken sind in der **Abb. A4.27** dargestellt. So liegen die Verkehrsstärken an Werktagen zwischen 19 000 und 24 000 Kfz/d. An Samstagen sinkt die Verkehrsstärke auf ca. 15 000 bis 18 000 Kfz/d, an Sonn- und Feiertagen auf ca. 8 000 bis 13 000 Kfz/d. Der Schwerverkehrsanteil beträgt an Werktagen ca. 3 bis 3.5 % und sinkt an

Sonntagen auf ca. 1.5 % ab. Insgesamt ist ab Mitte November ein Absinken der Verkehrsstärken zu beobachten.

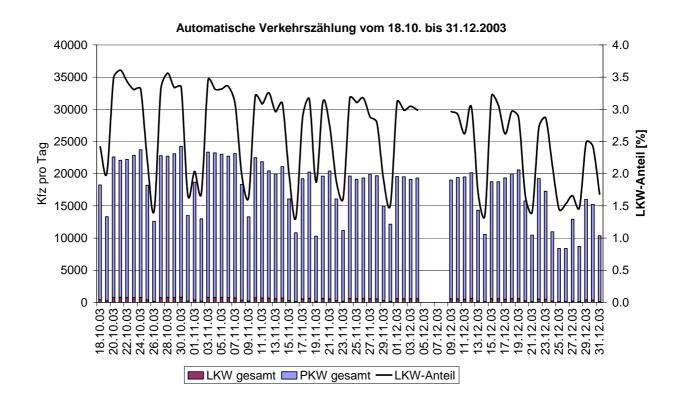
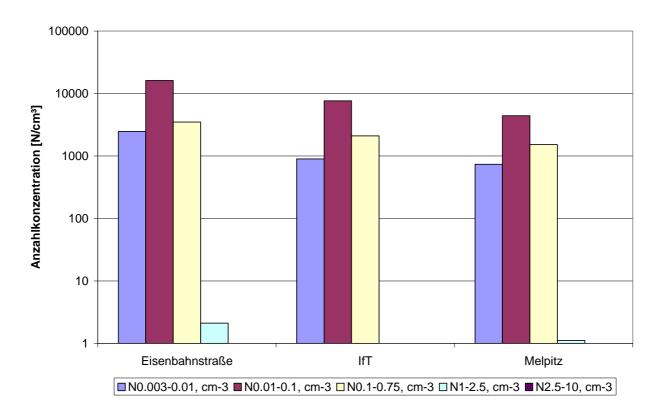


Abb. A4.27: Verkehrsstärken an der Eisenbahnstraße in Leipzig im Oktober bis Dezember 2003

#### A4.4.3 Diskussion der Daten

Zunächst werden die Anzahlkonzentrationen betrachtet. Diese sind in der **Abb. A4.28** für die Jahresmittelwerte grafisch dargestellt. Man beachte dabei die logarithmische Skalierung.

Es ist zu erkennen, dass die Partikelanzahlkonzentrationen sehr stark von der Partikelgröße abhängen. Die Messwerte variieren über 4 Größenordnungen. Die meisten Partikel sind bei allen Stationen in der Größenklasse 10 bis 100 nm (Aitken mode) zu finden. Hier sind ca. 73 % der Gesamtpartikelanzahl vertreten. Partikel im accumulation mode (100 bis 750 nm) tragen zu ca. 16 % zur Gesamtpartikelanzahl bei, Partikel im nucleation mode (3 bis 10 nm) etwa zu 11 %. Grobe Partikel (> 1 μm) sind nur in geringer Anzahl zu finden.



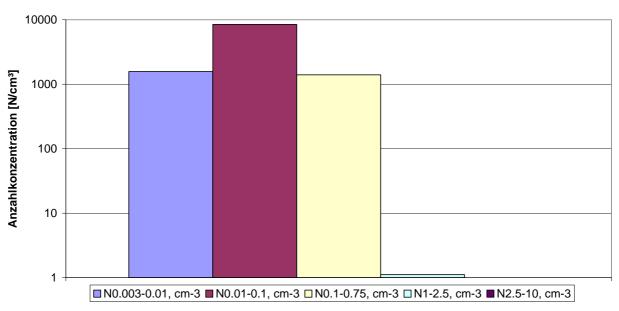


Abb. A4.28: Anzahlkonzentrationen im Jahresmittel an den Stationen (oben) sowie Differenz Eisenbahnstraße minus IfT (unten)

Betrachtet man die Differenz zwischen Eisenbahnstraße und IfT, dann zeigt auch diese Zusatzbelastung eine ähnliche Anzahlverteilung wie die Gesamtbelastung. Auch hier liegt das Maximum im aitken mode (ca. 74 %). Im accumulation mode finden sich ca. 12 % und im nucleation mode ca. 14 % der Partikel.

Für den Zeitraum zwischen 17.10. und 31.12.2003 lagen weitgehend vollständige Datensätze ( $NO_x$ , Partikelanzahlkonzentrationen, Verkehrsstärken) als 1/2h-Mittelwerte für die Eisenbahnstraße und die Messstellen am IfT vor. Im Folgenden werden anhand dieser Daten Wochengänge und Korrelationen abgeleitet: Die Korrelationen der Partikelanzahlzusatzbelastung (d. h. Konzentrationen an Station Eisenbahnstraße minus IfT) und der  $NO_x$ -Zusatzbelastung (ebenfalls Eisenbahnstraße minus IfT) zeigt exemplarisch die **Abb. A4.29**. Für die Zusatzbelastungen von  $NO_x$  und Partikelanzahlen der Durchmesser 10 bis 100 nm (aitken mode) wird mit  $R^2$  = 0.66 die beste Korrelation erreicht. Die Korrelation im nucleation mode (3 bis 10 nm) ist mit  $R^2$ =0.53 nur geringfügig schlechter. Im accumulation mode (100 bis 750 nm) nimmt das Bestimmtheitsmaß deutlich auf  $R^2$ =0.24 ab. Dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass die Auspuffpartikel im Wesentlichen den ultrafeinen Partikeln zugeordnet werden können.

Der Verlauf der Wochengänge der Konzentrationen kann Hinweise auf Quellzuordnung (PKW, LKW) und Minderungspotenzial geben. Deshalb wurden die Wochengänge der NO<sub>x</sub>- und Partikelanzahlzusatzbelastungen erstellt. Diese sind für den o. g. Auswertezeitraum in **Abb. A4.30** grafisch sowie in **Tab. A4.7** aufgezeigt. Es kann dabei folgendes festgestellt werden:

- Die NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen sinken in der Eisenbahnstraße infolge der Verkehrsabnahme von werktags ca. 20 000 Kfz/d auf sonntags ca. 10 000 Kfz/d und insbesondere aufgrund der Abnahme der LKW-Fahrleistung um 75 % sonntags auf ca. 50 % der mittleren werktäglichen NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung.
- Die Gesamtpartikelzusatzbelastung sinkt von werktags auf sonntags sogar um ca. 80 %. Dies korreliert gut mit der o. g. Abnahme der LKW-Fahrleistung und weist bei den Partikelanzahlen auf die Dominanz der Emissionen infolge der (dieselbetriebenen) LKW hin.
- Die Unsicherheit bei der Bestimmung der Zusatzbelastung für Partikelanzahlen im accumulation mode ist relativ groß. Darauf weisen die häufig negativen Zusatzbelastungen hin.

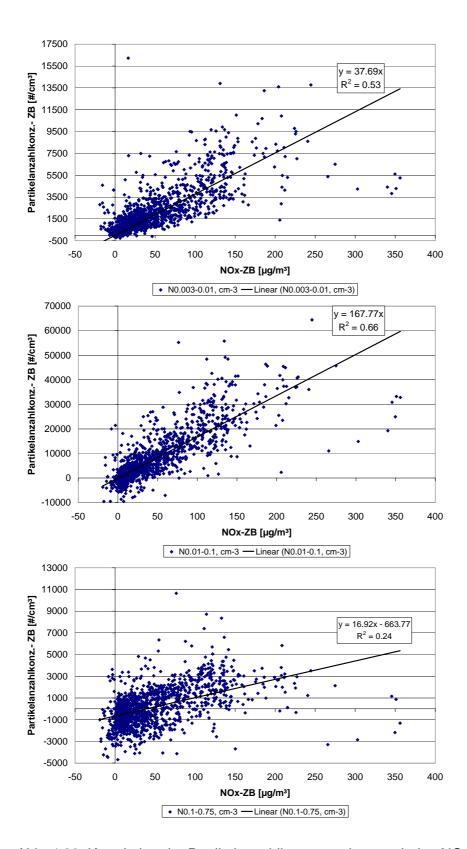


Abb. 4.29: Korrelation der Partikelanzahlkonzentrationen mit den NO<sub>x</sub>-Konzentrationen im Zeitraum 17.10. bis 31.12.2003. Alles Zusatzbelastung, d. h. Station Eisenbahnstraße minus Station IfT.

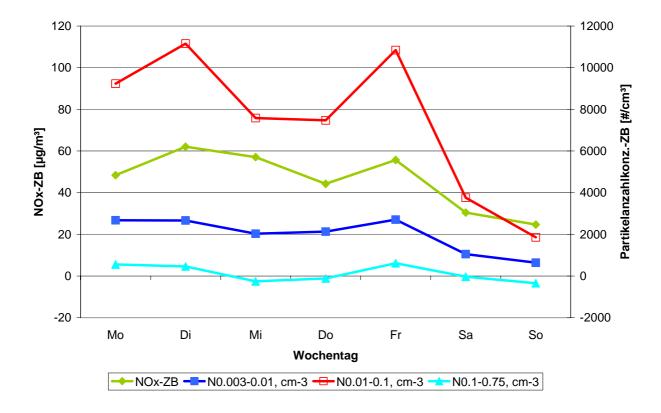


Abb. A4.30: Mittlerer Wochengang der  $NO_x$ - und Anzahlkonzentrationen der Zusatzbelastungen von Partikeln mit 3 bis 750 nm Durchmesser im Zeitraum 17.10. bis 31.12.2003

Wochengang 17.10.03 bis 31.12.03

	Мо	Di	Mi	Do	Fr	Sa	So	Mittel (Mo-So)	Mittel (Mo-Fr)
NOx-ZB, μg/m³	48.4	62.0	57.1	44.3	55.7	30.5	24.7	46.1	53.5
N <sub>0.003-0.01</sub> , cm <sup>-3</sup>	2679	2665	2033	2128	2705	1052 639 1986		1986	2442
N <sub>0.01-0.1</sub> , cm <sup>-3</sup>	9232	11157	7580	7471	10844	3760	1855	7414	9257
N <sub>0.1-0.75</sub> , cm <sup>-3</sup>	553	461	-253	-115	612	-30	-347	126	252
Summe N, cm-3	12463	14283	9359	9485	14161	4782	2147	9526	11950

Tab. A4.7: Mittlerer Wochengang der Zusatzbelastungen im Auswertezeitraum an der Station Eisenbahnstraße

Mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode kann ein Partikelanzahlemissionsfaktor abgeleitet werden. Dieser ergibt sich für die Verkehrssituation LSA2 [NO<sub>x</sub>-Efakt (PKW) = 0.389 g/km, NO<sub>x</sub>-Efakt (LKW) = 10.33 g/km] für den im Messzeitraum vorliegenden mittleren LKW-Anteil von 2.7 % zu

Partikelanzahlemissionsfaktor = 0.657 g NO<sub>x</sub>/(km Fzg) x 9526 #/cm<sup>3</sup>/46.1  $\mu$ g NO<sub>x</sub>/m<sup>3</sup>= = 1.4 10<sup>14</sup> Partikel/(km Fzg).

# A4.5 Zusammenfassung

Es wurden für Messstationen des sächsischen Luftschadstoffmessnetzes Datenauswertungen durchgeführt. Der Schwerpunkt dieser Auswertung lag in Absprache mit dem Auftraggeber auf hoch belasteten Verkehrsmessstationen in Leipzig, Dresden und Görlitz. Unter zusätzlicher Verwendung von Daten an Messstationen des städtischen Hintergrundes sowie des großräumigen Hintergrundes werden die jeweiligen Konzentrationsbeiträge ermittelt. Falls möglich wurden mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode bzw. durch Rückrechnung mit einem geeigneten Ausbreitungsmodell PM10-Emissionsfaktoren abgeleitet und diskutiert.

#### Lützner Straße in Leipzig

Die Lützner Straße ist eine Hauptverkehrsstraße mit einem wochenmittleren Verkehrsauf-kommen von ca. 29 000 Kfz/d und einem LKW-Anteil von ca. 4.2 % bis 4.5 %. Die Bebauung ist beidseitig dicht. Eine Besonderheit ist der schlechte Zustand der Fahrbahn und der anliegenden Gehwege. Eine direkte Vorbelastungsmessung lag nur für zwei temporäre Messkampagnen (Schillingstraße Ecke Merseburger Straße) vor. Hilfsweise wurden deshalb die Konzentrationen an der ca. 3 km entfernt liegenden städtischen Hintergrundstation Leipzig-West an die Konzentrationen der Vorbelastungsmessstelle angeglichen und als Hintergrundbelastung verwendet. Der regionale Hintergrund wurde anhand der Daten an der Station Collmberg abgeschätzt. Anhand der Datenauswertungen kann für das Jahr 2003 Folgendes festgestellt werden:

- Der PM10-Jahresmittelwert lag im Jahr 2003 (lufthygienisch ungünstiges Jahr) mit 46 μg/m³ deutlich über den ab 2005 einzuhaltenden Grenzwert von 40 μg/m³. An 132 Tagen wurde der Tagesgrenzwert von 50 μg/m³ überschritten. Im 12 Monatszeitraum 11/2003 bis 10/2004 wurde ein PM10-Jahresmittelwert von 38 μg/m³ gemessen und 64 Überschreitungen des Tagesgrenzwertes festgestellt
- Der PM10-Jahresmittelwert setzte sich für beide Auswertezeiträume aus ca. 49 % regionaler Vorbelastung (Station Collmberg), aus ca. 11 % bzw. 13 % städtischer Zusatzbelastung und aus ca. 38 % bzw. 40 % verkehrsbedingter Zusatzbelastung durch die Lützner Straße zusammen.
- Infolge der Verkehrsabnahme von werktags (Mo bis Fr) auf sonntags um ca. 36 % sowie des Schwerverkehrs um 80 % ist eine Abnahme des PM10-Verkehrsbeitrages

in der Lützner Straße um ca. 45 % bzw. 47 % zu verzeichnen. Diese Abnahme zeigt auch der NO<sub>x</sub>-Verkehrsbeitrag.

- Das Verhältnis PM10/NO<sub>x</sub> liegt für die Gesamtbelastung im Wochenmittel an der Lützner Straße bei 0.31, in Leipzig-West bei 0.84 und am Collmberg bei 1.5. Für den Verkehrsbeitrag liegt dieser Wert im Mittel bei 0.17.
- Mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode wurden tagesmittlere PM10-Emissionsfaktoren bestimmt. Dieser variieren im Laufe des Jahres zwischen ca. 0.05 und 0.2 g/(km · Fzg). Im Jahresmittel wurde für beide Messzeiträume ein Wert von 0.11 g/(km · Fzg) ermittelt. Dieser ist etwa 5-mal größer als der mittels HBEFa2.1 berechenbare Auspuffemissionsfaktor, aber auch deutlich niedriger, als in Lohmeyer (2001) aus der damaligen vierwöchigen Messkampagne abgeleitet. Aufgrund der starken Abnahme des LKW-Anteils am Sonntag ist er mit 0.07 g/(km Fzg) ca. 40 % niedriger als an Werktagen. Unter Annahme eines linearen Zusammenhanges zwischen PM10-Emissionsfaktor und LKW-Anteil konnte aus dem werktags/sonntags-Vergleich eine Differenzierung Gesamtemissionsfaktors für PKW  $(0.044 \text{ g/(km} \cdot \text{PKW}))$ des (1.8 g/(km · LKW)) erfolgen. Die abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren für die beiden Messzeiträume unterscheiden sich nicht relevant. Unter Berücksichtigung dieser Emissionsfaktoren und der Fahrleistungen für PKW und LKW auf der Lützner Straße werden die in der Lützner Straße vorliegenden PM10-Zusatzbelastungen im Wochenmittel zu ca. 40 % von PKW und zu ca. 60 % von LKW verursacht. Da der Verkehrsbeitrag der Immissionen im Wochenmittel bei ca. 40 % der Gesamtbelastung liegt, so kann aus den abgeleiteten Daten ein PM10-Immissionsanteil infolge des PKW-Verkehrs auf der Lützner Straße von ca. 16 % und infolge des LKW-Verkehrs von ca. 24 % an der Gesamtbelastung abgeschätzt werden.
- Mittels Rückrechnung mit dem 3dimensionalen Ausbreitungsmodell MISKAM wurde ein jahresmittlerer PM10-Emissionsfaktor von 0.12 g/(km · Fzg) ermittelt. Dieser vergleicht sich gut mit den aus der NO<sub>x</sub>-Tracermethode abgeleiteten.
- An Werktagen mit Regen (Niederschlagssumme größer 0.1 mm) nimmt die PM10-Gesamtbelastung um 28 % und die PM10-Zusatzbelastung um 27 % gegenüber der mittleren Werktagskonzentration ab. Mit zunehmender Trockenheit steigt sowohl die Gesamt- als auch die Zusatzbelastung und liegt z. B. am dritten trockenen Tag ca. 70 % (PM10-Gesamtbelastung) bzw. 60 % (Zusatzbelastung) höher als am Regentag. Die mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren zeigen im

Jahr 2003 für Tage mit Niederschlagsmengen größer 0.1 mm mit ca. 8 % relativ geringe Abnahmen. Diese ist deutlich geringer als die Reduktion der Zusatzbelastung. Der Einfluss der an Regentagen günstigeren Ausbreitungsverhältnisse (z. B. durch höhere Windgeschwindigkeiten) auf die Konzentrationen scheint damit größer zu sein als die Reduktion der Partikelemissionen durch die feuchte Bindung des Staubes bzw. des Wegspülens von Straßenstaub. (Hinzuweisen ist allerdings auf möglicherweise zusätzliche Effekte (z. B. Einfluss der Bedingungen an Regentagen auf die Messtechnik, eventuelles Ausspülen von Staub aus der Atmosphäre), die sich durch die verwendete NO<sub>x</sub>-Tracermethode in den abgeleiteten Emissionsfaktoren niedergeschlagen haben könnte. Diese Prozesse bzw. Einflüsse sind bisher nicht verstanden bzw. quantifizierbar, sodass die hier dargestellten Emissionseffekte des Regens mit größeren Unsicherheiten behaftet sind.) Bei täglichen Niederschlagsmengen größer 1 mm sind Reduktionen in den Emissionen um ca. 16 % zu beobachten, bei mehr als 2 mm von ca. 20 %. Es deutet sich mit zunehmender Trockenheit eine Zunahme der PM10-Emissionen an. Bereits am Tag nach dem Regen sind z. B. im Jahr 2003 die Emissionen höher als am mittleren Werktag. Am zweiten trockenen Tag nach dem Regenereignis ist der abgeleitete Emissionsfaktor im Mittel etwa 14 % höher als am mittleren Regentag bzw. 12 % höher als am mittleren Werktag ist. Dies sollte jedoch in der Größenordnung des Fehlers bei der Bestimmung der Emissionsfaktoren liegen. Im Auswertezeitraum 11/03 bis 10/04 werden ähnliche Tendenzen beobachtet wie im Jahr 2003. Insgesamt scheint der Einfluss des Niederschlages auf die tagesmittleren PM10-Emissionen mit kleiner 20 % eher gering zu sein. Dies entspricht den Ergebnissen anderer Studien (siehe Abschnitt 5.7.2 im Hauptbericht).

#### Schlesischer Platz und Bergstraße in Dresden

Die Messstation Dresden-Nord (Schlesischer Platz) befindet sich ca. 20 m von der Kreuzung Antonstraße/Hansastraße/Hainstraße entfernt in der Antonstraße. Ca. 20 000 Kfz (LKW-Anteil ca. 6 % befahren diese einseitig bebaute Straße pro Tag. Die Bergstraße ist eine Hauptverkehrsstraße mit einem Verkehrsaufkommen von ebenfalls ca. 20 000 Kfz/d aber einem deutlich höheren LKW-Anteil von ca. 13 %. Die Bebauung im Bereich des temporären Messcontainers ist beidseitig dicht. Eine Besonderheit stellt hier die ca. 6-prozentige Längsneigung dar.

Direkte Vorbelastungsmessungen lagen für beide Verkehrsstationen nicht vor. Hilfsweise wurden die Konzentrationen an der ca. 2 bis 3 km entfernt liegenden städtischen Hinter-

grundstation Dresden-Mitte (Postplatz) als Vorbelastung verwendet. Der regionale Hintergrund wurde anhand der Daten an der Station Radebeul-Wahnsdorf abgeschätzt. Anhand der Datenauswertungen kann für das Jahr 2003 (Dresden-Nord) bzw. für den Zeitraum Februar bis August 2003 (Bergstraße) Folgendes festgestellt werden:

- Der PM10-Jahresmittelwert lag in Dresden Nord mit ca. 42 μg/m³ bzw. an der Bergstraße mit 45 μg/m³ über den ab 2005 einzuhaltenden Grenzwert von 40 μg/m³. An 92 Tagen (Dresden-Nord) bzw. 53 Tagen (Bergstraße) wurde der Tagesgrenzwert von 50 μg/m³ überschritten.
- Der PM10-Jahresmittelwert setzte sich in Dresden-Nord aus ca. 64 % regionaler Vorbelastung (Radebeul-Wahnsdorf), aus ca. 24 % städtischer Zusatzbelastung (Station Dresden-Nord minus Radebeul-Wahnsdorf) und aus ca. 12 % verkehrsbedingter Zusatzbelastung durch die Hauptstraßen im Nahbereich der Station Dresden-Nord zusammen. An der Verkehrsmessstation Dresden-Bergstraße beträgt der Anteil der regionalen Hintergrundbelastung (Radebeul-Wahnsdorf) ebenfalls ca. 64 %, der Anteil der städtischen Hintergrundbelastung an der Gesamtbelastung liegt unter Berücksichtigung der Ausführungen zur Repräsentativität der Station Dresden-Mitte für die Bergstraße sicherlich unter 87 %. Es muss hierbei zusätzlich noch der eingeschränkte Auswertezeitraum bei der Bergstraße beachtet werden.
- An den 4 Messstationen (Dresden und Radebeul) ist eine deutliche Abnahme der PM10- als auch der NO<sub>x</sub>-Konzentrationen von werktags auf sonntags zu verzeichnen. Die Abnahme der durch den Verkehr induzierten PM10-Konzentrationen von werktags auf sonntags liegt z. B. an der Verkehrsmessstation Dresden-Nord für PM10, bei ca. 50 %, für die NO<sub>x</sub>-Konzentration bei ca. 40 %.
- Das Verhältnis von PM10/NO<sub>x</sub> beträgt im Wochenmittel an der Station Dresden-Nord ca. 0.4, in Dresden-Mitte ca. 0.70 und in Radebeul-Wahnsdorf ca. 1.1. Damit sind diese Werte vergleichbar mit den für die entsprechenden Stationsklassen gefundenen Werten.
- Mittels Rückrechnung mit dem 3dimensionalen Ausbreitungsmodell MISKAM wurde für die Bergstraße ein jahresmittlerer PM10-Emissionsfaktor von 0.2 g/(km · Fzg) ermittelt. Es sei darauf hingewiesen, dass dieser Wert aufgrund der Unsicherheit in der Vorbelastungsbestimmung, durch die Verwendung der Winddaten an der Station Großer Garten, welche zwar repräsentativ für das Stadtgebiet Dresden sind aber

nicht im gleichen Zeitraum wie die Immissionsmessungen aufgenommen worden, sowie durch den eingeschränkten Messzeitraum mit Unsicherheiten behaftet ist. Eine Verbesserung der Datensicherheit ist nur möglich, wenn nach Wiederinbetriebnahme der Bergstraße PM10- und gleichzeitig NO<sub>x</sub>-Messungen in der Bergstraße und im Hintergrund durchgeführt werden, einschließlich der Aufnahme repräsentativer Winddaten, und dann diese Messdaten mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode und Rückrechnung mit MISKAM analysiert werden.

• Die Ableitung von repräsentativen straßenbezogenen Emissionsfaktoren am Standort Dresden-Nord war nicht möglich. Das liegt daran, dass die am Messstandort auftretenden Konzentrationen aufgrund der Nähe zur Kreuzung von mehreren stark befahrenen Straßen mit unterschiedlichen LKW-Anteilen und Verkehrssituationen sowie der sehr komplexen Bebauungsstruktur sowie möglicherweise weiteren Quellen (Bahnhof-Neustadt, Parkplatz, Straßenbahn) beeinflusst sind. Eine Abschätzung der Einzelbeiträge der Konzentrationen ist nur über komplexe statistische Auswertungen von Konzentrationen, deren Inhaltsstoffanalysen und Größenverteilungen (sog. Fingerprints möglich). Dazu läuft im LfUG ein separates Forschungsprojekt (Gerwig, 2004).

#### Zeppelinstraße in Görlitz

Die Zeppelinstraße (B 115) stellt eine wichtige Verbindungsstraße zwischen der B 6 (Zubringer zur A 4) und dem Stadtzentrum von Görlitz dar. Sie weist eine Längsneigung von 2 % auf. Beidseits befinden sich ca. 2.5 m breite Gehwege, die in einem relativ schlechten Zustand sind. Der Fahrbahnbelag ist Asphalt, in dem einige geflickte Löcher sowie einige Risse vorhanden sind. Die Straße weist im Bereich des Messcontainers beidseitig lockere Bebauung auf. Das Verkehrsaufkommen liegt bei ca. 25 000 Kfz/Tag. In ca. 50 m Entfernung von der Messstelle befindet sich eine Lichtsignalanlage. Eine Vorbelastungsmessung lag nicht vor. Hilfsweise wurde die jahresmittlere Vorbelastung anhand der Daten aus dem Programmsystem IMMIKART abgeschätzt. Anhand der Datenauswertungen kann für die ausgewerteten Bezugsjahre 200 bis 2002 Folgendes festgestellt werden:

• Der PM10-Jahresmittelwert lag mit ca. 30 bis 34 μg/m³ deutlich unter den ab 2005 einzuhaltenden Grenzwert von 40 μg/m³. Allerdings ist z. B. im Jahr 2002 der Tagesgrenzwert von 50 μg/m³ deutlich überschritten.

- Der PM10-Jahresmittelwert setzte sich aus ca. 50 % bis 60 % städtischer Vorbelastung und ca. 40 bis 50 % verkehrsbedingter Zusatzbelastung durch die Zeppelinstraße zusammen.
- Infolge der Verkehrsabnahme von werktags (Mo bis Fr) auf sonntags ist eine Abnahme des PM10-Konzentrationen um ca. 20 % und der NO<sub>x</sub>-Konzentrationen um ca. 40 % zu verzeichnen.
- Das Verhältnis PM10/NO<sub>x</sub> liegt für die Gesamtbelastung im Wochenmittel an der Zeppelinstraße bei 0.40.
- Mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode wurden für das Bezugsjahr 2002 PM10-Gesamtemissionsfaktoren von 0.18 bis 0.25 g/(km · Fzg) abgeschätzt. Mittels Rückrechnung mit dem Ausbreitungsmodell PROKAS wurden Emissionsfaktoren zwischen 0.17 und 0.19 g(km · Fzg) abgeleitet. Dies vergleicht sich gut mit den aus der NO<sub>x</sub>-Tracermethode bestimmten. Nur ca. 15 bis 19 % davon lassen sich mittels Auspuffemissionen nach HBEFa2.1 erklären. Der überwiegende Anteil muss deshalb auch hier den nicht auspuffbedingten PM10-Emissionen zugeordnet werden.

#### Aerosolmessungen in Leipzig

Das Institut für Troposphärenforschung Leipzig (IfT) führte Aerosolmessungen in der Eisenbahnstraße (Straßenschlucht), auf dem Gelände des Institutes (städtischer Hintergrund) und in Melpitz (regionaler Hintergrund) durch. Diese Daten wurden vom IfT aufbereitet und im Rahmen des vorliegenden Projektes zur Verfügung gestellt.

Die Eisenbahnstraße ist eine Hauptverkehrsstraße mit einem Verkehrsaufkommen von ca. 20 000 Kfz/d und einem LKW-Anteil von ca. 3 %. Die Bebauung ist beidseitig dicht. Eine direkte Vorbelastungsmessung lag nicht vor. Hilfsweise wurden die Konzentrationen an der städtischen Hintergrundstation auf dem Gelände des IfT als Vorbelastung verwendet. Der regionale Hintergrund wurde anhand der Daten an der Station Melpitz abgeschätzt. Anhand der Datenauswertungen kann für das Jahr 2003 Folgendes festgestellt werden:

 Die Partikelanzahlkonzentrationen hängen sehr stark von der Partikelgröße ab. Die Messwerte variieren über 4 Größenordnungen. Die meisten Partikel sind bei allen Stationen in der Größenklasse 10 bis 100 nm (Aitken mode) zu finden. Hier sind ca. 73 % der Gesamtpartikelanzahl vertreten. Partikel im accumulation mode (100 bis 750 nm) tragen zu ca. 16 % zur Gesamtpartikelanzahl bei, Partikel im nucleation mode (3 bis 10 nm) etwa zu 11 %. Grobe Partikel (> 1  $\mu$ m) sind nur in geringer Anzahl zu finden.

- Betrachtet man die Differenz zwischen Eisenbahnstraße und IfT, dann zeigt auch diese Zusatzbelastung eine ähnliche Anzahlverteilung wie die Gesamtbelastung. Auch hier liegt das Maximum im aitken mode (ca. 74 %). Im accumulation mode finden sich ca. 12 % und im nucleation mode ca. 14 % der Partikel.
- Für die Zusatzbelastungen (d. h. Konzentrationen an Station Eisenbahnstraße minus IfT) von NO<sub>x</sub> und Partikelanzahlen der Durchmesser 10 bis 100 nm (aitken mode) wird mit R<sup>2</sup>=0.66 die beste Korrelation festgestellt. Die Korrelation im nucleation mode (3 bis 10 nm) ist mit R<sup>2</sup> = 0.53 nur geringfügig schlechter. Im accumulation mode (100 bis 750 nm) nimmt das Bestimmtheitsmaß deutlich auf R<sup>2</sup>=0.24 ab. Dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass die Auspuffpartikel im Wesentlichen den ultrafeinen Partikeln zugeordnet werden können.
- Der Verlauf der Wochengänge der Konzentrationen kann Hinweise auf Quellzuordnung (PKW, LKW) und Minderungspotenzial geben. Deshalb wurden die Wochengänge der NO<sub>x</sub>-und Partikelanzahlzusatzbelastungen erstellt. Es kann dabei festgestellt werden, dass die NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen in der Eisenbahnstraße infolge der Verkehrsabnahme von werktags ca. 20 000 Kfz/d auf sonntags ca. 10 000 Kfz/d und insbesondere aufgrund der Abnahme der LKW-Fahrleistung um 75 % sonntags auf ca. 50 % der mittleren werktäglichen NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung absinken. Die Gesamtpartikelzusatzbelastung sinkt von werktags auf sonntags sogar um ca. 80 %. Dies korreliert gut mit der o. g. Abnahme der LKW-Fahrleistung und weist bei den Partikelanzahlen auf die Dominanz der Emissionen infolge der (dieselbetriebenen) LKW hin.
- Mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode konnte für die Eisenbahnstraße im Zeitraum 17.10. bis 31.12.2003 ein Partikelanzahlemissionsfaktor von ca. 1.4 10<sup>14</sup> Partikel/(km Fzg) abgeleitet werden.

#### A4.6 Literatur

Eichhorn, J. (2002): MISKAM Handbuch zu Version 4. Giese-Eichhorn Umweltmeteorologische Software. Wackersheim.

- Eichhorn, J. (2003): Persönliche Übergabe der aktuellen MISKAM-Version 4.22.
- Gerwig, H. (2004): NEAR TRAFFIC SOURCE APPORTIONMENT IN THE CITY OF DRES-DEN, SAXONY (PART I: PM10 and PM2.5. Poster auf der EAC 2004, Sep 6-10 2004, Budapest, Hungary.
- Ketzel, M., Berkowicz, R. and A. Lohmeyer (1999): Dispersion of traffic emissions in street canyons - Comparison of European numerical models with each other as well as with results from wind tunnel and field measurements. Contribution to Second International Conference on Urban Air Quality - Measurement, Modelling and Management, 3 - 5 March 1999, Madrid.
- Lohmeyer (2001): Validierung von PM10-Immissionsberechnungen im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Staubbildung von Straßen, Lützner Straße in Leipzig. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul. Projekt 2238/L, Februar 2001. Gutachten im Auftrag von: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie über Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft, Radebeul.
- SFI GmbH (2001): WinMiskam Handbuch. SFI GmbH, Karlsruhe, Stand: 01/2001.
- SMU (1997): Klimatologische Grundlagen für die Landes- und Regionalplanung. In: Materialien zur Landesentwicklung 1/1997, Hrsg.: Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung (SMU).
- Stadt Leipzig (1998): Klimauntersuchung 1997, Leipzig mit Umland. Leipzig, 1998.
- Stadt Leipzig (2001): Bericht Verträglichkeitsanalyse Hauptverkehrsstraßennetz Leipzig/Umweltmonitoring. Kassel, März 2001.
- VDI 3783 Blatt 9 (2003): Entwurf Prognostische mikroskalige Windfeldmodelle, Evaluierung für Gebäude- und Hindernisumströmung. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 1b. September 2003.

# A N H A N G A5: BERICHT DES IFEU HEIDELBERG ZU NICHTAUSPUFFBEDINGTEN PARTIKELEMISSIONEN VON MASCHINEN UND GERÄTEN IN LAND- UND BAUWIRTSCHAFT





Nichtauspuffbedingte
Partikelemissionen
von Maschinen und Geräten
in Land- und Bauwirtschaft –
Emissionsfaktoren

Grundlagendaten für das Projekt "Qualifizierung des Emissionskatasters Sachsen"

Im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie

Heidelberg, November 2004



# Nichtauspuffbedingte Partikelemissionen von Geräten in Land- und Bauwirtschaft – Emissionsfaktoren

Grundlagendaten für das Projekt "Qualifizierung des Emissionskatasters Sachsen"

IFEU - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg gGmbH

> Udo Lambrecht Hinrich Helms

Heidelberg, November 2004

Arbeitsbericht des IFEU

## Inhaltsübersicht:

1	Ziel	setzu	ng und Abgrenzung	1
2	Lan	dwirts	schaft	2
	2.1	Nutz	zung von Straßen und unbefestigten Feldwegen	2
	2.1.	1	Nutzung von Straßen	2
	2.1.	2	Nutzung von unbefestigten Feldwegen	4
	2.1. und		Zusammenfassung der Emissionsfaktoren für die Nutzung von Sefestigten Feldwegen	
	2.2	Felc	darbeit	6
	2.2.	1	Bodenbearbeitung	6
	2.2.	2	Ernte	9
	2.3	Zus	ammenfassung der Emissionsfaktoren für die Landwirtschaft	11
	2.4	Beis	spielrechnung für die Landwirtschaft	12
3	Bau	wirts	chaft	13
	3.1	Fläc	chenabhängige Emissionsfaktoren	13
	3.2	Akti	vitätsspezifische Emissionsfaktoren	15
	3.3	Zus	ammenfassung der Emissionsfaktoren für die Bauwirtschaft	16
	3.4	Beis	spielrechnung für die Bauwirtschaft	17
4	Zus	amm	enfassung	19
5	Lite	raturv	/erzeichnis	20
6	Tab	ellen	verzeichnis	22

## 1 Zielsetzung und Abgrenzung

Es werden die durch die Nutzung von mobilen Maschinen in der Land- und Bauwirtschaft verursachten nichtauspuffbedingten Partikelemissionen betrachtet. Diese entstehen zum einem auf allen Flächen auf denen entsprechende Partikel von mobilen Maschinen aufgewirbelt werden (Baustellen, Ackerflächen) und zum anderen durch Reifen-, Brems- und Kupplungsabrieb. Wegen der Vielfalt der Einflussfaktoren ist die Erfassung dieser Emissionen mit hohen Unsicherheiten behaftet<sup>1</sup>.

Die Emissionen entstehen sowohl im Innerortsbereich (Bauwirtschaft) als auch in nicht unmittelbarer Nähe von Besiedlungen (Landwirtschaft) und wurden im Emissionskataster von Sachsen bisher nicht berücksichtigt. Deshalb werden im folgenden Emissionsfaktoren für das Emissionskataster für

- Feinstaubemissionen (PM, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>)
- durch Aufwirbelung und Abrieb
- beim Betrieb mobiler Maschinen
- in den Bereichen Land- und Bauwirtschaft

abgeleitet und dokumentiert. Andere Quellen der Partikelemissionen der Landwirtschaft wie Tierhaltung, Abgasemissionen der Maschinen oder Bodenerosion werden ausdrücklich nicht berücksichtigt.

Bei der Ableitung der Emissionsfaktoren muss gesichert sein, dass entsprechende "Aktivitätsraten" (z.B. Baustellenanzahl, genutzte Landwirtschaftliche Flächen, gefahrene Kilometer) zur Ermittlung der Gesamtemissionen vorliegen. Dazu wurden vom Projektteam in Zusammenarbeit mit dem Auftraggeber die entsprechenden Statistiken gesichtet. Diese Randbedingung hat zur Folge, dass für einige Bereiche Vereinfachungen bei der Ableitung der Emissionsfaktoren gemacht werden müssen.

Für folgende Aktivitäten werden in dieser Studie Emissionsfaktoren abgeleitet:

- Fahrten zum Feld (Straßen und Feldwege),
- für die Arbeit auf dem Feld (Bodenbearbeitung und Ernte) und
- die Arbeit auf der Baustellen

Auf Basis der Datenbanken des IFEU, eigenen Studien sowie einer Recherche in entsprechenden Publikationen sowie im Internet werden verschiedene Ansätze und Grundlagendaten dargestellt und die für das Emissionskataster vorgeschlagenen Emissionsfaktoren abgeleitet.

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> "Im Vergleich zu Punktquellen ist es aufgrund von verschiedenen Einflussfaktoren (räumliche Ausdehnung der Quelle, starke Schwankungen der Emissionen, Abhängigkeit von meteorologischen Bedingungen usw.) schwierig und sehr aufwendig, diffuse Staubemissionen messtechnisch in den Griff zu bekommen" (/Winiwarter 2001/).

#### 2 Landwirtschaft

In der Landwirtschaft entstehen Aufwirbelungs- und Abriebsemissionen bei einer Vielzahl von Prozessen. Der Fokus unserer Arbeiten liegt beim Einsatz von mobilen landwirtschaftlichen Maschinen (v. a. Zugmaschinen und Mähdrescher). Dabei wird unterschieden zwischen Fahrten der Fahrzeuge zum Feld und der eigentlichen Arbeit auf dem Feld.

Bei der Fahrt zum Feld werden die Fahrten auf befestigten Straßen von den Fahrten auf unbefestigten Feldwegen unterschieden. Bei der Fahrt auf Feldwegen dominieren die Aufwirbelungsemission, während auf der Straße eher die Abriebsemissionen von Bedeutung sind. Da für Sachsen Fahrleistungsdaten für die Fahrten von landwirtschaftlichen Fahrzeugen abgeleitet werden konnten, wird für die Berechnung der Emissionen ein auf die Fahrleistung bezogenen Emissionsfaktor (g/km) abgeleitet.

Bei der Feldarbeit werden die Prozesse Bodenbearbeitung und Ernte unterschieden. Es wird ein Emissionsfaktor in g/ha landwirtschaftlicher Nutzfläche ermittelt. Eine Unterscheidung nach Nutzungsarten ist wegen der Datenlage nicht möglich. Damit beziehen sich die Emissionsfaktoren auf durchschnittliche Vorgänge.

## 2.1 Nutzung von Straßen und unbefestigten Feldwegen

Es werden Abriebsprozesse (Reifen-, Brems-, Kupplungs- und Straßenabrieb) sowie die Aufwirbelung von Partikeln betrachtet und entsprechende Emissionsfaktoren in g/km abgeleitet. Dabei wird zwischen Straßen und unbefestigten Feldwegen unterschieden. Da die Staubemissionen durch die Nutzung von Straßen auch beim Straßenverkehr ausführlich behandelt werden, liegt der Schwerpunkt hier auf der Nutzung von unbefestigten Feldwegen.

#### 2.1.1 Nutzung von Straßen

Es wird, analog dem Vorgehen bei den anderen Fahrzeugen, unterschieden in Emissionen durch Reifen-, Brems- und Kupplungsabrieb und sonstige Emissionen (z.B. Aufwirbelung).

#### Reifen-, Brems- und Kupplungsabrieb

In /BUWAL 2000/ werden Partikel Emissionsfaktoren für Reifen-, Brems- und Kupplungsabrieb bei landwirtschaftlichen Maschine in g/Betriebsstunde angegeben. Der Anteil von  $PM_{2,5}$  beim Reifenabrieb wurde nach /KLIMONT 2002/ mit 5 % von  $PM_{10}$  bestimmt, für den Bremsabrieb wurde ein Anteil von etwa 31 % nach /KLIMONT 2002/ angenommen. Der Anteil von  $PM_{2,5}$  bei Kupplungsabrieb wurde in /IFEU 2003/ mit 50 % von  $PM_{10}$  abgeschätzt und wird hier übernommen.

Um die Kompatibilität mit den übrigen Emissionsfaktoren für die Nutzung von Straßen und Feldwegen zu gewährleisten, werden die Emissionsfaktoren vom /BUWAL 2000/ in g/ km umgerechnet werden. Dabei wird eine durchschnittliche Geschwindigkeit von 21 km/h angenommen (Tab. 1).

Tab. 1: Emissionsfaktoren für Reifen-, Brems- und Kupplungsabrieb auf Straßen (mg/km)

	РМ	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
Reifenabrieb	626	56	3
Bremsenabrieb	31	31	10
Kupplungsabrieb	2	2	1
Summe	659	89	14
Quelle: IFEU nach /BUWAL 2000/	IFEU 2004		

Die Summe der Reifen-, Brems- und Kupplungsemissionen stimmt bei PM<sub>10</sub> auch gut mit den Daten von /CORINAIR 2003/ für den Brems- und Reifenabrieb bei LKW unter 40km/h und mit 50% Belastungsgrad überein. Hier werden 91 mg/ km angegeben.

#### Straße und Rest

Darunter werden die Emissionen verstanden, die nicht den oben aufgeführten Abriebsemissionen zuzuordnen sind. Ein Vorschlag zur Berechnung der Emissionen von Partikeln durch die Nutzung von Straßen wird im Arbeitsteil des Büros Lohmeyer dargestellt und ausführlich dokumentiert. Da bei den Aufwirbelungsemissionen keine prinzipiellen Unterschiede zwischen schweren Lkw und landwirtschaftlichen Fahrzeugen auftreten dürften wird wegen der fehlenden Datengrundlagen für landwirtschaftliche Fahrzeuge die Methodik übernommen. Dabei wird vorgeschlagen, die Emissionsfaktoren für die Situation "LSA 2" zu übernehmen.

## 2.1.2 Nutzung von unbefestigten Feldwegen

Es liegen zwei Ansätze zur Berechnung der PM-Emissionen bei der Nutzung vor, die für die Nutzung von Feldwegen angewandt und verglichen werden

#### a) EPA 1998

Wegen des geringen Anteils der anderen Quellengruppen (Reifen-, Bremsen und Kupplungsabrieb) werden bei der Nutzung von Feldwegen durch Schlepper nur die Aufwirbelungsemissionen als Summe ausgewiesen /U.S.-EPA 1998a/. Die Berechnung der Emissionen erfolgt nach:

EF [g/km] = 
$$k * 5.9 * (s/12) * (v/30) * (m/3)^{0.7} * (w/4)^{0.5} * (365-p/365) * 281,9$$

- s: Schluffgehalt [%]
- v: Geschwindigkeit [mph]
- m: Fahrzeuggewicht [t]
- w: Räderanzahl
- p: Anzahl Regentage

#### b) Gilles 2003

Auf Basis umfangreicher Messungen an unbefestigten Straßen und einer Vielzahl von Fahrzeugen wurde von /Gillies 2003/ eine Regressionsformeln abgeleitet. Für schwere Fahrzeuge wie z. B. einen GMC 5500 Truck, lassen sich die PM10 Emissionen berechnen als:

	EF [g PM₁₀/km] = 19,01 ∗ v
vGeschwindigkeit [km/h]	

#### Vergleich der Ansätze

Zum Vergleich der beiden Ansätze wurden Werte für die vorkommenden Parameter ermittelt (Tab. 2).

Tab. 2: Annahmen zur Berechnung des Emissionsfaktors bei der Feldwegenutzung

Parameter	Wert	Quelle
Schluffgehalt s	18 %	/ARB 1997a/
Fahrzeuggeschwindigkeit v	5 km/h	eigene Annahme
Fahrzeuggewicht m	5 t	eigene Annahme
Räderanzahl w	4	eigene Annahme
Tage mit Niederschlag > 0,254mm/m <sup>2</sup>	77	IFEU-Auswertung <sup>2</sup>
К	PM=1; PM <sub>10</sub> =0,36; PM <sub>2,5</sub> =0,095	/U.SEPA 1998a/
		IFEU 2004

\_

Es wurden die Tageswerte des Deutschen Wetterdienstes /DWD 2002/ ausgewertet (1.1.1991 bis 30.9.2002). Im betrachteten Zeitraum waren jährlich durchschnittlich 77 Tage mit mehr als 0,254 mm Niederschlag zu verzeichnen.

<u>IFEU Heidelberg</u> Seite 5

Die beiden Ansätze zeigen eine gute Übereinstimmung der Emissionsfaktoren. Für das Emissionskataster Sachsen übernehmen wir – wegen der Möglichkeit zu höherer Differenzierung und der breiten Akzeptanz der Datenquelle – die Emissionsfaktoren der EPA.

Tab. 3: Emissionsfaktoren für Aufwirbelung auf Feldwegen (g/km)

	Grundlage	PM	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>	
Feldwegnutzung	/U.SEPA 1998a/	292	105	27,7	
	/Gillies 2003/	264	95	25	
Anmerkung: Bei Unterstellung der Annahmen in Tab. 2 IFEU					

# 2.1.3 Zusammenfassung der Emissionsfaktoren für die Nutzung von Straßen und unbefestigten Feldwegen

Die Emissionsfaktoren bei der Nutzung von unbefestigten Feldwegen liegen über 100mal höher als bei befestigten Straßen.

Tab. 4: Emissionsfaktoren der Nutzung von befestigten Straßen und unbefestigten Feldwegen (g/km)

	PM	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>	Quelle
	Befesti	gte Straßen		
Reifen-, Brems- und Kupplungsabrieb	0,66	0,09	0,013	/BUWAL 2000/
Abriebe und Aufwirbelung für IO_LSA2		0,6		/Lohmeyer 2004/
	Unbefesti	gte Feldwege		
Aufwirbelung	292	105	27,7	/U.SEPA 1998a/
IFEU 2004				

#### 2.2 Feldarbeit

Bei der Feldarbeit wird unterschieden zwischen Bodenbearbeitung, Ernte und anderen Vorgängen (Aussaat, Düngerausbringung, etc.). Die Prozesse, die mit der größten Menge von Partikelemissionen verbunden sind, sind dabei die Bodenbearbeitung sowie die Ernte. Andere Prozesse wie z. B. die Düngerausbringung haben weniger Einfluss auf den Boden sowohl wegen der Art des Vorganges als auch auf Grund der größeren Arbeitsbreiten<sup>3</sup>. Zudem werden einige dieser Vorgänge auf bereits bewachsenen Feldern durchgeführt, so dass durch den geschlossenen Bewuchs weniger Aufwirbelung entsteht. Aus diesen Gründen werden hier nur Emissionsfaktoren für die Arbeitsvorgänge Bodenbearbeitung und Ernte abgeleitet.

## 2.2.1 Bodenbearbeitung

Es werden Emissionsfaktoren auf Basis einer Formel des "Air Ressources Board" von Kalifornien sowie Konzentrationsmessungen während der Bodenbearbeitung ermittelt und der Annahme einer gewöhnlichen Feldwegenutzung gegenübergestellt.

#### **Emissionsfaktor nach CARB**

In /ARB 1997a/ wird für die Ermittlung der PM-Emissionen für die Bodenbearbeitung folgende Formel angeben:

$$EF [g/ha] = k * 4.8 * s0.6 * 1.121$$

s: Schluffgehalt [%]

k: Konstante

Diese Formel gilt für die durchschnittlichen Anteile der unterschiedlichen Fruchtarten, wie sie in Kalifornien angebaut werden. Eine weitere Unterscheidung wird nicht vorgenommen. Die CARB-Formel wird auf Grund unterschiedlicher klimatischer Verhältnisse (Kalifornien) als nicht direkt übertragbar auf mitteleuropäische Bedingungen gesehen. Analog den Annahmen bei der Bauwirtschaft wird angenommen, dass die Emissionen in Europa bei 50% der Ursprungsannahmen liegen.

Zur Ermittlung eines hektarbezogenen Emissionsfaktors für 1-malige Bodenbearbeitung werden folgende Annahmen getroffen: k wird mit 0,148 für  $PM_{10}$  beziffert und der Schluffgehalt s wird mit 18% angenommen (/ARB 1997a/). Die Anteile von  $PM_{2,5}$  und  $PM_{10}$  an PM werden mit 10,1 % und 45,4 % veranschlagt (/ARB 2000/).

Tab. 5: Emissionsfaktoren für die Bodenbearbeitung (g/ha/a)

	PM	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
Originalformel mit IFEU-Annahmen	9.900	4.500	1.000
Anpassung Europa	4.450	2.250	500
Quelle: /ARB 1997a/			IFEU 2004

So führt eine 5 x so hohe Arbeitsbreite bei der Düngerausbringung im Vergleich zur Bodenbearbeitung (/IFEU 2003/) dazu, dass die Gesamtlänge der Fahrt auf der bearbeiteten Fläche auf 20% sinkt und damit auch die direkt verursachten Emissionen.

#### Berechnung der Emissionen über Frachten

In verschiedenen Studien wird die gemessene Konzentration von Partikeln bei bzw. nahe landwirtschaftlicher Feldarbeiten angegeben (Tab. 6). Mit Hilfe von Annahmen zur Größe des Luftpaketes, in der die gemessene Konzentration herrscht, können die Emissionen für die Bodenbearbeitung abgeschätzt werden.

Tab. 6: Konzentration von Partikeln nahe landwirtschaftlicher Bodenbearbeitung (mg/m³)

Quelle	PM	PM <sub>10</sub>	PM <sub>4</sub>	Land	Bemerkung			
а	40			Deutschland	Mittlere Konz. in Höhe des Traktorfahrers			
b			0,3 - 10	Kalifornien	Probenahme unterhalb 1 m Höhe			
С	9,3 - 160	0,4 - 8,6	0,1 - 1	Kalifornien				
d 100, 150 Schweden Mittlere Konzentration an 2 Punkten außerhalb des Traktors								
Quellen	Quellen: a /Batel 1979/, b /Clausnitzer 1996/,							

c /Nieuwenhuijsen 1998/, d /Norén 1985/

IFEU 2004

Zur Berechnung dieser Emissionen sind die Werte von /Batel 1979/ für Deutschland am geeignetsten, da diese unter den hier herrschenden klimatischen Bedingungen gemessen wurden. Zur Abschätzung von Emissionsfaktoren wird angenommen, dass die gesamte im Luftpaket enthaltene Partikelmenge durch die Bodenbearbeitung emittiert wird (Annahmen: 3 m Höhe des Luftpakets, also 30.000 m³ pro ha). Es ergibt sich daher ein Emissionsfaktor für PM von 1.200g/ha. Die Anteile von  $PM_{2,5}$  und  $PM_{10}$  werden analog zu den Berechnungen über Emissionsfaktoren (s.o.) nach /ARB 2000/ mit 10,1 % und 45,4 % angenommen.

Tab. 7: Emissionsfaktoren nach Frachten (g/ha/a)

	РМ	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
Emissionsfaktor	1.200	545	121
Quelle: IFEU 2003 nach /B	atel 1979/		IFEU 2004

## Vergleich und Auswahl der Emissionsfaktoren Bodenbearbeitung

In Tab. 8 werden die hier abgeleiteten Emissionsfaktoren für die Bodenbearbeitung gegenübergestellt. Zusätzlich werden Emissionsfaktoren bei der Nutzung von unbefestigten Feldwegen auf der Basis der Emissionsfaktoren in Tab. 4 dargestellt. Dabei wird angenommen, dass das Fahrzeug eine Arbeitsbreite von 4 m hat, so das bei einem Bodenbearbeitungsvorgang eine Fahrstrecke von 2,5 km/ha zurückgelegt werden muss (/IFEU 2003/).

Tab. 8: Vergleich der Emissionsfaktoren für die Bodenbearbeitung (g/ha/a)

	PM	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>	Quelle
ARB-Formel	9.900	4.500	1.000	/ARB 1997/
ARB-Formel angepasst	4.450	2.250	500	/ARB 1997/
Frachtenansatz	1.200	545	121	/Batel 1979/
Vergleich: Feldwegenutzung	730	260	70	/US EPA 1998a/
	•			IFEU 2004

Alle Werte liegen bei PM in der gleichen Größenordnung. Obwohl dem Befahren von Feldwegen völlig andere Vorgänge zu Grunde liegen als der Bodenbearbeitung, liegen die Werte sehr nah beieinander. Dabei könnten sich z.B. die höheren Einwirkungen bei der Bodenbearbeitung mit der geringeren Feuchte auf den Feldwegen ausgleichen. Zudem ist auch noch zu berücksichtigen, dass die meteorologischen Bedingungen in den USA und Deutschland sehr unterschiedlich sein können. Für die Berechnungen für das Emissionskataster Sachsen legen wir den Emissionsfaktor aus dem "Frachtenansatz" zu Grunde.

Die für die Bodenbearbeitung berechneten Partikelemissionen können jedoch nur als eine erste grobe Einschätzung betrachtet werden, die berechnete Partikelemission ist abhängig von verschiedenen Faktoren, wie zum Beispiel der angenommenen Höhe der Emissionsfahne und dem Anteil des tatsächlich von der Fläche emittierten Materials. Auch die Witterungsbedingungen bei der Messung der Partikelkonzentration weisen einen großen Einfluss auf die gemessenen Konzentrationen auf (/NIEUWENHUIJSEN 1998b/).

#### 2.2.2 Ernte

#### Berechnung der Emissionen über Emissionsfaktoren nach EPA

In /U.S.-EPA 1980/ werden Emissionsfaktoren für Partikelemissionen (Partikel < 7μm) für verschiedene Teilprozesse bei der Weizen- und Hirseernte pro ha und Jahr angegeben (Tab. 9 & Tab. 10) angegeben. Dabei wird zwischen dem eigentlichen Erntevorgang durch Erntemaschinen, dem Beladen von Trucks mit der Ernte und dem Transport der Ernte auf dem Feld unterschieden. Den größten Anteil bei den Emissionen haben dabei die Erntemaschinen, dicht gefolgt vom Feldtransport, während die Emissionen bei der Beladung eine Größenordnung kleiner angegeben werden. Die Emissionsfaktoren für die Ernte von Hirse liegen etwa 4-5 mal höher als für die Ernte von Weizen. Zudem ist der Anteil der Erntemaschinen an den Emissionen bei Hirse Ernte deutlich höher als bei Weizen. Eine Annahme zu den Anteilen von PM<sub>7</sub> an PM wurde in dieser Quelle nicht getroffen und wird hier mit 20 % angenommen. Die Relationen zwischen den verschiedenen Größen der Partikel werden aus /ARB 2000/ übernommen(PM<sub>2,5</sub> bzw. PM<sub>10</sub> an PM zu 10,1 % bzw. 45,4 %).

Tab. 9: Emissionsfaktoren für Partikeln bei der Ernte von Weizen (g/ha/a)

Teilprozess	PM	PM <sub>10</sub>	PM <sub>7</sub>	PM <sub>2,5</sub>
Erntemaschine	8,50	3,86	1,70	0,856
Beladung	0,600	0,273	0,120	0,0604
Feldtransport	5,50	2,50	1,10	0,554
Summe	14,6	6,6	2.9	1,5
Quelle: /U.SEPA 1980/, e	IFEU 2004			

Tab. 10: Emissionsfaktoren für Partikeln bei der Ernte von Hirse (g/ha/a)

Teilprozess	PM	PM <sub>10</sub>	PM <sub>7</sub>	PM <sub>2,5</sub>
Erntemaschine	55,5	25,2	11,1	5,6
Beladung	1,1	0,50	0,22	0,1
Feldtransport	10,0	4,5	2,0	1,0
Summe	66,6	30,2	13,3	6,7
Quelle: /U.SEPA 1980/, e	IFEU 2004			

#### Berechnung der Emissionen über Frachten

Wie für die Bodenbearbeitung werden auch für die Erntevorgänge Emissionsfaktoren auf Basis der Partikelkonzentrationen abgeschätzt. Literaturangaben zur Konzentrationen von Partikeln bei bzw. nahe landwirtschaftlicher Erntearbeiten liegen für verschiedene Länder und Partikelarten vor. In Tab. 11 ist eine Auswahl zusammengefasst.

Tab. 11: Konzentration von Partikeln nahe landwirtschaftlicher Erntearbeiten (mg/m³)

Quelle	PM	PM <sub>10</sub>	PM <sub>4</sub>	Land	Bemerkung		
а	20			Deutschland	Mittlere Konz. in Höhe des Traktorfahrers		
b			1,0 - 5,6	Kalifornien			
С	c 2 – 10 England Masse von Pilzsporen						
Quellen: a	<b>Quellen</b> : a /Batel 1979/, b /Clausnitzer 1996/, c /Darke 1976/						

Der Berechnung der Emissionsfaktoren werden die Werte von /BATEL 1979/ zu Grunde gelegt. Analog dem Vorgehen bei der Ableitung der Faktoren zur Bodenbearbeitung wird angenommen, dass die gesamte im Luftpaket enthaltene Partikelmenge emittiert wird (Annahmen: 3 m Höhe des Luftpakets, also  $30.000~\text{m}^3$  pro ha). Die Emissionen gelten damit für einen Erntevorgang. Die Anteile von  $PM_{2,5}$  und  $PM_{10}$  werden analog zu den Berechnungen über Emissionsfaktoren (s.o.) nach /ARB 2000/ mit 10,1 % und 45,4 % angenommen.

Tab. 12: Emissionsfaktor für Erntearbeit (g/ha/a)

	РМ	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
Emissionsfaktor	600	272	61
Quelle: /BATEL 1979/			IFEU 2004

#### Vergleich und Auswahl der Faktoren für Ernteprozesse

Die über die Immissionskonzentration bei der Ernte bestimmten Emissionsfaktoren liegen um mehr als eine Zehnerpotenz höher als die durch die US-EPA angegebenen Faktoren. Die Unterschiede zur Emission bei der Bodenbearbeitung (Tab. 8) sind damit noch größer. Bei Messungen der Konzentrationen von Partikeln konnten solche großen Unterschiede zwischen Bodenbearbeitung und Ernte nicht festgestellt werden (/CLAUSNITZER 1996/, /LOUHELAINEN 1987b/, /NIEUWENHUIJSEN 1998a/). Zudem zeigt auch ein Vergleich mit der Feldwegenutzungsformel, bei der angenommen wird, dass das Feld ohne Arbeitsprozesse nur überfahren wird (mit einer höheren Geschwindigkeit!), dass die US-EPA-Werte sehr gering ausfallen, die Werte nach der Immissionskonzentrationsmethode sehr ähnlich sind.

Den Berechnungen für das Emissionskataster Sachsen werden die auf Basis der Immissionskonzentration abgeschätzten Werte zu Grunde gelegt. Wegen der vielen Unsicherheiten bei der Ableitung der Emissionsfaktoren und der lokal sehr unterschiedlichen Bedingungen kann dieser Faktor nur als Schätzwert mit hoher Unsicherheit bewertet werden.

Tab. 13: Vergleich der Emissionsfaktoren für die Ernte (g/ha/a)

Quelle	PM	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
/U.SEPA 1980/	14,6	6,6	1,5
/BATEL 1979/	600	272	61
Feldwegenutzung nach /US EPA 1998a/	730	260	70
			IFEU 2004

## 2.3 Zusammenfassung der Emissionsfaktoren für die Landwirtschaft

Für die Berechnung der landwirtschaftlichen Emissionen für das Emissionskataster Sachsen werden die Emissionsfaktoren für die Aktivitäten "Feldarbeit" und "Nutzung von Straßen und unbefestigten Feldwegen" zusammengefasst (Tab. 14).

Bei der Nutzung vorn Straßen und unbefestigten Feldwegen wird nicht zwischen den verschiedenen Quellgruppen (Reifenabrieb etc.) unterschieden, es dominierten die Aufwirbelungsemissionen. Nach Angaben des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie kann davon ausgegangen werden, dass in Sachsen die gleiche Fahrleistung von landwirtschaftlichen Fahrzeugen auf Straßen wie auf unbefestigten Feldwegen erbracht werden. Entsprechend werden die Faktoren gewichtet (/LFUG 2004/). Die Emissionsfaktoren geben also die jährlichen Emissionen in g pro gefahrenen km an unter der Annahme, dass 50% der Fahrleistung auf befestigen Straßen und 50% auf Feldwegen erfolgt.

Bei der Feldarbeit werden zwei Bodenbearbeitungsvorgänge und ein Erntevorgang pro Jahr im Durchschnitt angenommen (/LFUG 2004/). Bei anderen Arbeitsschritten wie Düngung, Pestizidausbringung, etc. sind weit geringere Emissionen zu erwarten, die Höhe der Emissionen wird als weit geringer als die Unsicherheiten auf Grund der obigen Annahmen geschätzt und deshalb hier nicht weiter berücksichtigt.

Tab. 14: Emissionsfaktoren für die Landwirtschaft (Zusammenfassung)

Landwirtschaft			
Feldarbeit (2x Bodenbearbeitung, 1 x Ernte)	Nutzung von Straßen und Feldwegen (50% Straßen, 50% Feldwege)		
3.000 g PM/ha/a			
1.362 g PM <sub>10</sub> /ha/a	53 g PM <sub>10</sub> / km		
302 g PM <sub>2,5</sub> /ha/a			
IFEU 20			

## 2.4 Beispielrechnung für die Landwirtschaft

Um eine Übersicht über die Anteile der Emissionen durch die Nutzung von Straßen und unbefestigten Feldwegen sowie der Feldarbeit zu erhalten, wird auf Basis von vorläufigen Zahlen eine erste Berechnung dieser Emissionen für Sachsen durchgeführt. Der Fokus liegt hier, wie auch in den übrigen Arbeiten für das Emissionskataster Sachsen, auf den PM<sub>10</sub> Emissionen

Laut Informationen des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (/LFUG 2004/) betrug 2002 die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche 919.294 ha. Darin enthalten sind jedoch auch Dauergrünland und sonstige Flächen die nicht bearbeitet werden. Die zu berücksichtigende Ackerfläche beträgt daher nur 725.149 ha.

Weiterhin beträgt die pro Arbeitsvorgang zurückgelegte Entfernung im Durchschnitt 0.17 km/ha (/LFUG 2004/). Bei 12,5 durchschnittlich jährlich durchgeführten Arbeitsvorgängen bedeutet das eine Gesamtfahrleistung von über 1,5 Mio km. Die Gesamtemissionen für Sachsen können nun unter Verwendung der in Tab. 14 aufgeführten Emissionsfaktoren abgeschätzt werden. Unter den gemachten Annahmen liegen die Emissionen aus der Feldarbeit ca. 10 x so hoch wie durch die Nutzung von Straßen und unbefestigten Feldwegen. Die Gesamtemissionen betragen demnach ca. 1000 t PM<sub>10</sub> pro im Jahr 2002. Die Feldarbeit leistet dabei den dominierenden Beitrag zu den Gesamtemissionen. Trotz der Berücksichtigung von 12,5 Arbeitsvorgänge bleibt die Fahrt zum Feld von untergeordneter Bedeutung.

Tab. 15: Beispielrechnung für Gesamtemissionen der Landwirtschaft

Feldarbeit						
Ackerfläche	Fraktion		Emissionsfaktor	Jährliche Emissionen (t)		
725.149ha	PM <sub>10</sub>		1.362 g/ha/a	988 t		
	Nutzung von Straßen und Feldwegen					
Ackerfläche	Aktivität	Fraktion	aktion Emissionsfaktor Jährliche Emis			
725.149ha	1.535.062km	PM <sub>10</sub>	53 g/ km	81 t		
	Ge	esamtemi	ssionen Landwirtsch	aft		
	PM <sub>10</sub>		,	1.069 t		
				IFEU 2004		

#### 3 Bauwirtschaft

Es werden Emissionsfaktoren für die nicht-auspuffbedingten Partikelemissionen, die durch Abrieb und Aufwirbelungen beim Betrieb mobiler Maschinen auf Baustellen entstehen, ermittelt sowie eine erste Abschätzung dieser Emissionen für Sachsen vorgenommen.

Bisher durchgeführte Studien zeigen, dass der Beitrag der Bauwirtschaft zu den Gesamtemissionen gering ist, aber lokal von hoher Bedeutung sein kann<sup>4</sup>: CEPMEIP (2002) schätzt den Anteil dieser Emissionen in Europa unter 1%; APEG (1999) schätzt den Anteil für Großbritannien auf ca. 1,3% bei TSP und PM10, und auf etwa 0,2 Prozent bei PM<sub>2.5</sub> (zitiert in /Klimont 2002/). Wegen der geringen Anteile wurden deshalb bisher kaum Analysen zur Ermittlung von für Emissionskataster anwendbaren Faktoren durchgeführt. Um die Emissionen bei Baustellenarbeiten in ein Emissionskataster zu integrierten, werden zwei verschiedene Ansätze vorgestellt:

- Die EPA (/ARB 1997b/) bezieht die Emissionen auf die Baustellenfläche und Baudauer
- In einem Europäischen Programm zur Unterstützung von Emissionsinventaren (/CEPMEIP 2002/) werden die Emissionen direkt auf die bebaute Fläche bezogen

Weiterhin existieren noch Ansätze, die die Emissionen einzelner Aktivitäten auf den Baustellen bilanzieren. Dieser Ansatz scheint für ein großräumiges Emissionskataster allerdings wenig praktikabel.

## 3.1 Flächenabhängige Emissionsfaktoren

Hier werden vor allem zwei Quellen ausgewertet und miteinander verglichen. Diese beiden Quellen werden auch von anderen Emissionskatastern, z.T. modifiziert, verwendet.

#### **EPA 2004**

Von der U.S.-EPA kommt wohl die umfangreichste und am häufigsten zitierte Darstellung, deren Anfänge bis in 1970er Jahre zurückreichen<sup>5</sup>. Die von der EPA angegebenen Emissionsfaktoren gelten jeweils für einen Monat Bautätigkeit auf einem Hektar Baufläche. Dabei wird angenommen, "dass die Staubemissionen direkt mit der von der Bautätigkeit betroffenen Fläche zusammenhängen" (/ARB 1997c/).

Schwerer Bautätigkeit ("Heavy Construction") im Straßenbau ("Building and road construction are 2 examples of construction activities with high emissions potential. Emissions during the construction of a building or road can be associated with land

Es wird unterschieden zwischen

clearing, drilling and blasting, ground excavation, cut and fill operations (i.e., earth moving), and construction of a particular facility itself' /U.S.-EPA 1998b/).

<sup>&</sup>quot;Although construction activities might be an important source of coarse particles locally, the overall contribution to total PM is relatively low" (/Klimont 2002/).

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup> "The background document for AP-42, "Heavy Construction Activities," notes that the section remained unchanged from its original publication in 1975 for approximately 20 years because no new data had become available during that time" (/U.S.-EPA 2001b/). EPA AP42

 Wohnungsbau ("Residential Construction"), differenziert nach (Ein-bzw. Zweifamilienhäusern) "Housing" und (Wohnanlagen) "Apartment".

 Besonders intensive Bautätigkeit ("Worst Case"): Damit sind besonders Bauarbeiten mit starken Erdbewegungen gemeint (/ARB 1997c/)

Die höchsten flächenbezogenen Werte werden bei den besonders intensiven Bauarbeiten angeben, danach folgen die schwere Bautätigkeit sowie der Bau von Wohnanlagen und Häusern. Je nach Datenlage wird auch ein Faktor, wie z.B. der Wert für Wohnanlagen als durchschnittlicher Wert für alle Bautätigkeiten (u. a. auch Straßenbau) verwendet (/ARB 2003/).

Für die Anteile  $PM_{2,5}$  an  $PM_{10}$  und  $PM_{10}$  an PM werden nach /U.S.-EPA 2001a/ jeweils 20% angenommen. Die flächenabhängigen Emissionsfaktoren sind in Tab. 16 aufgelistet.

Bautätigkeit	PM	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
"Heavy Construction"	2,69	0,54	0,11
"Homes"	0,35	0,07	0,014
"Apartments"	1,25	0,25	0,05
"Worst Case"	4,70	0,94	0,19
Quelle: /ARB 1997b/ & /U.SEPA 2001a/ IFEU 2004			

Tab. 16: EPA Emissionsfaktoren für Baustellenemissionen (t/ha/Monat)

Die Faktoren gelten für semiarides Klima und sind damit nur bedingt auf europäische bzw. sächsische Verhältnisse anzuwenden. Trotzdem wird dieser Faktor für verschiedene europäischen Studien verwendet (/Winiwarter 2001/, /Klimont 2002/).

In der österreichischen Emissionsinventur für Staub (/Winiwarter 2001/) wird ein Emissionsfaktor der EPA für das gesamte Bauwesen ("Heavy Construction") verwendet, weil "...aufgrund der Projektdauer nicht die einzelnen Arbeitsvorgänge auf einer Baustelle, die diffusen Staub verursachen, erhoben werden konnten".

Auch vom /BUWAL 2001/ wird der gleiche Faktor u.a. für den Straßenbau vorgeschlagen: "Beim Bau eines großen Einkaufszentrums wurde ein Emissionsfaktor von 2,69 t TSP pro Hektare und Monat der Bauaktivität abgeschätzt. Dieser Wert kann für eine erste grobe Abschätzung der Gesamtemissionen von Baustellen verwendet werde."

Der Bericht der "Airborne Particles Expert Group" (/APEG 1999/) stützt seinen Emissionsfaktor ebenfalls auf die Daten der EPA, adaptiert diese aber für die britischen Bedingungen: "The emissions are expected to be lower for the wetter UK climate, by around 50% based on the average number of days with rain each year in the UK."

#### **CEPMEIP**

Das CEPMEIP Projekt ("Co-ordinated European Programme on Particulate Matter Emission Inventories, Projections and Guidance") ist zur Unterstützung von Experten im Bereich von Emissionsberichterstattungen initiiert worden. Dazu wurde ein Überblick über die Bestimmungsmethoden für Partikel erstellt. Diese wurden dann in einem europäischen Emissionsinventar für das Bezugsjahr 1995 angewendet. Die Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren sind über die Internet Seite des Projektes (/CEPMEIP 2002/) verfügbar.

Die CEPMEIP Datenbank gibt Emissionsfaktoren für die Bautätigkeit für Wohngebäude ("Dwellings") und andere infrastrukturelle Bautätigkeiten ("Utilities") an. Der Emissionsfaktor bezieht sich dabei auf die bebaute Grundfläche. Diese Faktoren fließen auch in das RAINS Modell (/Klimont 2002/) ein.

	PM	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
Wohngebäude	215,15	107,57	10,75
Infrastruktur (Utilities)	122,68	61,34	6,13
Quelle: /CEPMEIP 2002/	•		IFEU 2004

Tab. 17: Emissionsfaktoren für Bautätigkeit nach CEPMEIP (kg/1000m² bebaute Fläche)

## 3.2 Aktivitätsspezifische Emissionsfaktoren

#### **U.S.-EPA**

Auch wenn der flächenabhängige Emissionsfaktor eine gute und vor allem schnelle Abschätzung der Emissionen erlaubt, kann er kaum auf eine einzelne spezifische Baustelle angewandt werden. Dazu können auch aktivitätsspezifische Faktoren herangezogen werden: "To at least partially address shortcomings in the AP-42 estimation method for specific sites, a 1993 update 1 supplemented the single-valued factor given above with a "unit operation" approach. Under this approach, construction activities could be broken down into generic operations (such as truck travel over an unpaved surface, site preparation by graders or scrapers, or truck loading/dumping) and emissions from the generic operations could be estimated on the basis of factors in other sections of AP-42" (/U.S.-EPA 2001b/). Diese Methode hat jedoch verschiedene Nachteile:

- Viele Faktoren müssen aus anderen Bereichen adaptiert werden. Dort werden die Maschinen jedoch häufig anders eingesetzt.
- In den Messungen konnte häufig nicht eine einzelne Quelle vollständig isoliert betrachtet werden.
- Der Datensatz verwendet keine einheitliche Aktivitätsgrundlage.

Eine direkte Anwendung dieser Datensätze erscheint daher problematisch. Bei den Aktivitäten werden von der U.S.-EPA "site preparation" und "general construction" unterschieden. Die Emissionsfaktoren müssen dabei auch noch über verschiedene Hintergrunddaten (z.B. Feuchtegehalt des Materials) individuell berechnet werden.

Aus diesen Werten lassen sich aber auch baustellenspezifische Werte ableiten. Für den Straßenbau gilt z. B.: "The bulk of the operations observed were site preparation related activities. The observed activity data were then combined with operation

specific emission factors provided in U.S. EPA's AP-42 (5<sup>th</sup> Edition) document to produce site emissions estimates" (/ARB 1997c/). Daraus ergibt sich ein Emissionsfaktor der er auch für Apartments (s.o.) verwendet und als durchschnittlicher Emissionsfaktor für die Mehrzahl der Bautätigkeiten empfohlen wird (/ARB 1997b/).

#### BUWAL u. a.

Für Arbeiten auf der Baustelle werden in /BUWAL 2000/ PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren für den mechanischen Abrieb auf Baustellen abgeleitet. Die Faktoren sind in g/h angegeben (Tab. 10). Eine derart differenzierte Erfassung der in Sachsen eingesetzten Maschinenbestände und deren Betriebsstunden wird aber schwer durchführbar sein. Diese Faktoren werden auch von /IER 2003/ zitiert und verwendet.

Tab. 18: BUWAL Emis	sionsfaktoren fü	ir Baustellenarbeit	(g/h)
---------------------	------------------	---------------------	-------

Abrieb	Emissionsfaktor (g PM <sub>10</sub> /h)
Reifenabrieb	2,93
Fahrwerkabrieb bei Baggern	5
Schaufelabrieb	7,5
Quelle: /BUWAL 2000/	IFEU 2004

Auch in der österreichischen Emissionsinventur für Staub (/Winiwarter 2001/) wird auf aktivitätsabhängige Emissionsfaktoren, vor allem auf die Gleichungen des VDI (s.u.) für Schüttgut, hingewiesen. Diese "...können für vergleichbare Arbeitsvorgänge auf Baustellen herangezogen werden" /Winiwarter 2001/. Als Prozesse werden vom VDI dabei die

- Lagerung auf freier Haldenoberfläche, der
- Umschlagvorgang und der
- Transportvorgang

unterschieden. In die Berechnung der Emissionen fließen dabei differenzierte Größen wie die Windgeschwindigkeit, die Materialfeuchte, der Böschungswinkel etc. ein. Daher sind auch diese Gleichungen für eine Einbindung in das Emissionskataster nur wenig geeignet.

#### 3.3 Zusammenfassung der Emissionsfaktoren für die Bauwirtschaft

Zunächst werden die flächenabhängigen Emissionsfaktoren nach CEPMEIP denen der EPA gegenübergestellt. Analog zu /APEG 1999/ wird vorgeschlagen aufgrund des feuchteren Klimas in Deutschland nur 50% der in Tab. 16 aufgeführten Emissionsfaktoren zu verwenden. Für einen Vergleich bietet sich an, die EPA Faktoren mit der durchschnittlichen Bauzeit pro Hektar umzurechnen. Hier wurde für Wohngebäude eine Bauzeit von 9 Monaten pro Hektar angenommen. Dieser Werte stimmt etwa mit den von der EPA angegebenen Werte für den Zeitaufwand beim Bau von Häusern und Apartments überein. Im Straßenbau existieren Baustellen zwar häufig über einen längeren Zeitraum, sind jedoch nicht über die komplette Länge kontinuierlich Gegenstand von aktiven Bauarbeiten. Für den Straßenbau wurde 1 daher Monat Bauzeit angenommen.

Quelle	PM	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>	
EPA Häuser*	1,58	0,32	0,06	
EPA Apartments*	5,63	1,13	0,23	
EPA Straßenbau*	1,35	0,27	0,06	
CEPMEIP Wohngebäude	2,15	1,08	0,11	
CEPMEIP Infrastruktur	1,23	0,61	0,06	
* Annahme Bauzeit: Wohngebäude 9 Monate; Straßenbau 1 Monat IFEU 2004				

Tab. 19: Vergleich von Emissionsfaktoren für Bautätigkeit (t/ha bebaute Fläche)

Die PM Emissionsfaktoren liegen sowohl beim Vergleich Straßenbau-Infrastruktur als auch bei Häuser/Apartments-Wohngebäude in einer ähnlichen Größenordnung. Der EPA PM Emissionsfaktor für Apartments ist jedoch besonders hoch. Weiterhin ist zu Bedenken, dass der PM<sub>10</sub> Anteil an PM bei den CEPMEIP Werten mit 50% deutlich höher abgeschätzt wurde als bei den EPA Werten. Da die EPA Emissionsfaktoren differenziert nach

- Baustellenfläche,
- Baustellentyp und
- Baustellendauer

vorliegen und auch in einigen anderen Studien verwendet werden (/Winiwarter 2001/, /APEG 1999/) sollte ihnen, der Vorzug gegeben werden. Baustellenfläche und Baudauer sollten als Aktivitätsdaten vorliegen.

Der Emissionsfaktor "Homes" wird für Ein- und Zweifamilienhäuser verwendet, während der Emissionsfaktor "Apartments" sowohl für Mehrfamilienhäuser, als auch Nichtwohngebäude verwendet wird. Es wird also davon ausgegangen, dass sich die Bauvorgänge für Betriebs-, Anstalts-, Büro- und Verwaltungsgebäude, etc. nicht wesentlich von den Bauvorgängen beim Wohnungsbau unterscheiden. Für den Straßenbau sollte dann der Emissionsfaktor "Heavy Construction verwendet werden.

EPA Beschreibung IFEU Verwendung		PM	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>	
"Heavy Construction"	Straßenbau	1,345	0,270	0,055	
"Homes"	Ein- & Zweifamilienhäuser	0,175	0,035	0,007	
"Apartments"	Mehrfamilienhäuser & Nichtwohngebäude	0,625	0,125	0,025	
Quelle: /ARB 1997b/					

#### 3.4 Beispielrechnung für die Bauwirtschaft

Aktivitätsdaten zur Bauwirtschaft (bebaute Fläche, Rauminhalt) können den Baufertigungsstatistiken des "Statistischen Landesamtes des Freistaates Sachsen" (/Sachsen 2004/) entnommen werden.

Zur Ermittlung der Emissionen wird angenommen, dass die Zeit der aktiven Bautätigkeit etwa 80% der in der Statistik angegebenen Abwicklungsdauer beträgt. Überschreitet die Bautätigkeit einer Kategorie eine Dauer von 12 Monaten, so wird diese Baudauer trotzdem dem Bezugsjahr zugeordnet. Bei der Annahme einer nahezu

konstanten Bautätigkeit werden somit die in den Vorjahren begonnenen Baustellenarbeiten berücksichtigt.

Die Baustellenflächen für Wohngebäude wurden nach einer Recherche im Internet und Expertenmeinungen abgeschätzt. Bei den Nichtwohngebäuden kann der Rauminhalt der Statistik entnommen werden. Die Baustellenfläche wird daher unter Annahme einer durchschnittlichen Gebäudehöhe von 10 Metern berechnet. Für alle Gebäudetypen wird angenommen, dass die Baustellenfläche (also die beeinträchtigte Fläche) 120% der Gebäudegrundfläche, beträgt.

Beim Straßenbau werden nur die neugebauten Strecken berücksichtigt, da bei Ausbesserungen in der Regel schon eine geschlossene Asphaltdecke vorhanden ist und daher nur wenig Aufwirbelungen entstehen. Insgesamt wurde das überörtliche Straßennetz jährlich um etwa 40 km erweitert. Dabei wird jeweils eine Baustellenbreite von 5 m auf Staats- und Kreisstraßen und 10 m auf Bundesautobahnen und Bundesstraßen angenommen. Die Baustellendauer wird vom /LFUG 2004/ mit 4 Jahren für Bundesautobahnen und 2 Jahren für die übrigen Straßentypen angegeben. Während dieser Zeit werden jedoch nicht auf der gesamten Streckenlänge konstante Bauaktivitäten durchgeführt werden. Daher wird die eigentliche Bauaktivität pro Straßenabschnitt vereinfachend auf einen Monat geschätzt.

Tab. 21: Straßenneubaulängen in Sachsen

Straßentyp	Neubaulängen pro Jahr			
Bundesautobahnen	10 km			
Bundesstraßen	13 km			
Staatsstraßen	12 km			
Kreisstraßen	5 km			
Quelle: /LFUG 2004/	IFEU 2004			

Die Nichtwohngebäude und der Straßenbau dominieren die Gesamtemissionen während unter den Wohngebäuden die Einfamilienhäuser den größten Anteil haben. Gegenüber den Ergebnissen für die Landwirtschaft zeigen die Berechnungen für die Bauwirtschaft deutlich geringere Emissionen.

Tab. 22: Beispielrechnung für Gesamtemissionen der Bauwirtschaft

Gebäudetyp	Baustellenfläche/	Abwicklungsdauer	Anzahl	Emissionen (t)		n (t)
	Rauminhalt			PM	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
Einfamilienhäuser	100 m <sup>2</sup>	15 Monate	4832	122 t	24 t	5 t
Zweifamilienhäuser	120 m <sup>2</sup>	18 Monate	1324	24 t	5 t	1 t
Mehrfamilienhäuser	200 m <sup>2</sup>	21 Monate	1572	55 t	11 t	2 t
Wohnheime	400 m <sup>2</sup>	24 Monate	105	5 t	1 t	0.2 t
Summe Wohngebäude				206 t	41 t	8.2 t
Nichtwohngebäude	7.308.000 m <sup>3</sup>	15 Monate		658 t	82 t	2 t
Straßenbau	2.500.000 m <sup>2</sup>	1 Monat		85 t	17 t	3 t
Summe (alle Baustellentypen)				948	140	14
Quelle: /Sachsen 2004/, eigene Annahmen				IFEU 2004		

## 4 Zusammenfassung

Die auf der Basis von landesspezifischen Aktivitätsdaten ermittelten PM<sub>10</sub> Emissionen durch Aufwirbelung und Abrieb aus der Landwirtschaft liegen über 5x so hoch wie die berücksichtigten Emissionen aus der Bauwirtschaft (Abb. 1).

Die Baustellenfläche ist im Vergleich zur landwirtschaftlichen Nutzfläche äußerst gering. Dass die Bauwirtschaft im Bereich der Gesamtemissionen trotzdem noch von Bedeutung ist, liegt an den kontinuierlichen Aktivitäten im Bereich der Bauwirtschaft. Während Vorgänge wie Bodenbearbeitung und Ernte pro Jahr und Hektar wenige Stunden Zeit in Anspruch nehmen, wird auf einer Baustelle monatlich während der aktiven Bautätigkeit pro Monat viele Dutzend Stunden mit Baumaschinen gearbeitet.

In der Bauwirtschaft dominieren die Emissionen durch für Bauarbeiten Nichtwohngebäude, während der Landwirtschaft der bei die Prozesse Bodenbearbeitung klar im Vordergrund stehen.

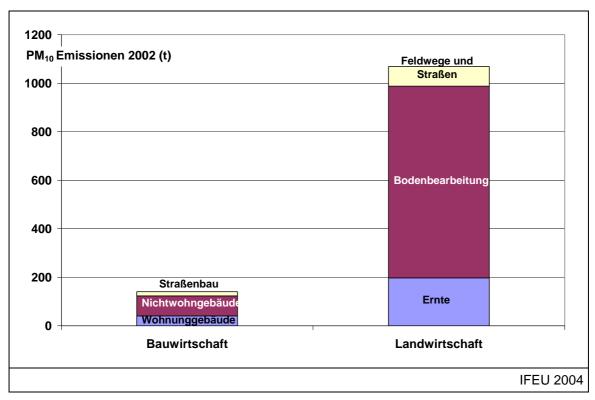


Abb. 1: PM<sub>10</sub>-Emissionen (Aufwirbelung und Abrieb) aus Bau- und Landwirtschaft in Sachsen 2002

Abschließend bleibt festzuhalten, dass die hier abgeleiteten Emissionsfaktoren und Beispielrechnungen keine exakten Mengen beschreiben, sondern helfen können, die mengenmäßige Bedeutung der Emissionen zu ermitteln. Messtechnisch und methodisch ist es nach wie vor schwierig diffuse Staubemissionen präzise zu ermitteln. Sowohl bei den Emissionsfaktoren als auch bei den Aktivitätsdaten mussten daher zahlreiche vereinfachende Annahmen gemacht werden. Durch die Gegenüberstellung und den Abgleich verschiedener Quellen konnten die Unsicherheiten jedoch verringert werden.

## 5 Literaturverzeichnis

/APEG 1999/ Airborne Particles Expert Group: Source Apportionment of Airborne Particulate Matter in the United Kingdom. Department of the Environment, Transport and the Regions, the Welsh Office, the Scottish Office and the Department of the Environment (Northern Ireland). 1999

/ARB 1997a/ Air Resources Board California: Area source methodologies. Section 7.4: Agricultural land preparation. California 1997a

/ARB 1997b/ Gaffney P., Shimp D.: Improving PM10 fugitive dust emission inventories. California Air Resources Board, Technical Support Division. Sacramento, CA 1997b

/ARB 1997c/ Air Resources Board California: Area source methodologies. Section 7.8: Road Construction Dust. California 1997c

/ARB 2000/ Air Resources Board California ARB (Hrsg.): California Emission Inventory and reporting system (CEIDARS) - Particulate Matter (PM) Speciation Profiles - Summary of overall size fractions and reference documentation. California 2000

/ARB 2003/ Air Resources Board California: Summary of Fugitive Dust and Ammonia Emission Inventory Changes for the SJVU APCD Particulate Matter SIP. California 2003

/Batel 1979/ Batel W.: Staubbelastung und Staubzusammensetzung an Arbeitsplätzen der landwirtschaftlichen Produktion und daraus abzuleitende Belastungsgrenzen und Staubschutzmaßnahmen. Grundlagen der Landtechnik, Bd. 29, Nr. 2 (41-55) 1979

/BUWAL 2000/ BUWAL (Hrsg.): PM10-Emissionsfaktoren: Mechanischer Abrieb im Offroad-Bereich. Carbotech AG. Basel 2000

/BUWAL 2001/ BUWAL (Hrsg.): Luftschadstoff-Emissionen von Straßenbaustellen. Teil II: Aerosole und Partikel. Umwelt-Materialien Nr. 127. Bern 2001

/CEPMEIP 2002/ CEPMEIP: Co-ordinated European Programme on Particulate Matter Emission Inventories, Projections and Guidance. 2002 http://www.air.sk/tno/cepmeip/

/Clausnitzer 1996/ Clausnitzer H., Singer M.J.: Respirable-dust production from agricultural operations in the Sacramento Valley, California. Journal of Environmental Quality, Vol. 25 (877-884) 1996

/CORINAIR 2003/ EMEP/CORINAIR (Hrsg.): Emission Inventory Guidebook - 3rd edition September 2003 UPDATE. 2003 http://reports.eea.eu.int/EMEPCORINAIR4/en/page016.html

/DWD 2002/ Deutscher Wetterdienst: Klimadaten ausgewählter deutscher Stationen. 2002 http://www.dwd.de/de/FundE/Klima/KLIS/daten/online/nat/index.htm

/Gillies 2003/ Gillies J.A., Etyemezian V., Kuhns H., Nikolic D., Gilette D.A.: Effect of Vehicle Characteristics on Unpaved Road Dust Emissions. In: Thorsten Hinz, Birgit Rönnpagel und Stefan Linke (Hrsg.): Particulate Matter in and from Agriculture. Proceedings of the Conference. Landbauforschung Völkenrode. Sonderheft 235. Transport and Air Pollution. Avignon 2003

/IER 2003/ Pregger T., Friedrich R. (IER): Ermittlung der Feinstaubemissionen in Baden-Württemberg und Betrachtung möglicher Minderungsmaßnahmen. Schlussbericht. Stuttgart 2003

/IFEU 2003/ Uihlein A., Reinhardt G.A.: Analyse von Minderungspotenzialen der partikelrelevanten Emissionen durch die Landwirtschaft in Baden-Württemberg. Endbericht. Heidelberg 2003

/Klimont 2002/ Klimont Z., Cofala J., Bertok I., Amann M., Heyes C., Gyarfas F.: Modelling particulate emissions in Europe - A Framework to Estimate Reduction Potential and Control Costs. IIASA International Institute for Applied Systems Analysis. Laxenburg 2002

/LFUG 2004/ Hausmann A.: Persönliche Mitteilungen März 2004.

/Lohmeyer 2004/ Düring I., Lohmeyer A.: Berechnung der KFZ-bedingten Feinstaubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen. Vorläufiger Endbericht. Karlsruhe 2004

/Nieuwenhuijsen 1998/ Nieuwenhuijsen M.J., Kruize H., Schenker M.B.: Exposure to dust and its particle size distribution in California agriculture. American Industrial Hygiene Association Journal, Vol. 59, 1/1998 (34-38) 1998

/Norén 1985/ Norén O.: Dust concentrations during operations with farm machines. American Society of Agricultural Engineers, paper no. 85-1055. Zit. in: ICC&SRI (2000): Atmospheric emissions of particulates from agriculture: a scoping study. Final report for the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF) Research and Development. 1985

/Sachsen 2004/ Freistaat Sachsen: Baufertigungsstatistiken. Statistisches Landesamt des Freistaats Sachsen. Internet Quelle März 2004: http://www.statistik.sachsen.de/

- /U.S.-EPA 1980/: Compilation of Air pollutant Emission Factors. Vol. I: Stationary and area sources. AP-42. Section 9.3.2 Grain harvest Final section. U.S. Environmental Protection Agency. 1980
- /U.S.-EPA 1998a/: Compilation of Air pollutant Emission Factors. Vol. I: Stationary and area sources. AP-42. Section 13.2.2 Unpaved road. U.S. Environmental Protection Agency. 1998
- /U.S.-EPA 1998b/: Compilation of Air pollutant Emission Factors. Vol. I: Stationary and area sources. AP-42. Section 13.2.3 Heavy Construction Operations. U.S. Environmental Protection Agency. 1998
- /U.S.-EPA 2001a/: Procedures Document for National Emissions Inventory, Criteria Air Pollutants 1985-1999. U.S. Environmental Protection Agency. Washington D.C. 2001
- /U.S.-EPA 2001b/: Particulate Emission Measurements from Controlled Construction Activities. U.S. Environmental Protection Agency. Washington D.C. 2001
- /U.S.-EPA 2003/: Compilation of Air pollutant Emission Factors. Vol. I: Stationary and area sources. AP-42. Section 13.2.1 Paved roads. U.S. Environmental Protection Agency. 2003

/Winiwarter 2001/ Winiwarter W., Trenker C., Höflinger W.: Österreichische Emissionsinventur für Staub. ARC Seibersdorf. 2001

## 6 Tabellenverzeichnis

ab. 1: Emissionsfaktoren für Reifen-, Brems- und Kupplungsabrieb auf Straßer (mg/km)
ab. 2: Annahmen zur Berechnung des Emissionsfaktors bei der Feldwegenutzung 4
ab. 3: Emissionsfaktoren für Aufwirbelung auf Feldwegen (g/km)5
Feldwegen (g/km)5
ab. 5: Emissionsfaktoren für die Bodenbearbeitung (g/ha/a)6
ab. 6: Konzentration von Partikeln nahe landwirtschaftlicher Bodenbearbeitung (mg/m³)7
ab. 7: Emissionsfaktoren nach Frachten (g/ha/a)7
ab. 8: Vergleich der Emissionsfaktoren für die Bodenbearbeitung (g/ha/a)8
ab. 9: Emissionsfaktoren für Partikeln bei der Ernte von Weizen (g/ha/a)9
ab. 10: Emissionsfaktoren für Partikeln bei der Ernte von Hirse (g/ha/a)9
ab. 11: Konzentration von Partikeln nahe landwirtschaftlicher Erntearbeiten (mg/m³) 10
ab. 12: Emissionsfaktor für Erntearbeit (g/ha/a)10
ab. 13: Vergleich der Emissionsfaktoren für die Ernte (g/ha/a)11
ab. 14: Emissionsfaktoren für die Landwirtschaft (Zusammenfassung)11
ab. 15: Beispielrechnung für Gesamtemissionen der Landwirtschaft
ab. 16: EPA Emissionsfaktoren für Baustellenemissionen (t/ha/Monat)14
Fläche)
ab. 18: BUWAL Emissionsfaktoren für Baustellenarbeit (g/h)16
ab. 19: Vergleich von Emissionsfaktoren für Bautätigkeit (t/ha bebaute Fläche)17
ab. 20: Zusammenfassung von Emissionsfaktoren für Bautätigkeit (t/ ha/ Monat) 17
ab. 21: Straßenneubaulängen in Sachsen18
ab. 22: Beispielrechnung für Gesamtemissionen der Bauwirtschaft18

## Technische Universität Dresden

Institut für Verkehrsplanung und Straßenverkehr Lehrstuhl für Verkehrsökologie



Hettnerstr. 1, 01069 Dresden Tel. 0351/463 36566 Fax:0351/463 37718

## Qualifizierung des Emissionskatasters

## Arbeitspaket 3

- Datenerhebung
- Einbindung in Emissionskataster
- Programmierungen
- Berechnungen
- Fehlerbetrachtungen

Forschungsvorhaben im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie

Abschlussbericht Entwurf / Stand 10/2004

Dresden, Oktober 2004

Udo Becker Falk Richter Wolfram Schmidt

## **INHALT**

0	ZUSAMMENFASSUNG	3
1	ZIELSTELLUNG	4
2	VORGEHENSWEISE	5
	2.1 Eingangsgrößen	5
	2.1.1 Straßenverkehr	5
	2.1.2 Land- und Bauwirtschaft	6
	2.2 Programmtechnische Einbindung in das Emissionskataster	7
	2.2.1 Straßenverkehr	
	2.2.1.1 Einbindung in das Emissionskataster	7
	2.2.1.2 Einbindung in das Modul Einzelstreckenauswertung	9
	2.2.2 Land- und Bauwirtschaft	10
3	ERGEBNISSE	
	3.1 Straßenzustand	11
	3.2 Emissionsberechnung	14
	3.2.1 Emissionskataster	14
	3.2.2 Einzelstreckenauswertung	19
A	nlagen	24

#### 0 ZUSAMMENFASSUNG

#### Straßenverkehrsemissionen

Als Ergebnis der im Rahmen des Projektes durchgeführten Literaturrecherche und der daraufhin diskutierten verschiedenen Modellansätze wurde zur Berechnung der PM10-Aufwirbelungs- und Abrieb-Emissionen des Straßenverkehrs im Emissionskataster ein Emissionsfaktoren-Ansatz entwickelt und im weiteren Verlauf des Projektes verwendet.

Diese Emissionsfaktoren wurden programmtechnisch in den Rechenalgorithmus des Emissionskatasters eingebunden. Die Einbindung erfolgte derart, dass eine Berechnung der streckenfeinen PM10-Emissionen optional als Gesamt-Emissionen - d.h. als Summe aus Aufwirbelung/Abrieb und Auspuff - oder wie in der bisherigen Version - nur für Auspuffemissionen möglich ist. Bei der Berechnung wird für alle Strecken ein guter Straßenzustand angenommen.

Das Ergebnis einer Testrechnung für Sachsen auf der Grundlage der Verkehrsdaten 2001 wies einen Anteil der Emissionen aus Aufwirbelung und Abrieb an den verkehrsbedingten Gesamt-PM10-Emissionen von 62% aus. Somit erhöhen sich in diesem Fall die Gesamt-PM10-Emissionen gegenüber der nur aus Auspuff-Emissionen resultierenden Menge um den Faktor 2,6.

Der Emissionsfaktorenansatz wurde zudem in das Emissionsberechnungsmodul "Einzelstreckenberechnung" eingearbeitet, sodass auch bei mikroskopischen Betrachtungen PM10-Emissionen als Summe von Aufwirbelung/Abrieb- und Auspuff-Emissionen berechnet werden können.

Für Vergleichs- und Testrechnungen wurde darüberhinaus in dieses Modul der Emissionsberechnungsalgorithmus der EPA-Formel mit der Möglichkeit der Modifizierung sämtlicher Parameter eingebunden. Die durchgeführten Vergleichsrechnungen bezogen sich dabei separat auf Autobahn-, Außerorts- sowie Innerortsstraßen.

Bei allen Unsicherheiten, die mit der Wahl der Parameter verbunden sind, ergab sich die Beurteilung des Straßenzustandes als besonders kritisch. Das Verfahren einer solchen Beurteilung, das in Anlehnung an das FGSV-Verfahren zur Straßenzustandserfassung und bewertung der Fahrbahnoberflächen von Straßen entworfen wurde, erwies sich für diesen Zweck als nicht zufriedenstellend und muss demnach weiter entwickelt werden.

#### Emissionen der Land- und Bauwirtschaft

Die PM10-Emissionsfaktoren der Land- und Bauwirtschaft wurden im Rahmen des Projektes durch das Institut für Energie und Umweltforschung Heidelberg GmbH (IFEU) ermittelt. Mit diesen Emissionsfaktoren wurden auf der Grundlage relevanter Aktivitätsdaten für das Jahr 2002 die absoluten Emissionen dieser beiden Emittenten berechnet.

Entsprechend den Anteilen der sächsischen Gemeinden an der gesamtsächsischen Ackerfläche bzw. an der bebauten Fläche Sachsens wurden die Gesamtemissionen den Gemeinden zugeordnet. Das Ergebnis liegt als GIS-Projekt in Form von Gemeinde-shapes mit den entsprechenden Attributen vor.

## 1 ZIELSTELLUNG

Ziel des Forschungsvorhabens war die Entwicklung einer Methodik zur analytischen Ermittlung der verkehrlichen PM10-Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung in Sachsen, eine programmtechnische Einbindung dieser Methodik in das sächsische Emissionskataster sowie anschließende Testrechnungen und Plausibilitätsbetrachtungen. Darüberhinaus sollten durchschnittliche Emissionsfaktoren für die nichtauspuffbedingten Partikelemissionen von Geräten in Bau- und Landwirtschaft abgeschätzt werden.

Dazu war das Projekt wie folgt in drei Arbeitspakete gegliedert:

Zunächst sollte durch eine Literaturrecherche ein Überblick über alle diesbezüglich vorhandenen Verfahren, Modelle sowie Daten erarbeitet werden. Ziel des zweiten Arbeitspaketes war darauf aufbauend die Entwicklung einer für das Projekt zielführenden Methodik unter Berücksichtigung der verfügbaren Datenbasis. Diese Methodik wiederum Projektteil in den Berechnungsalgorithmus sächsischen Test-Emissionskatasters eingebunden werden. Durch abschließende und Vergleichsrechnungen sollte eine Plausibilitätsbetrachtung der Ergebnisse vorgenommen werden.

Während Vorgehen und Ergebnisse der ersten beiden Arbeitspakete im Berichtsteil Lohmeyer 2004: Abschlussbericht zum Projekt "Berechnung der KFZ-bedingten Feinstaubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen, Arbeitspakete 1 und 2" - im weiteren Bezug als "Lohmeyer / AP 1 und 2" bezeichnet - der Projektpartner Ingenieurbüro Lohmeyer sowie IFEU Heidelberg dokumentiert sind, bezieht sich dieser Bericht auf die gestellten Ziele und Aufgaben des dritten Arbeitspaketes.

#### 2 VORGEHENSWEISE

## 2.1 Eingangsgrößen

Entscheidend für die Möglichkeit einer sinnvollen praktischen Anwendung der im Projekt diskutierten PM10-Berechnungsverfahren ist die verfügbare Datenbasis der Eingangsgrößen. Entsprechend den Anforderungen der Verfahren wurden deshalb zunächst Quellen zur Datenerhebung für die verschiedenen Emittenten recherchiert sowie Aufbereitungsart und Qualität der Daten analysiert.

#### 2.1.1 Straßenverkehr

In /"Lohmeyer / AP 1 und 2"/ werden die bei Verwendung des Emissionsfaktorenansatzes benötigten Input-Parameter beschrieben.

Dazu liegen im Emissionskataster folgende Eingangsgrößen streckenfein vor:

- Die Klassifizierung der Straßen nach Innerorts-, Außerorts- sowie Bundesstraßen liegt als Attribut des DDS-Netzes vor.
- Zur Beschreibung der Verkehrssituation sind im Emissionskataster als Streckenattribute 2 mittlere Innerortsverkehrssituationen (Hauptnetz / Nebennetz), 2 Autobahnsituationen (diese werden in Abhängigkeit von Fahrbahnanzahl und Belegung ermittelt) sowie 1 mittlere Außerortsverkehrssituation enthalten. Dabei handelt es sich um HBEFA-Verkehrssituationen. Desweiteren sind die für das Dresdner Hauptstraßennetz aus Messfahrten vorliegenden detaillierten Verkehrssituationen eingebunden.
- Der DTV und die Verkehrszusammensetzung wird im Emissionskataster auf der Grundlage von ca. 7500 sächsischen Zählstellen sowie einer darauf aufbauenden Umlegungsrechnung ermittelt. Die Daten stammen im Wesentlichen aus der Verkehrsmengenkarte Sachsen bzw. aus kommunalen Erhebungen. Diese Datenbasis wird ständig erweitert und aktualisiert.

Somit lag der Schwerpunkt der Datenrecherche vor allem bei den Parametern zur Bewertung des Straßenzustandes.

In Anlehnung an das FGSV-Verfahren zur Straßenzustandserfassung und -bewertung der Fahrbahnoberflächen von Straßen wurde ein Verfahren entwickelt mit dem eine Beurteilung des Straßenzustandes vorgenommen wurde /"Lohmeyer / AP 1 und 2"/.

Für die Anwendung dieses Verfahrens waren folgende Eingangsgrößen erforderlich:

- Schadenswertklasse der Fahrbahn
- Fahrbahnmaterial
- Schadenswert Gehweg / Parkfläche

Wesentliche Quellen waren dabei vor allem die Straßendatenbank des Sächsischen Landesinstitutes für Straßenbau (LIST) sowie die Kommunen.

Eine Neuerhebung von Daten bspw. durch Befahrungen war im Rahmen des Projektes nicht vorgesehen.

In der LIST-Datenbank werden alle Straßen erfasst, die nicht in kommunaler Baulast stehen. Die Datenbank ist noch im Aufbau begriffen und wird ständig erweitert und aktualisiert. Die Prioritäten bei der Erfassung richten sich nach der Straßenkategorie, sodass z.zt. (Juni 2004) der Schwerpunkt noch bei Autobahnen und Bundesstraßen liegt. Dabei beträgt der Füllstand bei Autobahnen 64% von insgesamt 645km und bei Bundesstraßen 78% von 2473 km Länge. Die Erfassung von Staats- und Kreisstraßen ist in Arbeit.

Die Analyse der in der Datenbank vorhandenen Parameter ergab, dass die Quantifizierung der Eingangsgrößen Fahrbahnmaterial sowie Schadenswert Gehweg / Parkfläche in 100m-Abschnitten möglich ist. Der in /"Lohmeyer / AP 1 und 2"/ beschriebene Parameter TWRIO ist in dieser Form allerdings nicht explizit aus der Datenbank zu entnehmen. Zur Ermittlung der Schadenswertklasse der Fahrbahn wurde deshalb hilfsweise der in der Datenbank enthaltenen Substanzwert (SUW) statt des Schadenswertes TWRIO verwendet, da der TWRIO den SUW zu 75% dominiert.

Für das Hauptstraßennetz der Stadt Dresden liegen die Straßenzustandsparameter in der Form vor, dass eine eindeutige Bewertung nach dem beschriebenen Verfahren möglich wäre /Lohmeyer 2003: "PM10-, NO2- und Benzol-Stadtscreening / Hauptverkehrsstraßennetz Dresden"/. Da eine streckenfeine Erhebung der Zustandsdaten für Gesamtsachsen sowie eine Einbindung in das Emissionskataster im Rahmen dieses Projektes nicht vorgesehen war, wurde lediglich die Bandbreite der auftretenden Straßenzustände sowie durchschnittliche Werte erarbeitet. Bei der weiteren Analyse der Straßenzustände wurde sich deshalb auf die in der LIST-Datenbank vorhandenen Strecken beschränkt.

#### 2.1.2 Land- und Bauwirtschaft

Zur Ermittlung der PM10-Emissionen aus der Landwirtschaft waren als Aktivitätsdaten vor allem Angaben zur Ackerfläche, dem Verhältnis von Bodenbearbeitungsvorgängen zu Ernte, die durchschnittliche Anzahl der Ernten pro Jahr sowie die durchschnittliche Weglänge vom und zum Feld relevant /"Lohmeyer / AP 1 und 2"/. Wesentliche Quellen waren vor allem das Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), das Sächsische Ministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL) sowie das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG).

Die wesentlichen Eingangsgrößen zur Ermittlung der PM10-Emissionen der Bauwirtschaft sind Baustellenfläche, Baustellentyp und Baustellendauer. Als Quelle dafür dienten dabei Angaben des Sächsischen Landesamtes für Statistik.

## 2.2 Programmtechnische Einbindung in das Emissionskataster

#### 2.2.1 Straßenverkehr

Als Ergebnis der im Rahmen des Projektes durchgeführten Literaturrecherche und der daraufhin diskutierten verschiedenen Modellansätze wurde zur Berechnung der PM10-Aufwirbelungs- und Abrieb-Emissionen des Straßenverkehrs im Emissionskataster ein Emissionsfaktoren-Ansatz entwickelt und im weiteren Verlauf des Projektes verwendet. /"Lohmeyer / AP 1 und 2"/.

Dieser Ansatz wurde in das Emissionskataster eingebunden, sodass die Berechnung der PM10-Emissionen für Sachsen optional als Summe von Auspuffemissionen und Emissionen aus Aufwirbelung und Abrieb oder - wie in der bisherigen Version - nur für Auspuffemissionen erfolgen kann.

Für den Fall einer mikroskopischen Betrachtung mit der Möglichkeit der freien Eingabe der emissionsrelevanten Parameter liegt das Berechnungsmodul *Einzelstreckenauswertung* vor. In dieses Modul wurde neben dem Emissionsfaktorenansatz auch der Berechnungsalgorithmus der EPA-Formel /"Lohmeyer / AP 1 und 2"/ mit der Möglichkeit der Modifizierung sämtlicher Parameter eingebunden. Somit sind Vergleichsrechnungen mit Emissionsfaktorenansatz und EPA-Formel möglich.

## 2.2.1.1 Einbindung in das Emissionskataster

In die Berechnung der streckenfeinen Emissionen werden im Emissionskataster lediglich die warmen Emissionen einbezogen. Die Emissionen durch Tankatmung und Verdunstung, Kaltstartemissionen sowie Tankstellenemissionen werden nur gemeinde-, kreis- und rasterfein berechnet.

Prinzipiell erfolgt die Berechnung der streckenfeinen Emissionen des Straßenverkehrs im Emissionskataster wie folgt:

Emissionen =  $\Sigma$  Strecke  $\Sigma$  (Fahrleistung<sub>Fahrzeugkategorie</sub> \* Emissionsfaktor<sub>Fahrzeugkategorie</sub>)

Den Fahrleistungen liegen dabei die Ergebnisse der in der Datenbank *Verkehr in Sachsen* (*VIS*) vorgenommenen Verkehrsmengenberechnung zu Grunde. Darin zunächst wird auf der Grundlage der bundesdeutschen durchschnittlichen Jahresfahrleistungen, der sächsischen Bestandszahlen sowie der dynamischen Fahrleistungsfaktoren für das Bezugsjahr die sächsische Gesamtfahrleistung für jede Fahrzeugkategorie berechnet. Unter Verwendung von ca.7500 sächsischen Zählstellenwerten wird diese Fahrleistung mit einem Rechenalgorithmus auf das Streckennetz umgelegt.

Der Emissionsfaktor der jeweiligen Fahrzeugkategorie ist eine Funktion des Bezugsjahres sowie der Verkehrssituation und der Längsneigungsklasse der Strecke. Datenbasis hierfür ist das Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Darin werden für jede Schicht der einzelnen Fahrzeugkategorien für die gewählten Randbedingungen die Emissionsfaktoren ausgewiesen. Unter Verwendung der sächsischen Fahrleistungsanteile der Schichten innerhalb

der betreffenden Fahrzeugkategorie werden diese HBEFA-Schicht-Emissionsfaktoren zu einem Fahrzeugkategorie-spezifischen Emissionsfaktor gewichtet.

Die Faktoren für PM10-Emissionen aus Aufwirbelung und Abrieb sind eine Funktion der Verkehrssituation. Im Gegensatz zu den HBEFA-Emissionsfaktoren sind sie also unabhängig von Bezugsjahr und Längsneigungsklasse. Somit entfällt die Wichtung der Emissionsfaktoren für ein gewähltes Bezugsjahr.

Die Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abrieb liegen deshalb im Emissionskataster bereits gewichtet für alle verwendeten Verkehrssituationen und für alle Fahrzeugkategorien in der Tabelle "T\_M1\_EFg\_W\_Part\_AufAb" vor.

Die Berechnung der PM10-Emissionen erfolgt zunächst nach dem bisherigen Verfahren nur für Auspuffemissionen. Bei Wahl der Berechnungsoption "Partikel aus Abrieb" Aufwirbelung und (siehe Bild 2.2.1.1.1) werden in einem Berechnungsdurchlauf entsprechend den streckenspezifischen Verkehrssituationen und Belegungen die PM10-Emissionen aus Aufwirbelung und Abrieb streckenfein berechnet und summarisch mit den Auspuffemissionen zusammengefasst.

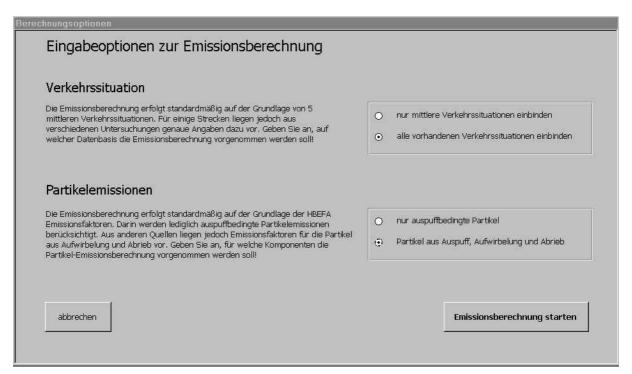


Bild 2.2.1.1.1: Formular zur Eingabe der Berechnungsoptionen im Emissionskataster

## 2.2.1.2 Einbindung in das Modul Einzelstreckenauswertung

Die Berechnung der PM10-Emissionen über den Emissionsfaktorenansatz erfolgt bei der Einzelstreckenauswertung analog dem in 2.2.1.1 beschriebenen Algorithmus des Emissionskatasters. Eine Berechnung mit diesem Ansatz erfolgt nach Wahl der entsprechenden Option (siehe Bild 2.2.1.2.1).

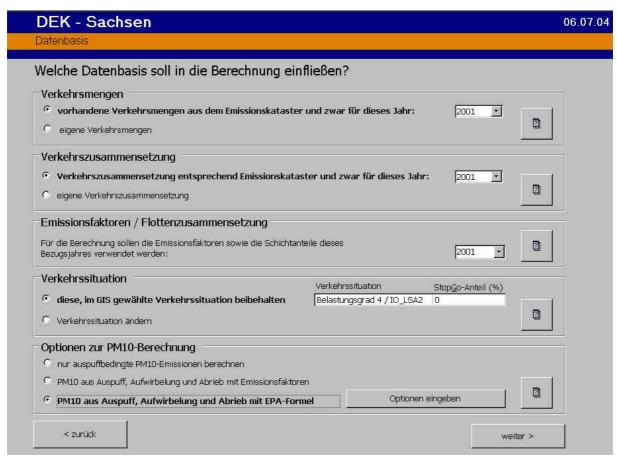


Bild 2.2.1.2.1: Optionen zur PM10-Berechnung im Formular "Datenbasis eingeben"

Bei Berechnung der Emissionen mit der EPA-Formel fließen folgende Eingangsgrößen ein /"Lohmeyer / AP 1 und 2"/:

- a Korrekturfaktor für die Anwendung der EPA-Formel auf Straßen in Deutschland
- k Basisemissionsfaktor der EPA
- *sL* PM75-Fraktion der Staubbeladung der Straße
- W mittleres Gewicht der Fahrzeugflotte
- R Anteil der Regentage eines Jahres

Die Standardwerte dieser Parameter finden sich in /"Lohmeyer / AP 1 und 2"/, wobei der Korrekturfaktor a - sowie bei Innerortsstraßen auch die PM75-Fraktion der Staubbeladung der Straße sL- in Abhängigkeit vom Straßenzustand zwei Werte annehmen kann. Der Wert des Terms erhöht sich dabei bei schlechtem Straßenzustand um den Faktor 3,6 bei Innerortsstraßen - bzw. 2,5 bei Außerorts- und Autobahnstrecken - gegenüber dem bei gutem Zustand.

Bei Wahl der Option "PM10 aus Auspuff, Aufwirbelung und Abrieb mit EPA-Formel" im Formular "Datenbasis eingeben" (siehe Bild 2.2.1.2.1) erscheint nach Betätigen der Schaltfläche "Optionen eingeben" ein weiteres Eingabeformular, in dem zunächst die Parameter der EPA-Formel geändert werden können. Die Bewertung des Straßenzustandes kann optional als fester Wert "gut" oder "schlecht" oder aber unter Eingabe der zur Bewertung benötigten Parameter vorgenommen werden. Eine ausführliche Beschreibung der einzelnen Eingabeoptionen ist in der Dokumentation "Einzelstreckenauswertung 04" als Anlage zu diesem Bericht enthalten.

#### 2.2.2 Land- und Bauwirtschaft

Die PM10-Emissionsfaktoren der Land- und Bauwirtschaft wurden im Rahmen des Projektes durch das Institut für Energie und Umweltforschung Heidelberg GmbH (IFEU) ermittelt. Mit diesen Emissionsfaktoren wurden auf der Grundlage der in 2.1.2 beschriebenen Aktivitätsdaten für das Jahr 2002 die absoluten Emissionen dieser beiden Emittenten berechnet /"Lohmeyer / AP 1 und 2"/.

Entsprechend den Anteilen der sächsischen Gemeinden an der gesamtsächsischen Ackerfläche bzw. an der gesamtsächsischen bebauten Fläche wurden die Gesamtemissionen den Gemeinden zugeordnet. Das Ergebnis liegt als GIS-Projekt in Form von Gemeindeshapes mit den entsprechenden Attributen vor.

## **3 ERGEBNISSE**

#### 3.1 Straßenzustand

Die Auswertung der Straßenzustände auf der Grundlage der Parameter aus der LIST-Straßendatenbank ergab folgende Ergebnisse:

Von den untersuchten sächsischen Autobahnstrecken wurden 7% mit "schlecht" bewertet (siehe Bild 3.1.1). Entsprechend dem Bewertungsalgorithmus weisen diese Strecken einen Straßenzustandswert >3,5 auf. Da sich der Straßenzustandswertes zu 50% aus dem Substanzwert der Straße ergibt, ergeben sich bei Betrachtung des Substanzwertes mit 4% bzw 9% ähnliche Werte (je nach Betrachtung: spurfein oder gesamter Querschnitt).

Die Verteilung der Straßenzustandswerte der Autobahnabschnitte zeigt, dass von den 93% der Strecken mit gutem Straßenzustand, ca. 80% einen Wert von 2,0 und besser aufweisen. (siehe Bild 3.1.2). Diese Abschnitte liegen deutlich unter dem Schwellwert von 3,5 sodass der mittlere Zustand der sächsischen Autobahnabschnitte im Rahmen der Emissionsberechnung mit "gut" bewertet werden kann.

Der Straßenzustand der untersuchten sächsischen Bundesstraßen wird nach dem angewendeten Bewertungsverfahren ca. zu gleichen Teilen (47% / 53%) mit "gut" bzw. "schlecht" bewertet.

Ein ähnliches Bild zeigt sich bei Betrachtung des Substanzwertes (Bild 3.1.3).

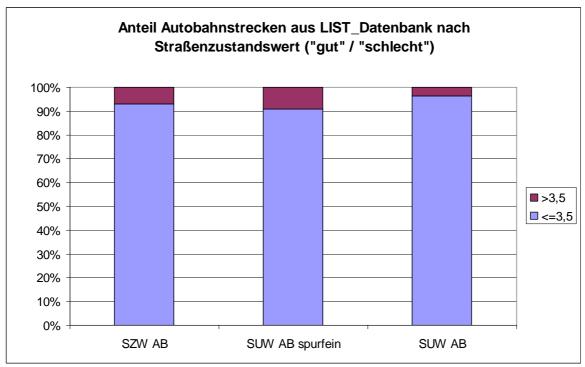


Bild 3.1.1: Anteil Autobahnstrecken aus LIST\_Datenbank nach Straßenzustandswert (SZW) und Substanzwert (SUW)

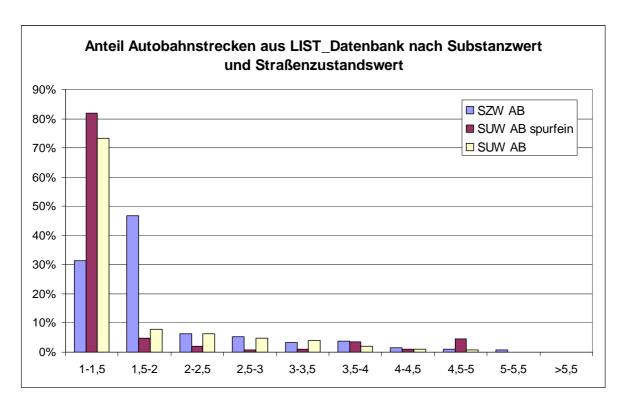


Bild 3.1.2 : Anteil Autobahnstrecken aus LIST\_Datenbank nach Substanzwert (SUW) und Straßenzustandswert (SZW)

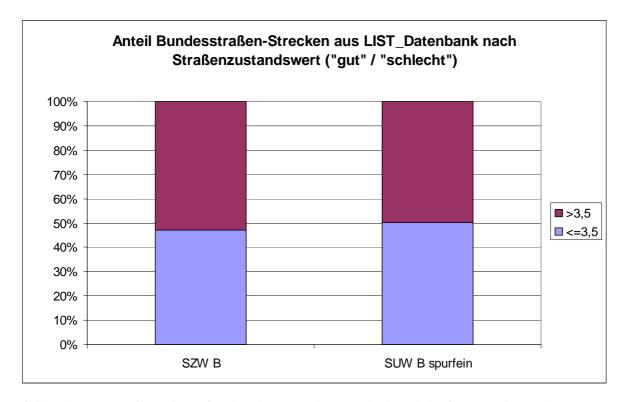


Bild 3.1.3 : Anteil Bundesstraßen-Strecken aus LIST\_Datenbank nach Straßenzustandswert (SZW) und Substanzwert (SUW)

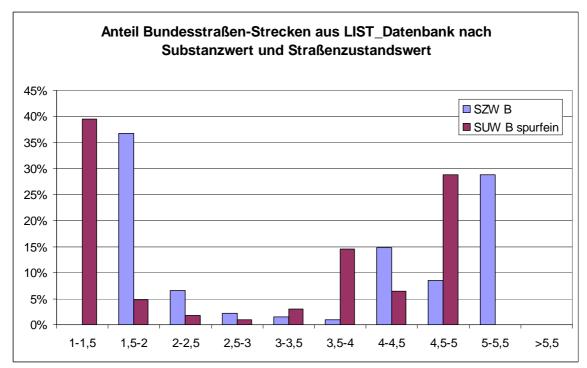


Bild 3.1.4: Anteil Bundesstraßen-Strecken aus LIST\_Datenbank nach Substanzwert (SUW) und Straßenzustandswert (SZW)

Durch die im Bewertungsverfahren vorgenommene Wichtung der Einflussgrößen ergibt sich für asphaltierte Strecken (Parameter Deckschicht = 3 / Wichtung: 30 %) mit unbefestigtem Seitenstreifen oder Straßengraben (Parameter Gehweg/Parkfläche = 3 Wichtung: 20 %) bereits bei einem Substanzwert >3 ein schlechter Straßenzustand. Bei Betrachtung der Verteilung der Substanzwerte zeigt sich, dass 52 % aller untersuchten Bundesstraßenabschnitte einen Wert >4 aufweisen (Bild 3.1.4) der somit die schlechte Bewertung des Straßenzustandes bewirkt.

Auf Grund dieses relativ hohen Anteils "schlechter" Streckenabschnitte wurden stichprobenartige Befahrungen vorgenommen, um Abschnitte mit unterschiedlichen Substanzwerten zu besichtigen und zu dokumentieren. Dabei erfolgte eine Erfassung der im FGSV-Bewertungsverfahren eingehenden Zustandsgrößen wie Spurrinnentiefe, **Fahrbahnanteil** mit Netzrissen, **Fahrbahnanteil** mit Flickstellen oder sonstige Oberflächenschäden (Dokumentation siehe Anlage).

Danach wird eingeschätzt, dass die hilfsweise Verwendung des Substanzwertes (SUW) als Schadenswert TWRIO zur Bewertung des Straßenzustandes im Sinne der PM10-Emissionsmodellierung nicht möglich ist, da sie zu zu konservativen Aussagen führt und damit eine deutlich zu hohe Häufigkeit von Straßen mit schlechtem Zustand im Sinne der PM10-Emissionsmodellierung liefert. Straßenabschnitte mit schlechtem Straßenzustand sind aus den Erfahrungen vom beschriebenen Ortstermin, aber auch aus den Erfahrungen verschiedener anderer Projekte (z. B. in Dresden, Nauen, Neuruppin, Erfurt) nur in geringem Maße anzutreffen. Aus diesen Gründen wird empfohlen, falls keine konkreten örtlichen Erhebungen des Schadenwertes durchgeführt werden oder der Schadenswert TWRIO nicht aus anderen Quellen vorliegt, für das Hauptstraßennetz von Sachsen von einem guten Zustand auszugehen.

Deshalb wurde auch bei der Berechnung der PM10-Straßenverkehrsemissionen aus Aufwirbelung und Abrieb im Emissionskataster für alle Strecken ein guter Straßenzustand angenommen. Die Annahme eines schlechten Zustandes für sämtliche Straßen würde die Aufwirbelungs- und Abriebemissionen pauschal um den Faktor 2,5 bzw. 3,6 erhöhen und somit zu unplausibel hohen Werten führen.

### 3.2 Emissionsberechnung

#### 3.2.1 Emissionskataster

Eine Berechnung der sächsischen Straßenverkehrsemissionen für das Bezugsjahr 2001 ergab bei der Einbindung der PM10-Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abrieb eine Erhöhung der Gesamt-PM10-Emissionen von 1324 t/a (nur Auspuffemissionen) um 2164 t/a (Aufwirbelung/Abrieb) auf 3488 t/a (siehe Bild 3.2.1.1). Das entspricht einer prozentualen Erhöhung der Gesamtemissionen gegenüber den Auspuffemissionen um ca. 164 %.

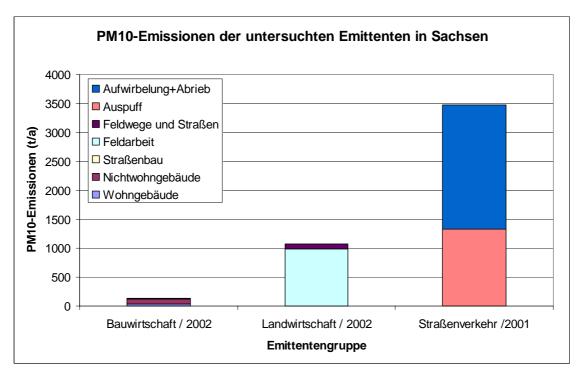


Bild 3.2.1.1 : Emissionen der untersuchte Emittentengruppen

Unter Berücksichtigung der Emissionen aus der Bau- und Landwirtschaft ergibt sich für die Straßenverkehrsemissionen ein Anteil von ca.74 % an den sächsischen Gesamtemissionen der drei untersuchten Emittenten.

Der Straßenverkehrssektor nimmt damit innerhalb der drei Emittentengruppen die dominierende Rolle ein. Bild 3.2.1.2 zeigt die Anteile der einzelnen Fahrzeugkategorien an den Gesamtemissionen und den Fahrleistungen (FL). Dabei zeigt sich, dass der Schwerverkehr (Busse, LKW, LZ, SZ) trotz des relativ geringen Fahrleistungsanteils von 9% einen Anteil von 63% an den Auspuffemissionen und 48% an den Emissionen aus Aufwirbelung/Abrieb hat.

Betrachtet man die absoluten Zahlen (Bild 3.2.1.3) so sind die Aufwirbelungs- und Abriebsemissionen des Schwerverkehrs mit 1030 t/a gegenüber den Auspuffemissionen mit 834 t/a trotzdem um 23% höher. Der in Bild 3.2.1.2 gezeigte anteilmäßige Rückgang des Schwerverkehrs ist auf den Einfluss der PKW zurückzuführen.

PM10-Auspuffemissionen werden nach HBEFA nur durch Diesel-Fahrzeuge verursacht. Da bei den PKW-Fahrleistungen der Diesel-Anteil unter 20% liegt, ist der Anteil der PKW an den PM10-Auspuffemissionen trotz der hohen Fahrleistung relativ gering. Emissionen aus Aufwirbelung und Abrieb werden jedoch unabhängig von der Antriebsart von jedem PKW verursacht, sodass hier der Anteil der PKW steigt.

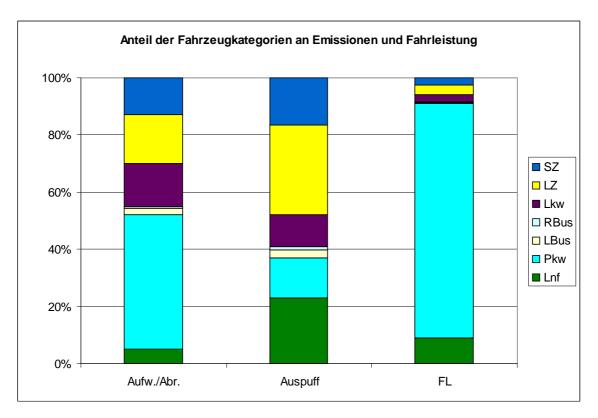


Bild 3.2.1.2 : Anteil der Fahrzeugkategorien an Emissionen und Fahrleistung (FL)

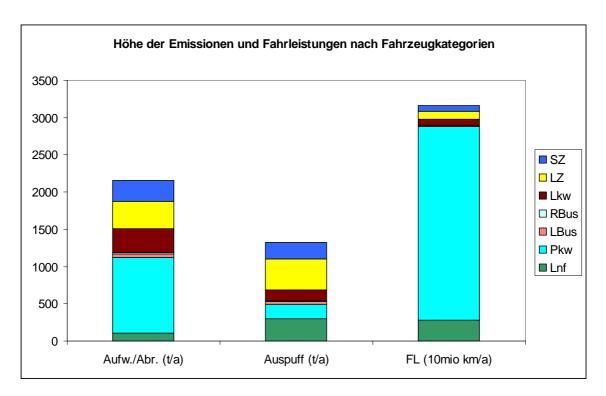


Bild 3.2.1.3: Emissionen [t/a] und Fahrleistung (FL) [10mio km/a] nach Fahrzeugkategorien

Bild 3.2.1.4 stellt die Fahrleistungen nach Verkehrssituation - aufgeteilt in die Fahrzeugkategoriegruppen PKW / LNF sowie SNF (Busse, LKW, LZ, SZ) mit den entsprechenden Emissionsfaktoren - dar. Die Gruppierung wurde entsprechend der Disaggregation der Emissionsfaktoren für Aufwirbelung/Abrieb vorgenommen.

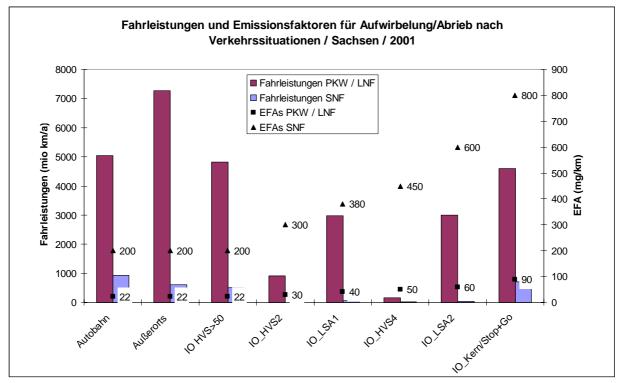


Bild 3.2.1.4: Fahrleistungen und Emissionsfaktoren für Aufwirbelung/Abrieb nach Verkehrssituationen

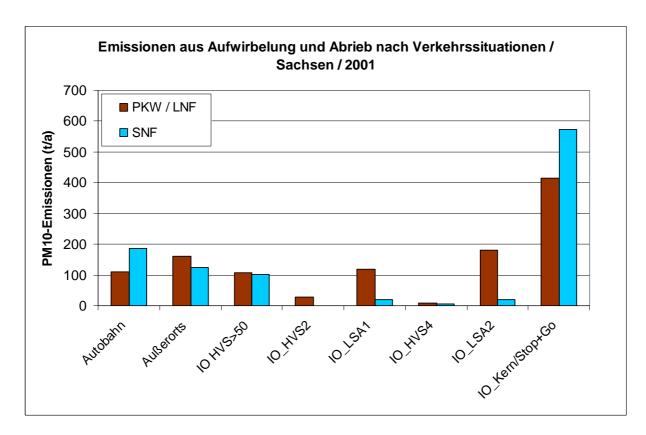


Bild 3.2.1.5: Emissionen aus Aufwirbelung und Abrieb nach Verkehrssituationen

Bild 3.2.1.5 zeigt die absoluten Emissionen in t/a als Ergebnis der multiplikativen Verknüpfung der in Bild 3.2.1.4 dargestellten Fahrleistungen und Emissionsfaktoren. Dabei wird der große Einfluss der relativ hohen Emissionsfaktoren der Verkehrssituation "Innerorts\_Kern" bzw. "Innerort\_Stop&Go" auf die Gesamtemissionen deutlich. So liegt bei den PKW/LNF der Anteil dieser Fahrten mit 16 % beispielsweise deutlich unter dem der Außerortsfahrten (25 %) (siehe Bild 3.2.1.6).

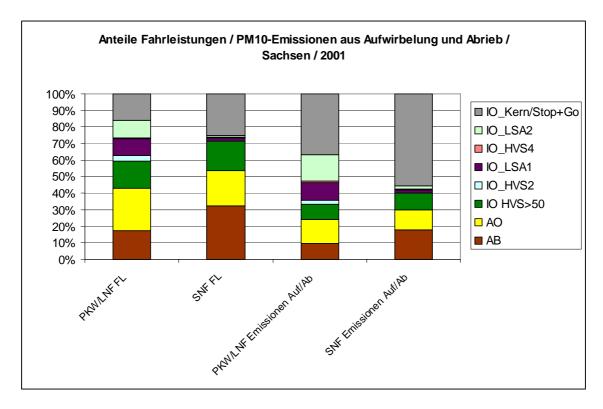


Bild 3.2.1.6: Anteile Fahrleistungen / PM10-Emissionen aus Aufwirbelung und Abrieb / Sachsen / 2001

Aufgrund der Höhe der Emissionsfaktoren werden allerdings 37 % der PKW/LNF-Emissionen durch diese 16 % Fahrten der Verkehrssituation "Innerorts\_Kern" bzw. "Innerort\_Stop&Go" verursacht, hingegen nur 14 % durch die 25 % Außerortsfahrten. Bei den schweren Nutzfahrzeugen ist dieses Verhältnis ähnlich.

Es zeigt sich somit, dass über 70 % der PM10-Emissionen aus Aufwirbelung und Abrieb auf Innerortsstraßen emittiert wird. Da die Gefahr von Luftschadstoff-Grenzwertüberschreitungen im Innerortsbereich auf Grund von Verkehrsstärke, Verkehrszuständen und Bebauungssituationen sowieso schon größer ist als an Außerorts- oder Autobahnstrecken, muss bei Emissions- / Immissionsberechnungen in jedem Falle versucht werden, die PM10-Belastung, die - zusätzlich zu den Auspuffemissionen - durch Aufwirbelung und Auspuff verursacht wird, einzubeziehen.

#### 3.2.2 Einzelstreckenauswertung

Wie in 2.2.1.2 beschrieben, wurde in das Modul *Einzelstreckenauswertung* für Vergleichsrechnungen neben dem Emissionsfaktorenansatz auch der Berechnungsalgorithmus der EPA-Formel mit der Möglichkeit der Modifizierung sämtlicher Parameter eingebunden.

Der Vergleich bezog sich dabei auf die Ergebnisse der PM10-Emissionsberechnung für die drei Kategorien Innerortsstraßen, Außerortsstraßen sowie Bundesautobahnen. Es wurden jeweils zunächst nur Auspuffemissionen mit HBEFA-Emissionsfaktoren sowie Gesamt-PM10-Emissionen als Summe aus Auspuff- und Aufwirbelungs- /Abriebemissionen berechnet. Die Gesamtemissionen wurden dabei mittels Emissionsfaktorenansatzes / Straßenzustand "gut" (analog Emissionskataster) sowie mittels EPA-Formel / Standardwerte / Straßenzustand "gut" und EPA-Formel / Standardwerte / Straßenzustand "schlecht" berechnet.

Für die Autobahn und Bundesstraßen wurden dazu im GIS-Teil die entsprechenden Abschnitte ausgewählt. Als Verkehrssituation wurde für Autobahnen einheitlich die HBEFA-Situation AB\_100, für Außerortsstraßen einheitlich AO\_2 gewählt.

Als Repräsentant für den Innerortsbereich wurde das Hauptstraßennetz der Stadt Dresden gewählt, da hierfür detaillierte HBEFA-Verkehrssituationen mit Angabe des Stop&Go-Anteils vorliegen.

Für die Berechnungsfälle wurden zunächst die absoluten Emissionen mit den genannten Ansätzen berechnet. Auf dieser Basis und unter Verwendung der jeweiligen Fahrleistungen wurden für die einzelnen Kategorien die durchschnittlichen Emissionsfaktoren für jeden Ansatz ermittelt.

Demzufolge können diese durchschnittlichen Emissionsfaktoren - entsprechend der unterschiedlichen Verkehrssituationen bzw. Verkehrszusammensetzungen auf den einzelnen Strecken - selbst für solche Fahrzeugkategorien unterschiedlich hoch sein, für die die spezifischen Emissionsfaktoren pro Verkehrssituation gleich sind (vgl. Bild 3.2.2.2).

In den Rechenalgorithmus der EPA-Formel darf nur das mittlere Gewicht der Fahrzeugkategorien einbezogen werden, es darf also nicht getrennt für PKW und SNF gerechnet werden. Somit gibt es hier nur einen Emissionsfaktor für die gesamte Flotte und nicht - wie beim Emissionsfaktorenansatz - getrennte Faktoren für die einzelnen Fahrzeugkategorien. Für die Berechnung der Emissionsfaktoren der EPA-Formel wurde entsprechend den Verkehrszusammensetzungen 2001 das mittlere Fahrzeuggewicht wie folgt gewichtet:

	Innerorts (Dresden)	Außerorts (Bundesstraße)	Autobahn
PKW	87,6%	83%	77,2%
LNF	5,6%	9%	7,3%
SNF	6,8%	8%	15,5%

Die Vergleichsrechnung der Innerortsstraßen ergab für den Ansatz mit EPA-Formel / guter Zustand Ergebnisse in der gleichen Größenordnung wie beim Emissionsfaktorenansatz (Bild 3.2.2.1).

Entsprechend des quantitativen Einflusses des Straßenzustandes in der EPA-Formel sind die Emissionsfaktoren bei Innerortsstraßen – und somit auch die absoluten Emissionen – bei schlechtem Zustand um den Faktor 3,6 höher als bei gutem Zustand (Bild 3.2.2.2).

Bei den Autobahnen und Außerortsstraßen liegt dieser Faktor entsprechend des Einflusses des Straßenzustandes bei 2,5 (siehe Bild 3.2.2.4 bzw. 3.2.2.6).

Die Ergebnisse der Autobahnen sowie der Außerortsstraßen weisen beim Vergleich zwischen Emissionsfaktorenansatz und EPA-Formel erhebliche Unterschiede auf (Bild 3.2.2.3 bzw. 3.2.2.5). So liegen die Werte der EPA-Formel bei Bundesstraßen um den Faktor 2,5, bei Autobahnen um den Faktor 4 über denen des Emissionsfaktorenansatzes.

Diese Abweichungen entsprechen der Aussage in /"Lohmeyer / AP 1 und 2"/, wonach die Werte der EPA-Formel im Bereich höherer Geschwindigkeiten beim Vergleich mit Messwerten die Emissionen überschätzen.

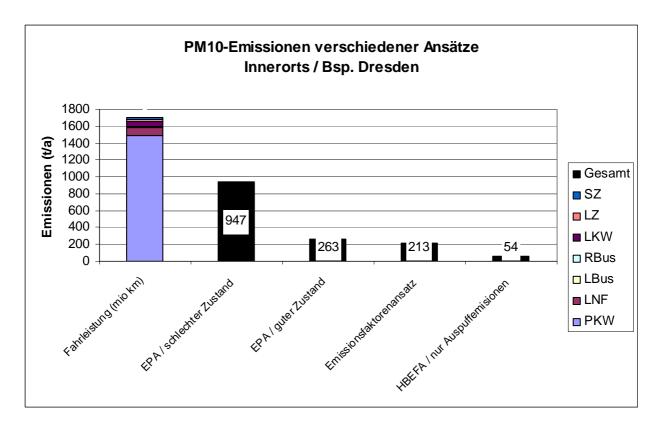


Bild 3.2.2.1: PM10-Emissionen verschiedener Ansätze bei Innerortstraßen

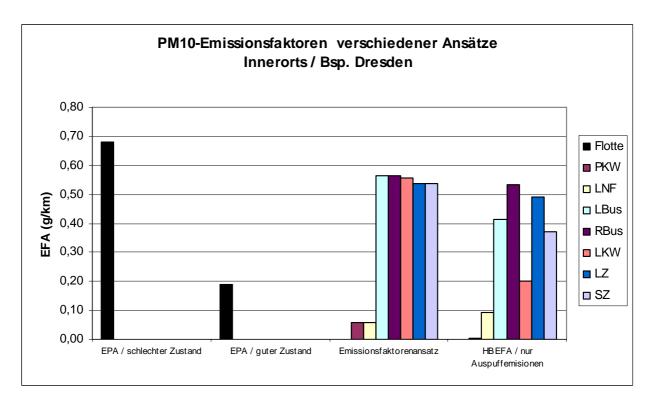


Bild 3.2.2.2 : PM10-Emissionsfaktoren verschiedener Ansätze bei Innerortstraßen

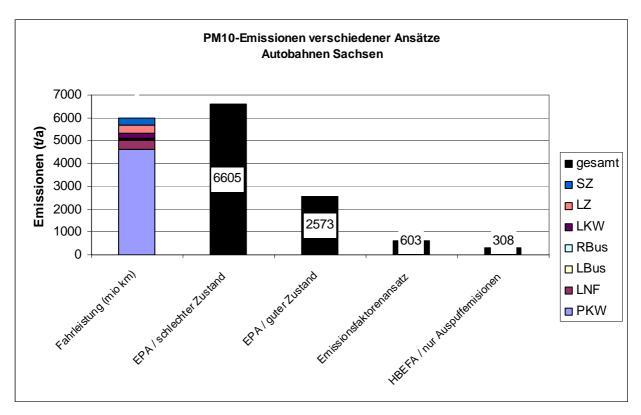


Bild 3.2.2.3: PM10-Emissionen verschiedener Ansätze bei Autobahnstrecken

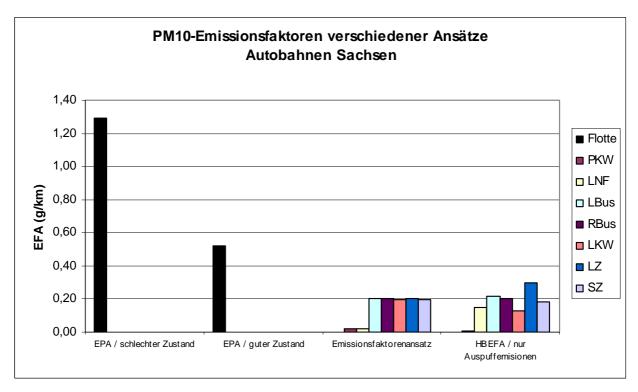


Bild 3.2.2.4: PM10-Emissionsfaktoren verschiedener Ansätze bei Autobahnstrecken

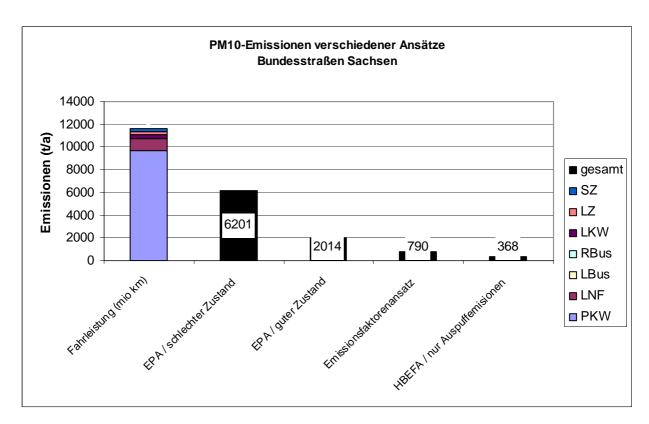


Bild 3.2.2.5: PM10-Emissionsfaktoren verschiedener Ansätze bei Bundesstraßen

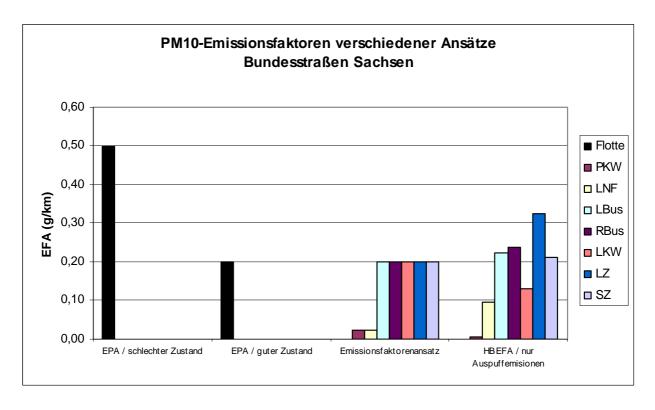


Bild 3.2.2.6: PM10-Emissionsfaktoren verschiedener Ansätze bei Bundesstraßen

# **Anlagen**

Anlage 1 Aktennotiz über die Auswertung des Ortstermines für die Bestimmung von Straßenzuständen

Anlage 2 Dokumentation Einzelstreckenauswertung 04



Mohrenstraße 14 Telefon: 0351 / 83 914 - 0 01445 Radebeul Telefax: 0351 / 83 914 - 59

email: info.dd@lohmeyer.de

AKTENNOTIZ ÜBER DIE AUSWERTUNG DES ORTSTERMINES FÜR DIE BESTIMMUNG VON STRASSENZUSTÄNDEN

Ausgangssituation

Am 17.6.2004 wurden durch Herrn Dr. Düring (Ingenieurbüro Lohmeyer) und durch Herrn Schmidt (TU Dresden) Befahrungen einschließlich der Aufnahme des Straßenzustandes an insgesamt 7 sehr unterschiedlichen Bereichen der B 173 zwischen Dresden und Mohorn durchgeführt. Diese Stellen wurden insofern ausgesucht, weil für 5 dieser Bereiche mittels hilfsweisen Verwendung des Substanzwertes zur Bewertung des Straßenzustandes ein schlechter Straßenzustand ermittelt wurde

(siehe Bericht TU Dresden).

Bewertungsmethodik

Die Datenaufnahme und Bewertung entsprach dem Vorschlag, welcher im Anhang 2 des Hauptberichtes des Ingenieurbüros Lohmeyer aufgezeigt ist. Aufgenommen wurden neben den Größen zur Identifizierung des Straßenabschnittes die Kenngrößen "Allgemeine Unebenheiten", "Spurrinnentiefe", "betroffene Fläche von Einzelrissen, Risshäufungen, Netzrissen", "betroffene Fläche von Oberflächenschäden" die "betroffene Fläche von Flickstellen" sowie die Art und Befestigung der Randbereiche.

In der LIST Datenbank ist der Parameter TWRIO nicht abgebildet. Der angegebene Substanzwert (SUW) wird von TWRIO zu 75% dominiert (FGSV, 2001). Aus diesem Grund wurde hilfsweise SUW gleich TWRIO gesetzt und mit diesem Ansatz ebenfalls eine Bewertung durchgeführt und mit der Bewertung mittels TWRIO verglichen.

**Ergebnisse** 

In der Tab. 1 werden diese Größen für alle betrachteten Abschnitte zusammenfassend dargestellt. Auch aufgezeigt werden die mittels des Bewertungsansatzes bestimmten Zustandsklassen des Straßenabschnittes, der Randbereiche und des Fahrbahnmaterials. Daraus kann dann mit oben beschriebener Methodik die Straßenbewertung durchgeführt werden.

Bewertung unter hilfsweisen Verwendung des SUW	schlecht	gut	schlecht	schlecht	schlecht	gut	schlecht
Algemeine Unebenheiten	ssw	SSW	SSW	da	da	SSW	da
Spurrinnentiefe mm	2	2	2	5	2	2	3
Substanzwert (SUW) aus LIST	3.8	1.2	2.4-4	5.0	5.0	1.6	3.5
Straßenzustand für mEPA****	gut	gut	gut	gut	gut	gut	schlecht
Zustandsklasse/Strasse	3.3	2.8	3.3	3.3	3.0	2.8	3.8
Fahrbahnmaterial	Asphalt=3						
SW-Klasse/Randstreifen*	2	2	2	2	3	2	2
SW-Klasse/Strasse	4	3	4	4	3	3	5
TWRIO	2.9	2.1	2.9	2.7	2.3	2.0	3.2
Flickstellen %	20-30***	5-10***	30***	1-2	5	1	20-30***
Oberflächenschäden%	1	1	1	5-10	1**	1**	1**
Risse %	0	0	0	2-5	1-2	1	5
bis km	0.100	0.200	0.400	1.800	1.900	0.500	0.400
von km	0.000	0.100	0.200	1.700	1.800	0.400	0.300
bis Netzknoten	4946038	4946038	4946038	4946038	4946038	4947047	4947047
von Netzknoten	5046054	5046054	5046054	5046054	5046054	4946085	4946085
Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7
Datum	17.06.04	17.06.04	17.06.04	17.06.04	17.06.04	17.06.04	17.06.04

<sup>\*=</sup>wenn Randstreifen zwar unbefestigt aber begrünt dann 2, sonst 3

ssw=sehr schwach

da=deutlich ausgeprägt

Tab. 1: An der B 173 aufgenommene Parameter und deren Bewertung zum Straßenzustand. Erläuterung siehe Text.

Unter Verwendung des berechneten Schadenswertes TWRIO ergibt sich in 6 der 7 Fällen ein guter Straßenzustand, nur in einem Fall ein schlechter Zustand. Da der relativ hohe Anteil an Flickstellen diesen Wert maßgeblich beeinflusst, die Flickstellen aber alle sehr sauber vergossen sind ist auch diese Straße im Sinne der PM10-Emissionsmodellierung eher in einem guten Zustand. In der Abb. 1 ist der Zustand auf diesem und einem anderen (ähnlichen) Straßenabschnitt fotografisch im Vergleich zu einem wirklich schlechten Zustand auf einer Straße in Dresden (Abb. 2) dargestellt.

Bei der hilfsweisen Verwendung des in der LIST-Datenbank enthaltenen Substanzwertes werden zusammen mit dem Materialparameter und dem Schadenswert der Randbereiche, wie oben erläutert, 4mal schlechter Straßenzustand und 3mal guter Straßenzustand ermittelt (siehe ebenfalls **Tab. 1**). Dies widerspricht den Ermittlungen und Bedingungen vor Ort der betrachteten Abschnitte. Diese Erfahrung wurde auch an anderen befahrenen Straßenabschnitten (z.B. an der B 170 in Bannewitz) gemacht. Auch aus den Arbeiten zu anderen Projekten (z.B. im Rahmen des PM10-Screening des Hauptstraßennetzes von Dresden) ist bekannt, dass die überwiegende Mehrzahl der Straßen im Sinne der PM10-Emissionsmodellierung als gut einzustufen ist.

<sup>\*\*=</sup>keine wirklichen Schäden (keine Abplatzungen), nur gleichmäßige Ausmagerung über größere Flächen

<sup>\*\*\*=</sup>sauber vergossen, keine "Kanten"

<sup>\*\*\*\*=</sup>entsprechend Hauptbericht Lohmeyer, dort Anhang 2

#### **Fazit**

Die hilfsweise Verwendung des Substanzwertes (SUW) als Schadenswert TWRIO zur Bewertung des Straßenzustandes im Sinne der PM10-Emissionsmodellierung ist nicht möglich, da sie zu deutlich zu konservativen Aussagen führt und damit eine deutlich zu hohe Häufigkeit von Straßen mit schlechten Zustand im Sinne der PM10-Emissionsmodellierung liefert. Straßenabschnitte mit schlechten Straßenzustand sind aus den Erfahrungen vom beschriebenen Ortstermin, aber auch aus den Erfahrungen verschiedener anderer Projekt (z.B. in Dresden, Nauen, Neuruppin, Erfurt) nur in geringem Maße anzutreffen. Aus diesen Gründen wird empfohlen, für das Hauptstraßennetz von Sachsen von einem guten Zustand auszugehen, falls keine konkreten örtlichen Erhebungen des Schadenwertes durchgeführt werden oder die Einbeziehung des Schadenswertes TWRIO aus einer Datenbank möglich ist.







Abb. 2: Leipziger Straße in Dresden im Jahr 2003 mit großflächigen Flickstellen, offenen Pflasterfugen (Mitte und rechts) und unbefestigten Gehwegen (links) als Straße mit schlechtem Straßenzustand im Sinne der PM10-Modellierung

# Technische Universität Dresden

# Institut für Verkehrsplanung und Straßenverkehr Lehrstuhl für Verkehrsökologie

Hettnerstr. 1, 01069 Dresden

Tel. 0351/463 6566 Fax:0351/463 7718



# **Dokumentation Einzelstreckenauswertung 04**

Teil 1: Struktur

Teil 2: Handbuch Einzelstreckenauswahl\_GIS

Teil 3: Handbuch Einzelstreckenauswahl\_Berechnung

Dresden, 05.10.2004

# Inhalt

1	STRUKTUR	1
2	HANDBUCH EINZELSTRECKENAUSWAHL_GIS	2
2	.1 Verfügbare Layer	2
2	.2 Auswahlformular	3
	2.2.1 Festlegen der Auswahlkriterien	3
	2.2.2 Erzeugen der Auswahl	4
3	HANDBUCH	6
ΕIN	IZELSTRECKENAUSWAHL BERECHNUNG	6
3	.1 Struktur	6
3	.2 Hauptformular	7
3	.3 Eingabe Datenbasis	7
	3.3.1 Verkehrsmengen / Verkehrszusammensetzung	
	3.3.2 Flottenemissionsfaktoren	
	3.3.3 Verkehrssituation	9
	3.3.4 Optionen zur PM10-Berechnung	10
3	.4 Präsentation der Ergebnisse	12

#### 1 STRUKTUR

Das Werkzeug zur streckenfeinen Emissionsberechnung besteht aus zwei Modulen. Zur Auswahl der Strecken wurde in dem GIS-Projekt *Einzelstrecken\_GIS.mxd* ein Formular entwickelt mit dem nach verschiedenen Kriterien die zu untersuchenden Strecken ausgewählt werden können.

Die Geometrie- und Attributdaten dieses Projektes werden in der GeoDatabase *PGDB\_GIS\_Einzelstreckenauswertung.mdb* verwaltet. Darin sind für alle vier im GIS-Projekt dargestellten Layer die feature-class enthalten.

Die Korrespondenz mit der Berechnungsdatenbank *Einzelstre-cken\_Berechnung.mdb* erfolgt über das Verknüpfen der beiden relevanten Attributtabellen aus der GeoDatabase.

Bei einem evtl. Verschieben der GeoDatabase in ein anderes Verzeichnis muss deshalb immer in der Berechnungsdatenbank die Verknüpfung aktualisiert werden!

Bei den Attributtabellen handelt es sich zunächst um die Tabelle mit den ausgewählten Strecken sowie den diesbezüglichen Attributen. Diese Tabelle gibt quasi der Berechnungstabelle die Information, für welche Strecken eine Emissionsberechnung durchgeführt werden soll. Die zweite verknüpfte Tabelle ist die des Auswertelayers. Darin sind jeder Strecke des sächsischen Streckennetzes die Höhe der berechneten Schadstoffe als Attibute zugewiesen. Nach erfolgreicher Berechnung wird diese Tabelle automatisch aktualisiert, sodass das Ergebnis im GIS visualisiert werden kann.

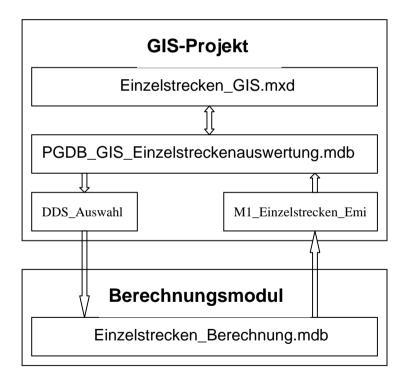


Bild 1.1 Struktur Einzelstreckenauswertung

# 2 HANDBUCH EINZELSTRECKENAUSWAHL\_GIS

## 2.1 Verfügbare Layer

Das Modul Einzelstreckenauswahl *Einzelstrecken\_GIS.mxd* ist ein ArcGIS 8.3 - Projekt. Sämtliche Geometrie- und Attributdaten sind in der GeoDatabase *PGDB\_GIS\_Einzelstreckenauswertung.mdb* abgelegt. In dieser Datenbank sind für folgende vier Layer die feature class enthalten:

- DDS\_Sachsen

Aus diesem Layer - es beinhaltet das gesamte Streckennetz Sachsens - wird die Auswahl getroffen.

- Kreis 2000

Dieses Layer stellt die sächsischen Kreisgrenzen dar (Stand 2000).

- DDS Auswahl

Dieses Layer stellt die aktuelle bzw. die zuletzt getroffene Auswahl dar.

- M1\_Einzelstrecken\_Emi

Dieses Layer visualisiert das aktuelle bzw. das zuletzt erzielte Berechnungsergebnis in Form von Farbabstufungen entsprechend der Emissionshöhe.

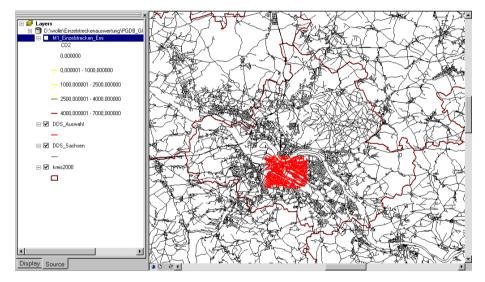


Bild 2.1 GIS-Projekt / verfügbare Layer

#### 2.2 Auswahlformular

## 2.2.1 Festlegen der Auswahlkriterien

Bei Betätigung der Schaltfläche *Einzelstreckenauswahl* wird das Auswahlformular aufgerufen. Mit Hilfe dieses Formulars können aus dem Layer *DDS\_Sachsen* Strecken zur Emissionsberechnung ausgewählt werden.

Die Auswahl kann dabei nach drei Kriterien erfolgen.

- Auswahl aller Strecken des Shapes
   Dabei werden alle Strecken des sächsischen Netzes ausgewählt.
- Auswahl von Strecken nach sachlichen Kriterien
   Bei dieser Auswahl können Strecken entsprechend ihrer Lage (Innerorts/Außerorts), ihrer Kategorie (Autobahn, Bundesstraße...) oder entsprechend des Kreises bzw. der Gemeinde, in der sich die Strecken befinden sollen ausgewählt werden.
- Auswahl von Strecken nach räumlichen Kriterien
  In diesem Auswahlmodus können die gewünschten Strecken mit Hilfe eines durch den Cursor gezeichneten
  Raumes ausgewählt werden. Dieser Raum kann dabei
  verschiedene geometrische Formen aufweisen.

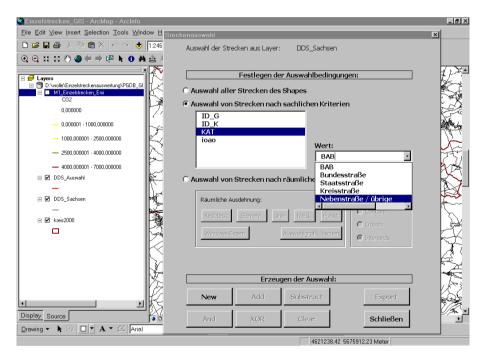


Bild 2.2.1 Auswahlformular / Festlegen der Auswahlkriterien

#### 2.2.2 Erzeugen der Auswahl

Zur Ablage der ausgewählten Strecken in die Zwischenablage wird die Schaltfläche *New* Betätigt. Daraufhin erscheint ein weiteres Formular zur Eingabe der Verkehrssituation sowie eines Stop&Go-Anteiles. Diese Angabe ist obligatorisch. Die zur Auswahl stehenden Verkehrssituationen werden in 3. näher erläutert.

Nach Betätigen der Schaltfläche Auswahl erstellen werden die Strecken mit den entsprechend gewählten Verkehrszuständen in der Zwischenablage gespeichert. Nun kann die getroffene Auswahl durch Festlegung neuer Auswahlkriterien weiter bearbeitet werden. Nach dem Erstellen der ersten Auswahl sind nun auch die übrigen Schaltflächen zur Auswahlerstellung aktiviert.

Beinhaltet bspw. die erste Auswahl nach räumlichen Kriterien alle Strecken innerhalb eines Rechteckes, so kann diese Auswahl nachfolgend nach Festlegen neuer Kriterien über die Schaltfäche *And* weiter eingeschränkt werden (z.B. alle Bundesstraßen innerhalb des gewählten Rechteckes). Ebenso können zusätzliche Strecken mit anderen Auswahlkriterien zur Auswahl hinzugefügt oder aber von den bereits gewählten Strecken wieder subtrahiert werden.

Ist die Auswahl endgültig, wird nach Betätigen der Schalfläche *Export* aus den gewählten Strecken in der GeoDatabase eine neue feature class mit dem Namen *DDS\_Auswahl* erzeugt. Die darin vorhandene feature class einer früheren Auswahl wird davor gelöscht. Die Attributtabelle dieser neu erzeugten feature class ist wie in 1. beschrieben in die Berechnungsdatenbank eingebunden.

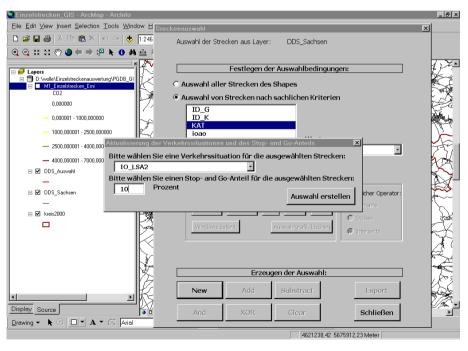


Bild 2.2.2 Erzeugen der Auswahl

#### 2.3. Wahl der Verkehrssituation

Für die Wahl der Verkehrszustände stehen im Projekt drei Typen zur Verfügung.

- HBEFA-Verkehrssituationen
- Die 5 mittleren Verkehrssituationen, mit denen standardmäßig im Emissionskataster gearbeitet wird
- 5 Belastungsgrade zur Beschreibung der Verkehrszustände.

Die HBEFA-Verkehrssituationen sind dem Handbuch für Emissionsfaktoren / UBA 1999 entnommen. Diese werden darin durch folgende Beschreibung charakterisiert:

		v <sub>PKW</sub> (km/h)
IO HVS>50 2	HVS, TL>50, mittlere Störungen	48
IO HVS1	Ortsdurchfahrt, vorfahrtber., ohne Störungen	58
IO HVS2	HVS, vorfahrtberechtigt, geringe Störungen	46
IO HVS3	HVS, vorfahrtberechtigt, mittlere Störungen	39
IO HVS4	HVS, vorfahrtberechtigt, starke Störungen	32
IO LSA1	HVS, mit Lichtsignalanlage, ger. Störungen	39
IO LSA2	HVS, mit Lichtsignalanlage, mittl. Störungen	28
IO LSA3	HVS, mit Lichtsignalanlage, starke Störungen	24
IO Kern	Innerortsstraßen im Stadtkern	20
IO Nebenstraße	dicht Nebenstraße, geschlossene Bebauung	19
IO Stop&Go	Innerortsstraßen Stop&Go	5

		v <sub>PKW</sub> (km/h)
AO_1	guter Ausbaugrad, gerade	77
AO_2	guter Ausbaugrad, gleichmäßig kurvig	68
AO_3	ungleichmäßig kurvig	61
AB>120	ohne Tempolimit, Verkehrsst. <1400Kfz/H je Fahrstreife	en 130
AB_100	Tempolimit 100, Verkehrsst. <1400Kfz/H je Fahrstreife	n 105
AB 80	Tempolimit 80, Verkehrsst. <1500Kfz/H je Fahrstreifen	90

Von den fünf mittleren Verkehrssituationen des Emissionskatasters bilden zwei das Fahrverhalten auf Bundesautobahnen ab, eins auf sächsischen Außerortsstraßen sowie zwei auf Innerortsstraßen (Hauptnetz / Nebennetz). Während im Emissionskataster die beiden Autobahnwerte entsprechend Fahrbahnanzahl und Verkehrsstärke zugewiesen werden, werden die anderen als feste Werte entsprechend der Attribute des DDS\_Netzes zugewiesen. Es handelt sich dabei um mittlere Werte, die für eine mikroskopische Betrachtung eher ungeeignet sind.

Die fünf Belastungsgrade sind das Ergebnis einer Untersuchung zum Fahrverhalten auf Dresdens Hauptstraßen. Darin wurde aufbauend auf umfangreichem Messfahrten über Analogieschlüsse fünf "Verkehrssituationsgruppen" gebildet, von denen jede über detaillierte Beschreibungen charakterisiert wird. Diese Beschreibung liegt aufgrund ihres Umfangs in einem externen Bericht vor.

### 3 HANDBUCH

# EINZELSTRECKENAUSWAHL BERECHNUNG

#### 3.1 Struktur

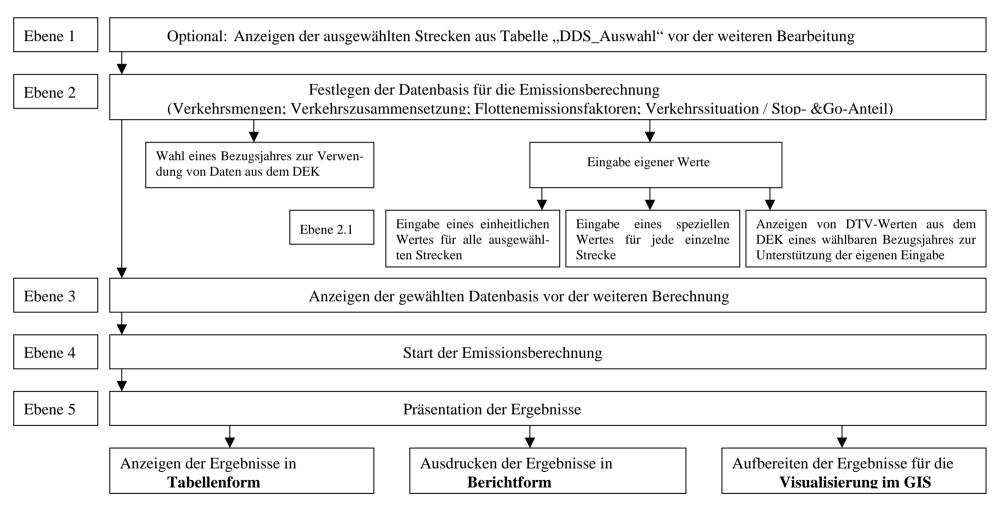


Bild 3.1.1 Prinzipielle Struktur des Berechnungsmoduls

## 3.2 Hauptformular

Beim Öffnen des Berechnungsmoduls erscheint nebenstehendes Eingangsformular (Bild 3.2.1).

Es zeigt die Anzahl der zuletzt im GIS ausgewählten Strecken an und bietet optional die Möglichkeit, die Strecken vor der weiteren Bearbeitung noch einmal einzusehen. Bei Unkorrektheiten in der getroffenen Auswahl muss diese im GIS korrigiert werden. Eine evtl. Änderung der zugewiesenen Verkehrssituation / Stop&Go-Anteil kann dagegen innerhalb des Berechnungsmoduls vorgenommen werden.



Bild 3.2.1 Eingangsformular des Berechnungsmoduls

## 3.3 Eingabe Datenbasis

Ist die Auswahl korrekt, so öffnet sich nach Betätigen der Schaltfläche "Datenbasis eingeben" das Eingabeformular zum Festlegen der wesentlichen emissionsrelevanten Eingangsgrößen (Bild 3.3.1):

- Verkehrsmenge
- Verkehrszusammensetzung
- Flottenemissionsfaktoren
- Verkehrssituation
- Optionen zur PM10-Berechnung

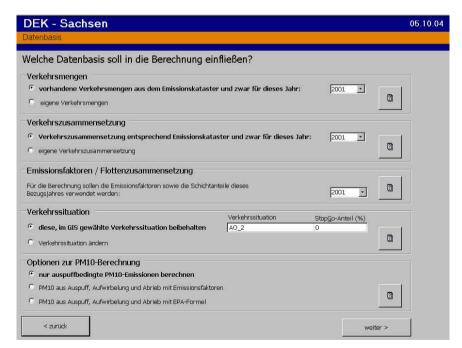


Bild 3.3.1 Hauptformular zur Eingabe der Datenbasis

## 3.3.1 Verkehrsmengen / Verkehrszusammensetzung

Bei der Wahl der Datenbasis für Verkehrsmengen sowie für die Verkehrszusammensetzung stehen jeweils zwei Optionen zur Verfügung. So kann man entweder Daten verwenden, die im Emissionskataster enthalten sind oder eigene Werte eingeben.

Sollen Daten aus dem Emissionskataster in die Berechnung einfließen, so kann dafür in dem nebenstehenden Feld ein verfügbares Bezugsjahr gewählt werden. Wenn sowohl Verkehrsmengen als auch Verkehrszusammensetzung aus dem Emissionskataster verwendet werden, so muss das Bezugsjahr der beiden Datenbasen übereinstimmen. Die enthaltenen Bezugsjahre entsprechen dem Stand der im Dezember 2003 im Emissionskataster enthaltenen Verkehrsmengen / Verkehrszusammensetzungen. Ein Automatismus für den Import aktuellerer Daten ist in diesem Modul nicht enthalten. Diese Daten müssten ggf. manuell aus dem DEK importiert werden.

Es können jedoch Kombinationen von eigenen Werten und Emissionskatasterwerten vorgenommen werden. Bei der Wahl der Option "eigene Werte" erscheint eine Schaltfläche nach deren Betätigen man in das entsprechende Eingabeformular gelangt.

Bei der Eingabe kann gewählt werden, ob ein einheitlicher Wert für alle ausgewählten Strecken oder ob für jede einzelne Strecke ein spezieller Wert festgelegt werden soll. Zur Unterstützung der Eingabe können die für diese Strecken im Emissionskataster verwendeten Werte für verschiedene Bezugsjahre angezeigt werden.

Bild 3.3.1.1 zeigt beispielhaft das Eingabeformular zur Eingabe eigener Verkehrsmengen mit der gewählten Option "für jede ausgewählte Strecke einen spezifischen DTV-Wert eingeben". Die Eingabe wird mit dem Betätigen der Schaltfläche "Eingabe abgeschlossen" beendet und man gelangt zurück zum Hauptformular.

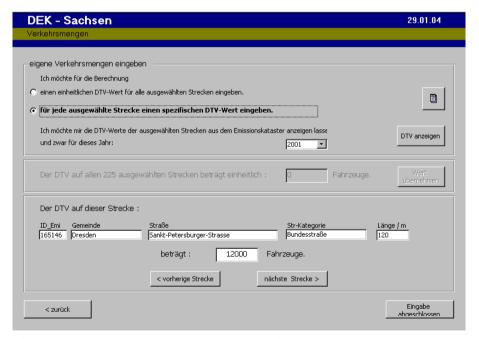


Bild 3.3.1.1 Formular zur Eingabe "eigene Verkehrsmengen"

Bei der Eingabe eigener Verkehrsmengen und der Verwendung der Verkehrszusammensetzung eines gewählten Bezugsjahres aus dem Emissionskataster werden die entsprechenden Verkehrsmengen der einzelnen Fahrzeugkategorien errechnet.

Die Eingabe zur Verkehrszusammensetzung erfolgt analog dazu. Die Verkehrszusammensetzung wird dabei mit der Eingabe eines Anteils an schweren Nutzfahrzeugen (SNF) bestimmt. Bei der Errechnung des Flottenemissionsfaktors wird schließlich der im HBEFA enthaltene, über alle SNF-Kategorien gewichtete Emissionsfaktor für den Schwerverkehrsanteil verwendet. Der Emissionsfaktor für den restlichen DTV erfolgt unter Verwendung des PKW-Emissionsfaktors zu 92% sowie eines Emissionsfaktors für leichte Nutzfahrzeuge (LNF) von 8%. Dieser Anteil gilt als plausibler Durchschnittswert.

Bei der Eingabe einer eigener Verkehrszusammensetzung und der Verwendung der Verkehrsmengen eines gewählten Bezugsjahres aus dem Emissionskataster wird der DTV der jeweiligen Strecke entsprechend der eingegebenen Verkehrszusammensetzung aufgeteilt.

#### 3.3.2 Flottenemissionsfaktoren

Für die Berechnung der entsprechenden Flottenemissionsfaktoren kann aus dem nebenstehenden Feld ein Bezugsjahr ausgewählt werden. Im Emissionskataster werden auf der Grundlage der sächsischen Fahrzeugbestände die Anteile der Fahrzeugschichten speziell für Sachsen errechnet.

Ebenso wie bei den Daten zu den Verkehrsmengen sind in dieser Version des Berechnungsmoduls Werte für eine spezifische sächsische Flottenzusammensetzung aus dem Emissionskataster bis zum Jahr 2001 enthalten. Alle Werte zur Flottenzusammensetzung über das Jahr 2001 hinaus entsprechen deutschen Durchschnittswerten aus dem HBEFA.

#### 3.3.3 Verkehrssituation

Soll die im GIS bzw. die zuletzt vorgenommene Verkehrssituation / Stop&Go-Anteil geändert werden, so kann nach Wahl der entsprechenden Option eine Änderung analog der Eingabe "eigener Wert" zu Verkehrsmenge / Verkehrszusammensetzung über ein Eingabeformular erfolgen.

Über eine Schaltfläche kann die Verkehrssituation für alle Strecken auf die im GIS vorgenommene zurückgesetzt werden.

## 3.3.4 Optionen zur PM10-Berechnung

Zur Berechnung der PM10-Emissionen stehen prinzipiell folgende drei Berechnungsoptionen zur Auswahl:

- 1. nur auspuffbedingte PM10-Emissionen
- 2. PM10 aus Auspuff, Aufwirbelung und Abrieb mit Emissionsfaktoren
- 3. PM10 aus Auspuff, Aufwirbelung und Abrieb mit EPA-Formel

Bei der Wahl der ersten Option werden lediglich die auspuffbedingten Emissionen auf der Grundlage der Faktoren des HBEFAs berechnet.

Bei Wahl der Option 2 werden die Emissionen als Summe von auspuffbedingten Emissionen und Emissionen aus Aufwirbelung und Abrieb berechnet. Die Berechnung des Anteils aus Aufwirbelung und Abrieb erfolgt dabei unter Verwendung des in / Lohmeyer 2004: Abschlussbericht zum Projekt "Berechnung der KFZ-bedingten Feinstaubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen, Arbeitspakete 1 und 2" / entwickelten Emissionsfaktorenansatzes.

Bei der Emissionsberechnung unter Verwendung der dritten Option "PM10 aus Auspuff, Aufwirbelung und Abrieb mit EPA-Formel" können sämtliche relevanten Einflussfaktoren frei eingegeben werden - sowohl die der EPA-Formel als auch die zur Bestimmung des Straßenzustandes (Bild 3.3.4.1).

Der Algorithmus der EPA-Formel sowie deren Standardwerte sind in der o.a. Quelle dokumentiert. Ebenso das Verfahren zur Bewertung des Straßenzustandes.

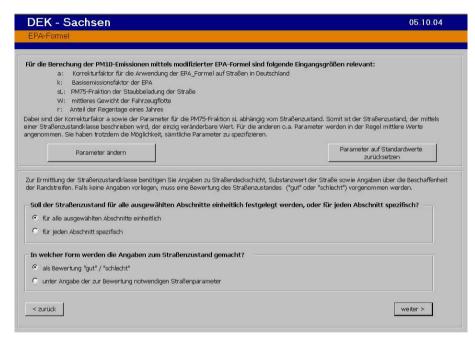


Bild 3.3.4.1 Formular zur Eingabe der Rechengrößen für EPA-Formel

Bei der Präzisierung der EPA-Parameter können die Werte für jede Kombination Fahrzeugkategorie (1-9) / Straßenkategorie (BAB, Außerorts, Innerorts) / Straßenzustand (gut, schlecht) geändert werden (Bild 3.3.4.2). Nach Betätigen der entsprechenden Schaltfläche werden diese wieder auf die Standardwerte zurückgesetzt.

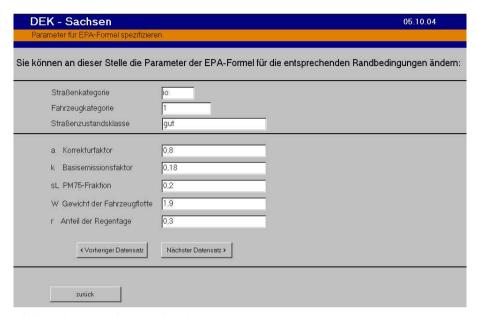


Bild 3.3.4.2 Formular zur Eingabe EPA-Parameter

Die Bewertung des Straßenzustandes kann entweder durch die Eingabe des konkreten Zustandes "gut" oder "schlecht" oder aber der Einflussfaktoren entsprechend dem o.a. Bewertungsverfahren vorgenommen werden (Bild 3.3.4.3). Die Werte können dabei optional einheitlich für alle zu untersuchenden Strecken oder streckenspezifisch eingegeben werden.

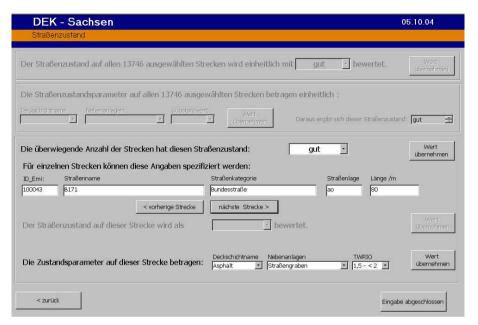


Bild 3.3.4.3 Formular zur Eingabe der Straßenzustands-Parameter

# 3.4 Präsentation der Ergebnisse

Nach Eingabe der Datenbasis kann diese in einem darauffolgenden Formular für jede einzelne Strecke zur Kontrolle noch einmal vor der Berechnung angezeigt werden. Bei korrekter Eingabe der Datenbasis gelangt man in das nächste Formular, wo die Berechnung der Emissionen gestartet wird.

Diese Berechnung dauert einige Minuten.

Die erfolgreiche Berechnung wird durch ein Meldeformular angezeigt und es bestehen drei Möglichkeiten der Präsentation der Ergebnisse.

Über die Schaltfläche "Ergebnisse anzeigen" werden die Emissionen nach Fahrzeugkategorie und Antriebsart sowie als Summe tabellarisch in einem Formular angezeigt. Darüberhinaus wird die der Berechnung zugrundegelegten Datenbasis ausgewiesen.

Über die Schaltfläche "Bericht drucken" werden die Ergebnisse in der angezeigten Form ausgedruckt. Wird dem Berechnungsfall ein Name zugewiesen, so erscheint dieser mit auf dem Ausdruck.

Zur Visualisierung der Ergebnisse im GIS müssen diese entsprechend aufbereitet werden. Dieser Vorgang wird nach Betätigen der entsprechenden dritten Schaltfläche gestartet. Nach erfolgreicher Aufbereitung erscheint ein Meldeformular.

Das Berechnungsergebnis kann nun über das entsprechende Layer im GIS angezeigt werden.