

**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: lohmeier\_dd@t-online.de  
USt-IdNr.: DE 143545044

**VALIDIERUNG VON  
PM10-IMMISSIONSBERECHNUNGEN IM  
NAHBEREICH VON STRASSEN UND  
QUANTIFIZIERUNG DER  
FEINSTAUBBILDUNG VON STRASSEN**

Auftraggeber: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung  
Brückenstraße 6  
10173 Berlin

und

Sächsisches Landesamt  
für Umwelt und Geologie  
Zur Wetterwarte 11  
01109 Dresden

Dr. rer. nat. I. Düring

Dr.-Ing. A. Lohmeyer

Juni 2001  
Projekt 2286/C

## INHALTSVERZEICHNIS

<b>1</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>PROBLEMSTELLUNG</b> .....	<b>15</b>
<b>3</b>	<b>VORGEHENSWEISE</b> .....	<b>16</b>
<b>4</b>	<b>LITERATURRECHERCHE</b> .....	<b>17</b>
	4.1 Recherchenumfang und Suchergebnis .....	17
<b>5</b>	<b>SACHSTANDSBERICHT</b> .....	<b>18</b>
	5.1 USA .....	18
	5.2 Österreich.....	25
	5.3 Schweiz.....	25
	5.4 Frankreich.....	26
	5.5 Niederlande .....	27
	5.6 Großbritannien.....	27
	5.7 Dänemark .....	28
	5.8 Schweden.....	28
	5.9 Deutschland .....	32
	5.10 Sonstige .....	37
	5.11 Dokumente der EG.....	38
	5.12 Fazit aus Literaturrecherche .....	38
<b>6</b>	<b>MESSUNGEN IN DER LÜTZNER STASSE UND DER SCHILDHORNSTRASSE</b> .....	<b>40</b>
	6.1 Ergebnisse in der Lützner Straße in Leipzig.....	40
	6.2 Ergebnisse in der Schildhornstraße in Berlin.....	43
	6.3 Vergleich zu den Messungen an der Frankfurter Allee in Berlin .....	47
<b>7</b>	<b>EMPFEHLUNG FÜR DIE PM10-EMISSIONSMODELLIERUNG</b> .....	<b>49</b>
	7.1 Kurzfristig.....	49
	7.2 Vergleich mit Messdaten.....	52

---

7.3 Längerfristig.....	53
7.3.1 Relevanz der Staubbelastung als Parameter .....	54
7.3.2 Suche nach besseren Parametern .....	56
7.3.3 Schlussfolgerungen.....	58
<b>8 LITERATUR.....</b>	<b>60</b>
<b>ANHANG A1: BESTIMMUNG PM10-EMISSIONEN DER FRANKFURTER ALLEE, BERLIN .....</b>	<b>71</b>
<b>ANHANG A2: VOM LUA BRANDENBURG BEREITGESTELLTE PM10- EMISSIONSFAKTOREN.....</b>	<b>75</b>
<b>ANHANG A3: BESTIMMUNG DES PM10 – 90.4-PERZENTILWERTS AUS DEM JAHRESMITTELWERT .....</b>	<b>77</b>

#### 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 ZUSAMMENFASSUNG

### Veranlassung

Die EG-Richtlinie 1999/30/EG, die erste Tochterrichtlinie zur EG-Luftqualitätsrichtlinie, setzt Grenzwerte für die Konzentrationen von Partikeln mit aerodynamischen Durchmessern kleiner 10 µm (PM10) in der Luft. Diese Grenzwerte sind laut Richtlinie bis Sommer 2001 in deutsches Recht zu überführen. Da bei Feldmessungen Überschreitungen der Grenzwerte festgestellt werden, muss dieses Problem angegangen werden. Da die Überschreitungen vor allem an Verkehrsmessstationen auftreten und gleichzeitig der Kenntnisstand der PM10-Emissionsprognose ungenügend ist, ist es dafür zunächst erforderlich den Emissionsprozess zu verstehen, um eine Analyse der Ursachen oder von Minderungsmaßnahmen zu erlauben und ein Emissionsmodell zur Quantifizierung der PM10-Emissionen von Straßen zu entwickeln.

### Aufgabenstellung

Verursacher der PM10-Immissionen im Nahbereich von Straßen sind zu einem großen Teil die 5 Komponenten

1. Auspuffemissionen,
2. Straßenabrieb,
3. Aufwirbelung von Straßenstaub,
4. Reifenabrieb und
5. Brems- und Kupplungsbelagsabrieb.

Nur für Auspuffemissionen und (bedingt) Reifenabrieb liegen in Deutschland fundiertere Informationen vor. 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. Es war Aufgabe des vorliegend beschriebenen Projektes,

- anhand einer Literaturrecherche weltweit nach einem Emissionsmodell für Straßenabrieb und Aufwirbelung zu suchen,
- PM10-Emissionsbestimmungen und PM10-Immissionsmessungen und Analysen über jeweils 4 Wochen an einer Straße in Leipzig und Berlin zu machen, um damit

zur Überprüfung der Anwendbarkeit dieses Modells auf deutsche Verhältnisse beizutragen,

- eine erste, dann dem Stand des Wissens entsprechende Empfehlung zu geben, anhand derer in Deutschland die PM10-Emissionen von Straßen bestimmt werden könnten.

Die Weiterentwicklung eines bestehenden oder die Entwicklung eines neuen PM10-Emissionsmodells war nicht Gegenstand des Auftrages.

### **Ergebnisse Literaturrecherche**

Es gibt eine Formel zur Bestimmung der PM10-Emissionen aus Schweden und eine aus den USA. 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  $\text{g/m}^2$  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.

Andere Länder (Österreich, Großbritannien, Frankreich) leiten in Ermangelung besserer Verfahren die PM10-Emission aus der  $\text{NO}_x$ - oder Rußemission ab.

Aus einigen Ländern (Schweiz, Niederlande) sind Emissionsfaktoren für eine einzelne Straße oder pauschal für Straßen veröffentlicht worden. In der Literatur wurde kein besseres Emissionsmodell als die EPA-Formel gefunden.

Für die EPA-Formel wurde von Rauterberg-Wulff gezeigt, wie sie modifiziert werden muss, um das Ergebnis von PM10-Messungen in der Frankfurter Allee, Berlin, zu beschreiben und es wurde die für die Anwendung der EPA-Formel erforderliche Staubbeladung der Frankfurter Allee, Berlin vermessen. Vom Landesumweltamt (LUA) Brandenburg wurde die EPA-Formel für die Anwendung in Brandenburg modifiziert, um die PM10-Immissionen an den Verkehrsmessstationen des Landes Brandenburg zu beschreiben.

Die Literaturrecherche zeigt, dass große Unsicherheit herrscht bzgl. der PM10-Emissionsbestimmung aus Staubaufwirbelung und Straßenabrieb. Das Fehlen einer Berechnungsvorschrift wird allgemein beklagt. Auf Basis der Informationen der Recherche wird Folgendes

vorgeschlagen: Da das US-EPA-Modell derzeit das einzige für eine Empfehlung zur Verfügung stehende Modell ist, wird als kurzfristige Empfehlung gegeben, zunächst dieses als Arbeitsbasis für ein PM10-Berechnungsmodell in der BRD zu nehmen, allerdings mit der u.a. Modifikation resultierend aus den Erkenntnissen der Literaturrecherche und den Messungen in Leipzig und Berlin.

### **Ergebnis der Messungen in der Lützner Straße in Leipzig**

Mit den Messungen liegen dort für einen Zeitraum von 4 Wochen Daten vor über Verkehrsmenge, LKW-Anteil, Fahrgeschwindigkeit, die meteorologischen Verhältnisse inkl. Regenernissen, die PM75-Fraktion der Staubbelastung der Straße inkl. Analyse auf Inhaltsstoffe, die PM2.5- und PM10-Immissions-Gesamtbelastung sowie PM10-Zusatzbelastung, die Analyse der PM2.5- und PM10-Immissions-Gesamtbelastung auf Inhaltsstoffe und die errechneten PM10-Emissionen im Messzeitraum.

Bemerkenswert ist trotz aller Unsicherheiten bei der Emissionsbestimmung die hohe PM10-Emission, sie ist wesentlich höher als die EPA-Formel mit den Standardparametern angeben würde und sie ist ca. 4-mal so hoch wie bei den vom LUA Brandenburg und den beiden in Berlin untersuchten Straßen. Diese höhere PM10-Emission könnte bedingt sein durch die schlechte Straßendecke, die mit einer Vielzahl von Rissen, Löchern und Ausbesserungen einen erhöhten Fahrbahnabrieb bewirken könnte. Des Weiteren sind die Fußwege z. T. stark verschmutzt, die Parkflächen parallel zum Bürgersteig sind nicht durchgängig befestigt, so dass dort immer ein großes Potential an aufwirbelbarem und mit den Reifen auf die Fahrbahn verschleppbarem Staub zur Verfügung steht. Die PM75-Fraktion der Staubbelastung der Fahrbahn von  $0.38 \pm 0.21 \text{ g/m}^2$  liegt ca. doppelt so hoch wie an der Frankfurter Allee in Berlin von Rauterberg-Wulff festgestellt.

Die Messungen zeigen eine ca. 35%ige Reduktion der PM10-Zusatzbelastung an Regentagen, in der Frankfurter Allee wurden ca. 50 % festgestellt.

Aufgrund des sehr kurzen Messzeitraums von 1 Monat mit für die Emissionsbestimmung ungünstigen meteorologischen Bedingungen haben die Schlussfolgerungen aus den Messungen nicht die gewünschte Qualität, gleichwohl wurden auch sie mangels besserer Daten für das u.a. PM10-Berechnungsmodell verwendet.

### Ergebnis der Messungen in der Schildhornstraße in Berlin

Mit den Messungen und den Auswertungen liegen dort für einen Zeitraum von ebenfalls 4 Wochen Daten vor über die Verkehrsmenge, den LKW-Anteil, die Fahrgeschwindigkeit, die meteorologischen Verhältnisse inkl. Regenereignissen, die PM75-Fraktion der Staubbela-dung der Straße inkl. Analyse auf Inhaltsstoffe, die PM2.5- und PM10-Immissions-Zusatzbelastung, die Analyse der PM2.5- und PM10-Immissions-Gesamtbelastung auf Inhaltsstoffe und die errechneten PM10-Emissionen im Messzeitraum. Zusätzlich zu den Parametern aus der Lützner Straße wurden hier eine Analyse der PM2.5- und PM10-Immissions-Vorbelas-tung auf Inhaltsstoffe vorgenommen und es wurde auch die NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung gemessen. Im Gegensatz zu den Messungen in Leipzig lagen bei den Messungen in der Schildhornstrasse eher typische und für die Bestimmung der Emission günstige meteorologische Bedingungen vor. Der Datensatz aus der Schildhornstrasse hat deshalb eine höhere Qualität als der aus der Lützner Straße.

Bemerkenswerterweise lassen die Messungen der auf die meteorologischen Verhältnisse korrigierten PM10-Zusatzbelastungen (d. h. der PM10-Emissionen) keine Reduktion an Re-gentagen erkennen. Die PM10-Zusatzbelastung reduzierte sich um ca. 3 bis 15 %, in der Lützner Straße war eine ca. 35%ige Reduktion, in der Frankfurter Allee von Rautenberg-Wulff eine 50%ige Reduktion der Zusatzbelastung an Regentagen festgestellt worden.

Die PM75-Fraktion der Staubbela-dung der Fahrbahn lag mit  $0.16 \pm 0.09 \text{ g/m}^2$  deutlich nied-riger als in der Lützner Straße ( $0.38 \pm 0.21 \text{ g/m}^2$ ) und ähnlich dem von Rautenberg- Wulff in der Frankfurter Allee in Berlin festgestelltem Wert von ca.  $0.21 \pm 0.07 \text{ g/m}^2$ .

Wie auch in der Lützner Straße haben die Schlussfolgerungen aus den Messungen wegen des kurzen Messzeitraums nicht die gewünschte Qualität, gleichwohl wurden auch sie man-gels besserer Daten für die u. a. Modifikation der EPA-Formel verwendet.

### Empfehlung für ein vorläufiges PM10-Emissionsmodell

Es wird 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 **Abrieb und Aufwirbelung** (Ab+Auf), bestehend aus den Emis-sionen infolge Reifen-, Brems- und Kupplungsbelagsabrieb, Straßenabrieb und Aufwirbelung von Straßenstaub, also

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

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

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

Zur Quantifizierung von Abrieb und Aufwirbelung wird als vorläufiges PM10-Emissionsmodell der Vorschlag aus Lohmeyer et al. (2001a) angesetzt. Die mit der EPA-Formel berechneten Emissionswerte beinhalten neben Abrieb und Aufwirbelung auch die Auspuffemissionen. Um die PM10-Emissionen durch Abrieb und Aufwirbelung zu erhalten, müssen die Auspuffemissionen für das Bezugsjahr und die Bedingungen der Erhebung der Messdaten berechnet werden und von den Ergebnissen nach der EPA-Formel abgezogen werden. Das PM10-Emissionsmodell wurde in Lohmeyer et al. (2001a) modifiziert mit Messdaten für Innerortsstraßen und Autobahnen (Tunnelstrecken mit Tempolimit 80 km/h) aus Deutschland aus den Jahren 1998 bis 2000. Wegen der in der Formel enthaltenen Unsicherheiten ist es ausreichend, als Bezugsjahr der Messungen immer das Jahr 2000 anzusetzen. Entsprechend den Messbedingungen sind die Abgasemissionen für die Verkehrssituationen nach HBEFA „d\_io“ (durchschnittlich innerorts) einzusetzen. Die Tunnelstrecken werden unten gesondert erläutert. Für nicht überdeckelte Straßen wird folgendes Berechnungsverfahren vorgeschlagen:

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

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

$$e_{PM10}(Bzj) = e_{PM10}^{Ab+Auf} + e_{PM10}^{Auspuff} \quad (\text{im Bezugsjahr})$$

wobei

$$e_{PM10}^{Auspuff}(2000) = \begin{matrix} 0.016 \text{ g / km für PKW (inkl. lnFz) und} \\ 0.492 \text{ g / km für LKW} \end{matrix}$$

Dabei bedeuten:

- e = Emissionsfaktor der Fahrzeuge [g/(km · Fzg)]
- a = Korrekturfaktor für die Anwendung auf Straßen in Deutschland [-]
- k = Basisemissionsfaktor der EPA = 0.18 g/km
- sL = PM75-Fraktion der Staubbilddung 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 wird 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,  
 $sL = 0.2 \text{ g/m}^2$  bei gutem Straßenzustand,  $sL = 0.4 \text{ g/m}^2$  bei schlechtem Zustand,  
sowie  $W (\text{PKW}) = 1.1 \text{ t}$       $W (\text{INFZ}) = 1.9 \text{ t}$       $W (\text{sNFZ}) = 9 \text{ t}$ .

### **b) Außerortstraßen und Autobahnen**

Für die Anwendung außerorts und für Autobahnen fehlen Messdaten, um die EPA-Formel entsprechend zu modifizieren. Als Emissionsdaten lagen nur für die Berliner Stadtautobahn aus Schwebstaub abgeleitete PM10-Emissionsfaktoren (Mittelwert aus den Bezugsjahren 1989 bis 1992) vor. Es wird ausgehend von plausiblen Annahmen zur Staubelegung (EPA gibt als PM75-Belegung einen Defaultwert für stark befahrene Straßen von  $0.1 \text{ g/m}^2$ , die PM75-Belegung im direkten Fahrbahnbereich der Schildhornstraße lag bei ca.  $0.1 \text{ g/m}^2$ ) sowie ausgehend von Angaben des LUA Brandenburg zu Fahrzeuggewichten vorgeschlagen in Abweichung vom Vorgehen bei Innerortstraßen:

$sL = 0.1 \text{ g/m}^2$ ,

Außerorts:      $W (\text{PKW}) = 1.2 \text{ t}$       $W (\text{INFz}) = 2.0 \text{ t}$       $W (\text{sNfz}) = 11 \text{ t}$ ,

Autobahnen:      $W (\text{PKW}) = 1.3 \text{ t}$       $W (\text{INFz}) = 2.1 \text{ t}$       $W (\text{sNfz}) = 13 \text{ t}$ .

### **c) Tunnelstrecken**

Die PM10-Emissionen auf Tunnelstrecken sind offenbar niedriger als die von offenen Straßen. Das zeigen 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. Auf Basis dieser wenigen vorhandenen Daten wird für die Bestimmung des PM10-Emissionsfaktors für PKW und SNfz vorgeschlagen:

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

$$\text{LKW:} \quad e_{PM10}^{LKW} (Bzj) = 0.57 + e_{PM10}^{Auspuff-LKW} (Bzj) \quad [\text{g}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})].$$

Die Konstanten sind dabei aus den o. g. Messergebnissen für die PM10-Gesamtemissionen in Tunnelstrecken (0.04 g/km für PKW und 0.8 g/km für LKW) und den PM10-Abgasemissionen in den Tunnelstrecken (0.015 g/km für PKW und 0.23 g/km für LKW) abgeleitet worden.

Nur der Jahresmittelwert des Emissionsfaktors in der unter a bis c genannten Differenzierung kann mit der empfohlenen Formel berechnet werden, keine seriösen Tages- oder Stundenmittelwerte. Deshalb wird in Anhang A3 eine zu Zeitreihenrechnungen alternative Vorgehensweise für die Bestimmung des 35 höchsten PM10-Tagesmittelwertes des Jahres gezeigt.

### Vergleich der Ergebnisse des Modells mit Messungen

Bezüglich Vertrauensbereich der Ergebnisse der EPA-Formel gibt Venkatram an, dass zumindest für die Messungen in den USA die EPA-Formel in 40 % der Fälle die beobachtete Emission auf  $\pm 100$  % genau vorhersagt, in 60 % der Fälle mit darüber hinaus gehenden Abweichungen. Dies gilt auch für die durch Venkatram durchgeführte Anpassung an einen PM75-Bereich von 0 bis 4 g/m<sup>2</sup>. Die oben aufgeführte Durchführung der Modifikationen bezüglich Anpassung der EPA-Formel auf deutsche Verhältnisse bedeutet nicht, dass die Formel damit prinzipiell besser geworden ist. Nach wie vor werden die o.a. großen Abweichungen zu erwarten sein.

**Tab. 1.1** zeigt für die im Rahmen des hier vorliegenden Projektes gewonnenen und zusätzlichen, aus Deutschland und der Schweiz vorliegenden Emissionsfaktoren den Vergleich zwischen Messung und oben empfohlenem Modell. Dabei wurde als Basis für die Auspuffemissionen im Jahr 2000 die Verkehrssituation nach HBEFA „d\_io (durchschnittlich innerorts)“ für die Innerortsstraßen bzw. „AB\_80 (Autobahn mit Tempolimit 80 km/h)“ für die Tunnelstrecken und den Autobahnmesspunkt Lerchpfad verwendet. Es liegt eine relativ gute Übereinstimmung mit Abweichungen kleiner 100 % vor. Es liegt hier keine echte Validierung vor, es zeigt sich lediglich erwartungsgemäß, dass das Modell gut an die vorhandenen Daten angepasst wurde. Die relativ geringe Abweichung darf nicht darüber hinwegtäuschen, dass es z. B. schon in Grenzbereichen Fälle geben wird, in denen nicht klar definierbar ist, ob es

sich um eine Straße in gutem oder schlechtem Zustand handelt. Allein diese Unsicherheit im Korrekturfaktor  $a$  inkl. der damit verbundenen Unsicherheit in der Staubbelastung wird schon eine Abweichung vom Faktor ca. 4 bewirken. Die geringe Abweichung in **Tab. 1.1** sagt aber nichts darüber aus, wie gut die Vorhersage an noch nicht vermessenen Straßen ist. Dafür sollte weiterhin von den o.a. Angaben von Venkatram ausgegangen werden.

Quelle	Jahr	Messpunkt	PM10 Messung g/(km · Fzg)	PM10 Rechnung g/(km · Fzg)	Rech-Mess/ Messung in Prozent
LUA Brdbg	1998	Cottbus Bahnhofstr.	0.152	0.202	33
LUA Brdbg	1999	Cottbus Bahnhofstr.	0.161	0.179	11
LUA Brdbg	1998	Frankfurt/Oder Leipziger Str.	0.151	0.179	18
LUA Brdbg	1998	Potsdam H.-Thoma-Str.	0.120	0.149	24
LUA Brdbg	1999	Potsdam H.-Thoma-Str.	0.133	0.161	21
R.-Wulff	1999	Berlin/Frankfurter Allee*	0.126 (0.06-0.140)	0.160	27
Lohmeyer	2000	Berlin/Schildhornstraße	0.089 (0.081-0.096)	0.151	70
Israel	1994/95	Berlin/Frankfurter Allee*	0.217 (0.159-0.275)	0.162	-25
Lohmeyer	2000	Leipzig/Lützner Straße	0.660 (0.470-1.1)	0.684	4
Hüglin	1998	Zürich/Schimmelstraße	0.166 (0.142-0.191)	0.222	34
Israel	1989- 92	Berlin/Lerchpfad*	0.200 (0.160-0.243)	0.282	41
Israel	1994	Berlin/Tunnel Tegel	0.071 (0.063-0.080)	0.103	45
R.-Wulff	1998	Berlin/Tunnel Tegel	0.088 (0.069-0.107)	0.100	14
Rabl	1999	München/Brudermühltunnel	0.091 (0.070-0.113)	0.077	-15

Tab. 1.1: Vergleich von Messwerten mit Rechenergebnissen. Werte aus Brandenburg beziehen sich nur auf die gut bekannten Emissionsfaktoren aus Ableitung mit  $\text{NO}_x$  als Tracer (siehe dazu auch Anhang 2). \*: Werte nicht in Originalbericht, deshalb abgeleitet.

Nachfolgende Abbildung zeigt diesen Sachverhalt anschaulich. Der Unterschied zwischen dem Emissionsfaktor in der Lützner Straße (in der **Abb. 1.1** höchster auftretender Wert) und

den anderen Werten liegt etwa beim Faktor 4, dazwischen sind keine Stützstellen vorhanden und die Lützner Straße ist die einzige vermessene Straße mit so hohen Emissionsfaktoren.

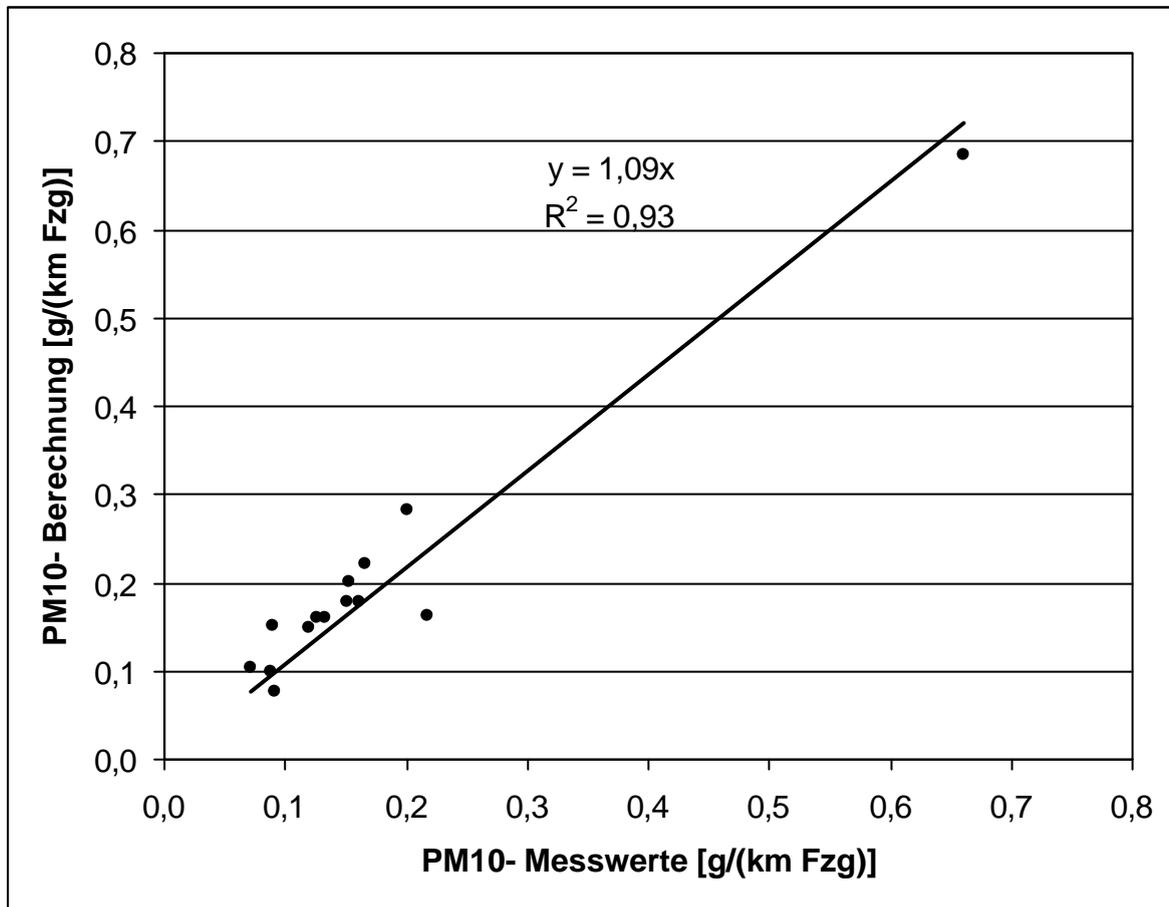


Abb. 1.1: Vergleich von Messwerten mit Rechenergebnissen. Daten aus **Tab. 1.1**. Werte ohne Fehlerbalken.

### Erkenntnisgewinn bezüglich Ursachenanalyse der PM10-Emissionen

Die Ergebnisse einer ausführlichen Messkampagne von Fitz ergaben keine Minderung der PM10-Emissionen einer Straße nach deren Reinigung, außer bei Straßen mit sehr geringem Verkehrsaufkommen. Dieses Ergebnis bezieht sich zumindest auf Straßen im Normalbetrieb, die Entfernung von Streumaterial aus dem Winterdienst mag durchaus einen Einfluss haben.

In den Messzeiträumen entstammten ca. 60 % der in der Lützner Straße vorliegenden PM10-Gesamtbelastung den Emissionen auf der Straße, in der Schildhornstraße ca. 40 % und in der Frankfurter Allee waren je nach Messgerät und Straßenseite 16 bis 30 % durch die Straße verursacht.

Eine Abschätzung der Aufteilung der Emissionen auf PKW und LKW zeigt den PM10-Emissionsfaktor eines LKW anhand der Messungen an der Schildhornstraße in Berlin, aber auch anhand von Literaturangaben etwa 10- bis 25-mal höher als den eines PKW. Bei einem LKW-Anteil größer ca. 4 bis 10 % sind also die Emissionen der LKW in einer Straße höher als diejenigen der PKW.

Unabhängig von der Herkunft auf der Straße betrug der nach Abtrennung der Kohlenstoffanteile verbleibende Rest an der PM75-Fraktion des Straßenstaubs sowohl in der Lützner als auch in der Schildhornstraße 85 bis 90 %. Der Großteil des Straßenstaubes kommt also nicht aus dem Auspuff und vom Reifenabrieb, sondern von anderen Quellen.

Die PM10-Gesamtbelastung bestand in der Lützner Straße zu 52 % aus silikatischen Bestandteilen, zu 16 % aus EC als einem Indikator für den Ruß aus dem Auspuff, zu 17 % aus OC als einem Indikator für Reifenabrieb und zu 16 % aus  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$  und  $\text{SO}_4$  als Indikatoren für sekundäre PM10-Partikel aus der Hintergrundbelastung.

Die PM10-Zusatzbelastung wurde in der Schildhornstraße zu ca. 54 % infolge Straßenabrieb und aufgewirbeltem Staub, zu ca. 39 % infolge Auspuffemissionen und zu ca. 7 % infolge Reifenabrieb abgeschätzt. Rauterberg-Wulff fand in der Frankfurter Allee 42 %, 36 % und 22 %, bei etwa gleichem PM10-Emissionsfaktor und LKW-Anteil. Die Unterschiede im Reifenabrieb sind auffällig.

Die hohen Emissionen in der Lützner Straße lassen vermuten, dass eine rissige, löchrige, ausgebesserte Straßenoberfläche mit unbefestigten Parkmöglichkeiten längs der Straße höhere PM10-Emissionen bewirkt als eine neue glatte Straßenoberfläche.

### **Sonstige Erkenntnisse**

Sowohl in der Lützner Straße als auch der Schildhornstraße lag der Anteil der PM2.5-Fraktion an der PM10-Fraktion der Immissions-Gesamtbelastung bei 80 bis 95 %. Zukünftig soll möglicherweise auch die PM2.5-Immission einen Grenzwert bekommen. An den beiden Messstellen lag die PM2.5-Belastung also nicht gravierend unter der PM10-Belastung.

Der Einfluss von Regen bleibt unklar. Die US EPA setzt an, dass bei Regen keine PM10-Emissionen stattfinden, Rauterberg-Wulff findet in der Frankfurter Allee eine ca. 50%ige Reduktion der Zusatzbelastung an Regentagen, in der Lützner Straße wird eine ca. 35%ige Reduktion und in der Schildhornstraße eine ca. 3 bis 15%ige Reduktion dieser Zusatzbelastung festgestellt. Keine Reduktion der PM10-Emissionen (Korrektur der Zusatzbelastung

auf die Meteorologie) an Regentagen wurde in der Schildhornstraße festgestellt. Hier besteht Klärungsbedarf.

### **Empfehlung langfristig für Entwicklung eines verbesserten Emissionsmodells**

Die EPA-Formel, die der o. g. Empfehlung zur Emissionsbestimmung zugrunde liegt, sollte nicht die Basis einer seriösen Emissionsmodellierung bleiben. Sie enthält offenbar nicht genug Parameter, um die beobachteten Variationen der Emissionen zu erfassen. Es kann auch die Staubbeladung auf Hochleistungsstrassen in Deutschland nicht der dominierende Parameter für die PM10-Emission sein und zwar aus 3 folgenden Gründen:

- Die Untersuchungen von Fitz zeigen, dass ein Waschen der Straße, also die Entfernung der Staubbeladung, kein wesentlicher Parameter ist, denn das Waschen bleibt ohne Einfluss.
- Wenn die PM10-Emission im Wesentlichen aus der Staubbeladung gespeist würde, müsste die Staubbeladung im Laufe der Zeit abnehmen, asymptotisch gegen Null gehen. Das wird aber nicht beobachtet. Überschlagsrechnungen z. B. für die Schildhornstraße zeigen, dass die dort festgestellte PM10-Staubbeladung nur für ca. 1 Tag in der Lage wäre, die dort festgestellte PM10-Emission zu speisen. Dann wäre aller Staub emittiert. Solch einen Absinken der Staubbeladung beobachtet man dort aber nicht.
- Die EPA-Formel gibt keine guten zuverlässigen Rechenergebnisse.

Die Staubbeladung kann bei befestigten Hochleistungsstraßen die Emission also bestenfalls kurzfristig speisen. Die eigentliche Ursache für die PM10-Emission muss woanders liegen, der Staub kann nur eine Art temporärer Zwischenspeicher bzw. ein Verzögerungsglied sein. Es wird vorgeschlagen, dem Straßenabrieb mehr Aufmerksamkeit zu schenken als bisher. Überschlagsrechnungen zeigen, dass dieser mengenmäßig durchaus in der Lage sein könnte, den in Frage kommenden Massenstrom für die PM10-Emission zu liefern und die Variation in der PM10-Emission von Straße zu Straße (bei gleicher Staubbeladung) zu erklären. Gedacht ist dabei in Einklang mit den Erkenntnissen der vorliegenden Studie an folgende Parameter:

1. Material der Straßenoberfläche (Asphalt reibt z.B. ca. 3-mal schneller ab als Beton)
2. Zustand der Straße (neu und glatt oder rissig, löchrig, ausgebessert etc. )
3. Fahrdynamik, Fahrgeschwindigkeit, Verkehrsaufkommen, LKW-Anteil etc.
4. Schmutzmenge, eingebracht über Anhaftungen an Fahrzeuge, verlorene Ladung etc.

## 5. Örtliche Gegebenheiten bzgl. Regen und Feuchtigkeit.

Diese Informationen sollten dann nicht wie bisher verwendet werden, wobei man ungünstigerweise die gemessene PM10-Gesamtemission (Auspuff plus Aufwirbelung plus Abrieb) an die EPA-Formel anpassen muss. Günstiger wäre es von der gemessenen PM10-Gesamtemission zuerst die bekannte Auspuffemission abzuziehen und dann ein separates Modell für den Aufwirbelungs- und Abriebsteil zu entwickeln.

### **Forschungsbedarf**

Um die o. a. Mängel zu mindern, wird derzeit folgender Forschungsbedarf gesehen:

- Ausdehnung des Messzeitraums auf 1 Jahr, um jahreszeitbedingte Zufälle zu vermeiden,
- Ausdehnung der Untersuchungen (in geringer Untersuchungstiefe) auf viele Straßen, um die o. g. Parametersätze 3, 4 und 5 bearbeiten zu können,
- Erhöhung der zeitlichen Auflösung der Messungen von Tagesmittelwerten z. B. auf Stundenwerte, um die o. g. Parametersätze 3, 4 und 5 bearbeiten zu können,
- Vermessen der Situation an einer Außerortsstraße und einer Autobahn, um den o. g. Parametersatz 3 zu bearbeiten, bisher wurde nur innerorts gemessen,
- Innerorts zusätzlich zu den bisher vermessenen Straßenschluchten auch besser belüftete Straßen ohne dichte Randbebauung vermessen,
- Straßen mit LKW-Anteil z. B. > 20 % vermessen, denn bei den bisherigen Untersuchungen lagen die LKW-Anteile mit 4 bis 8 % und damit die Flottengewichte vergleichsweise niedrig,
- Noch einmal eine Straße mit schlechter Fahrbahndecke (wie die Lützner Straße) zu vermessen, um für diese Straßenklasse mehr als einen Datensatz zu bekommen.
- Neues PM10-Emissionsmodell entwickeln, welches nicht wie bisher auf einem Fit der Gesamtemission basiert, sondern nur auf dem gesuchten Abriebs- und Aufwirbelungsteil.

## 2 PROBLEMSTELLUNG

Die 1999 verabschiedete 1. Tochterrichtlinie der EG (1999/30/EG) verlangt die Bestimmung von PM10-Immissionen. Somit sind z. B. im Rahmen von Genehmigungsverfahren für geplante Anlagen und Straßen und zur Bestimmung der Luftqualität in Städten auch PM10-Immissionsberechnungen durchzuführen. Die derzeitigen Rechenverfahren für die Ausbreitungsrechnung im Einflussbereich von Straßen sind für die hier vorliegende Skala im Prinzip verwendbar. Es fehlen jedoch Verfahren und Informationen für die Bestimmung der in die Ausbreitungsrechnung einfließenden PM10-Emissionen und es fehlt eine allgemein gültige messtechnische Überprüfung der darauf basierenden PM10-Immissionsberechnungen.

Die verkehrserzeugten PM10-Emissionen werden verursacht durch Reifen-, Bremsbelag-, Kupplungsbelag- und Straßenabrieb, durch Aufwirbelung von Straßenstaub und durch die Emissionen aus dem Auspuff. Detaillierte Informationen liegen nur über die Emissionen aus dem Auspuff vor.

Aus bisher vorliegenden Untersuchungen geht hervor, dass die nicht auspuffbedingten Emissionen einen sehr hohen Anteil der Emissionen darstellen. In den USA gibt es von der dortigen Umweltbehörde (EPA) eine Berechnungsvorschrift zur Quantifizierung dieser Emission. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin wurde im Jahre 1999 für eine Straße in Berlin ein erster Schritt gemacht, um diese Berechnungsvorschrift für deutsche Verhältnisse messtechnisch zu überprüfen und an deutsche Verhältnisse anzupassen.

Für deutsche oder europäische Verhältnisse gibt es über PM10-Emissionen von Straßen nur wenige Untersuchungen. Deshalb soll eine kritische Bestandaufnahme über die zurzeit in der Literatur vorliegenden Ansätze zur Quantifizierung der Feinstaubemissionen von Straßen in Deutschland durchgeführt werden mit dem Ziel der Empfehlung einer Berechnungsvorschrift. Im Rahmen einer Validierungsuntersuchung in Leipzig und Berlin soll das Verfahren einerseits überprüft werden, gegebenenfalls sollen Informationen auch für eine Modifikation des Verfahrens verwendet werden können.

### **3 VORGEHENSWEISE**

Der vorliegende Bericht fasst zunächst die wesentlichsten Ergebnisse dreier Studien zusammen. Dies sind eine durchgeführte weltweite Literaturrecherche bzgl. der PM10-Emissionsmodellierung sowie den dazugehörigen Sachstandsbericht inklusive einer Diskussionsgrundlage einer ersten Empfehlung für eine Berechnungsmethodik für die PM10-Staubaufwirbelung in Deutschland (Lohmeyer et. al, 2001a) sowie Messungen und deren Auswertung an der Lützner Straße in Leipzig (Lohmeyer et. al, 2001b) und der Schildhornstraße in Berlin (Lohmeyer et. al, 2001c).

Anschließend wird darauf aufbauend eine Empfehlung für die Emissionsmodellierung gegeben.

## 4 LITERATURRECHERCHE

### 4.1 Recherchenumfang und Suchergebnis

Die Literaturrecherche wurde auf folgende Stichworte aufgebaut:

1	Staubaufwirbelung	1	Particulate matter
2	PM10	2	Resuspension
3	Staubbelegung	3	PM10
4	Feinstaub	4	PM75
5	Partikelemissionen	5	silt load
6	Partikelimmissionen	6	Particle
7	Staub	7	Fine particles
8	Straßenabrieb	8	Particle emission
9	Staubimmission	9	Dust
10	PM75	10	PM2.5
11	PM2.5	11	abraison
12	Straßenstaub	12	particle concentration

Für die Recherche wurden auf Basis der o. a. Stichworte folgende Dateibanken ab dem Jahr 1994 durchsucht:

- Umweltforschungsdatenbank des Umweltbundesamtes
- Datenbank RSWB (Regionalplanung, Städtebau, Wohnungswesen, Bauwesen)
- Datenbank ESPM (Environmental Sciences and Pollution Management)
- Präsenzbibliothek der Universitätsbibliothek Karlsruhe (alle dort vorliegenden Zeitschriften und Bücher)
- Zeitschrifteninhaltsdienst (Inhaltsverzeichnisse ausgewählter Zeitschriften, national und international, standortunabhängig)

Das Suchergebnis bestand aus ca. 300 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

Die im Rahmen der Literaturrecherche aufgefundene Literatur beinhaltet die folgenden, nach den Herkunftsländern unterteilten Informationen.

### 5.1 USA

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/ttnchie1/ap42.html>.

Dort ist ein Emissionsmodell gegeben für unbefestigte Straßen (wird im Folgenden nicht mehr weiter betrachtet) und eines für befestigte Straßen. Es wurde 1984 veröffentlicht, 1993 (EPA, 1993) und 1997 (EPA, 1997) fortgeschrieben. Das Modell geht davon aus, dass sich die Emission in folgender Form beschreiben lässt:

$$e = k (sL)^a (W)^b (S)^c (w)^d \quad (1)$$

$e$  [g/(km · Kfz)] = PM10-Emissionsfaktor der trockenen Straße (Straßenabrieb, Staubaufwirbelung etc. inkl. 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)

$S$  [km/h] = Mittlere Fahrzeuggeschwindigkeit

$w$  [-] = Mittlere Anzahl der Räder der Kfz

Zur Bestimmung von  $k$  und den Exponenten wurden die in der o.a. Formel (1) vorhandenen Parameter und die PM10-Emissionen von ca. 60 Straßen durch Luv-Lee-Messungen bestimmt. Dieser Datensatz ist der so genannte Midwest Research Institute (MRI)-Datensatz. Die damit vorliegenden Informationen wurden statistisch verarbeitet, als Endergebnis fand man für die PM10-Emissionen einer befestigten Straße die Formel

$$e = 4.6 (sL/2)^{0.65} \cdot (W/3)^{1.5} \quad (2)$$

Eine andere Schreibweise für die Formel ist

$$e = 0.56 (sL)^{0.65} \cdot (W)^{1.5} \quad (3)$$

Also nur Staubbelastung und Fahrzeuggewicht wurden als relevante Parameter für den Emissionsfaktor gefunden, keine weiteren der in Gl. (1) aufgeführte Parameter und auch nicht eine Abhängigkeit des Emissionsfaktors vom durchschnittlichen täglichen Verkehrsaufkommen (DTV-Wert). Als Default-Wert für die Staubbelastung von Straßen mit einem DTV-Wert > 5 000 Kfz/24 h wird von der EPA  $sL = 0.1 \text{ g/m}^2$  empfohlen. Dieser Wert gilt nicht im Winter, wenn abstumpfende Stoffe auf die Straße aufgebracht werden.

Bezüglich Anwendung der Formel auf Straßen in Deutschland sind 5 Punkte anzumerken:

- a) Die physikalischen Grundlagen der Formel werden von einigen US-Autoren in renommierten Fachzeitschriften als ungenügend beurteilt, siehe Venkatram et al., 1999, Venkatram, 2000.
- b) Das Verfahren enthält alle PM10-Emissionen einer Straße, also auch die Auspuffemissionen der Fahrzeuge aus den USA.
- c) Das Verfahren gilt nur für trockene Straßen.
- d) Die Emissionsmessungen wurden bei amerikanischen Luftfeuchteverhältnissen gemacht.
- e) Die Emissionsmessungen wurden mehrheitlich bei hohen Staubbelastungen der Straße durchgeführt, d. h. mit Werten, wie sie in Deutschland in praktisch relevanten Fällen kaum vorliegen.

Diese 5 Punkte werden im Folgenden näher diskutiert.

#### **Punkt a**

Venkatram (2000) übt an der EPA-Formel folgende Kritik:

- Die Formel reproduziert selbst diejenigen Daten schlecht, aus denen sie hergeleitet wurde. Siehe **Abb. 5.1** mit dem Quotienten aus gemessenen zu gerechneten Emissionsfaktoren. Die Streuung um den Idealwert 1 ist groß. Bei einem gerechneten Emissionsfaktor von z. B.  $0.5 \text{ g}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$  liegt der gemessene Wert zwischen  $0.1 \text{ g}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$  und  $5 \text{ g}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$ . Etwa 40 % der beobachteten Werte liegen innerhalb eines Faktors 2 vom

Rechenergebnis der Formel. Wenn die Formel also eine Emission von 1 g/(km · Fzg) angibt, dann liegt in 40 von 100 Fällen der beobachtete Wert zwischen 0.5 und 2 g/(km · Fzg), in 60 Fällen außerhalb dieses Bereichs (Venkatram, 2000).

- Venkatram hält die PM75-Staubbelastung nicht für einen relevanten Parameter für die PM10-Emissionen einer befestigten Straße. Als Begründung stellt er eigene Überlegungen (Venkatram, 2000) sowie eigene Messungen vor (Venkatram et al., 1999) und er zeigt die Messungen anderer Autoren, z.B. die in **Abb. 5.2** dargestellte Abhängigkeit des PM10-Emissionsfaktors von der Staubbelastung. Der Exponent ist mit ca. 0.16 recht klein, während er in der EPA-Formel (2) mit 0.65 angegeben ist.
- Venkatram (2000) hält die EPA-Formel (2) für ungeeignet, weil die Parameter k, a, und b (siehe Formel 1) deutlich unterschiedliche Werte annehmen, je nach Staubbelastungsbereich der Straße, über den gefittet wird. Der MRI-Datensatz enthält Messungen mit Staubbelastungen zwischen 0 g/m<sup>2</sup> und 400 g/m<sup>2</sup>. Eine Auswertung der Fälle mit Staubbelastungen zwischen 0 g/m<sup>2</sup> und 4 g/m<sup>2</sup> führt auf die Gleichung

$$e = 0.18 (sL)^{0.52} \cdot (W)^{2.14} \quad (4)$$

also zu einer anderen Wertung der Staubbelastung und des Gewichts der Fahrzeugflotte.

### **Punkt b**

Die EPA-Formel (2) enthält die Auspuffemissionen der Fahrzeuge. Für die Anwendung in Deutschland würde man dafür jedoch gern die Werte aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren des UBA (1999) einsetzen. Da die Auspuffemissionen der US-Fahrzeuge nicht bekannt sind (Fahrzeugflotte bei den PM10-Messungen wurde nicht detailliert bestimmt), liegt hier ein Problem vor.

### **Punkt c**

Die EPA-Formel gilt nur für trockene Straßen, für Tage mit messbarem Niederschlag (measurable rainfall) ist die Emission zu Null zu setzen (Kuykendal, 2000). Dies steht im Widerspruch zu den Messergebnissen und zum Vorgehen von Rauterberg-Wulff (2000). Diese reduziert an feuchten Tagen die Emission auf die Hälfte der Werte von trockenen Tagen.

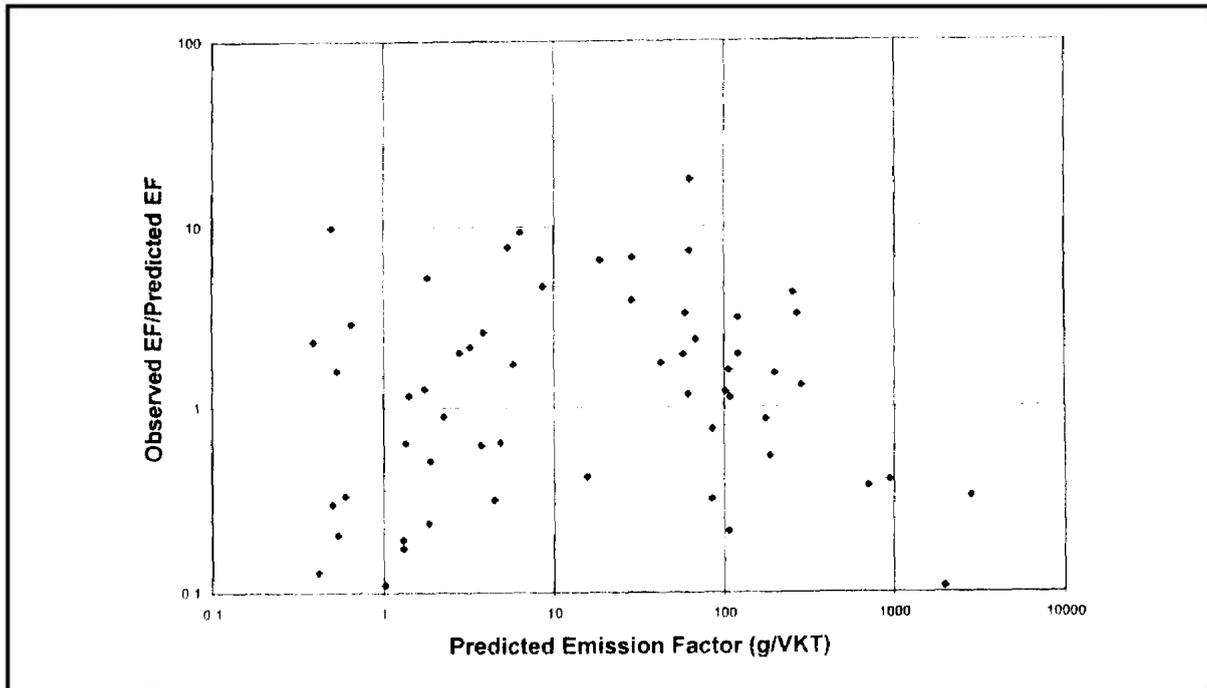


Abb. 5.1: Verhältnis von gemessenem zu gerechnetem Emissionsfaktor für den MRI Datensatz. Aus Venkatram, 2000. Die Maßeinheit g/VKT bedeutet g/vehicle km traveled, also g/Fahrzeug und km.

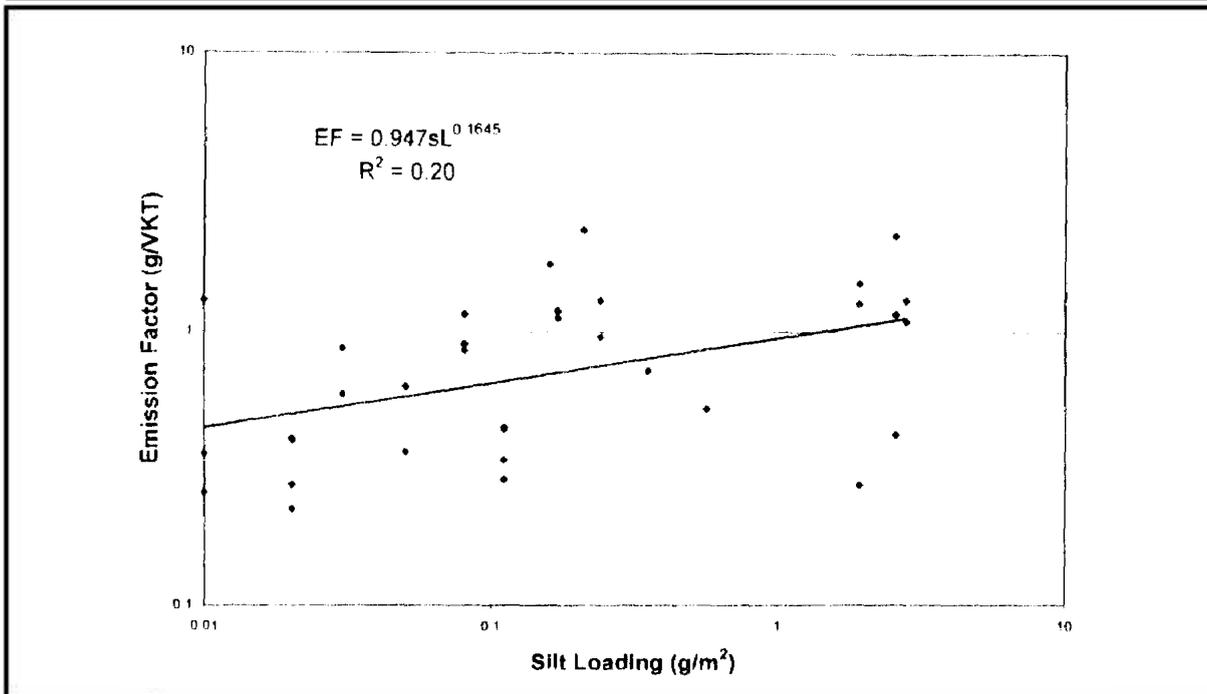


Abb. 5.2: Emissionsfaktor in Abhängigkeit der Staubbiladung nach Zimmermann. Entnommen aus Venkatram, 2000.

**Punkt d**

Die Messungen von Kantamaneni et al. (1996) zeigen ein Absinken des Emissionsfaktors mit zunehmender relativer Luftfeuchte. Siehe **Abb. 5.3**.

**Abb. 5.5** zeigt z. B. für Juli für Deutschland eine relative Luftfeuchte von > 85 %, im Winter sind für Deutschland Werte um 70 % ausgewiesen. In den USA sind für den Sommer-Werte bis hinunter zu 50 % ausgewiesen und auch **Abb. 5.4** zeigt eher niedrigere relative Feuchten als in Deutschland. Von daher wären also in Deutschland eher niedrigere Emissionsfaktoren als in den USA zu erwarten.

**Punkt e**

Die Emissionsmessungen in den USA wurden bei PM75-Staubbelastungen der befestigten Straße zwischen 0g/m<sup>2</sup> und 400 g/m<sup>2</sup> gemacht, in Deutschland liegen die Beladungen jedoch eher unter 1 g/m<sup>2</sup>. Insofern ist es fraglich, ob es Sinn macht, die EPA-Formel (2) ohne Modifizierung in Deutschland anzuwenden.

So weit die Erläuterungen zu den Punkten a bis e zur EPA-Formel. Die mit der vorhandenen EPA-Formel errechneten Ergebnisse sind also unsicher. Diese Einschätzung erfolgt nicht nur anhand der Veröffentlichungen der bereits zitierten Gruppe um Venkatram (University of California), sie wird z. B. auch ausgedrückt in Claiborn et al. (1994 und 1995).

Claiborn (1995) findet für eine Straße mit einem DTV-Wert kleiner 10 000 Kfz/24h um einen Faktor von ca. 2 höhere Emissionen als nach EPA Formel errechnet, für verkehrsreiche Schnellverkehrsstrassen liegt die tatsächliche Emission bei seinen Messungen bei ca. 50 % der EPA Werte.

Unsicher machen z.B. auch die Angaben in **Tab. 5.1**, entnommen aus EPA (1993): Bei vermeintlich gleichen Randbedingungen unterscheidet sich bei 2 Messungen (an der vermutlich gleichen Straße, das ist aus dem EPA-Bericht aber nicht direkt erkennbar) der PM10-Emissionsfaktor um nahezu eine Größenordnung. Daraus ist zu schließen, dass es zusätzlich zu den in **Tab. 5.1** aufgeführten Parametern noch weitere, für die PM10-Emission sehr wichtige Parameter geben muss.

Fitz (1998) berichtet, dass das Reinigen von Straßen keine PM10-Emissionsminderung bringt, außer bei Straßen mit sehr geringem Verkehrsaufkommen.

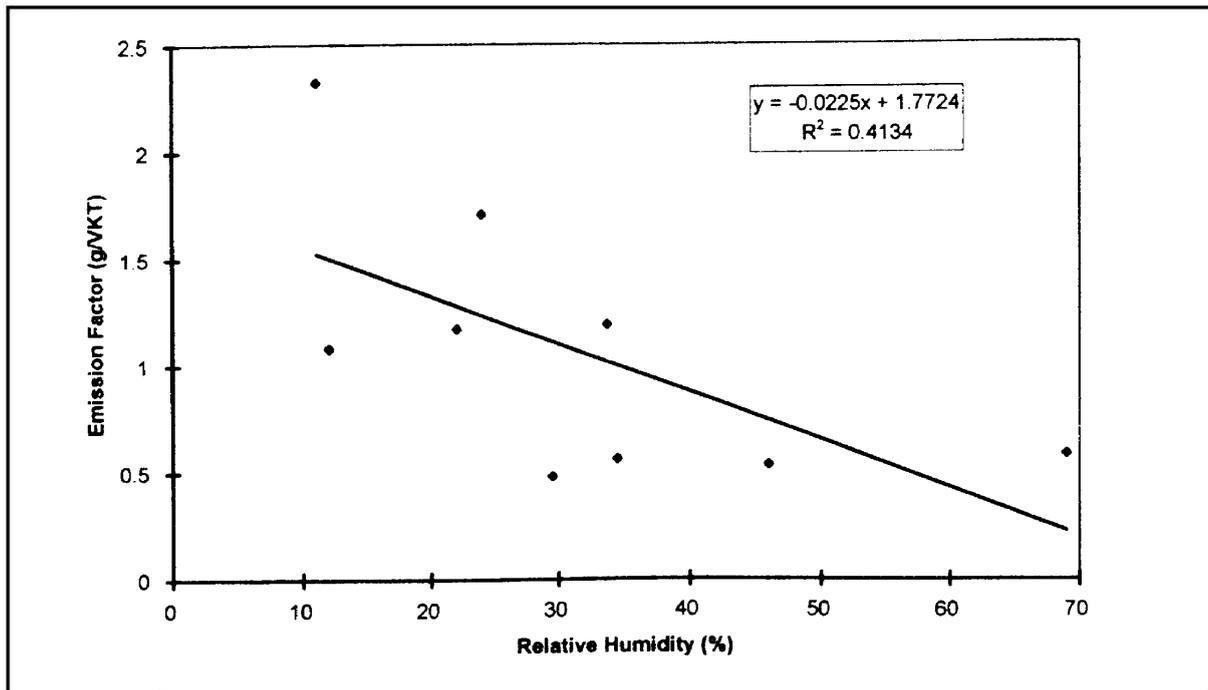


Abb. 5.3: Beobachtete Abhängigkeit zwischen relativer Luftfeuchte und Emissionsfaktor. Daten erhoben zwischen 18.11.1993 und 07.11.1994. Aus Kantamaneni et al. (1996).

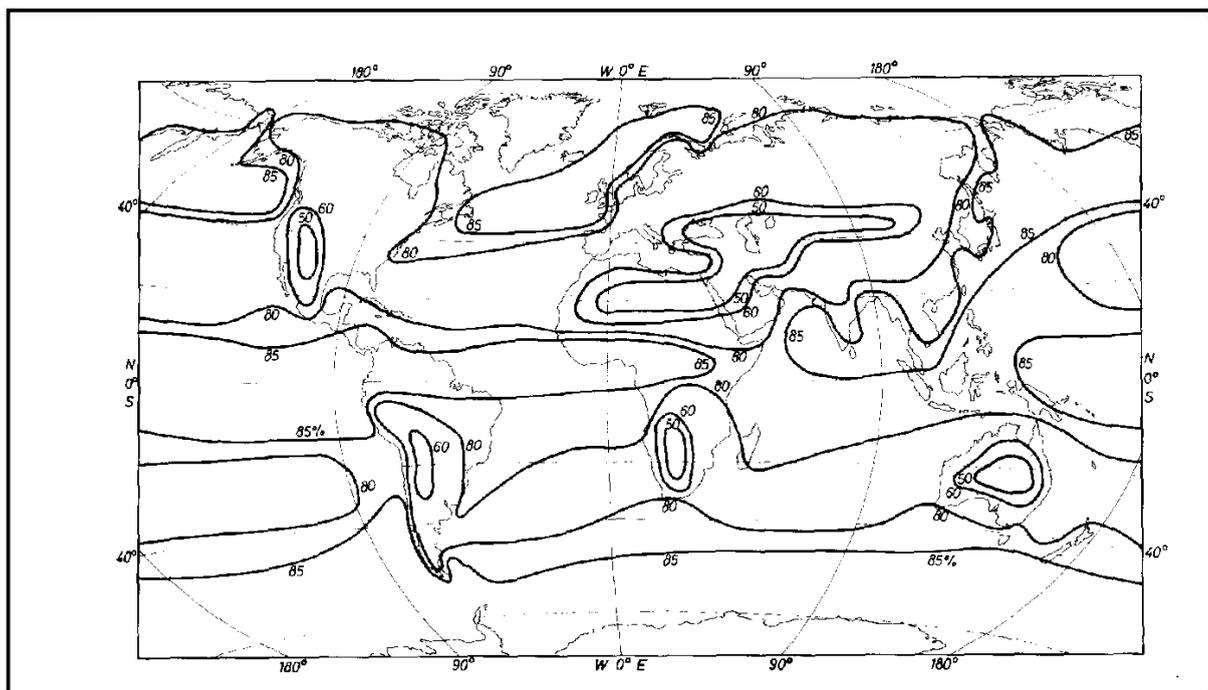
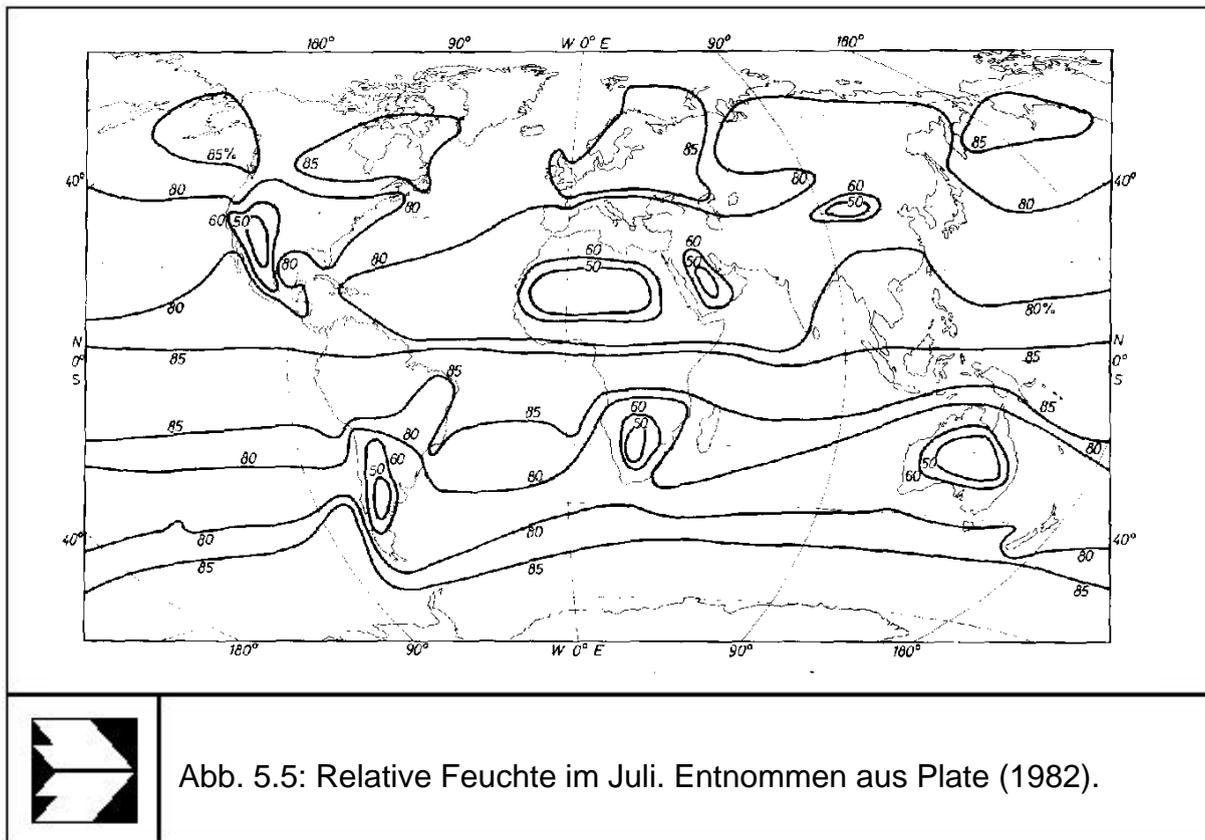


Abb. 5.4: Relative Feuchte im Januar. Entnommen aus Plate (1982).



	Messung Nr.	AU-C-3	AU-C-4
	PM10-Emissionsfaktor [g/VKT]	1.40	10.0
	Dauer [min]	103	147
<b>Meteorologie</b>	Temperatur [°F]	50	63
	Mittlere Windgeschwindigkeit [mph]	12	11
<b>Fahrzeugdaten</b>	Anzahl vorbeifahrender Fahrzeuge	836	1057
	Mittleres Fahrzeuggewicht [t]	5.5	6.0
	Mittlere Fahrgeschwindigkeit [km/h]	(27)	25
	Staubbelastung (gesamt) [g/m <sup>2</sup> ]	0.42	0.52
	Davon Staub PM75 [%]	10	12

Tab. 5.1: PM10-Emissionsfaktor für 2 Messungen. Entnommen aus Tab. A1-2 aus EPA (1993)

## 5.2 Österreich

Aus Österreich ist keine Methode zur Bestimmung der PM<sub>10</sub>-Emissionen einer Straße bekannt (Loibl et al., 1999). Für eine landesweite PM<sub>10</sub>-Belastungsstudie (Filliger et al., 1999) wurden die PM<sub>10</sub>-Emissionen aus den NO<sub>x</sub>-Emissionen bestimmt, indem man zunächst ein quellspezifisches Emissionsverhältnis TSP/NO<sub>x</sub> einführte (TSP = Total Suspended Matter = Gesamtstaub). Daraus wiederum wurden über quellspezifische TSP/PM<sub>10</sub>-Konversionsfaktoren die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen bestimmt. Für Straßenverkehr werden die Werte in nachstehender **Tab. 5.2** gegeben, dabei wird ausgeführt, der Beitrag infolge Staubaufwirbelung sei in Straßenschluchten wegen der schlechten Ausbreitungsbedingungen wichtiger als in unbebautem Gelände.

Quelle	TSP/NO <sub>x</sub>	PM <sub>10</sub> /TSP
Autobahnen	0.15	0.8
untergeordnete Straße	0.5	0.9
ländliche Straße	0.5	0.8
städtische Straße	0.7	0.8

Tab. 5.2: Straßenartspezifische Verhältnisse TSP/NO<sub>x</sub> und PM<sub>10</sub>/TSP um aus der NO<sub>x</sub>- auf die PM<sub>10</sub>-Emissionen (inkl. Staubaufwirbelung) zu schließen. Aus Filliger et al. (1999).

## 5.3 Schweiz

Die Berichte von Heldstab et al. (1999) und von Filliger et al. (1999) weisen auf das Problem der PM<sub>10</sub>-Emissionsbestimmung infolge Staubaufwirbelung hin, geben jedoch keine nähere Information über die Emissionsbestimmung.

Auch in Hüglin (2000) wird nicht das für die vorliegende Studie gesuchte Emissionsmodell gegeben. Es werden jedoch mit einem Rezeptormodell mit NO<sub>x</sub> als Tracer PM<sub>10</sub>-Emissionen an der stark befahrenen Schimmelstraße in Zürich bestimmt. Die Ergebnisse sind in **Tab. 5.3** gezeigt. Durch die zeitlich hoch aufgelösten Messungen, auch über das Wochenende mit geringem LKW-Verkehr hinweg, konnten für PKW und LKW getrennte Emissionsfaktoren ermittelt werden.

	<b>PKW</b>	<b>LKW</b>
PM10-Emissionsfaktor insgesamt	59	1 420
Standardfehler der Schätzung	10	193
PM10-Emissionsfaktor aus Auspuff	14	767

Tab. 5.3: Schätzung der PM10-Emissionsfaktoren in mg/(km · Fzg) in Zürich, Schimmelstraße. Werte nur gültig für Verkehrsbedingungen, die mit den dortigen vergleichbar sind: Bezugsjahr 1998, Innerortsstraße mit dicht bebautem Siedlungsgebiet mit Lichtsignalanlagen, 30 % Kaltstartanteil, mittlere Reisegeschwindigkeit 21 km/h. DTV werktags 27 000 Fzg/24h, sonntags 29 000 Fzg/24h, Straße ist an ihrer Kapazitätsgrenze. Aus Hüglin et al. (2000).

Zusätzlich zu den o. a. Werten gibt Hüglin (2000) folgende Hinweise:

- Die o.a. Emissionswerte sollten nur als Schätzwerte verstanden werden. Kürzlich wurde ein vom ASTRA (Amt für Straßen) und BUWAL finanziertes Projekt gestartet, welches nähere Informationen liefern sollte. Titel: Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs.
- Emissionsmessungen in Tunneln scheinen zu niedrigeren PM10-Emissionsfaktoren zu führen, möglicherweise weil dort gleichmäßiger gefahren wird als auf der Schimmelstraße in Zürich.
- Der Wassergehalt in PM10-Partikeln kann mit der relativen Luftfeuchte deutlich variieren. Dabei gibt es deutliche Hystereseeffekte, d. h. für eine gegebene relative Luftfeuchte ist der Wassergehalt eines Partikels nicht eindeutig. Er hängt davon ab, ob (mehrere Tage vorher) eine hohe oder niedrige Feuchte vorlag.

## 5.4 Frankreich

Aus Frankreich ist laut Filliger et al. (1999) keine Methode zur Bestimmung der PM10-Emissionen bekannt. Für eine landesweite Belastungsstudie (Filliger et al., 1999) werden die PM10-Konzentrationen aus den Rußkonzentrationen und der Landnutzung bestimmt. Dafür wird angesetzt, dass die Rußkonzentration gleich der PM10-Konzentration ist. Deshalb wird auf dieses Verfahren im Folgenden nicht näher eingegangen.

## 5.5 Niederlande

Ausgewertet wurden die PM10-relevanten Artikel von Hoek et al. (1997), Janssen et al. (1999) und van der Wal (2000), diese enthalten jedoch keine Hinweise auf ein PM10-Emissionsmodell von Straßen.

## 5.6 Großbritannien

Nach Informationen aus Moorcroft et al. (1999) enthält das von der englischen Highways Agency herausgegebenen DMRB (Design Manual for Roads and Bridges, in print 1999) keinen Emissionsbeitrag infolge Staubaufwirbelung oder Straßenabrieb.

APEG (1999, dort S. 15) benennt unter Berufung auf die EPA eine PM10-Emission infolge Reifenabrieb von 0.0012 g/km. Für Abrieb von Bremsbelägen werden 0.00795 g/km genannt. Die Bremsbelagemissionen werden hier also höher angegeben als die Reifenemissionen, während dies bei Rauterberg-Wulff (1998) umgekehrt ist.

Bezüglich Staubaufwirbelung schreibt die Airborne Particle Expert Group (APEG, 1999) frei übersetzt Folgendes: ..."Staubaufwirbelung kann einen bedeutenden Beitrag an der lokalen PM10-Immission haben. Emissionskataster können gegenwärtig diesen Beitrag jedoch nicht einschließen, weil keine für Großbritannien anwendbaren Emissionsfaktoren vorliegen. Die EPA hat eine Formel bereitgestellt, aber diese beruht auf alten Messungen nahe außergewöhnlich staubigen Straßen... Diese Emissionsfaktoren und die Methodik der Emissionsbestimmung werden gegenwärtig von der EPA überprüft, da die Emissionsfaktoren für normale Straßen wahrscheinlich zu hoch angegeben werden."... Insbesondere für die Straßenbedingungen in Großbritannien werden die Werte der EPA-Formel für ungeeignet gehalten. Es sind weitere Messungen der Staubaufwirbelungen auf Straßen erforderlich, wie sie für Großbritannien typisch sind, um Werte für Emissionskataster zu erlangen. Bis zu deren Vorliegen bleibt die Staubaufwirbelung von Straßen eine wesentliche Unsicherheit in Emissionskatastern in Großbritannien.

In England wird deshalb offenbar behelfsweise zum Teil der Weg gegangen, die PM10-Konzentrationen aus den NO<sub>x</sub>-Konzentrationen herzuleiten. Für einzelne Straßenzüge wurden dabei gute Korrelationen gefunden. Siehe z. B. **Abb. 5.6**. Aufgetragen ist dort die PM10-Zusatzbelastung in der Marylebone Road (Bloomsbury ist Hintergrundbelastung) in Abhängigkeit von der NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung. Problem dabei ist für diese Art Diagramme, dass für andere Straßen die Gerade eine andere Steigung hat.

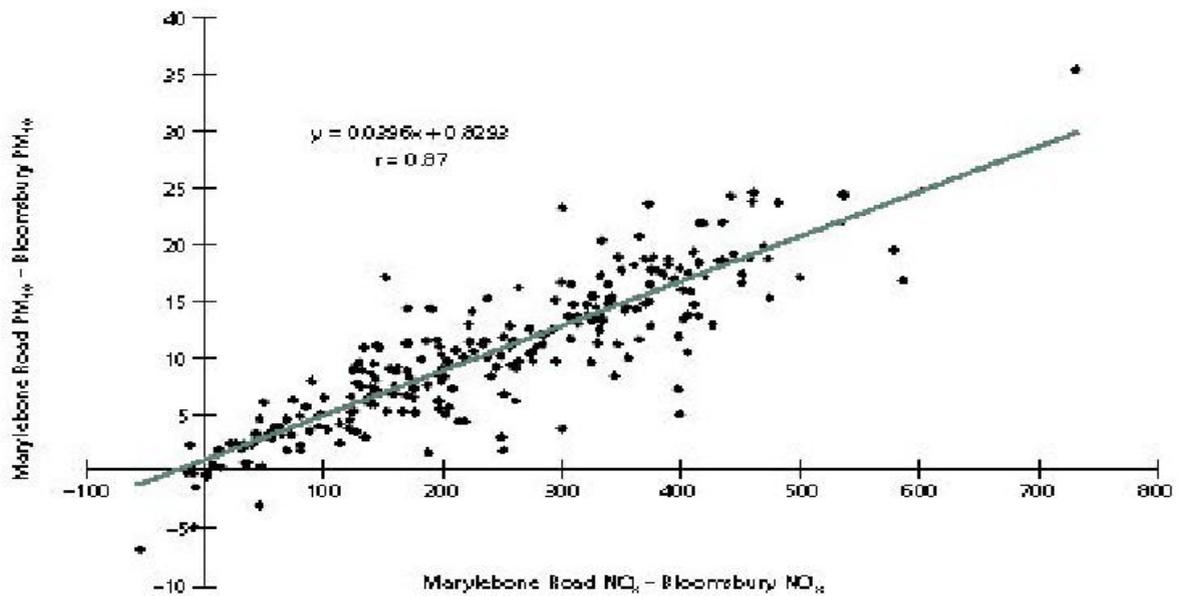


Abb.5.6: PM10-Zusatzbelastung in der Marylebone Road, London in Abhängigkeit von der NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung. Messdauer Juni 1997 bis Sept. 1998. Tagesmittelwerte in µg/m<sup>3</sup>. Enthält ungeprüfte Daten. Entnommen aus APEG (1999).

## 5.7 Dänemark

Nach Auskunft des National Environmental Research Institute (NERI) in Dänemark gibt es keine offizielle dänische Methode für die PM10-Emissionsbestimmung. Nach Kenntnis der angefragten Personen im NERI wurden in Dänemark bisher keine PM10-Ausbreitungsrechnungen an Straßen gemacht. Die aktuellen Anstrengungen gehen eher in Richtung ultrafeine Partikel (< 1 µm).

## 5.8 Schweden

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

$$E = F_{qe} \cdot e_{fdust} \quad (5)$$

Dabei ist  $e_{\text{rdust}}$  ein Basisemissionsfaktor.  $F_{\text{qe}}$  ist ein Faktor, der die jahreszeitlich wechselnde Staubbelastung der Straßen in Schweden berücksichtigt (im Winter viel Streumaterial und Abrieb durch Spikereifen) sowie die Feuchtigkeit der Straße.

Die von Bringfeld et al. (1997) angegebenen Werte für die Basisemissionsfaktoren sind in **Tab. 5.4** gezeigt, wobei Bringfeld aber schreibt, dass er für praktische Untersuchungen in Schweden diese Werte verdoppelt.

Geschwindigkeitsintervall [km/h]	Basisemissionsfaktor [g/(km × Fzg)]
0 - 19	0.05
19 - 26	0.28
26 - 32	0.47
32 - 41	0.75
41 - 50	1.16
50 - 78	2.29
78 - 90	3.95
90 - 102	5.16
0 - 3.8	0.89
3.8 - 11.3	1.77
11.3 - 18.8	2.50
18.8 - 26.3	3.06
26.3 - 33.8	3.54
33.8 - 41.3	3.95
41.3 - 48.8	4.33
48.8 - 56.5	4.68
56.5 - 63.8	5.00
63.8 - 71.3	5.30
71.3 - 78.8	5.59
78.8 - 86.3	5.86

Tab. 5.4: Basisemissionsfaktor für PM10 infolge Straßenabrieb und Staubaufwirbelung. Aus Bringfeld et al. (1997). Oben: PKW, unten LKW.

Die Abhängigkeit von der Geschwindigkeit der Fahrzeuge stammt dabei aus den Untersuchungen von Sehmel (1973, 1984), die Absolutwerte aus den Daten von Claiborn (1995) und aus norwegischen Daten. Bringfeld schreibt mit Bezug auf Sehmel (1984), die Emissionsfaktoren für PKW und LKW seien gleich bei einer Fahrzeuggeschwindigkeit von 110 km/h.

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. vorgenommen in einer sehr detaillierten Weise. Kontaktaufnahmen zur Erlangung näherer Informationen über diese Vorgehensweise sind nicht gelungen. Für trockene Straßenverhältnisse und die Situation im Sommer (kein Streumaterial, keine Spikereifen) errechnet sich  $F_{qe}$  u. E. zu

$$F_{qe} = d \cdot f_q \text{ mit } f_q = 1 \text{ und } d = 0.05. \quad (6)$$

Damit, aber ohne den von Bringfeld et al. (1997) o. a. Faktor 2 für praktische Anwendungen, errechnen sich aus den Basisemissionsfaktoren in **Tab. 5.4**, die Emissionsfaktoren der **Tab. 5.5**.

Geschwindigkeitsintervall [km/h]	Basisemissionsfaktor [(g/km × Fzg)]
0 - 19	0.0025
19 - 26	0.014
26 - 32	0.0235
32 - 41	0.0375
41 - 50	0.058
50 - 78	0.1145
78 - 90	0.1975
90 - 102	0.258
0 - 3.8	0.0445
3.8 - 11.3	0.0885
11.3 - 18.8	0.125
18.8 - 26.3	0.153
26.3 - 33.8	0.177
33.8 - 41.3	0.1975
41.3 - 48.8	0.2165
48.8 - 56.5	0.234
56.5 - 63.8	0.25
63.8 - 71.3	0.265
71.3 - 78.8	0.2795
78.8 - 86.3	0.293

Tab. 5.5: Emissionsfaktor für PM10 infolge Straßenabrieb und Staubaufwirbelung für trockene Straßen im Sommer. Nach Bringfeld et al. (1997). Oben: PKW, unten LKW. Ohne den von Bringfeld für praktische Anwendungen erwähnten Faktor 2.

Die Datenbasis für die Methode von Bringfeld et al. (1997) erscheint schwach, der Einsatz des Faktors 2 für die praktische Anwendung wird nicht begründet. Die von Bringfeld laut

Sehmel (1984) vorliegende Gleichheit der Emissionsfaktoren bei 110 km/h kann nicht nachvollzogen werden. Sehmel nennt dafür im Original seiner Veröffentlichung 32 km/h (20 miles per hour). Zu erwähnen bleibt weiterhin, dass die Werte von Sehmel gefunden wurden durch Emissionsbestimmungen von ZnS, welches zuvor als Tracer auf die Straße aufgebracht wurde.

Die Werte gelten also nur für die Abwehung bereits auf der Straße vorhandenen Staubes unter der Voraussetzung, dass auch genug Staub vorhanden ist. Wie später gezeigt werden wird, muss die PM10-Emission einer Straße jedoch durch den Straßenabrieb bestimmt sein, die Staubbeladung kann auf einer befestigten Straße die emittierten Mengen nicht zu Verfügung stellen. Deshalb sollte das Modell von Bringfeld et al. (1997) nicht auf die in der vorliegenden Studie zu untersuchende Emission von befestigten Straßen mit eher geringer Staubbeladung angewandt werden, sondern nur auf die Fälle in Schweden, wo im Winter wegen der Nutzung von Spikereifen und viel Streumaterial hohe Staubbeladungen vorliegen.

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.

$$E = F_{qe} \left[ \frac{\%PKW}{100} \cdot 6,7 \left( \frac{V}{110} \right)^2 + \frac{\%(LKW + Busse)}{100} \cdot 6,7 \left( \frac{V}{110} \right)^{0,5} \right] \quad (7)$$

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.

Zusätzlich zur Staubaufwirbelung von Straßen quantifizieren Johansson et al. (1999) die PM10-Emissionen infolge Abrieb von Bremsbelägen wie in **Tab. 5.6** 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. 5.6: Schätzwerte für Emissionen infolge Bremsbelagabrieb.  
Entnommen aus Johansson et al. (1999).

## 5.9 Deutschland

In der Studie von Rauterberg-Wulff (2000) wurde für die 6-streifige Frankfurter Allee, Berlin, Messungen durchgeführt, ausgewertet, mit den Ergebnissen der EPA-Formel verglichen und eine Modifikation der Formel untersucht. Dazu wurden folgende Daten erfasst:

- Verkehrsaufkommen: DTV = 62 300 Kfz/d bei einem LKW-Anteil von 4.8 %
- PM75-Beladung der Straße: 0.16 g/m<sup>2</sup> auf den mittleren und linken Fahrstreifen, 0.42 g/m<sup>2</sup> auf den schwach frequentierten und häufig durch parkende Fahrzeuge blockierten rechten Fahrstreifen. Mittelwert für die gesamte Straße (gewichtet über Verkehrsaufkommen je Spur): 0.208 ± 0.068 g/m<sup>2</sup>.
- Zusatzbelastungen in der Frankfurter Allee wie in **Tab. 5.7** dargestellt.

	Nordseite PM10 mit KF-Gerät	Südseite KF-Gerät	Südseite FH-Gerät
PM10	5	9	12
NO <sub>x</sub>	89	89	89

Tab. 5.7: Von Rauterberg-Wulff (2000) in der Frankfurter Allee festgestellte PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen in µg/m<sup>3</sup>

- Der Vergleich der gemessenen Immissionswerte mit errechneten Immissionswerten unter Verwendung des Ausbreitungsmodells IMMIS-Luft und der Emissionen der EPA-Formel zeigte: Die errechneten Immissionen sind viel höher als die gemessenen.
- Die errechneten Immissionswerte unter Verwendung des Ausbreitungsmodells IMMIS-Luft und der Emissionen der EPA-Formel sind um den Faktor 2 bis 4 höher als die gemessenen Werte wenn
  - \* für das Fahrzeuggewicht nicht das zulässige Gesamtgewicht sondern eine halbe Zuladung angesetzt wird und
  - \* die PM10-Emissionen an den 111 Regentagen in Berlin auf die Hälfte des Wertes an trockenen Tagen reduziert wurden. Für den Ansatz dieser Reduktion zitiert sie in Rauterberg-Wulff (1998) eine Arbeit von Hesketh (1983).

Rauterberg-Wulff (2000) schließt daraus: Die Konstante k in der EPA-Formel (2) oder (3) in Abschnitt 5.1 sollte mit dem Faktor  $\frac{1}{2}$  multipliziert werden, um damit die Emission infolge Straßenstaub (abzüglich Motorenemissionen) zu errechnen.

Rauterberg-Wulff (2000) setzte sich auch mit dem in Abschnitt 5.8 beschriebenen schwedischen Rechenverfahren auseinander und kommt dabei schnell auf die Erkenntnis von Unklarheiten.

Das Landesumweltamt Brandenburg (2000) geht im Entwurf eines Berichtes von 21.12.2000 bei der Emissionsbestimmung auch von der EPA-Formel aus, und zwar derjenigen die gefittet ist anhand der Fälle mit Staubbeladungen zwischen  $0 \text{ g/m}^2$  und  $4 \text{ g/m}^2$  (Gleichung 4 in Abschnitt 5.1) und modifiziert diese Formel so, dass bei Ausbreitungsrechnungen mit MISKAM die in Brandenburg straßennah gemessenen PM10-Konzentrationen errechnet werden. Als Datengrundlage für die Modifikation wurden dabei die Werte von 7 verkehrsnahen Messstationen der Jahre 1998 und 1999 verwendet (siehe auch Anhang 2). Da dort in den meisten Fällen keine Hintergrundbelastungsmessungen existieren, wurde für alle Messstationen einheitlich eine Hintergrundbelastung von im Jahresmittel  $26 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  für PM10 angesetzt. Ergebnis der Studie ist eine Modifikation der EPA-Formel (4) in Abschnitt 5.1 wie folgt:

$$e_{\text{Gesamte Straße}} = a \cdot k \cdot (sL)^{0.52} \cdot (W)^{2.14} \quad (8)$$

oder

$$e_{\text{Straßenstaub/Abrieb}} = e_{\text{Gesamte Straße}} - \text{Auspuffemission.} \quad (9)$$

mit

$e$  = Emission in  $\text{g}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$

$k$  =  $0.18 \text{ g}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$  (wie in Formel (4) in Abschnitt 5.1)

$s_L$  =  $0.2 \text{ g}/\text{m}^2$  als konstantem Wert, entnommen von Rauterberg-Wulff (2000), weil für brandenburgische Straße hierfür keine Differenzierung existiert

$W$  = Mittleres Gewicht der Fahrzeugflotte in t.

$a$  =  $0.8$  = Korrekturfaktor zur Anwendung auf brandenburgische Straßen. Damit Anpassung der EPA-Formel auf die Staubbelastung der dortigen Straßen und den Einfluss der dortigen Regenwahrscheinlichkeiten

Demnach konnten also die Beobachtungen (wegen des von 1 nur wenig verschiedenen Korrekturfaktors 0.8) mit der EPA-Formel (4) in Abschnitt 5.1 gut beschrieben werden, es errechnen sich für die betrachteten Straßen die Emissionswerte der **Tab. 5.8**.

	<b>PKW</b>	<b>SNFz</b>	<b>Alle Fzg</b>
Gesamtemission (rückgerechnet mit MISKAM)			0.12 bis 0.39
Motoremission (aus Mobilev)	0.009 bis 0.011	0.54 bis 0.82	0.04 bis 0.08
Straßenstaub/Abrieb nach modifizierter EPA-Formel			0.07 bis 0.28

Tab. 5.8: Emissionsfaktoren in  $\text{g}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$  für die untersuchten Straßen in Brandenburg bei Nutzung inverser Ausbreitungsrechnungen mit MISKAM. (Quelle: LUA Brandenburg, siehe auch Anhang 2).

Dabei wurden die Fahrzeuggewichte für innerorts wie folgt angesetzt. Diese wurden für die Modifizierung der EPA- Formel verwendet:

Innerorts:  $W(\text{PKW}) = 1.1 \text{ t}$      $W(\text{LNfz}) = 1.9 \text{ t}$      $W(\text{SNfz}) = 9.2 \text{ t}$ .

Zusätzlich wurden nach LUA Brandenburg (2000a) auch Gewichte für Außerortsstraßen und Autobahnen angegeben.

Außerorts:  $W(\text{PKW}) = 1.2 \text{ t}$      $W(\text{LNfz}) = 2.0 \text{ t}$      $W(\text{SNfz}) = 10.2 \text{ t}$ .

Autobahnen:  $W(\text{PKW}) = 1.3 \text{ t}$      $W(\text{LNfz}) = 2.1 \text{ t}$      $W(\text{SNfz}) = 13.6 \text{ t}$ .

Während die Angaben für innerorts auf einer soliden Datengrundlage (Kennzeichenerfassung und Verkehrsbefragung von Kaschk, 1998), beruhen, wurden die anderen Zahlen auf der Basis von Kennzeichenerfassungen (Kaschk, 1998) und Schätzwerten des LUA für die Zuladung ermittelt.

Zusätzlich zur o.a. Vorgehensweise wurden vom LUA Brandenburg die PM10-Emissionen der untersuchten Straßen über die Methode der Benutzung von  $\text{NO}_x$  als Tracer bestimmt. Dabei wurden die Werte der **Tab. 5.9** ermittelt. Diese sind mit Beiträgen für Straßenstaub/Abrieb von 0.08 bis 0.11 g/(km · Fzg) geringer als die mit der modifizierten EPA-Formel errechneten Werte von 0.11 bis 0.16 (**Tab. 5.8**).

		DTV	SNFZ	Zusatzbelastung PM10	Zusatzbelastung $\text{NO}_x$	Emissionen PM10-Aufwirbelung
Jahr	Messpunkt	Kfz/24h	Kfz/24h	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{g}/(\text{km} \times \text{Fzg})$
1998	Cottbus-Bahnhofstr.	23 200	1 560	21	133	0.09
1999	Cottbus-Bahnhofstr.	27 100	1 520	25	150	0.11
1999	Fr./Oder-Leipziger Str.	34 300	2 110	20	124	0.10
1998	Potsdam-H.-Th.-Str.	14 700	660	10	68	0.08
1999	Potsdam-H.-Th.-Str.	15 200	790	15	91	0.09

Tab. 5.9: Emissionsfaktoren in g/(km · Fzg) für Straßenstaub/Abrieb für die untersuchten Straßen in Brandenburg mit Nutzung von  $\text{NO}_x$  als Tracer. Aus LUA Brandenburg (2000b).

Zusätzlich zu den Erkenntnissen über die PM10-Emissionsfaktoren infolge Straßenstaub findet LUA Brandenburg (2000b) für die Werte der **Tab. 5.9** für den Quotienten aus Zusatzbelastung PM10 / Zusatzbelastung  $\text{NO}_x$ -Werte zwischen 0.15 und 0.17. Dies ist hier ein recht wenig variierender Quotient.

Kuhlbusch et al. (2000) quantifizieren den straßenbedingten Einfluss auf die PM10-Konzentrationen an verschiedenen Standorten in Nordrhein-Westfalen, müssen dabei jedoch die Emissionen durch Staubaufwirbelung vernachlässigen.

Dreiseidler et al. (1999) benennen im Anhang an ihren Bericht: TNO (1997), EPA, Bezugsjahr 1993, Reifen- und Straßenabrieb, Abschätzung für PM10: 0.07 g/km.

Israel et al. (1994) geben für den Lerchpfad (Stadtautobahn in Berlin, ca. 8% LKW-Anteil, Geschwindigkeitsbeschränkung auf 80 km/h) für den Zeitraum 1989 bis 1992 Schwebstaub-Emissionsfaktoren (SSt) für PKW von 120 mg/(km · Fzg) und für LKW von 2 000 mg/(km · Fzg). Bei o. g. 8% LKW-Anteil ergibt das einen SSt-Emissionsfaktor von 270 mg/(km · Fzg). PM10-Immissionen wurden nicht gemessen und somit auch keine PM10-Emissionsfaktoren ausgewiesen. Unter der Annahme eines PM10-Anteils an SSt von ca. 60 bis 90 % lässt sich ein PM10-Emissionsfaktor für den Lerchpfad von ca. 162 bis 243 mg/(km · Fzg) abschätzen.

Israel et al. (1996) geben aus Tunnelmessungen (Tunnel Tegel in Berlin 1994/95, ca. 6% LKW-Anteil) die PM10-Emissionsfaktoren für PKW von  $37.9 \pm 4.4$  mg/(km · Fzg) und für LKW von  $597 \pm 72$  mg/(km · Fzg). In der gleichen Arbeit werden PM10- und NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastungen an der Frankfurter Allee in Berlin für den Messzeitraum 1.4.1994 bis 31.3.1995 angegeben. Je nach Wahl der Hintergrundmessstelle können daraus PM10-Emissionsfaktoren zwischen 159 und 275 mg/(km · Fzg) abgeleitet werden.

Rauterberg-Wulff (1998) gibt aus Tunnelmessungen (Tunnel Tegel in Berlin 1998, ca. 7% LKW-Anteil) die PM10-Emissionsfaktoren für PKW von  $32 \pm 8.9$  mg/(km · Fzg) und für LKW von  $834 \pm 147$  mg/(km · Fzg).

Brenner et al. (1999) leiten aus Immissionsmessungen im Brudermühltunnel in München PM10-Emissionsfaktoren für PKW von 33 bis 55 mg/(km · Fzg) und für LKW von 710 bis 1 110 mg/(km · Fzg) ab. Diese Daten werden derzeit von der LfU Bayern noch einmal überprüft.

Richtlinie VDI 3790 Blatt 3 (1999) gibt mit Bezug auf die EPA (1985) für befestigte Straßen für die Emission die alte (nicht die 1993 und 1997 modifizierte) Formel für befestigte Straßen:

$$e = k \cdot (sL/0.5)^m \quad (10)$$

mit

$$k = 2.28 \cdot 10^{-3} \text{ g/(m} \cdot \text{Fzg)}$$

$$m = 0.8$$

und sL nach **Tab. 5.10**. Die EPA-Veröffentlichungen von 1993 und 1997 sind in der VDI-Richtlinie nicht berücksichtigt.

Straßenkategorie	sL[g/m <sup>2</sup> ]
Orts- und Landesstraßen	1.41
Zubringer	0.92
Bundes- und Schnellstraßen	0.36
Autobahnen	0.02

Tab. 5.10: PM75-Staubbelastung auf Straßen. Aus Richtlinie VDI 3790 Blatt 3 (1999). Quelle ist dort nicht angegeben, vermutet wird EPA (1985). (VDI ist deshalb angefragt).

Die VDI-Arbeitsgruppe "Kfz-Emissionsmodellierung" beschäftigt sich derzeit nicht mit der Modellierung der PM10-Emissionen von Straßen infolge Staubaufwirbelung und Straßenabrieb (aber u. a. mit Reifenabrieb).

Das Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) der Universität Stuttgart arbeitet derzeit an den Feinstaubemissionskatastern für einige deutsche Bundesländer, die Methodik ist abgefragt, näheres wird jedoch erst nach Abschluss des vorliegenden Berichts bekannt werden. Nach ersten Informationen wird dort mit modifizierten Eingangsgrößen für die EPA-Formel gearbeitet.

Das Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen verwendet laut Schulz (persönliche Mitteilung im Oktober 2000) die EPA-Formel unter Berücksichtigung der Erkenntnisse von Rauterberg-Wulff (2000).

Das Umweltbundesamt arbeitet laut Niederle (persönliche Mitteilung, Frühjahr 2000) nicht an der vorliegenden Fragestellung.

## 5.10 Sonstige

Bozo et al. (1999) berichtet über Ursachenanalysen für die Partikelkonzentrationen in Budapest. Hauptverursacher ist die dortige Müllverbrennung, ein Modell für die Bestimmung von PM10-Emissionen von Straßen infolge Staubaufwirbelung existiert laut Auskunft von Herrn Bozo in Ungarn nicht.

## 5.11 Dokumente der EG

Das EG-Emissionsmodell Copert (mit CORINAIR)

([www.eng.auth.gr/mech/lat/copert/copert.htm](http://www.eng.auth.gr/mech/lat/copert/copert.htm)) enthält nur die Emissionen aus dem Auspuff, keine Emissionen infolge Straßenabrieb oder Staubaufwirbelung.

Das EG-Projekt SATURN (Studying Atmospheric Pollution in Urban Areas,

<http://aix.meng.auth.gr/lhtee/saturn.html>) befasst sich nach Auskunft des Leiters der Untergruppe Partikel, Herrn Bozo, nicht mit der PM10-Emissionsmodellierung von Straßen.

Der neueste Entwurf des Berichtes der EG: Guidance on Assessment under the EU Air Quality Directives (Final Draft, 2000) enthält keine Hinweise auf die PM10-Emissionsmodellierung infolge Straßenabrieb und Staubaufwirbelung. Ebenso nicht der EU Guidance Report on Preliminary Assessment under EC Air Quality Directives von Van Aalst et al. (1998).

Der Bericht für die Europäische Kommission von McAughey (2000): "Vehicle Particulate Emissions" enthält keine Information über Straßenabrieb und Staubaufwirbelung.

## 5.12 Fazit aus Literaturrecherche

Die Recherche hat gezeigt:

Eine Formel zur Bestimmung der Emissionen gibt es in Schweden und den USA. Für die EPA-Formel wurde von Rauterberg-Wulff gezeigt, wie sie modifiziert werden muss, um Messungen in der Frankfurter Allee, Berlin, zu beschreiben. Vom LUA Brandenburg wurde sie für die Anwendung in Brandenburg modifiziert. Die Formel wird auch vom LUA Nordrhein-Westfalen und dem IER Stuttgart verwendet.

- Andere Länder (Österreich, Großbritannien, Frankreich) leiten in Ermangelung besserer Verfahren die PM10-Emission aus der NO<sub>x</sub>- oder Rußemission ab.
- Aus einigen Ländern (Deutschland, Schweiz, Niederlande) sind Emissionsfaktoren für eine einzelne Straße oder pauschal für Straßen veröffentlicht worden.

Die Recherche zeigt, dass große Unsicherheit bzgl. PM-Emissionsbestimmung aus Staubaufwirbelung und Straßenabrieb herrscht.

Die in einigen Ländern hilfsweise praktizierte Herleitung der PM<sub>10</sub>-Emissionen über die NO<sub>x</sub>-Emissionen führt, wie auch lt. Abschnitt 5.6 in Großbritannien beobachtet, zu Unsicherheiten. Die Proportionalitätsfaktor ist in der Marylebone Road 0.036 (siehe **Abb. 5.6**), das LUA Brandenburg (2000b) findet 0.15 bis 0.17.

Bleiben die Formeln aus Schweden und USA. Die schwedische Formel ist konzeptionell für den vorliegenden Fall nicht anwendbar. Kurzfristig wird deshalb empfohlen, das EPA-Modell zu verwenden, aber

- modifiziert mit den Ergebnissen von Rauterberg-Wulff (2000) und
- den Ergebnissen des LUA Brandenburg (2000b).

Siehe dazu im Vorgriff Kapitel 7. Das Festlegen der freien Parameter erfolgt ebenfalls in Kapitel 7 nach Auswertung der Messungen in Leipzig (Lützner Straße) und Berlin (Schildhornstraße) und den Vergleich zu den anderen aufgeführten PM<sub>10</sub>-Emissionsdaten.

## **6 MESSUNGEN IN DER LÜTZNER STASSE UND DER SCHILDHORNSTRASSE**

Ziel beider Untersuchungen war die Frage, inwieweit ein von der US-EPA entwickeltes PM10-Emissionsmodell sowie ein erster Vorschlag für eine Modifizierung entsprechend Lohmeyer et al. (2001) für die Bestimmung der verkehrsbedingten PM10-Emission geeignet ist bzw. wie gegebenenfalls entsprechende Parameter angepasst werden müssen, um die gemessenen Immissionswerte zu reproduzieren. Im Folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse dieser beiden Untersuchungen aufgezeigt. Die vollständigen Berichte liegen in Lohmeyer et al. (2001b und 2001c) vor. Danach wird ein Vergleich der wichtigsten Messgrößen und Aussagen mit denen an der Frankfurter Allee in Berlin (Rauterberg-Wulff, 2000) durchgeführt.

### **6.1 Ergebnisse in der Lützner Straße in Leipzig**

Zur Quantifizierung der Feinstaubbildung durch den Straßenverkehr wurden dazu in der Zeit vom 16.10. bis 15.11.2000 Messungen in der Lützner Straße in Leipzig durchgeführt. Hierfür wurden auf einer Straßenseite Messungen der PM10- und PM2.5-Immissionen mit Kleinfiltergeräten durchgeführt und gravimetrisch ausgewertet. Zur Bestimmung der Hintergrundbelastung wurden die zeitgleich ermittelten Messergebnisse an der naheliegenden wenig verkehrsbelasteten Hintergrundstation Leipzig-West herangezogen.

Für die Anwendung des Emissionsmodells müssen die auf der Straßenoberfläche deponierte Staubmenge im Partikelgrößenbereich  $< 75 \mu\text{m}$  (PM75-Belegung), das mittlere Fahrzeuggewicht der Fahrzeugflotte sowie die Regenhäufigkeit bekannt sein. Die PM75-Belegung wurde entsprechend der Verfahrensvorschriften der EPA-Dokumentation durch Absaugen des Staubes von einer definierten Fläche der Lützner Straße und Siebklassierung des gesammelten Staubes bestimmt. Das Fahrzeuggewicht wurde für die drei Kategorien PKW, leichte sowie schwere Nutzfahrzeuge aus o. g. Modellvorschlag verwendet. Die Regenhäufigkeit wurde aus zeitgleichen Niederschlagsmessungen des DWD abgeleitet. Mit automatischen Zählplatten wurde das Verkehrsaufkommen, die Geschwindigkeit und die Länge der Fahrzeuge während des Messzeitraumes gemessen. Aus diesen Daten konnte der Anteil der schweren Nutzfahrzeuge abgeschätzt werden.

Mittels des o. g. Modellvorschlages wurden die PM10-Emissionen bestimmt, mit Hilfe des mikroskaligen Ausbreitungsmodells MISKAM 3.6 wurden damit PM10-Immissionen errechnet und mit den in der Lützner Straße gemessenen PM10-Immissionen verglichen.

Die Ergebnisse der Untersuchung sind wie folgt:

Die PM75-Belegung der Lützner Straße war abhängig von der Breite der Fahrbahnen (stadtauswärts 3.30 m breit; stadteinwärts 6.30 m breit) und lag für die stadtauswärtige Fahrtrichtung bei etwa 0.31 g/m<sup>2</sup>. Auf der wesentlich breiteren und dadurch pro Flächeneinheit schwächer frequentierten stadteinwärtigen Fahrbahn wurde eine PM75-Belegung von etwa 0.42 g/m<sup>2</sup> gemessen. Im direkten Fahrbereich wurden PM75-Belegungen zwischen 0.16 und 0.25 g/m<sup>2</sup> festgestellt, im Rinnsteinbereich (0 bis 0.25 m vom Bordstein entfernt) ca. 1.6 bis 2.0 g/m<sup>2</sup>. Dies ergab einen Mittelwert für die gesamte Straße entsprechend der jeweiligen Flächenanteile von  $0.38 \pm 0.21$  g/m<sup>2</sup>. Dieser Wert liegt ca. doppelt so hoch wie an der Frankfurter Allee in Berlin (siehe Rauterberg-Wulff, 2000).

Die Analyse der PM75-Fraktion des Straßenstaubes ergab eine starke Dominanz der silikatischen Anteile, die etwa 88 % der Gesamtmasse stellen. Ca. 3 % entfallen auf elementaren und ca. 2.5 % auf organisch gebundenen Kohlenstoff. Nitrate, Sulfate und Ammonium haben mit zusammen etwa 0.2 % nur einen sehr geringen Anteil an der PM75-Belegung. Diese Stoffanteile sind im Wesentlichen unabhängig von deren Herkunft auf der Straße. So gibt es nur geringe Unterschiede in der Zusammensetzung von PM75 im Rinnstein bzw. im direkten Fahrbereich der Fahrzeuge. Dies weist auf eine gute Durchmischung des Staubes im Straßenraum hin.

Das durchschnittliche tägliche Verkehrsaufkommen betrug während des Messzeitraumes 26 200 Kfz pro Tag bei einem LKW-Anteil von 6.5 %.

Die im Messzeitraum am Messcontainer Lützner Straße ermittelten Tagesmittelwerte der PM10-Gesamtmission lag bei 33.4 µg/m<sup>3</sup> bei Werten zwischen 11.8 und 66.7 µg/m<sup>3</sup>. Die PM10-Immissionen an der Hintergrundstation Leipzig-West betrugen im Messzeitraum 13.4 µg/m<sup>3</sup> bei Werten zwischen 1.3 und 35.8 µg/m<sup>3</sup>.

Somit kann eine Zusatzbelastung in der Lützner Straße von 20 µg/m<sup>3</sup> (5.8 bis 41.1 µg/m<sup>3</sup>) ermittelt werden. Ca. 60 % der gemessenen Gesamtbelastung an der Lützner Straße entfallen damit auf die Emission in der Straße selbst, ca. 40 % auf die Hintergrundbelastung. An Tagen mit Regen reduziert sich die PM10-Zusatzbelastung auf ca. 14 µg/m<sup>3</sup>. An Tagen ohne Regen wurden ca. 22 µg/m<sup>3</sup> gemessen, d. h. es wurde eine ca. 35%ige Reduktion der PM10-Zusatzbelastung an Regentagen festgestellt.

Die PM10- und PM2.5-Proben wurden, wie auch die PM75-Proben, auf Inhaltsstoffe untersucht. Hierbei zeigte sich ebenfalls die Dominanz der silikatischen Anteile mit 52 % (PM10) bzw. 41 % (PM2.5), welche überwiegend aus Straßenstaub resultieren. Ca. 16 % der PM10-Gesamtmission in der Lützner Straße (das entspricht  $5.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) entfallen auf elementaren Kohlenstoff (Ruß), ca. 17 % auf organisch gebundenen Kohlenstoff. Ca. 16 % entfallen auf  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_3$  und  $\text{SO}_4$ , die als Indikator für sekundäre PM10-Bildungen in der Hintergrundbelastung angesehen werden können, da diese Stoffe weder im Straßenstaub, noch in den Abgasemissionen vorliegen. Da für die Hintergrundstation Leipzig-West keine entsprechenden Inhaltsstoffanalysen vorlagen, ist ein Ableiten von Quellanteilen entsprechend ihrer Herkunft nicht möglich.

Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Regenereignissen und dem silikatischen Anteil an PM10, aber auch PM2.5, konnte nicht festgestellt werden.

Bei der Ausbreitungsrechnung mit MISKAM wurde zunächst bezüglich der Emissionsbestimmung vom Vorschlag entsprechend Lohmeyer et al. (2001a) ausgegangen. Hier wird u. a. als Standardwert für die PM75-Belegung der Straße von einem Wert von  $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ausgegangen. Dieser Ansatz führt im Bereich des Messcontainers zu berechneten PM10-Zusatzbelastungen, die bis zu einem Faktor 7 bis 8 niedriger als die gemessenen lagen.

Bei der Verwendung der gemessenen PM75-Belegung von  $0.38 \text{ g}/\text{m}^2$  und unter Berücksichtigung von Besonderheiten des Messstandortes (sehr nahe an der Straße, somit ein relevanter Einfluss fahrzeugerzeugter Turbulenz und nur ein geringer Anteil von Situationen, in denen der Messcontainer in Lee der Quelle stand) ergaben sich PM10-Zusatzbelastungen, die etwa 3 bis 5-mal niedriger lagen als der Messwert. Zusätzlich zu den in Lohmeyer et al. (2001b) aufgeführten Berechnungen mit MISKAM wurden Ausbreitungsberechnungen mit dem Ausbreitungsmodell OSPM (Berkowicz, 2000) unter direkter Berücksichtigung der fahrzeugerzeugten Turbulenz durchgeführt. Diese Berechnungen führten zu PM10-Zusatzbelastungen, die bis zu einem Faktor 2 bis 3 niedriger als die gemessenen lagen.

Trotz aller Unsicherheiten bei der Emissionsbestimmung weisen die Ergebnisse der Untersuchungen an der Lützner Straße auf eine dort wesentlich höhere PM10-Emission hin, als mit den Standardparametern in o. g. Formel berechnet wird.

Diese wesentlich höhere PM10-Emission könnte bedingt sein durch den Fahrbahnzustand der Lützner Straße. Die Fahrbahnoberfläche (Asphalt) befindet sich in einem relativ schlechten Zustand. Im Bereich der Messstelle ist eine Vielzahl von Rissen, Löchern und

Ausbesserungen in der Asphaltdecke festzustellen, die auf einen erhöhten Anteil an Fahrbahnabrieb und Verwitterung hinweisen. Des Weiteren sind die Fußwege z.T. stark verschmutzt, die Parkflächen sind nicht befestigt, sodass dort immer ein großes Potenzial an aufwirbelbarem Staub zur Verfügung steht. Dies spiegelt sich u. a. auch in der hohen PM75-Belegung der Fahrbahn, der Rinnsteinbereiche und der Parkflächen wieder.

Es ist sicher verfrüht, auf Basis dieser einen, und noch dazu auf einem sehr kurzen Zeitraum mit ungünstigen meteorologischen Bedingungen basierenden Messkampagne, seriöse Schlussfolgerungen zu ziehen. Auf jeden Fall kann man aber schließen, dass in der Lützner Straße das bisher verwendete Emissionsmodell zu niedrige Werte liefert. Zusätzlich liegt als Ergebnis dieser Messungen der Vorschlag nahe, zu erwägen, den Korrekturfaktor und die PM75-Staubbelegung für PM10-Emissionsberechnungen wie folgt zu klassifizieren:

Für Straßen in gutem Zustand und befestigte Park- und/oder Gehflächen analog zu Lohmeyer et al. (2001):

$$\begin{aligned} sL &= 0.2 \text{ g/m}^2 \\ a &= 0.8. \end{aligned}$$

Für Straßen in schlechtem Zustand bei teilweise unbefestigten Park- und/oder Gehflächen:

$$\begin{aligned} sL &= 0.4 \text{ g/m}^2 \\ a &= 3. \end{aligned}$$

Aufgrund der oben erläuterten Unsicherheiten (wegen des kurzen Messzeitraumes und der dabei vorliegenden ungünstigen meteorologischen Bedingungen) wird empfohlen, die Messungen an der Lützner Straße in Leipzig mindestens ein halbes Jahr, besser ein ganzes Jahr, fortzuführen. Danach sollte ein erneuter Vergleich zwischen Berechnung und Messung durchgeführt werden, um die o. g. Schlussfolgerungen zu überprüfen. Von Vorteil wäre eine parallele Messung von  $\text{NO}_x$ , um eine weitere vom Ausbreitungsmodell unabhängige Methode zur Emissionsbestimmung zu haben.

## 6.2 Ergebnisse in der Schildhornstraße in Berlin

Ziel der Untersuchung war die Frage, inwieweit ein von der US-EPA entwickeltes PM10-Emissionsmodell sowie ein erster Vorschlag für eine Modifizierung entsprechend Lohmeyer et al. (2001a) für die Bestimmung der verkehrsbedingten PM10-Emission in der Schildhorn-

straße in Berlin geeignet ist bzw. wie gegebenenfalls entsprechende Parameter angepasst werden müssen, um die gemessenen Immissionswerte zu reproduzieren.

Dazu wurden in der Zeit vom 13.11. bis 14.12.2000 Messungen in der Schildhornstraße und der Paulsenstraße in Berlin durchgeführt. Hierfür wurden auf einer Straßenseite Messungen der PM10- und PM2.5-Immissionen mit LVS3D-Sammelgeräten durchgeführt und gravimetrisch ausgewertet. Zur Bestimmung der Hintergrundbelastung wurden die zeitgleich ermittelten Messergebnisse an der naheliegenden wenig verkehrsbelasteten Hintergrundstationen Paulsenstraße (Messbus) sowie die Daten der Dauermessstelle Nansenstraße herangezogen. Zusätzlich wurden kontinuierliche PM10-Messungen mit FH-Geräten an Schildhornstraße und Paulsenstraße ausgewertet.

Für die Anwendung des Emissionsmodells müssen die auf der Straßenoberfläche deponierte Staubmenge im Partikelgrößenbereich  $< 75 \mu\text{m}$  (PM75-Belegung), das mittlere Fahrzeuggewicht der Fahrzeugflotte sowie die Regenhäufigkeit bekannt sein. Die PM75-Belegung wurde entsprechend der Verfahrensvorschriften der EPA-Dokumentation durch Absaugen des Staubes von einer definierten Fläche der Schildhornstraße und Siebklassierung des gesammelten Staubes bestimmt. Ein Schätzwert für das Fahrzeuggewicht wurde für die drei Kategorien PKW, leichte sowie schwere Nutzfahrzeuge aus o. g. Modellvorschlag verwendet, alternativ aus Angaben von Rauterberg-Wulff (2000) für Berlin. Die Regenhäufigkeit wurde aus zeitgleichen Niederschlagsmessungen abgeleitet. Mit automatischen Zählplatten wurde das Verkehrsaufkommen, die Geschwindigkeit und die Länge der Fahrzeuge während des Messzeitraumes gemessen. Aus diesen Daten konnte der Anteil der schweren Nutzfahrzeuge abgeschätzt werden.

Die PM10-Emissionen wurden einerseits mittels des o. g. Modellvorschlages bestimmt, andererseits wurde mit Hilfe des mikroskaligen Ausbreitungsmodells MISKAM 3.6 aus den gemessenen PM10-Immissionen auf die Emission rückgerechnet. Zusätzlich wurde mit Hilfe von  $\text{NO}_x$  als Tracer aus den gemessenen  $\text{NO}_x$ - und PM10-Immissionen und den errechneten  $\text{NO}_x$ -Emissionen die PM10-Emission bestimmt.

Die Ergebnisse der Untersuchung sind wie folgt:

Die PM75-Belegung der Schildhornstraße war für die stadtauswärtige Fahrtrichtung mit ca.  $0.13 \text{ g/m}^2$  etwas geringer als auf der stadteinwärtigen Fahrtrichtung ( $0.18 \mu\text{g/m}^2$ ). Im direkten Fahrbereich wurden mittlere PM75-Belegungen zwischen  $0.06$  und  $0.14 \text{ g/m}^2$  festgestellt, im Rinnsteinbereich (0 bis  $0.25 \text{ m}$  vom Bordstein entfernt) ca.  $1.7$  bis  $2.3 \text{ g/m}^2$ . Dies ergab einen

Mittelwert für die gesamte Straße entsprechend der jeweiligen Flächenanteile von  $0.16 \pm 0.09 \text{ g/m}^2$ . Dieser Wert liegt niedriger als der von Rauterberg-Wulff (2000) bei der Messkampagne an der Frankfurter Allee in Berlin festgestellte Wert von ca.  $0.2 \text{ g/m}^2$ .

Die Analyse der PM75-Fraktion des Straßenstaubes ergab eine starke Dominanz der silikatischen Anteile, die etwa 86 % der Gesamtmasse stellen. Ca. 4 % entfallen auf elementaren und ca. 2.8 % auf organisch gebundenen Kohlenstoff. Die restlichen ca. 7 % entfallen auf Wasser, Sulfate, Nitrate, Ammonium, Chloride und andere Stoffe. Diese Stoffanteile sind im Wesentlichen unabhängig von deren Herkunft auf der Straße. So gibt es nur geringe Unterschiede in der Zusammensetzung von PM75 im Rinnstein bzw. im direkten Fahrbereich der Fahrzeuge. Dies weist auf eine gute Durchmischung des Staubes im Straßenraum hin.

Das durchschnittliche tägliche Verkehrsaufkommen betrug während des Messzeitraumes 43 200 Kfz pro Tag bei einem LKW-Anteil von 5.6 %.

Der im Messzeitraum am Messcontainer Schildhornstraße ermittelte Mittelwert der PM10-Gesamtmission lag bei  $51.9 \mu\text{g/m}^3$ , für PM2.5 bei  $44.1 \mu\text{g/m}^3$ . Der Mittelwert der PM10-Immissionen an der Hintergrundstation Paulsenstraße betrug im Messzeitraum  $33.3 \mu\text{g/m}^3$ , für PM2.5 war er  $19.0 \mu\text{g/m}^3$ . Somit sind ca. 85 % der in der Schildhornstraße gemessenen Partikel kleiner  $2.5 \mu\text{m}$ , an der Paulsenstraßen nur ca. 56 %.

Es wurde eine PM10-Zusatzbelastung in der Schildhornstraße von  $18.6 \mu\text{g/m}^3$  ermittelt. Damit entfallen ca. 40 % der gemessenen Gesamtbelastung an der Schildhornstraße auf die Emission in der Straße selbst, ca. 60 % auf die Hintergrundbelastung.

Die PM10- und PM2.5-Proben aus den Immissionsmessungen wurden, wie auch die PM75-Proben, auf Inhaltsstoffe untersucht. Hierbei zeigte sich wie beim Straßenstaub die Dominanz des nicht Kohlenstoffanteils mit ca. 70 % (Schildhornstraße) bzw. ca. 80 % (Paulsenstraße). Ca. 18 % der PM10-Gesamtmission in der Schildhornstraße entfallen auf elementaren Kohlenstoff (Ruß), ca. 14 % auf organisch gebundene Materie ( $\text{OM} = 1.2 \cdot \text{OC}$ ). In der Paulsenstraße liegen diese Anteile bei 9 % (EC) und 13 % (OM). Durch den Vergleich der absoluten Anteile von elementarem Kohlenstoff (EC) und organisch gebundenem Kohlenstoff mit der Gesamt-PM10-Immission an der Schildhornstraße und der Paulsenstraße konnte der mineralische Anteil (vorwiegend aus Staubaufwirbelung) der Zusatzbelastung zu ca. 52 % bestimmt werden. Ca. 7 % resultieren aus dem Reifenabrieb und ca. 41 % aus den Auspuffemissionen.

Aus den vorliegenden Untersuchungen konnte für die Schildhornstraße aus Rückrechnungen mit MISKAM ein PM10-Gesamtemissionsfaktor zwischen 0.091 und 0.096 g/(km · Fzg) abgeschätzt werden.

Bei der Verwendung einer alternativen Vorgehensweise mit NO<sub>x</sub> als Tracer (wobei kein mathematisches Ausbreitungsmodell eingesetzt werden muss) ergibt sich ein Emissionsfaktor zwischen 0.081 und 0.095 g/(km · Fzg).

Die Messergebnisse zeigen aufgrund der geringeren Verkehrsstärke und des geringen LKW-Anteils an den Wochenenden eine ca. 20%ige Reduktion der PM10-Emissionen gegenüber den Werktagen. Eine separate Abschätzung der PM10-Emissionsfaktoren für PKW und LKW ergab Werte von  $0.040 \pm 0.03$  g/(km · PKW) bzw.  $1.0 \pm 0.4$  g/(km · LKW). Daraus lassen sich unter Zugrundelegung der Partikelemissionsfaktoren aus dem Auspuff nach HBEFA PM10-Emissionsfaktoren für Abriebe und Aufwirbelung von ca. 0.03 g/(km · PKW) und 0.44 g/(km · LKW) angeben. Hierbei ist allerdings auf den kurzen Messzeitraum und das damit verbundene geringe Datenkollektiv hinzuweisen.

Unter Berücksichtigung der realen Regenhäufigkeit, der in Lohmeyer et al. (2001a) defaultmäßig vorgeschlagenen Fahrzeuggewichte und dem defaultmäßigen PM75-Belag von 0.2 g/m<sup>2</sup> wird für die Schildhornstraße für den hier vorliegenden Messzeitraum von 1 Monat ein um ca. 56 bis 85 % zu hoher PM10-Emissionsfaktor berechnet.

Mit der gemessenen Regenhäufigkeit, den für Berlin von Rauterberg-Wulff spezifizierten Fahrzeuggewichten und dem gemessenen Wert für die PM75-Belegung von 0.16 g/m<sup>2</sup> ist eine gute Übereinstimmung des mit Hilfe der Berechnungsformel aus Lohmeyer et al. (2001a) ermittelten Emissionsfaktors mit dem Messwert gefunden worden (Abweichung ca. -9 bis +7 %). Hätte man die (aufwendigen) Messdaten für die PM75-Belegung nicht gehabt, sondern mit dem Defaultwert von 0.2 g/m<sup>2</sup> gerechnet, läge die Abweichung zwischen +2 % und +21 %.

Für den Fall der Schildhornstraße in Berlin ist somit im Messzeitraum die modifizierte EPA-Formel nach Lohmeyer et al. (2001) im Rahmen der üblichen Unsicherheiten bei der PM10-Emissionsbestimmung erstaunlich gut anwendbar.

Ein überraschendes und weiter zu verfolgendes Ergebnis der Studie ist: Im Messzeitraum gingen an Regentagen die PM10-Emissionen nicht zurück, sondern waren deutlich erhöht.

Dagegen zeigten die PM10-Zusatzbelastungen eine geringe Reduktion an Regentagen von ca. 3 bis 15 %.

### 6.3 Vergleich zu den Messungen an der Frankfurter Allee in Berlin

In **Tab. 6.1** werden die wesentlichsten Ergebnisse der Messungen in der Lützner Straße und in der Schildhornstraße den Datensatz der Frankfurter Allee in Berlin (Rauterberg-Wulff, 2000) gegenübergestellt.

Somit liegen an der Lützner Straße neben der niedrigsten Verkehrsbelastung, aber dem höchsten LKW-Anteil, die höchsten PM75-Belegungen vor. Die EC-Anteile der PM75-Belegung liegen an den drei Straßen etwa gleich (ca. 3–4 %). Die OC-Anteile sind in der Frankfurter Allee ca. doppelt so hoch wie in der Lützner Straße und Schildhornstraße. Die EC-Anteile in der PM10-Gesamtmission liegen für alle drei Straßen etwa gleich (16–18 %). Der Anteil organisch gebundener Materie ist an der Schildhornstraße am niedrigsten (14 %) und an der Frankfurter Allee am höchsten (ca. 25 %).

Die ermittelten PM10-Emissionsfaktoren sind für die Lützner Straße ca. 4- bis 12-mal höher als für die Frankfurter Allee bzw. die Schildhornstraße ermittelt worden.

Eine Reduktion der PM10-Zusatzbelastung an Regentagen wurde bei allen drei Messungen beobachtet, wobei er für die Frankfurter Allee am höchsten und für die Schildhornstraße am niedrigsten angegeben wird.

Eliminiert man den Einfluss der Meteorologie auf die Zusatzbelastungen, so wird an der Schildhornstraße in Berlin keine relevante Abnahme der Emission an Regentagen beobachtet. Für die Lützner Straße und die Frankfurter Allee liegen vergleichbare Angaben zu den Emissionsreduktionen nicht vor.

	<b>Lützn<span>er</span> Stra<span>ße</span> in Leipzig</b>	<b>Schildhornstra<span>ße</span> in Berlin</b>	<b>Frankfurter Allee in Berlin</b>
Messzeitraum	16.10. bis 15.11.2000 4 Wochen	13.11. bis 14.12.2000 4 Wochen	26.07. bis 17.10.1999 10 Wochen
Jahreszeit	Herbst	Spätherbst	Sommer bis Frühherbst
Stra <span>ße</span>	Innerorts Hauptverkehrsstra <span>ße</span> , 2 Fahr- streifen, davon eine <span>über</span> breit	Innerorts Hauptverkehrsstra <span>ße</span> , 4 Fahr- streifen	Innerorts Hauptverkehrsstra <span>ße</span> , 6 Fahr- streifen, davon die <span>äu</span> ßere z. T. als Parkfl <span>äche</span> genutzt
Fahrbahn <span>ober</span> fl <span>äche</span> / Fahrbahn <span>zu</span> stand	Asphalt schlecht (stark rissig und geflickt)	Asphalt gut	Asphalt mittel
Stra <span>ßen</span> ausrichtung	Ost-West	Ost-West	Ost-West
Stra <span>ßen</span> breite	20 m	25 m	42 m
Stra <span>ßen</span> h <span>ö</span> he	20 m	20 m	22 m
Wind	vorwiegend aus S <span>ü</span> d	Vorwiegend aus S <span>ü</span> d	vorwiegend aus S <span>ü</span> d und stra <span>ßen</span> parallel
Lage der PM- Messstationen	Nordseite der Stra <span>ße</span>	S <span>ü</span> dseite der Stra <span>ße</span>	beide Seiten
mittlerer DTV	26 200 Kfz/d	43 200 Kfz/d	62 300 Kfz/d
mittlerer LKW-Anteil	6.5 %	5.6 %	4.8 %
mittlere Fz <span>g</span> .-Geschwindigkeit	ca. 40 km/h	ca. 40 km/h	ca. 47 km/h
Staub <span>bel</span> adung der Stra <span>ße</span> (PM75): Rinnsteinbereich	1.8 ± 1.0 g/m <sup>2</sup> (0 – 25 cm Abstand zum Bordstein)	2.0 ± 1.3 g/m <sup>2</sup> (0 – 25 cm Abstand zum Bordstein)	0.42 ± 0.17 g/m <sup>2</sup> ( <span>äu</span> ßere Fahrspur w <span>äh</span> rend der Nacht als Parkfl <span>äche</span> genutzt)
Fahrbereich gewichtetes Mittel	0.2 ± 0.1 g/m <sup>2</sup> 0.38 ± 0.21 g/m <sup>2</sup>	0.09 ± 0.05 g/m <sup>2</sup> 0.16 ± 0.09 g/m <sup>2</sup>	0.16 ± 0.09 g/m <sup>2</sup> 0.21 ± 0.07 g/m <sup>2</sup>
Anteil Inhaltsstoffe im PM75:			
EC	3.0 %	4.0 %	3.0 %
OC	2.5 %	2.8 %	6.4 %
NH <sub>3</sub> , NO <sub>3</sub> , SO <sub>4</sub>	0.2 %	0.2 %	keine Angabe
PM10-Immissionen	(Gravimetrie)	(Gravimetrie)	(Gravimetrie)
Hintergrund	13.4 µg/m <sup>3</sup>	33.3 µg/m <sup>3</sup>	ca. 28.0 µg/m <sup>3</sup>
Gesamt <span>bel</span> astung	33.4 µg/m <sup>3</sup>	51.9 µg/m <sup>3</sup>	ca. 36.0 µg/m <sup>3</sup>
Zusatz <span>bel</span> astung	20.0 µg/m <sup>3</sup>	18.6 µg/m <sup>3</sup>	8.0 µg/m <sup>3</sup>
NO <sub>x</sub> -Immissionen:			
Hintergrund	keine Angaben	64 µg/m <sup>3</sup>	40 µg/m <sup>3</sup>
Gesamt <span>bel</span> astung	keine Angaben	267 µg/m <sup>3</sup>	129 µg/m <sup>3</sup>
Zusatz <span>bel</span> astung	keine Angaben	203 µg/m <sup>3</sup>	89 µg/m <sup>3</sup>
Anteil Inhaltsstoffe in PM10- Gesamt <span>im</span> mission:			
EC	16 %	18 %	ca. 18 %
OM	20 %	14 %	ca. 25 %
NH <sub>3</sub> , NO <sub>3</sub> , SO <sub>4</sub>	16 %	keine Angabe	keine Angabe
Abgeleitete Quellanteile:			
Auspuff <span>em</span> ission	keine Angaben	ca. 41 %	ca. 36 %
Reifen <span>ab</span> rieb	keine Angaben	ca. 7 %	ca. 22 %
Staub <span>auf</span> wirbelung	keine Angaben	ca. 52 %	ca. 42 %
Abgeleitete PM10-Emis- sionsfaktoren:			
R <span>ü</span> ck <span>re</span> chnung mit Ausbrei- tungsmodell	0.47 – 1.1 g/(km · Fz <span>g</span> ) nicht m <span>ö</span> glich	0.091 – 0.09 g/(km · Fz <span>g</span> ) 0.081 – 0.095 g/(km · Fz <span>g</span> )	ca. 0.126 g/(km · Fz <span>g</span> ) 0.060 – 0.140 g/(km · Fz <span>g</span> )
NO <sub>x</sub> als Tracer			
Einfluss von Regen auf Zusatz <span>bel</span> astung auf PM10-Emission	ca. 9 % - 30 % Reduktion keine Angabe	ca. 3 % – 15 % Reduktion ca. 4 % Reduktion bis 12 % Erh <span>ö</span> hung	ca. 25 % Reduktion keine Angabe

Tab. 6.1: Gegenüberstellung der wichtigsten Ergebnisse der Messungen an der Lützner-  
und Schildhornstraße mit den an der Frankfurter- Allee in Berlin von Rauterberg-  
Wulff.

## 7 EMPFEHLUNG FÜR DIE PM10-EMISSIONSMODELLIERUNG

Es ist Aufgabe der vorliegenden Studie, auf Basis der Recherche eine Empfehlung für die Emissionsmodellierung zu geben. Entwicklungsarbeiten sind dafür nicht vorgesehen. Ein solcher Vorschlag findet sich in Abschnitt 7.1. Zusätzlich hat die Literaturrecherche grundlegende Erkenntnisse gebracht die bei zukünftigen Entwicklungsarbeiten bezüglich PM10-Emissionsmodellierungen berücksichtigt werden sollten. Darauf wird in Abschnitt 7.2 eingegangen.

### 7.1 Kurzfristig

Die in einigen Ländern hilfsweise praktizierte Herleitung der PM10-Emissionen über die NO<sub>x</sub>-Emissionen führt, wie auch lt. Abschnitt 5.6 in Großbritannien beobachtet, zu Unsicherheiten. Die Proportionalitätsfaktor ist in der Marylebone Road 0.036 (siehe **Abb. 5.6**), das LUA Brandenburg (2000b) findet 0.15 bis 0.17.

Bleiben die Formeln aus Schweden und USA. Die schwedische Formel ist konzeptionell für den vorliegenden Fall nicht anwendbar.

Es wird deshalb empfohlen, für die PM10-Emissionen einer Straße anzusetzen, dass sie sich für das zu betrachtende Bezugsjahr (Bzj) zusammensetzen aus den Emissionen aus den Auspuff und dem Anteil aus **Abrieb und Aufwirbelung** (Ab+Auf), bestehend aus den Emissionen infolge Reifen-, Brems- und Kupplungsbelagsabrieb, Straßenabrieb und Aufwirbelung von Straßenstaub, also

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

Dabei werden  $e_{PM10}^{Auspuff}(Bzj)$ , die Emissionen aus dem Auspuff, entnommen aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren des Umweltbundesamtes (HBEFA). Sie können damit als bekannt angesehen werden. Für Abrieb und Aufwirbelung wird angesetzt, dass diese vom Bezugsjahr unabhängig sind, also

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

Zur Quantifizierung von Abrieb und Aufwirbelung wird als vorläufiges PM10-Emissionsmodell der Vorschlag aus Lohmeyer et al. (2001a) angesetzt. Die mit der EPA-Formel berechneten Emissionswerte beinhalten neben Abrieb und Aufwirbelung auch die Auspuffemissionen. Um die PM10-Emissionen durch Abrieb und Aufwirbelung zu erhalten, müssen die Auspuffemis-

sionen für das Bezugsjahr und die Bedingungen der Erhebung der Messdaten berechnet werden und von den Ergebnissen nach der EPA-Formel abgezogen werden. Das PM10-Emissionsmodell wurde in Lohmeyer et al. (2001a) modifiziert mit Messdaten für Innerortsstraßen und Autobahnen (Tunnelstrecken mit Tempolimit 80 km/h) aus Deutschland aus den Jahren 1998 bis 2000. Wegen der in der Formel enthaltenen Unsicherheiten ist es ausreichend, als Bezugsjahr der Messungen immer das Jahr 2000 anzusetzen. Entsprechend den Messbedingungen sind die Abgasemissionen für die Verkehrssituationen nach HBEFA „d\_io“ (durchschnittlich innerorts) einzusetzen. Die Tunnelstrecken werden unten gesondert erläutert. Für nicht überdeckelte Straßen wird folgendes Berechnungsverfahren vorgeschlagen:

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

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

$$e_{PM10} (Bzj) = e_{PM10}^{Ab+Auf} + e_{PM10}^{Auspuff} \quad (\text{im Bezugsjahr})$$

wobei

$$e_{PM10}^{Auspuff} (2000) = \begin{matrix} 0.016 \text{ g / km für PKW (inkl. lnFz) und} \\ 0.492 \text{ g / km für LKW} \end{matrix}$$

Dabei bedeuten:

- e = Emissionsfaktor der Fahrzeuge [g/(km · Fzg)]
- a = Korrekturfaktor für die Anwendung auf Straßen in Deutschland [-]
- k = Basisemissionsfaktor der EPA = 0.18 g/km
- sL = PM75 Fraktion der Staubbiladung der Straße
- W = Mittleres Gewicht der Fahrzeuge der Fahrzeugflotte
- r = Anteil der Regentage eines Jahres (z. B. r = 0.3 [-] bei den jährlich ca. 120 Regentagen in Norddeutschland), aus Literatur oder beim Deutschen Wetterdienst (DWD) beschaffbar.

In die Formel darf laut EPA (1993, 1997) nur das mittlere Gewicht der Fahrzeugflotte eingesetzt werden, es darf nicht getrennt für PKW und für LKW gerechnet werden. Im Folgenden werden für verschiedene Straßenkategorien Festlegungen für o.g. Parameter getroffen:

### a) Innerortstraßen

Anhand der vorliegenden Messdaten Lützner Straße, Schildhornstraße, Frankfurter Allee und den Informationen des LUA Brandenburg wird für die Anwendung auf Innerortstraßen vorgeschlagen:

$a = 0.8$  [-] bei gutem Straßenzustand,  $a = 2$  bei schlechtem Zustand,  
 $sL = 0.2 \text{ g/m}^2$  bei gutem Straßenzustand,  $sL = 0.4 \text{ g/m}^2$  bei schlechtem Zustand,  
sowie  $W(\text{PKW}) = 1.1 \text{ t}$      $W(\text{INFZ}) = 1.9 \text{ t}$      $W(\text{sNFZ}) = 9 \text{ t}$ .

### b) Außerortstraßen und Autobahnen

Für die Anwendung außerorts und für Autobahnen fehlen Messdaten, um die EPA-Formel entsprechend zu modifizieren. Es liegt nur eine Abschätzung der PM10-Emissionsfaktoren anhand gemessener Schwebstaub (SSt)-Emissionsfaktoren an der Station Lerchpfad [Stadt-autobahn in Berlin (Israel et al. 1994)] des Zeitraumes 1989 bis 1992 vor (siehe Abschnitt 5.9).

Aufgrund der straßentechnischen Randbedingungen an Außerortsstraßen und Autobahnen (größere Fahrzeugdichten und Fahrzeuggeschwindigkeiten deutlich größer 50km/h damit ein hohes Maß an fahrzeugerzeugten Turbulenzen, die den Wegtransport von Straßenstaub begünstigen; im Allgemeinen gleichmäßige Fahrweisen, damit verminderte Abriebe; keine Bordsteine aber sehr häufig Standstreifen, damit nur wenig Möglichkeiten, dass sich in Windschatten Staub auf der Straße ablagern kann; große Abstände zwischen einmündenden Nebenstraßen bzw. Auffahrten, somit reduzierte Möglichkeit des Staubeintrages von Fahrzeugteilen) ist dort mit einer geringeren Staubelegung zu rechnen als auf Innerortsstraßen. Hilfsweise, um mögliche Größenordnungen abzuschätzen, kann die gemessenen PM75-Belagungen auf den direkten Fahrbereichen der sich im guten Fahrbahnzustand befindlichen Schildhornstraße herangezogen werden. Diese liegt im Mittel bei  $0.09 \text{ g/m}^2$ . Die US-EPA gibt in ihrer Formel für Straßen mit DTV größer 5 000 Fzg/d einen Default-Wert von  $0.1 \text{ g/m}^2$  an. Die Fahrzeuggewichte sind entsprechend LUA Brandenburg (2000a) größer als auf Innerortsstraßen.

Deshalb wird vorgeschlagen in Abweichung vom Vorgehen bei Innerortstrassen:

$sL = 0.1 \text{ g/m}^2$ ,

Außerorts:     $W(\text{PKW}) = 1.2 \text{ t}$      $W(\text{INFz}) = 2.0 \text{ t}$      $W(\text{sNFz}) = 11 \text{ t}$ ,

Autobahnen:  $W(\text{PKW}) = 1.3 \text{ t}$      $W(\text{INFz}) = 2.1 \text{ t}$      $W(\text{sNFz}) = 13 \text{ t}$ .

### c) Tunnelstrecken

Die PM10-Emissionen auf Tunnelstrecken sind offenbar niedriger als die von offenen Straßen. Das zeigen die an den Tunneln Tegel (Berlin) und Bruderhmühltunnel (München) gefundenen Emissionsfaktoren sowie der Vergleich der Emissionsfaktoren im Tunnel Tegel mit denen an der Berliner Stadtautobahn. Auf Basis dieser wenigen vorhandenen Daten wird für die Bestimmung des PM10-Emissionsfaktors für PKW und SNfz vorgeschlagen:

$$\text{PKW (inkl. LNfz)} \quad e_{PM10}^{PKW} (Bz_j) = 0.025 + e_{PM10}^{Auspuff-PKW} (Bz_j) \quad [\text{g}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})]$$

$$\text{LKW:} \quad e_{PM10}^{LKW} (Bz_j) = 0.57 + e_{PM10}^{Auspuff-LKW} (Bz_j) \quad [\text{g}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})].$$

Die Konstanten sind dabei aus den o. g. Messergebnissen für die PM10-Gesamtemissionen in Tunnelstrecken (0.04 g/km für PKW und 0.8 g/km für LKW) und den PM10-Abgasemissionen in den Tunnelstrecken (0.015 g/km für PKW und 0.23 g/km für LKW) abgeleitet worden.

Nur der Jahresmittelwert des Emissionsfaktors in der unter a bis c genannten Differenzierung kann mit der empfohlenen Formel berechnet werden, keine seriösen Tages- oder Stundenmittelwerte. Solche Werte wären noch ungenauer als es schon die Jahresmittelwerte sind. Deshalb wird in Anhang A3 eine zu Zeitreihenrechnungen alternative Vorgehensweise für die Bestimmung des 35 höchsten PM10-Tagesmittelwertes des Jahres gezeigt.

## 7.2 Vergleich mit Messdaten

**Tab 7.1** zeigt für die im Rahmen des hier vorliegenden Projektes gewonnenen und zusätzlichen, aus Deutschland und der Schweiz vorliegenden Emissionsfaktoren den Vergleich zwischen Messung und oben empfohlenem Modell. Dabei wurde als Basis für die Auspuffemissionen im Jahr 2000 die Verkehrssituation nach HBEFA „d\_io“ („durchschnittlich innerorts“) für die Innerortsstraßen bzw. „AB 80“ (Autobahn mit Tempolimit 80 km/h) für die Tunnelstrecken verwendet. Es liegt eine relativ gute Übereinstimmung mit Abweichungen kleiner 100 % vor. Da jedoch die Rechnung anhand der Messwerte modifiziert wurde ist es nicht erstaunlich, dass die Übereinstimmung nicht so schlecht ist wie anhand der Untersuchungen von Venkatram zu erwarten. Es liegt hier keine echte Validierung vor, es zeigt sich lediglich erwartungsgemäß, dass das Modell gut an die vorhandenen Daten angepasst wurde. Die geringe Abweichung darf nicht darüber hinwegtäuschen, dass es z. B. schon in Grenzbereichen Fälle geben wird, in denen nicht klar definierbar ist, ob es sich um eine Straße in gutem oder schlechtem Zustand handelt. Allein diese Unsicherheit im Korrekturfaktor a inkl. der

damit verbundenen Unsicherheit in der Staubbilddung wird schon eine Abweichung vom Faktor ca. 4 bewirken. Die geringe Abweichung in **Tab 7.1** sagt aber nichts darüber aus, wie gut die Vorhersage an noch nicht vermessenen Straßen ist. Dafür sollte weiterhin von den o. a. Angaben von Venkatram ausgegangen werden.

Quelle	Jahr	Messpunkt	PM10 Messung g/(km · Fzg)	PM10 Rechnung g/(km · Fzg)	Rech-Mess/ Messung in Prozent
LUA Brdbg	1998	Cottbus Bahnhofstr.	0.152	0.202	33
LUA Brdbg	1999	Cottbus Bahnhofstr.	0.161	0.179	11
LUA Brdbg	1998	Frankfurt/Oder Leipziger Str.	0.151	0.179	18
LUA Brdbg	1998	Potsdam H.-Thoma-Str.	0.120	0.149	24
LUA Brdbg	1999	Potsdam H.-Thoma-Str.	0.133	0.161	21
R.-Wulff	1999	Berlin/Frankfurter Allee*	0.126 (0.06-0.140)	0.160	27
Lohmeyer	2000	Berlin/Schildhornstraße	0.089 (0.081-0.096)	0.151	70
Israel	1994/95	Berlin/Frankfurter Allee*	0.217 (0.159-0.275)	0.162	-25
Lohmeyer	2000	Leipzig/Lützner Straße	0.660 (0.470-1.1)	0.684	4
Hüglin	1998	Zürich/Schimmelstraße	0.166 (0.142-0.191)	0.222	34
Israel	1989- 92	Berlin/Lerchpfad*	0.200 (0.160-0.243)	0.282	41
Israel	1994	Berlin/Tunnel Tegel	0.071 (0.063-0.080)	0.103	45
R.-Wulff	1998	Berlin/Tunnel Tegel	0.088 (0.069-0.107)	0.100	14
Rabl	1999	München/Brudermühltunnel	0.091 (0.070-0.113)	0.077	-15

Tab. 7.1: Vergleich von Messwerten mit Rechenergebnissen. Werte aus Brandenburg beziehen sich nur auf die gut bekannten Emissionsfaktoren aus Ableitung mit NO<sub>x</sub> als Tracer (siehe dazu auch Anhang 2). \*: Werte nicht in Originalbericht, deshalb abgeleitet.

Nachfolgende Abbildung zeigt diesen Sachverhalt anschaulich. Der Unterschied zwischen dem Emissionsfaktor in der Lützner Straße (in der **Abb. 7.1** höchster auftretender Wert) und den anderen Werten liegt etwa beim Faktor 4, dazwischen sind keine Stützstellen vorhanden und die Lützner Straße ist die einzige vermessene Straße mit so hohen Emissionsfaktoren.

### 7.3 Längerfristig

Die folgenden Überlegungen sollen ergänzend zu den Ausführungen von Venkatram (2000) zeigen, dass die Staubbilddung nur ein sekundärer Parameter sein kann und geben darauf aufbauend Hinweise, welche Parameter zusätzlich zur PM10-Emissionsberechnung infolge Staubaufwirbelung und Straßenabrieb nach derzeitigem Wissen in Betracht gezogen werden sollten.

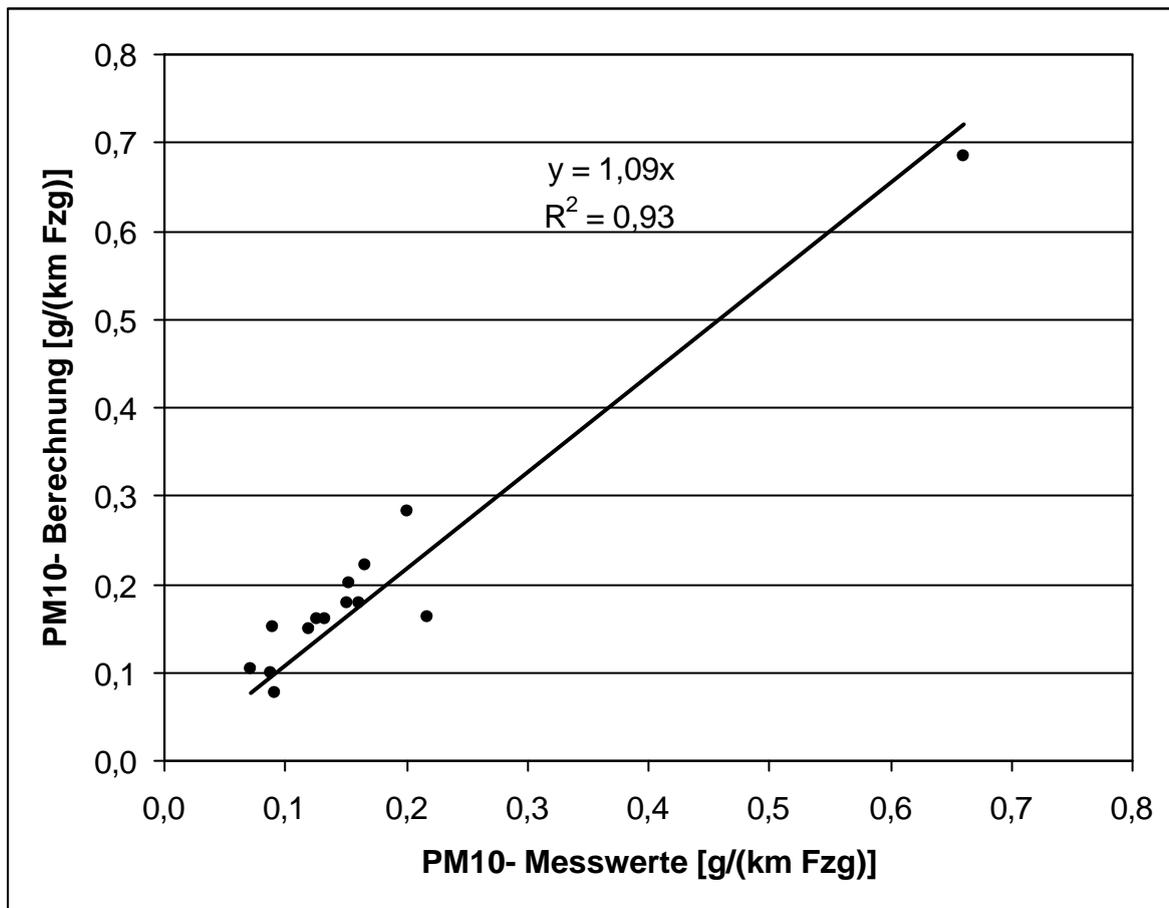


Abb. 7.1: Vergleich von Messwerten mit Rechenergebnissen. Daten aus **Tab. 1.1**. Werte ohne Fehlerbalken.

### 7.3.1 Relevanz der Staubbeladung als Parameter

Es gibt mindestens 3 voneinander unabhängige Hinweise darauf, dass die Staubbeladung nur ein sekundärer Parameter für die PM10-Emission ist.

Erster Hinweis: Die Staubbeladung einer Hochleistungsstraße ist klein im Verhältnis zur Staubmasse, die von dieser Straße pro Zeiteinheit emittiert wird. Dazu soll im Folgenden als Beispiel eine Straße mit den Abmessungen Breite = 10 m x Länge = 1 000 m betrachtet werden.

Angesetzt werden ein

- DTV-Wert von 50 000 Kfz/d, gleichmäßig verteilt über die Stunden des Tages, ein
- LKW-Anteil von 5 %,

- Windgeschwindigkeit immer 3 m/s,
- Windrichtung immer senkrecht zur Straße,
- kein "außergewöhnlicher" Schmutzauftrag auf die Straße, z. B. durch Abfall, abgewehrte Ladung, an Reifen anhaftenden Schmutz infolge Einfahrten aus unbefestigten Straßen etc.. Es werde also z. B. ein Autobahnteilstück betrachtet, welches weit weg ist von Zufahrten.

Die vorgeschlagene PM10-Emissionsformel gibt für eine Autobahn unter diesen Bedingungen für einen trockenen Tag eine PM10-Emission von etwa  $0.19 \text{ g}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$ . Die Emission der Straße ist damit  $50\,000 \text{ Kfz}/\text{d} \times 0.19 \text{ g}/(\text{km} \cdot \text{Fzg}) = 9.5 \text{ kg}/(\text{d} \cdot \text{km})$ . Der Anteil aus dem Auspuff sowie Bremsbelag und Reifenabrieb wird zu  $2 \text{ kg}/(\text{d} \cdot \text{km})$  geschätzt. Frage: Woher kommen die fehlenden ca.  $8 \text{ kg}/(\text{d} \cdot \text{km})$ ? Können diese von der Staubbeladung kommen?

Dazu folgende Abschätzung, in der die Masse der Staubbeladung (PM75) der Straße verglichen wird mit der von der Straße pro Zeiteinheit (hier 1 Tag) emittierten PM10-Masse. Die unterschiedlichen Partikelgrößen werden hier nicht in Betracht gezogen, es geht einfach darum, ein Gefühl für die involvierten Massen zu gewinnen. Die EPA gibt als Standard-Staubbeladung für Hochleistungsstraßen einen Wert von  $0.1 \text{ g}/\text{m}^2$ , die Staubbeladung der betrachteten Straße beträgt also  $10 \text{ m} \times 1\,000 \text{ m} \times 0.1 \text{ g}/\text{m}^2 = 1 \text{ kg}$ . Damit zeigt sich, dass die o.a. als fehlend definierte Masse von  $8 \text{ kg}/\text{d}$  deutlich größer ist als die Staubbeladung der Straße. Deshalb kann die Staubbeladung, also der Staub welcher lose auf der Straße liegt, keinen wesentlichen Anteil an der Emission der im Beispiel betrachteten Straße haben.

Zweiter Hinweis: Nur wenn die Staubbeladung auf der Straße unendlich groß ist, kann die Staubbeladung der Straße auf Dauer einen Beitrag zur Staubemission liefern. Nur dann geht die Staubbeladung nicht im Laufe der Zeit auf Null zurück mit der Folge, dass für die Emission nicht mehr genug Staub vorhanden ist. Wir betrachten hier aber eine befestigte Straße mit einer endlichen Staubbeladung.

Eingewendet werden mag, dass die Staubdeposition aus der Atmosphäre genug Staub nachliefern kann um die Staubbeladung der Straße nicht gegen die o.a. Null laufen zu lassen. In Deutschland beträgt der Staubniederschlag in etwa  $0.1/(\text{m}^2 \text{ d})$ , auf die Straße in unserem Beispiel fällt also pro Tag  $10 \text{ m} \times 1\,000 \text{ m} \times 0.1 \text{ g}/(\text{m}^2 \text{ d}) = 1 \text{ kg}/\text{d}$ . Dieser Wert reicht also auch nicht aus, die gesuchten  $8 \text{ kg}/\text{d}$  zu erklären.

Dritter Hinweis: Fitz (1998) zeigt, dass das Reinigen von Straßen zwar die Staubbelastung reduziert, dass das Reinigen aber keinen messbaren Einfluss auf die PM10-Emission hat.

Ein weiteres Argument, dass die Staubbelastung kein primärer Parameter ist, könnte sein, dass die EPA-Formel mit der Staubbelastung als Parameter keine guten Ergebnisse liefert, aber schon die obigen 3 Hinweise sollten ausreichen, um dies zu zeigen.

Obige Aussagen sind destruktiv und gelten unter den zu Beginn des Abschnitts 7.1 erläuterten Bedingungen. Sie sagen, die EPA-Formel sei nicht die bestmögliche, es werden damit aber keine besseren Parameter angeboten. Dieses Angebot wird im folgenden Abschnitt gemacht.

### 7.3.2 Suche nach besseren Parametern

Es gibt Hinweise darauf, dass der fehlende Massenstrom von 8 kg/d minus 1 kg/d infolge Deposition aus der Atmosphäre gleich 7 kg/d vom Fahrbahnabrieb kommt.

Für die Größe des Fahrbahnabriebs werden sehr unterschiedliche Werte genannt: So sind z. B. in Sieker et al. (1988) genannt für den Fahrbahnabrieb im Bereich der Rollspuren bei Straßen im offenen Gelände bei 0.1 bis 1.8 mm/10<sup>6</sup> Kfz für Asphaltstraßendecken, bei Zementbetonstraßendecken bei 0 bis 0.6 mm/10<sup>6</sup> Kfz und für Stadtstraßen 0.5 bis 1.4 mm/10<sup>6</sup> Kfz. Für die oben betrachtete Straße bedeutet ein Abrieb von 1 mm/(10<sup>6</sup> Kfz) einen Abrieb von  $1\,000\text{ m} \cdot 10\text{ m} \cdot 10^{-3}\text{ m} \cdot 10^{-6} \cdot 10^5\text{ Kfz/d} \cdot 365\text{ d/a} = 365\text{ m}^3\text{/a}$ , also ca. 1 m<sup>3</sup>/d. Bei einer Dichte des Straßenmaterials von 2 500 kg/m<sup>3</sup> sind das ca. 2 500 kg/d.

Fromme (1996) findet auf Grundlage einer Literaturrecherche zum Fahrbahnabrieb höhere Abriebe bei Asphaltdecken gegenüber Betondecken und auf Stadtstraßen trotz niedrigen Geschwindigkeiten eher höhere Abriebe als auf Fernstraßen. Dies ist hauptsächlich auf die Brems- und Beschleunigungsvorgänge und das Kurvenfahren zurückzuführen.

Nach Diering (2001) liegt ein oberer Schätzwert für den Abrieb auf der Berliner Stadtautobahn bei 0.03 mm/10<sup>6</sup> Kfz. Für das betrachtete Straßenstück wäre das also, bei einem gleichmäßigen Abrieb über die gesamte Fahrbahn, ein Abrieb von ca. 75 kg/(d km). Da aber nur über maximal 25 % des Fahrbahnquerschnittes die Reifen rollen, ist mit ca. 19 kg/(d km) Straßenabrieb zu rechnen.

Muschak (1990) nennt für Autobahnen (ohne Angabe eines DTV-Wertes) einen Abrieb von ca. 1 mm pro Jahr bzw. ca. 32 000 kg/(km a), das sind ca. 85 kg/(km d). Lange et al. (1995) zitieren ohne Angabe eines DTV-Wertes nach dem Verbot von Spikereifen 10 000 kg pro Jahr und km Straße mit zwei Fahrbahnen (oder vier Reifenrollspuren), das wären demnach ca. 27 kg/(km d).

Diese Angaben streuen also mit Werten zwischen 27 und 2500 kg/(km d) gewaltig, sind aber alle größer als die gesuchten 8 kg/(km d). Man mag nun einwenden, dass die abgeriebenen Partikel nicht alle im Größenbereich  $< 10 \mu\text{m}$  liegen, das ist sicher richtig und leider gibt es keine Informationen über die Korngrößenverteilung des Abriebs. Der auf der Straße vorgefundene Staub könnte nur zur Abschätzung einer Schranke verwendet werden, weil aus diesem Teil das feine Material bereits ausgeweht sein wird.

Bei allen Unsicherheiten in den o.a. Ansätzen zeigt sich jedoch, dass der Straßenabrieb mit 27 bis 2 500 kg/(km d) den gesuchten PM10-Massenstrom von 8 kg/(km d) durchaus liefern könnte während die Staubbelastung der Straße dazu nicht in der Lage ist.

Es wird deshalb vorgeschlagen, zukünftig den Straßenabrieb und die ihn bestimmenden Parameter näher zu betrachten.

Die o.a. weiteren bestimmenden Parameter könnten sein:

- 1) Materialparameter der Straßendecke (Asphaltbeton, Zementbeton, Pflaster, etc.) worüber die Straßenbauingenieure sicher Näheres wissen. Sieker et al. (1988) geben die o. a. Hinweise, dass der Abrieb davon abhängt.
- 2) Straßenzustandsparameter (glatt oder rau, neu oder verwittert, zerbröckelnd oder fest gefügt oder geflickt).
- 3) Geschwindigkeit der Fahrzeuge bzw. Fahrmuster. Zumindest weiß man vom Reifenabrieb, wie dort die Einflüsse sind (z.B. Rauterberg-Wulff, 1988). Sicher weiß die Reifenindustrie darüber auch Näheres.
- 4) etc.

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

zeigte keine Abnahme der Emissionen an Regentagen. Frage ist dann natürlich, wo die abgeriebenen PM10-Partikel dann bleiben. In die Regenaspekte könnte auch die nähere Untersuchung des in **Abb. 5.3** in Abschnitt 5.1 dargestellten Effekts der relativen Feuchte fallen.

Auf Basis desjenigen Teils der EPA-Messdaten, der vollständig beschrieben und zugänglich ist, wurde versucht, eine Formel für den Emissionsfaktor herzuleiten, der anstelle der Staubbelastung die Fahrgeschwindigkeit der Kfz enthält. Dies führte jedoch zu unplausiblen Abhängigkeiten, möglicherweise weil der Geschwindigkeitsbereich, für den die Messungen aus den USA vorliegen, zu klein ist.

### 7.3.3 Schlussfolgerungen

Die o. a. Überlegungen aus Abschnitt 7.3.1 und Abschnitt 7.3.2 zeigen, dass es sehr naheliegende und erfolgversprechende Wege für die dringend erforderliche Verbesserung der PM10-Emissionsbestimmung gibt. Immissionsrechnungen auf Basis der derzeitigen Emissionsmodelle sind unsicher. Das ist vor allem deshalb problematisch, weil man heutzutage mit diesen Immissionen nicht deutlich unterhalb der Grenzwerte liegt (wo ein Fehler leichter toleriert werden könnte) sondern man liegt damit bei verkehrsreichen Straßen durchaus im Bereich der Grenzwerte oder darüber. Das schafft Unsicherheiten sowohl bei der Planung von Straßen als beim zielführenden Einsatz von Luftreinhaltemaßnahmen.

Um die o.a. Mängel zu mindern, wird derzeit folgender Forschungsbedarf gesehen:

- Ausdehnung des Messzeitraums auf 1 Jahr um jahreszeitbedingte Zufälle zu vermeiden,
- Ausdehnung der Untersuchungen (in geringer Untersuchungstiefe) auf viele Straßen, um die o.g. Parametersätze 3, 4 und 5 bearbeiten zu können,
- Erhöhung der zeitlichen Auflösung der Messungen von Tagesmittelwerten z. B. auf Stundenwerte, um die o.g. Parametersätze 3, 4 und 5 bearbeiten zu können,
- Vermessen der Situation an einer Außerortsstraße und einer Autobahn, um den o.g. Parametersatz 3 zu bearbeiten, bisher wurde nur innerorts gemessen,
- Innerorts zusätzlich zu den bisher vermessenen Straßenschluchten auch besser belüftete Straßen ohne dichte Randbebauung vermessen,

- Straßen mit LKW-Anteil z.B. > 20 % vermessen, denn bei den bisherigen Untersuchungen lagen die LKW-Anteile mit 4 bis 8 % und damit die Flottengewichte vergleichsweise niedrig,
- Noch einmal eine Straße mit schlechter Fahrbahndecke (wie die Lützner Straße) zu vermessen, um für diese Straßenklasse mehr als einen Datensatz zu bekommen.
- Neues PM10-Emissionsmodell entwickeln, welches nicht wie bisher auf einem Fit der Gesamtemission basiert, sondern nur auf dem gesuchten Abriebs- und Aufwirbelungsteil.

## 8 LITERATUR

- Abbott, J., Stedman, J. (1999): Dispersion modelling and mapping studies for review and assessment of PM<sub>10</sub>. A Report produced for the Department of the Environment, Transport and the Regions.
- Abraham, H.J., Kutzner, K., Lenschow, P., Preuß, J.-D., Reichenbächer, W. (2001): Some Ideas about the Sources of PM<sub>10</sub>. In press in Atmospheric Environment.
- APEG (1999): Source apportionment 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).
- BAST (1998): Umweltauswirkungen abstumpfender Streustoffe im Winterdienst. In: Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST), Heft V 66.
- Berkowicz, R. (2000): OSPM – A parameterised street pollution model. Journal of Environmental Monitoring and Assessment 65, 323 – 331.
- Bozó, L., Labancz, K., Pinto, J., Baranka, Gy., Kelecsényi, S. (1999): Source-Receptor Relationships of Trace Elements in Budapest. A contribution to subproject SATURN. In: Proceedings of EUROTRAC Symposium 1998.
- Brenner, B., Rabl, P., Wegehaupt, T. (1999): Bericht über Tunnel-Immissionsmessungen zur Bewertung kfz-spezifischer Emissionen (TIBE). Im Rahmen des F+E-Vorhabens „Themenintegrierte Immissionsmessungen Verkehr“ (TIME, Projekt 760). Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg.
- Bringfelt, B., Backström, H., Kindell, S., Omstedt, G., Persson, C., Ullerstig, A. (1997): Calculations of PM<sub>10</sub>-concentrations in Swedish cities - Modelling of inhalable particles. Published by Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Norrköping, Sweden (Report number RMK No. 76).
- Chow, J.C., Fairly, D., Watson, J.G., DeMandel, R., Fujita, E.M., Lowenthal, D.H., Lu, Z., Frazier, C.A., Long, G., Cordova, J. (1995): Source apportionment of wintertime PM<sub>10</sub> at San Jose, CA. In: J. Environ. Eng. 121, No. 5, pp. 378-387.
- Chow, J.C., Watson, J.G., Lowenthal, D.H. (1996): Sources and chemistry of PM<sub>10</sub> aerosol in Santa Barbara County, CA. In: Atmospheric Environment 30, No. 9, pp. 1489-1499.

- Claiborn, C., Mitra, A., Westberg, H., Lamb, B. (1994): Measurement and Source Apportionment of PM<sub>10</sub> Roadway Emissions. Final Report. Washington State Transportation Centre (TRAC), Washington, April 1994.
- Claiborn, C., Mitra, A., Adams, G., Bamesberger, L., Allwine, G., Kantamaneni, R., Lamb, B., Westberg, H. (1995): Evaluation of PM<sub>10</sub> emission rates from paved and unpaved roads using tracer techniques. In: Atmospheric Environment 29, No. 10, pp. 1075-1089.
- Cowherd, C. Jr. (1998): Analysis of Road Dust Resuspension at a Hot Spot in Anchorage. A&WMA 91st Annual Meeting, June 1998, San Diego, California.
- Cowherd, C. Jr. (1998): A Field Study of Paved Roadway Control Methods Related to Anti-skid Materials. A&WMA 91st Annual Meeting, June 1998, San Diego, California.
- Cowherd, C. Jr. (1998): PM Hotspots Near Roadway Intersections. A&WMA 91st Annual Meeting, June 1998, San Diego, California.
- Diering (2001): Persönliche Information von Herrn Diering von der Bauabteilung der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Berlin, Referat für Straßenbau an Hr. Reichenbacher, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, 1X D 2, Berlin.
- Dreher, W., Nisch, W., Lumpp, R., Kern, N. (2000): Quellen der Partikelemission. Quellspezifische Erfassung von Mikro- und Nanopartikeln. Zwischenbericht beim Statusseminar des BWPLUS am 1./2. März 2000. Forschungszentrum Karlsruhe.
- Dreher, W. (2001): Persönliche Kommunikation.
- EC (1999): Council Directive relating to limit values for sulphur dioxide, nitrogen dioxide and oxides of nitrogen, particulate matter and lead in ambient air of 22. April 1999. Official Journal of the European Communities, 29.06.1999.
- Eichhorn, J. (1995): MISKAM-Handbuch zu Version 2 und 3. Institut für Physik der Atmosphäre Mainz.
- EMEP Report 5 (2000): Status Report with respect to Measurements, Modelling and Emissions of Particulate Matter in EMEP: An integrated approach. Norwegian Institute for Air Research, Kjeller and Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
- EPA (1993): Compilation of Air Pollution Emission Factors - AP 42, Emission Factor Documentation, Section 13.2.1, Paved Roads. Appendix C.1: Procedures for Sampling Surface Dust Loading and Appendix C.2: Procedures for Laboratory Analysis of Surface Loading Samples.

- EPA (1997): Addendum to Emission Factor Documentation for AP-42, Section 11.2.5 and 11.2.6 (now 13.2.1), Paved Roads, Final Report, September 1997.
- EPA (1997): Compilation of Air Pollutant Emission Factors AP-42, 5. Edition, Vol. I, Chapter 13, Section 13.2.1, Miscellaneous sources, October 1997.
- Filliger, P., Puybonnieux-Texier, V., Schneider, J. (1999): PM<sub>10</sub> 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. (1998): Evaluation of street sweeping as a PM<sub>10</sub> control method. Final Report. Prepared for the Mobile Source Pollution Review Committee (MSRC) Under the AB 2766 Discretionary Fund Work Program South Coast Air Quality Management District, January 29, 1998. College of Engineering, Univ. of California, Riverside.
- Fitz, D.R., Bumiller, K. (2000): Determination of PM<sub>10</sub> emission rates from street sweepers. In: J. Air & Waste Manage. Assoc. 50, pp. 181-187.
- Fromme, R. (1996): Literaturstudie zu Reifenabrieb als Quelle für Luftschadstoffe. Diplomarbeit an der TU Berlin, Januar 1996.
- Gámez, A.J., Berkowicz, R., Ketzler, M., Lohmeyer, A. and Reichenbacher, W. (2001): Determination of the „non exhaust pipe“ PM<sub>10</sub> emissions of roads for practical traffic air pollution modelling. Paper, to be presented at the 7<sup>th</sup> Intl. Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Belgirate, May 28-31, 2001.
- Gámez, A.J., Düring, I., Bössinger, R., Rabl, P. and Lohmeyer, A. (2001): Determination of the 99.8-Percentile of NO<sub>2</sub> Concentrations and PM<sub>10</sub> Emissions for EIA Studies. Paper, presented at 3<sup>d</sup> Intl. Conf. On Urban Air Quality, 19 – 23 March 2001 in Loutraki, Greece.
- 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.
- Gehrig, R., Hofer, P. (2000): Vergleichsmessungen von PM<sub>10</sub> und totalem Schwebstaub (TSP). Abschätzung von PM<sub>10</sub>-Kenngrößen aus TSP-Messungen. In: Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 60 (2000), Nr. 10.

- Gillies, J.A., Watson, J.G., Rogers, C.F., DuBois, D., Chow, J.C., Langston, R., Sweet, J. (1999): Long-term efficiencies of dust suppressants to reduce  $PM_{10}$  emissions from unpaved roads. In: J. Air & Waste Manage. Assoc. 49, pp. 3-16.
- Gorbunov, B., Moore, M., Williams, I., Hamilton, R. (1999): The relationships between  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  and other pollutants in an urban area (lagrangian model and experiment). In: J. Aerosol. Sci. 30, Suppl. 1, pp. S409-S410.
- Harrison, R.M., Deacon, A.R., Jones, M.R. (1997): Sources and processes affecting concentrations of  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  particulate matter in Birmingham (UK). In: Atmospheric Environment 31, No. 24, pp. 4103-4117.
- Heldstab, J., Künzle, T., de Haan, P., Keller, A. (1999): Modellierung der  $PM_{10}$ -Belastung in der Schweiz. Hrsg. vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft (BUWAL), Bern, in: Schriftenreihe Umwelt Nr. 310 Luft.
- Hies, T., Treffeisen, R., Sebald, L., Reimer, R. (2000): Spectral analysis of air pollutants. Part 1: Elemental carbon time series. In: Atmospheric Environment 34, pp. 3495-3502.
- Hoek, G., Forsberg, B., Borowska, M., Hlawiczka, S., Vaskövi, E., Welinder, H., Branis, M., Benes, I., Kotesovec, F., Hagen, L.O., Cyrys, J., Jantunen, M., Roemer, W., Brunekreef, B. (1997): Wintertime  $PM_{10}$  and black smoke concentrations across Europe: results from the peace study. In: Atmospheric Environment 31, No. 21, pp. 3609-3622.
- Hofeldt, D.L. (1998): LIDAR systems for area sensing of vehicle emissions: final evaluation report. Report Number: MN RC 1998 21. Published by Minnesota Dept. of Transportation. Jan 1998.
- Hueglin, C., Gehrig, R., Hofer, P., Monn, C., Baltensperger, U. (2000): Partikelemissionen ( $PM_{10}$  und  $PM_{2.5}$ ) 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.
- Iburg, J., Fritsche, K., Eiden, R., Marfels, H. (1992): Anorganische partikelförmige Bestandteile in der Außenluft. Zeitliche und örtliche Verteilung an repräsentativen Standorten in Baden-Württemberg. In: Staub - Reinhaltung der Luft 52, S. 233-238.
- INFRAS (1999): INFRAS im Auftrag des UBA, Berlin: "Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs", Version 1.2, Januar 1999.

- Israel, 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)
- Israel, G.W., Schlums, C., Treffeisen, R. Pesch, M. (1994): Rußimmissionen in Berlin, Herkunftsbestimmung – Kfz-Flottenemissionsfaktoren – Vergleichbarkeit von Probenahmemethoden. Fortschrittberichte VDI, Reihe Umwelttechnik, Nr. 152.
- Israel, G.W., Schlums, C., Treffeisen, R. Pesch, M. (1994): Bedeutung des Reifenabriebs für Rußemission des Kfz- Verkehrs. Staub- Reinhaltung der Luft 54 (1994) 423-430
- Janssen, L.H.J.M., Buringh, E., van der Meulen, A., van den Hout, K.D. (1999): A method to estimate the distribution of various fractions of PM<sub>10</sub> in ambient air in the Netherlands. In: Atmospheric Environment 33, pp. 3325-3334.
- Kado, N.Y., Colome, S.D., Kleinman, M.T., Hsleh, D.P.H., Jacques, P. (1994): Indoor - outdoor concentrations and correlations of PM<sub>10</sub> associated mutagenic activity in nonsmokers' and asthmatics' homes. In: Environ. Sci. Technol. 28, pp. 1073-1078.
- Kaminski, U., Winkler, P. (1988): Increasing Submicron Particle Mass Concentration at Hamburg - II. Source Discussion. In: Atmospheric Environment 22, pp. 2879 - 2883.
- Kantamaneni, R., Adams, G., Bamesberger, L., Allwine, E., Westberg, H., Lamb, B., Clairborn, C. (1996): The measurement of roadway PM<sub>10</sub> emission rates using atmospheric tracer ratio techniques. In: Atmospheric Environment, 30, No. 24, pp. 4209-4223.
- Kao, A.S., Friedlander, S.K. (1995): Frequency distributions of PM<sub>10</sub> chemical components and their sources. In: Environ. Sci. Technol. 29, pp. 19-28.
- Karer, M., Monn, Ch., Wanner, H.-U. (1995): Outdoor concentrations of PM<sub>10</sub> and particulate PAHs at an urban road. In: J. Aerosol. Sci. 26, Suppl. 1, pp. S385-S386.
- Kaschk, B. (1998): Erhebung von Verkehrsdaten zur Optimierung und Typisierung der Emissionsmodellierung des Straßenverkehrs. Studie der Firma Heusch Boesefeld im Auftrag des LUA Brandenburg, 12/98.
- 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.

- Kim, D.S., Cho, G.H., White, B.R. (2000): A wind-tunnel study of atmospheric boundary-layer flow over vegetated surfaces to suppress PM<sub>10</sub> emission on Owens (dry) Lake. In: Boundary-Layer Met. 97, pp. 309-329.
- Klingenberg, H., Schürmann, D., Lies, K.-H. (1991): Dieselmotorabgas - Entstehung und Messung. In: VDI-Bericht Nr. 888, S. 119-131.
- Koracin, D., Podnar, D., Chow, J., Isakov, V., Dong, Y., Miller, A., McGown, M. (2000): In: J. Air & Waste Manage. Assoc. 50, pp. 1335-1344.
- Kuhlbusch, Th., John, A., Schmidt, K.-G. und F. Schmidt (2000): Korngrößenabhängige Untersuchungen von Schwebstaub und Inhaltsstoffen. Bericht im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen.
- 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.
- Lange, G., Moog, K.-H. (1995): Potentielle Beeinträchtigung des Grundwassers durch den Verkehr. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), Materialien 3/1995.
- LfUG Sachsen (2000): Persönliche Mitteilung von Herrn Dr. Jacob.
- Li, C.-S., Hsu, L.-Y., Chuang, Y.-Y.T. (1993): Elemental profiles of indoor and outdoor particulate matter less than 10 µm (PM<sub>10</sub>) and 2.5 µm (PM<sub>2.5</sub>) in Taipei. In: Chemosphere 27, No. 11, pp. 2143-2154.
- Li, K.H., Le, N.D., Sun, L., Zidek, J.V. (1999): Spatial-temporal models for ambient hourly PM<sub>10</sub> in Vancouver. In: Environmetrics 10, pp. 321-338.
- Loibl, W., Orthofer, R. (1999): Modelling the regional exposure of the Austrian population to NO<sub>2</sub>, TSP and PM<sub>10</sub>. Siehe: [http://www.arcs.ac.at/0xc1aa8791\\_0x0008bd92](http://www.arcs.ac.at/0xc1aa8791_0x0008bd92)
- Lohmeyer, A.; Schmidt, P.; Theurer, W.; Rühling, A. (1998): Staubabwehungen von ruhenden Halden. altlasten spektrum, 7. Jg., Okt. 1998, S. 281 -286.
- 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. (2001a): Quantifizierung der Feinstaubausbildung im Nahbereich von Straßen. Auftraggeber: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin, Januar 2001.

- Lohmeyer, A., Düring, I. (2001b): Validierung von PM10-Immissionsberechnungen im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Staubbildung von Straßen, Lützner Straße in Leipzig. Auftraggeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden über Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft, Radebeul, Februar 2001.
- Lohmeyer, A., Düring, I., Lorentz, H. (2001c): Validierung von PM10-Immissionsberechnungen im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Staubbildung von Straßen, Schildhornstraße in Berlin. Auftraggeber: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Berlin, April 2001.
- LUA Brandenburg (2000a): Telefonische Mitteilung des LUA Brandenburg vom Dezember 2000.
- LUA Brandenburg (2000b): Vorgehensweise bei der Schwebstaubimmissionsberechnung nach Richtlinie 1999/30/EG. Entwurf des Referats I3 vom 21.12.2000.
- LÜSA (1999): Luftüberwachungssystem des Landes Sachsen-Anhalt (LÜSA) - Sondermessbericht Verkehrsmessstation Wittenberg-Piesteritz. Hrsg.: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle (Saale).
- Mannering, F.L., Balogh, M. (1992): Analysis of particulate matter dispersion near urban roadways - a summary. Report Number: WA RD 262.2 Published by Washington State Dept. of Transportation. July 1992.
- McAughey, J. (2000): Vehicle particulate emissions. A report produced for European Commission - Directorate General III. Restricted - Commercial AEAT/R/ENV/0047 Issue 1.
- Menichini, E., Monfredini, F. (1995): A field comparison of 'total suspended Particles' and 'PM10' air samplers in collecting polycyclic aromatic hydrocarbons. In: Intern. J. Environ. Anal. Chem. 61, pp. 299-307.
- Monn, Ch., Fuchs, A., Kogelschatz, D., Wanner, H.-U. (1995): Comparison of indoor and outdoor concentrations of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>. In: J. Aerosol. Sci. 26, Suppl. 1, pp. S515-S516.
- Moorcroft, S., Laxen, D., Stedmann, J., Vawda, Y., Conlan, B., Abbott, J. (1999): Assistance with the review and assessment of PM10 concentrations in relation to the proposed EU Stage 1 Limit Values. In: Stanger Science & Environment, Croydon, March, 1999. Report for Department of the Environment, Transport and the Regions, the

Welsh Office and the Scottish Office.

<http://www.aeat.co.uk/netcen/airquali/reports/tanpm/pmain.html>.

- Moore, L., Conlan, B. (1999): Source Apportionment of Airborne Particulate Matter in the United Kingdom. Report of the Airborne Particles Expert Group. Prepared on behalf of the Department of the Environment, Transport and the Regions, the Welsh Office, the Scottish Office and the Department of the Environment (Northern Ireland). January 1999.
- Morillo, P., Dos Santos, S.G., Santamaria, J., Diez Hernández, P., Diaz Ramiro, E., Mendez, J., Fernández Patier, R. (1998): A study of the atmospheric pollution produced by vehicles in car parks in Madrid, Spain. In: *Indoor Build. Environ.* 7, pp. 156-164.
- MRI Report (1996): Improvement of Specific Emission Factors (BACM Project No. 1). Final Report. Prepared by Midwest Research Institute, 425 Volker Boulevard, Kansas City, Missouri 64110, USA.
- Müller, K. (1999): A 3 year study of the aerosol in northwestern Saxony (Germany). In: *Atmospheric Environment* 33, pp. 1679-1685.
- Muschak, W. (1990): Pollution of Street Run-Off by Traffic and Local Conditions. *The Science of the Total Environment*, 93, pp. 419-431. Elsevier.
- NN (2000): Guidance on Assessment under the EU Air Quality Directives - Final draft.
- Nießner, R., Koch, W., Pohlmann, G. (1995): Quellen, Ausbreitung, Umwandlung - Literaturstudie. FAT-Schrift Nr. 124 Partikelemission, 134 S.
- Olcese, L.E., Toselli, B.M. (1998): Statistical Analysis of PM<sub>10</sub> Measurements in Cordoba City, Argentina. In: *Meteorology and Atmospheric Physics* 66, pp. 123-130.
- Pless-Mulloli, T., King, A., Howel, D., Stone, I., Merefield, J. (2000): PM10 levels in communities close to and away from opencast coal mining sites in Northeast England. In: *Atmospheric Environment* 34, pp. 3091-3101.
- Praml, G., Schierl, R., Fruhmann, G. (1997): Staubbelastung in Münchner Omnibussen und Straßenbahnen. In: *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 57, S. 31-35.
- 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. (2000): Untersuchung über die Bedeutung der Staubaufwirbelung für die PM<sub>10</sub>-Immission an einer Hauptverkehrsstraße. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, TU Berlin, Fachgebiet Luftreinhaltung, Januar 2000.
- Remus, R. (1999): Feinstaub - Entstehung und Quellen der Feinstaubemission - Neue gesetzliche Regelungen. In: VDI Berichte Nr. 1478, S. 573 - 591, 1999.
- Reynolds, A.W., Broderick, B.M.: Development of a GIS based urban air quality modelling system for transport related pollution. Paper accepted for publication by Intl. Journal of Environment and Pollution.
- Richtlinie VDI 3790, Blatt 3 (1999). Umweltmeteorologie - Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben an diffusen Quellen - Lagerung, Umschlag und Transport von Schüttgütern.
- Rühling, A.; Ketzel, M.; Lohmeyer, A. (1996): Modellierung der Staubabwehrung unabgedeckter Halden der WISMUT GmbH, Abschlussbericht, unveröffentlicht.
- SFI (1997): Leitfaden zur Benutzung von WinMISKAM. SFI GmbH - Software für Immissionsberechnungen. Karlsruhe, Dezember 1997.
- Saxton, K., Stetler, L., Chandler, D. (1997): Simultaneous Wind Erosion and PM<sub>10</sub> Fluxes. Initial Report.
- Sehmel, G.A. (1973): Particle resuspension from an asphalt road caused by car and truck traffic. In: Atmospheric Environment 7, pp. 291-309.
- Sehmel, G.A. (1984): Deposition and resuspension. In: Randerson, Darryl (Ed.). Atmospheric science and power production. U.S. Dept. of Energy, Office of Scientific and Technical Information, July 1984, pp. 533-583.
- SHAPE (1999): The Stockholm Study on Health Effects of Air Pollution and their Economic Consequences (SHAPE), Part I: NO<sub>2</sub> and Particulate Matter in Stockholm - Concentrations and Population Exposure. AQMA Report 6:98. Swedish National Road Administrations no. 1999:41. Published by Stockholm Environment and Health Protection Administration, Air quality and noise analysis, Stockholm, Sweden.
- 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.

- Sommer, H. (2000): Luftschadstoffbelastung im Kanton Zürich 1999. Luftqualität gegenüber 1998 kaum verbessert. In: Umweltpraxis 22, S. 2932.
- Stechmann, H., Dannecker, W. (1990): Characterisation and Source Analysis of Vehicle-Generated Aerosols. In: J. Aerosol. Sci. 21, Suppl. 1, pp. S287-S290.
- Stedmann, J.R., Linehan, E., Espenhahn, S., Conlan, B., Bush, T., Davies, T. (1998): Predicting PM<sub>10</sub> concentrations in the UK. A report produced for The Department of the Environment, Transport and the Regions. December 1998. AEAT - 4630 Issue 1 DRAFT. (<http://aeat.co.uk/netcen/airqual/reports/PM10.phead.html>)
- Stetler, L.D. (1996): Wind erosion and PM<sub>10</sub> emissions from agricultural fields on the Columbia Plateau. In: Earth surface processes and landforms 21, pp. 673-685.
- Stoffregen, J., Dannecker, W. (1990): Measurement of Particulate and Gaseous Pollutants and Characterisation of Ambient Air Quality at Various Sites in Germany. In: J. Aerosol. Sci. 21, uppl. 1, pp. S343-S346.
- Theurer (2001a): Absaugversuche an der Oberfläche der Schildhornstraße in Berlin zur Ermittlung des PM<sub>7.5</sub>-Gehaltes im Straßenstaub. Auftraggeber: Ingenieurbüro Dr.-Ing. A. Lohmeyer, Radebeul. Ingenieurbüro Dr. W. Theurer, Speyer, Februar 2001.
- Theurer (2001b): Absaugversuche an der Oberfläche der Lützner Straße und der Marktstraße in Leipzig zur Ermittlung des PM<sub>7.5</sub>-Gehaltes im Straßenstaub. Auftraggeber: Ingenieurbüro Dr.-Ing. A. Lohmeyer, Radebeul. Ingenieurbüro Dr. W. Theurer, Speyer, Februar 2001.
- Triantafyllou, A., Kassomenos, P., Kallos, G. (1999): On the degradation of air quality due to SO<sub>2</sub> und PM<sub>10</sub> in the Eordea Basin, Greece. In: Meteorol. Zeitschrift, N.F. 8, pp. 60-70.
- Turnbull, A.B., Harrison, R.M. (2000): Major component contributions to PM<sub>10</sub> composition in the UK atmosphere. In: Atmospheric Environment 34, pp. 3129-3137.
- UBA (1999): Studie zur Korngrößenverteilung (< PM<sub>10</sub> und > PM<sub>2.5</sub>) von Staubemissionen. Forschungsbericht 297 44 853 erstellt im Auftrag des Umweltbundesamtes, Februar 1999, von Dreiseidler, A., Baumbach, G., Pregger, T. und Obermeier, A.
- U.S. Dept of Commerce (1985): Compilation of air pollutant emission factors. Vol. I: Stationary point and the area sources, 4<sup>th</sup> Edition. EPA's Office of Mobile Sources, 2565 Plymouth Road, Ann Arbor, MI 48105.

- Van Aalst, R., Edwards, L., Pulles, T., De Saeger, E., Tombrou, M., Tønnesen, D. (1998): EU Guidance Report on Preliminary Assessment under EC Air Quality Directives.
- Van der Wal, J.T., Janssen, L.H.J.M. (2000): Analysis of spatial and temporal variations of PM<sub>10</sub> concentrations in the Netherlands using Kalman filtering. In: Atmospheric Environment 34, pp. 3675-3687.
- VDI 2465, Blatt 1 (1996): Messen von Ruß (Immissionen) – Chemisch-analytische Bestimmung des elementaren Kohlenstoffes nach Extraktion und Thermodesorption des organischen Kohlenstoffes. 12/1996.
- VDI 2465, Blatt 2 (1999): Messen von Ruß (Immissionen) – Thermographische Bestimmung des elementaren Kohlenstoffes nach Thermodesorption des organischen Kohlenstoffes. 05/1999.
- Venkatram, A., Fritz, D.R. (1998): Phase 1 Final Report. Measurement and Modelling of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> Emissions from Paved Roads in California. Proposed for California Air Resources Board, Sacramento, March 10, 1998. College of Engineering, University of California, Riverside.
- Venkatram, A., Fitz, D., Bumiller, K., Du, S., Boeck, M., Ganguly, C. (1999): Using a dispersion model to estimate emission rates of particulate matter from paved roads. In: Atmospheric Environment 33, pp. 1093 - 1102.
- Venkatram, A. (2000): A critique of empirical emission factor models: a case study of the AP-42 model for estimating PM<sub>10</sub> emissions from paved roads. In: Atmospheric Environment 34, pp. 1 - 11.
- Winkler, P., Kaminski, U. (1988): Increasing Submicron Particle Mass Concentration at Hamburg - I. Observations. In: Atmospheric Environment 22, pp. 2871 - 2878.
- WHO (1998): Measurement of particulate matter (PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> in Europe). Report on a WHO Workshop 27-29 October 1997, Berlin. EUR/ICP/TRNS 02 01 03, E58139.

**A N H A N G A 1:**  
**BESTIMMUNG PM10-EMISSIONEN DER FRANKFURTER ALLEE, BERLIN**

## A1 BESTIMMUNG PM10-EMISSIONEN DER FRANKFURTER ALLEE, BERLIN

Determination of PM10 Emission of Frankfurter Allee, Berlin, using field measurements of Mrs. Rauterberg-Wulff: Using the measurements at the **south side of the street, FH Gerät**

### Input data

VKT = vehicle km travelled = per vehicle and km

Measured conc. in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10	NO <sub>x</sub>	ADT (vehicles/day)	trucks (%)
Background	27	40	62300	4.80
At street level	39	129		

Emission from exhaust pipe: Street category LSA 2 in g/VKT	Pass. Cars		Trucks	Ratio of rainy days (%)
				30
NO <sub>x</sub>	0.53		10.5	
Soot (without tire wear)	0.005		0.23	
Soot = % of particles	60		40	
Av. weight (to)	1.10		9.20	

### Calculations

Additional street concentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10	NO <sub>x</sub>	Number of cars per day:		
	12	89	Pass. cars	trucks	Sum
			59309.6	2990.4	62300

Emission of vehicles from exhaust pipe: in g/(VKT)	Pass. cars	trucks
Particles	0.0083	0.575

	NO <sub>x</sub>	NO <sub>x</sub>	Sum	Particles	Particles	Sum
Emission from exhaust pipe	pass. cars	Trucks	NO <sub>x</sub>	pass. cars	trucks	particles
Emission in g/(km and day)	31434	31399	62833	494	1719	2214
Emission in g/(m and day)	31.43	31.40	62.83	0.49	1.72	2.21
Emission in g/VKT	0.53	10.50	1.01	0.008	0.575	0.036

PM10 emission of the street by comparison with NO<sub>x</sub> emission:

Emission in g/(km and day)	8472	
Emission in g/(m and day)	8.47	
<b>Emission in g/VKT</b>	<b>0.14</b>	<b>Total of the street</b>

This consists of particles from the exhaust (minerals and soot), tire wear (that part of wear being < 10  $\mu\text{m}$ ) resuspended particles and particles abraded from the street surface. If the part being released from the exhaust pipe is subtracted, the emission of the street (**including tire wear**) is

Emission in g/(km and day)	6258	
Emission in g/(m and day)	6.26	
<b>Emission in g/VKT</b>	<b>0.100</b>	<b>Total of street minus exhaust pipe</b>

Determination of PM10 Emission of Frankfurter Allee, Berlin, using field measurements of Mrs. Rauterberg-Wulff: Using the measurements at the **south side of the street, KF Gerät**

**Input data**

VKT = vehicle km travelled = per vehicle and km

Measured conc. in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10	NO <sub>x</sub>	ADT (vehicles/day)	trucks (%)
Background	27	40	62300	4.80
At street level	36	129		

Emission from exhaust pipe: Street category LSA 2 in g/VKT			Ratio of rainy days (%)
	Pass. cars	Trucks	30
NO <sub>x</sub>	0.53	10.5	
Soot (without tire wear)	0.005	0.23	
soot = % of particles	60	40	
Av. weight (to)	1.10	9.20	

**Calculations**

Additional street concentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10	NO <sub>x</sub>	Number of cars per day:		
	9	89	Pass. Cars	trucks	Sum
			59309.6	2990.4	62300

Emission of vehicles from exhaust pipe: in g/(VKT)	Pass. cars		Trucks			
	Particles		0.0083	0.575		
	NO <sub>x</sub>	NO <sub>x</sub>	Sum	Particles	Particles	Sum
Emission from exhaust pipe	pass. cars	Trucks	NO <sub>x</sub>	pass. Cars	trucks	particles
Emission in g/(km and day)	31434	31399	62833	494	1719	2214
Emission in g/(m and day)	31.43	31.40	62.83	0.49	1.72	2.21
Emission in g/VKT	0.53	10.50	1.01	0.008	0.575	0.036

PM10 emission of the street by comparison with NO<sub>x</sub> emission:

Emission in g/(km and day)	6354	
Emission in g/(m and day)	6.35	
<b>Emission in g/VKT</b>	<b>0.10</b>	<b>Total of the street</b>

This consists of particles from the exhaust (minerals and soot), tire wear (that part of wear being < 10  $\mu\text{m}$ ) resuspended particles and particles abraded from the street surface. If the part being released from the exhaust pipe is subtracted, the emission of the street (**including tire wear**) is

Emission in g/(km and day)	4140	
Emission in g/(m and day)	4.14	
<b>Emission in g/VKT</b>	<b>0.066</b>	<b>Total of street minus exhaust pipe</b>

Determination of PM10 Emission of Frankfurter Allee, Berlin, using field measurements of Mrs. Rauterberg-Wulff: Using the measurements at the **north side of the street**

**Input data**

VKT = vehicle km travelled = per vehicle and km

Measured conc. in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10	NO <sub>x</sub>	ADT (vehicles/day)	trucks (%)
Background	27	40	62300	4.80
At street level	32	129		

Emission from exhaust pipe: Street category LSA 2 in g/VKT			Ratio of rainy days (%)
	Pass. cars	Trucks	30
NO <sub>x</sub>	0.53	10.5	
Soot (without tire wear)	0.005	0.23	
soot = % of particles	60	40	
Av. weight (to)	1.10	9.20	

**Calculations**

Additional street concentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM10	NO <sub>x</sub>	Number of cars per day:		
	5	89	Pass. cars	trucks	Sum
			59309.6	2990.4	62300

Emission of vehicles from exhaust pipe in g/(VKT)	Pass. cars	trucks
	Particles	0.0083
		0.575

	NO <sub>x</sub>	NO <sub>x</sub>	Sum	Particles	Particles	Sum
Emission from exhaust pipe	pass. cars	Trucks	NOx	pass. cars	trucks	particles
Emission in g/(km and day)	31434	31399	62833	494	1719	2214
Emission in g/(m and day)	31.43	31.40	62.83	0.49	1.72	2.21
Emission in g/VKT	0.53	10.50	1.01	0.008	0.575	0.036

PM10 emission of the street by comparison with NO<sub>x</sub> emission:

Emission in g/(km and day)	3530	
Emission in g/(m and day)	3.53	
<b>Emission in g/VKT</b>	<b>0.06</b>	<b>Total of the street</b>

This consists of particles from the exhaust (minerals and soot), tire wear (that part of wear being < 10  $\mu\text{m}$ ) resuspended particles and particles abraded from the street surface. If the part being released from the exhaust pipe is subtracted, the emission of the street (**including tire wear**) is

Emission in g/(km and day)	1316	
Emission in g/(m and day)	1.32	
<b>Emission in g/VKT</b>	<b>0.021</b>	<b>Total of street minus exhaust pipe</b>

**A N H A N G A 2:**  
**VOM LUA BRANDENBURG BEREITGESTELLTE PM10-EMISSIONSFAKTOREN**

**A2 VOM LUA BRANDENBURG BEREITGESTELLTE PM10-EMISSIONSFAKTOREN**

Quelle	Jahr	Meßpunkt	DTV Kfz/24h	SV- Anteil	PM10-Gesamt Messung g/(km Fzg)	Verfahren
LUA Brdbg	1998	Cottbus Bahnhofstr.	23200	0,067	0,152	NOx / SST Verhältnis *
LUA Brdbg	1999	Cottbus Bahnhofstr.	27100	0,056	0,161	NOx / SST Verhältnis *
LUA Brdbg	1998	Frankfurt/Oder Leipziger Str.	34300	0,062	0,151	NOx / SST Verhältnis *
LUA Brdbg	1998	Potsdam H.-Thoma-Str.	14700	0,045	0,120	NOx / SST Verhältnis *
LUA Brdbg	1999	Potsdam H.-Thoma-Str.	15200	0,052	0,133	NOx / SST Verhältnis *
LUA Brdbg	1999	Cottbus Bahnhofstr.	27100	0,056	0,197	Miskam Rückrechnung der SST Immissionen**
LUA Brdbg	1999	Frankfurt/Oder Leipziger Str.	34100	0,060	0,116	Miskam Rückrechnung der SST Immissionen**
LUA Brdbg	1999	Nauen/Berliner Str	18700	0,078	0,289	Miskam Rückrechnung der SST Immissionen**
LUA Brdbg	1999	Potsdam Hans-Thoma-Straße	15200	0,052	0,284	Miskam Rückrechnung der SST Immissionen**
LUA Brdbg	1999	Potsdam Zeppelinstraße	29300	0,056	0,176	Miskam Rückrechnung der SST Immissionen**
LUA Brdbg	1998	Cottbus Bahnhofstr.	23200	0,067	0,346	Miskam Rückrechnung der SST Immissionen**
LUA Brdbg	1998	Frankfurt/Oder Leipziger Str.	34300	0,062	0,140	Miskam Rückrechnung der SST Immissionen**
LUA Brdbg	1998	Nauen/Berliner Str	18700	0,078	0,326	Miskam Rückrechnung der SST Immissionen**
LUA Brdbg	1998	Potsdam Hans-Thoma-Straße	14700	0,046	0,391	Miskam Rückrechnung der SST Immissionen***
LUA Brdbg	1998	Potsdam Zeppelinstraße	25300	0,040	0,125	Miskam Rückrechnung der SST Immissionen***
LUA Brdbg	1999	Potsdam Hans-Thoma-Straße	15200	0,052	0,136	Rückrechnung der SST Immissionen aus Messung/Emissionsbestimmung ****
LUA Brdbg	1998	Potsdam Hans-Thoma-Straße	14700	0,046	0,188	Rückrechnung der SST Immissionen aus Messung/Emissionsbestimmung ****

\* berechnet aus bekannter NOx- Emission,-ZB, -VB aus Messung sowie bekannter SSTPM10 ZB,VB aus Messung

\*\* berechnet aus SST- PM10 GB bzw einheitlich für alle Punkte abgeschätzte VB (26µg/m³ JMW) mit MISKAM

Es gingen nur die Messergebnisse ein, wo die ZB mindestens 3-Mal höher war als die Standardabweichung der VB (hier  $3 \cdot 2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )

\*\*\*Berechnung mit MISKAM problematisch wegen geschlossenem Blätterdach. So ist im Sommer hier diee SST Belastung um ca. 40 % höher als im Winterhalbjahr

\*\*\*\*berechnet wie bei \*\* jedoch nicht mit Miskam. Das geschlossene Blätterdach führt bei allen Schadstoffen zu höheren Immissionen im Sommerhalbjahr  
Deshalb wurde das bekannte Emissions/ Immissionsverhältnis für die Berechnung verwendet. Die VB ist ebenfalls einheitlich 26µg/m³ JMW

**A N H A N G A3:  
BESTIMMUNG DES PM10 – 90.4-PERZENTILWERTS AUS DEM  
JAHRESMITTELWERT**

### A3 BESTIMMUNG DES PM10 – 90.4-PERZENTILWERTS AUS DEM JAHRESMITTELWERT

Neben dem Grenzwert für das Jahresmittel ist in der EG-Richtlinie auch ein 24-Stunden-Grenzwert für Partikel (PM10) definiert, der nicht öfter als 35-mal (Stufe 1) im Jahr überschritten werden darf (entspricht einem 90.4-Perzentilwert der Tagesmittelwerte). Mit dem vorgeschlagenen Berechnungsverfahren für die Emissionen können keine seriösen Tages- oder Stundenmittelwerte ermittelt werden, die Ergebnisse wären noch ungenauer als es schon die Jahresmittelwerte sind.

Deshalb wird hier eine alternative Vorgehensweise vorgeschlagen, die sich an die Vorgehensweise bei der Berechnung hoher der NO<sub>2</sub>-Perzentilwertewerte (Lohmeyer et al., 2000) sowie an das Vorgehen in Moorcroft et al. (1999) anlehnt. Die Auswertung vorliegender gemessener PM10-Jahreszeitreihen von Messstationen aus verschiedenen europäischen Ländern (**Abb. A3.1**) zeigt eine weitgehend lineare Abhängigkeit des 90-Perzentilwertes vom Jahresmittelwert derart, dass der "best fit" etwa folgende Funktion erfüllt:

$$\text{PM10 (90.4-Perzentil)} = 1.7 \cdot \text{PM10 (Jahresmittel)}.$$

Dies entspricht sehr gut den Erfahrungen des LfUG Sachsen (2000), den Auswertungen des LUA Brandenburg (2000b) und dem in Moorcroft et al. (1999) veröffentlichten "best fit" anhand der Dauermessdaten des englischen Messnetzes (1992-1997). Bei Forderung, dass nur 5 Prozent aller Messdaten den Fit überschätzen, liefern Moorcroft et al. einen Faktor von 1.79 (worst case-fit). Mit diesem Faktor kann aus dem Jahresmittelwert der 90.4 Perzentilwert errechnet werden.

Eine andere Betrachtungsweise bietet sich an, wenn nur um die Frage geht ob der Grenzwert überschritten ist oder nicht. Entsprechend der Darstellungen in **Abb. A3.1** kann abgeschätzt werden, dass weniger als 35 Überschreitungen von 50 µg/m<sup>3</sup> im Tagesmittel pro Jahr auftreten werden, wenn der PM10-Jahresmittelwert 25 µg/m<sup>3</sup> nicht überschreitet. Die Spannweite der Messdaten verschiedener Messstellen ist groß, sodass bei bis zu 40 µg/m<sup>3</sup> im Jahresmittel ebenfalls die Einhaltung der Überschreitungshäufigkeit gelten kann. Die o.a. pessimistische Abschätzung (worst case) des Verhältnisses zwischen 90-Perzentil- und Jahresmittelwert ergibt einen entsprechenden Schwellenwert von 28 µg PM10/m<sup>3</sup> (Jahresmittelwert).

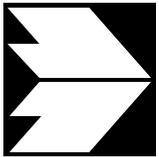
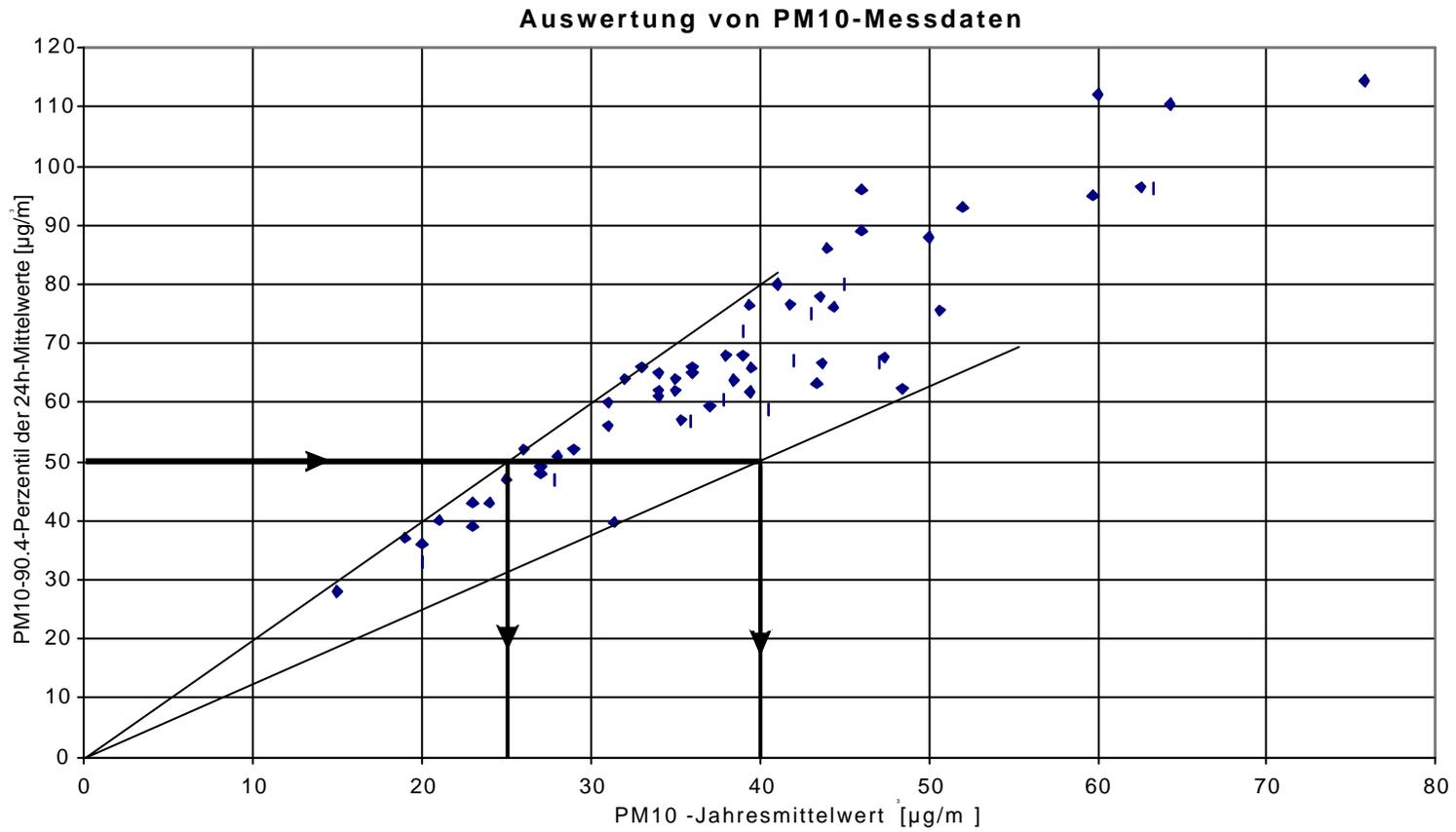


Abb. A3.1: 90.4-Perzentil der Tagesmittelwerte in Abhängigkeit vom Jahresmittelwert ausgewertet aus europäischen PM10-Messdaten