



**Ingenieurbüro
Dr.-Ing. Achim Lohmeyer
Karlsruhe und Dresden**
Strömungsmechanik
Immissionsschutz
Windkanaluntersuchungen

Mohrenstraße 14 Telefon: 0351 / 83 914 - 0
01445 Radebeul Telefax: 0351 / 83 914 59
email: info.dd@lohmeyer.de
USt-IdNr.: DE 143545044

Endbericht

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

ZUSAMMENFASSUNG

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

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

Dipl. Met. A. Moldenhauer

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

November 2004

Projekt 2546

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

ZUSAMMENFASSUNG

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

Ziel des FuE-Vorhabens sollte deshalb sein, eine praktikable Methodik zur Berechnung der sächsischen PM10-Emissionen durch Abrieb und Aufwirbelung aus dem Verkehr im Sinne einer schnell verfügbaren pragmatischen Lösung zu entwickeln, die Emissionen damit abzuschätzen und die Ergebnisse - soweit möglich - zu überprüfen. Die Ableitung eines grundsätzlich neuen, physikalisch fundierteren Modells der PM10-Emissionsprozesse infolge Straßenverkehr war nicht Aufgabe dieses Projektes. Diese längerfristige Lösung ist aber nach wie vor anzustreben.

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

Ergebnisse der Datenauswertung an sächsischen Messstellen

Lützner Straße in Leipzig

- Der PM10-Jahresmittelwert lag im Jahr 2003 (lufthygienisch ungünstiges Jahr) mit $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ deutlich über den ab 2005 einzuhaltenden Grenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. An 132 Tagen wurde der Tagesgrenzwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschritten. Im 12 Monatszeitraum

11/2003 bis 10/2004 wurde ein PM10-Jahresmittelwert von $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen und 64 Überschreitungen des Tagesgrenzwertes festgestellt

- Der PM10-Jahresmittelwert setzte sich für beide Auswertezeiträume aus ca. 49 % regionaler Vorbelastung (Station Collmberg), aus ca. 11 % bzw. 13 % städtischer Zusatzbelastung und aus ca. 38 % bzw. 40 % verkehrsbedingter Zusatzbelastung durch die Lützner Straße zusammen.
- Infolge der Verkehrsabnahme von werktags (Mo bis Fr) auf sonntags um ca. 36 % sowie des Schwerverkehrs um 80 % ist eine Abnahme des PM10-Verkehrsbeitrages in der Lützner Straße um ca. 45 % bzw. 47 % zu verzeichnen. Diese Abnahme zeigt auch der NO_x -Verkehrsbeitrag.
- Das Verhältnis $\text{PM}_{10}/\text{NO}_x$ liegt für die Gesamtbelastung im Wochenmittel an der Lützner Straße bei 0.31, in Leipzig-West bei 0.84 und am Collmberg bei 1.5. Für den Verkehrsbeitrag liegt dieser Wert im Mittel bei 0.17.
- Mittels NO_x -Tracermethode wurden tagesmittlere PM10-Emissionsfaktoren bestimmt. Diese variieren im Laufe des Jahres zwischen ca. 0.05 und $0.2 \text{ g}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$. Im Jahresmittel wurde für beide Messzeiträume ein Wert von $0.11 \text{ g}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$ ermittelt. Dieser ist etwa 5-mal größer als der mittels HBEFa2.1 berechenbare Auspuffemissionsfaktor, aber auch deutlich niedriger, als in Lohmeyer (2001) aus der damaligen vierwöchigen Messkampagne abgeleitet. Aufgrund der starken Abnahme des LKW-Anteils am Sonntag ist er ca. 30 % niedriger als an Werktagen. Unter Annahme eines linearen Zusammenhanges zwischen PM10-Emissionsfaktor und LKW-Anteil konnte aus dem werktags/sonntags-Vergleich eine Differenzierung des Gesamtemissionsfaktors für PKW ($0.044 \text{ g}/(\text{km} \cdot \text{PKW})$) und LKW ($1.8 \text{ g}/(\text{km} \cdot \text{LKW})$) erfolgen. Die abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren für die beiden Messzeiträume unterscheiden sich nicht relevant. Unter Berücksichtigung dieser Emissionsfaktoren und der Fahrleistungen für PKW und LKW auf der Lützner Straße werden die in der Lützner Straße vorliegenden PM10-Zusatzbelastungen im Wochenmittel zu ca. 40 % von PKW und zu ca. 60 % von LKW verursacht. Da der Verkehrsbeitrag der Immissionen im Wochenmittel bei ca. 40 % der Gesamtbelastung liegt, so kann aus den abgeleiteten Daten ein PM10-Immissionsanteil infolge des PKW-Verkehrs auf der Lützner Straße von ca. 16 % und infolge des LKW-Verkehrs von ca. 24 % an der Gesamtbelastung abgeschätzt werden.

- Mittels Rückrechnung mit dem 3dimensionalen Ausbreitungsmodell MISKAM wurde ein jahresmittlerer PM10-Emissionsfaktor von 0.12 g/(km · Fzg) ermittelt. Dieser vergleicht sich gut mit den aus der NO_x-Tracermethode abgeleiteten.
- An Werktagen mit Regen (Niederschlagssumme größer 0.1 mm) nimmt die PM10-Gesamtbelastung um 28 % und die PM10-Zusatzbelastung um 27 % gegenüber der mittleren Werktagskonzentration ab. Mit zunehmender Trockenheit steigt sowohl die Gesamt- als auch die Zusatzbelastung und liegt z. B. am dritten trockenen Tag ca. 70 % (PM10-Gesamtbelastung) bzw. 60 % (Zusatzbelastung) höher als am Regentag. Die mittels NO_x-Tracermethode abgeleiteten PM10-Emissionsfaktoren zeigen im Jahr 2003 für Tage mit Niederschlagsmengen größer 0.1 mm mit ca. 8 % relativ geringe Abnahmen. Diese ist deutlich geringer als die Reduktion der Zusatzbelastung. Der Einfluss der an Regentagen günstigeren Ausbreitungsverhältnisse (z. B. durch höhere Windgeschwindigkeiten) auf die Konzentrationen scheint damit größer zu sein als die Reduktion der Partikelemissionen durch die feuchte Bindung des Staubes bzw. des Wegspülens von Straßenstaub. (Hinzuweisen ist allerdings auf möglicherweise zusätzliche Effekte (z. B. Einfluss der Bedingungen an Regentagen auf die Messtechnik, eventuelles Ausspülen von Staub aus der Atmosphäre), die sich durch die verwendete NO_x-Tracermethode in den abgeleiteten Emissionsfaktoren niedergeschlagen haben könnte. Diese Prozesse bzw. Einflüsse sind bisher nicht verstanden bzw. quantifizierbar, sodass die hier dargestellten Emissionseffekte des Regens mit größeren Unsicherheiten behaftet sind.) Bei täglichen Niederschlagsmengen größer 1 mm sind Reduktionen in den Emissionen um ca. 16 % zu beobachten, bei mehr als 2 mm von ca. 20 %. Es deutet sich mit zunehmender Trockenheit eine Zunahme der PM10-Emissionen an. Bereits am Tag nach dem Regen sind z. B. im Jahr 2003 die Emissionen höher als am mittleren Werktag. Am zweiten trockenen Tag nach dem Regenereignis ist der abgeleitete Emissionsfaktor im Mittel etwa 14 % höher als am mittleren Regentag bzw. 12 % höher als am mittleren Werktag ist. Dies sollte jedoch in der Größenordnung des Fehlers bei der Bestimmung der Emissionsfaktoren liegen. Im Auswertzeitraum 11/03 bis 10/04 werden ähnliche Tendenzen beobachtet wie im Jahr 2003. Insgesamt scheint der Einfluss des Niederschlages auf die tagesmittleren **PM10-Emissionen** mit kleiner 20 % eher gering zu sein.

Schlesischer Platz und Bergstraße in Dresden

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

- Der PM10-Jahresmittelwert lag in Dresden Nord mit ca. $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. an der Bergstraße mit $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ über den ab 2005 einzuhaltenden Grenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. An 92 Tagen (Dresden-Nord) des Jahres 2003 bzw. 53 Tagen im eingeschränkten Messzeitraum (Bergstraße) wurde der Tagesgrenzwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschritten.
- Der PM10-Jahresmittelwert setzte sich in Dresden-Nord ca. 64 % aus regionaler Vorbelastung (Radebeul-Wahnsdorf), ca. 24 % aus städtischer Zusatzbelastung (Station Dresden-Mitte minus Radebeul-Wahnsdorf) und ca. 12 % aus verkehrsbedingter Zusatzbelastung durch die Hauptstraßen im Nahbereich der Station Dresden-Nord zusammen. An der Verkehrsmessstation Dresden-Bergstraße beträgt der Anteil der regionalen Hintergrundbelastung (Radebeul-Wahnsdorf) ebenfalls ca. 64 %. Der Anteil der städtischen Hintergrundbelastung an der Gesamtbelastung liegt unter Berücksichtigung der eingeschränkten Repräsentativität der Station Dresden-Mitte für die Vorbelastung in der Bergstraße sicherlich unter 87 %. Es muss hierbei zusätzlich noch der eingeschränkte Auswertzeitraum bei der Bergstraße beachtet werden.
- An den 4 Messstationen ist von werktags auf sonntags eine deutliche Abnahme sowohl der PM10- als auch der NO_x -Konzentrationen zu verzeichnen. Die Abnahme der durch den Verkehr induzierten PM10-Konzentrationen von werktags auf sonntags liegt z. B. an der Verkehrsmessstation Dresden-Nord für PM10 bei ca. 50 %, für die NO_x -Konzentration bei ca. 40 %.
- Das Verhältnis von $\text{PM}_{10}/\text{NO}_x$ beträgt im Wochenmittel an der Station Dresden-Nord ca. 0.4, in Dresden-Mitte ca. 0.70 und in Radebeul-Wahnsdorf ca. 1.1. Damit sind diese Werte vergleichbar mit den in Leipzig für die entsprechenden Stationsklassen gefundenen Werten.
- Mittels Rückrechnung mit dem 3dimensionalen Ausbreitungsmodell MISKAM wurde für die Bergstraße ein jahresmittlerer PM10-Emissionsfaktor von $0.2 \text{ g}/(\text{km} \cdot \text{Fzg})$ ermittelt. Es sei darauf hingewiesen, dass dieser Wert aufgrund der Unsicherheit in der Vorbelastungsbestimmung, durch die Verwendung der Winddaten an der Station Großer Garten, welche zwar repräsentativ für das Stadtgebiet Dresden sind, aber nicht im glei-

chen Zeitraum wie die Immissionsmessungen gemessen wurden, sowie durch den eingeschränkten Messzeitraum mit Unsicherheiten behaftet ist. Eine Verbesserung der Datensicherheit ist nur möglich, wenn nach Wiederinbetriebnahme der Bergstraße PM10- und gleichzeitig NO_x-Messungen in der Bergstraße und im Hintergrund durchgeführt werden, einschließlich der Aufnahme repräsentativer Winddaten, und dann diese Messdaten mittels NO_x-Tracermethode und Rückrechnung mit MISKAM analysiert werden.

Zeppelinstraße in Görlitz

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

- Der PM10-Jahresmittelwert lag mit ca. 30 bis 34 µg/m³ deutlich unter dem ab 2005 einzuhaltenden Grenzwert von 40 µg/m³. Allerdings ist z. B. im Jahr 2002 der PM10-Tagesgrenzwert deutlich überschritten.
- Der PM10-Jahresmittelwert setzte sich zu ca. 50 % bis 60 % aus städtischer Vorbelastung und zu ca. 40 bis 50 % aus verkehrsbedingter Zusatzbelastung durch die Zeppelinstraße zusammen.
- Infolge der Verkehrsabnahme von werktags (Mo bis Fr) auf sonntags ist eine Abnahme der PM10-Konzentrationen um ca. 20 % und der NO_x-Konzentrationen um ca. 40 % zu verzeichnen.
- Das Verhältnis PM10/NO_x liegt für die Gesamtbelastung im Wochenmittel an der Zeppelinstraße bei 0.40.
- Mittels NO_x-Tracermethode wurden für das Bezugsjahr 2002 PM10-Gesamtemissionsfaktoren von 0.18 bis 0.25 g/(km · Fzg) abgeschätzt. Mittels Rückrechnung mit dem Ausbreitungsmodell PROKAS wurden Emissionsfaktoren zwischen 0.17 und 0.19 g/(km · Fzg) abgeleitet. Dies vergleicht sich gut mit den aus der NO_x-Tracermethode bestimmten Werten. Nur ca. 15 bis 19 % davon lassen sich mittels Auspuffemissionen nach HBEFa2.1 erklären. Der überwiegende Anteil muss deshalb auch hier den nicht auspuffbedingten PM10-Emissionen zugeordnet werden.

Aerosolmessungen in Leipzig

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

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

- Die Partikelanzahlkonzentrationen hängen sehr stark von der Partikelgröße ab. Die Messwerte variieren über 4 Größenordnungen. Die mittlere Partikelanzahlkonzentration der Gesamtbelastung liegt in der Eisenbahnstraße bei ca. 22 000 Partikel/cm³, die der Zusatzbelastung bei ca. 9 000 Partikel/cm³.
- Die meisten Partikel sind bei allen Stationen in der Größenklasse 10 bis 100 nm (Aitken mode) zu finden. Hier sind ca. 73 % der Gesamtpartikelanzahl vertreten. Partikel im accumulation mode (100 bis 750 nm) tragen zu ca. 16 % zur Gesamtpartikelanzahl bei, Partikel im nucleation mode (3 bis 10 nm) etwa zu 11 %. Grobe Partikel (> 1 µm) sind nur in geringer Anzahl zu finden.
- Betrachtet man die Differenz zwischen Eisenbahnstraße und IfT, dann zeigt auch diese Zusatzbelastung eine ähnliche Anzahlverteilung wie die Gesamtbelastung. Auch hier liegt das Maximum im aitken mode (ca. 74 %). Im accumulation mode finden sich ca. 12 % und im nucleation mode ca. 14 % der Partikel.
- Für die Zusatzbelastungen (d. h. Konzentrationen an Station Eisenbahnstraße minus IfT) von NO_x und Partikelanzahlen der Durchmesser 10 bis 100 nm (aitken mode) wird mit $R^2 = 0.66$ die beste Korrelation festgestellt. Die Korrelation im nucleation mode (3 bis 10 nm) ist mit $R^2 = 0.53$ nur geringfügig schlechter. Im accumulation mode (100 bis 750 nm) nimmt das Bestimmtheitsmaß deutlich auf $R^2 = 0.24$ ab. Dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass die Auspuffpartikel im Wesentlichen den ultrafeinen Partikeln zugeordnet werden können.
- Der Verlauf der Wochengänge der Konzentrationen kann Hinweise auf Quellzuordnung (PKW, LKW) und Minderungspotenzial geben. Deshalb wurden die Wochengänge der NO_x- und Partikelanzahlzusatzbelastungen erstellt. Es kann dabei festgestellt werden, dass die NO_x-Zusatzbelastungen in der Eisenbahnstraße infolge der Verkehrsabnahme von werktags ca. 20 000 Kfz/d auf sonntags ca. 10 000 Kfz/d und insbesondere auf-

grund der Abnahme der LKW-Fahrleistung um 75 % sonntags auf ca. 50 % der mittleren werktäglichen NO_x -Zusatzbelastung absinken. Die Gesamtpartikelzusatzbelastung sinkt von werktags auf sonntags sogar um ca. 80 %. Dies korreliert gut mit der o. g. Abnahme der LKW-Fahrleistung und weist bei den Partikelanzahlen auf die Dominanz der Emissionen infolge der (dieselbetriebenen) LKW hin. Die Unsicherheit bei der Bestimmung der Zusatzbelastung für Partikelanzahlen im accumulation mode ist relativ groß. Darauf weisen die häufig negativen Zusatzbelastungen hin.

- Mittels NO_x -Tracermethode konnte für die Eisenbahnstraße im Zeitraum 17.10. bis 31.12.2003 ein Partikelanzahlemissionsfaktor von ca. $1.4 \cdot 10^{14}$ Partikel/(km Fzg) abgeleitet werden.

Ergebnisse der Literaturrecherche Straßenverkehr

Massebezogene Betrachtungen:

1. Über die Relevanz nicht auspuffbedingter PM10-Emissionen gibt es mittlerweile in der wissenschaftlichen Gemeinschaft Konsens. Wesentlich sind hierbei die Komponenten Reifen-, Brems- und Straßenabrieb sowie Wiederaufwirbelung (Resuspension) von Straßenstaub. An vermessenen niederländischen Straßen scheinen nur Abriebe, nicht aber die Resuspension von Straßenstaub relevant zu sein. Dies stellten Keuken et al. (1999) fest, in dem sie mittels Emissionsfaktoren aus dem nationalen Emissionskataster für Auspuff, Reifen-, Brems- und Straßenabrieb PM10-Immissionen berechneten und diese mit Konzentrationsmessungen verglichen. Allerdings liegen die auspuffbedingten Emissionsfaktoren der holländischen Emissionsdatenbank für das dort betrachtete Bezugsjahr 1997 etwa doppelt so hoch wie die aus dem (deutschen) Handbuch für Emissionsfaktoren.
2. PM10-Emissionsmodelle für nicht auspuffbedingte Partikel sind nach unseren Erkenntnissen derzeit in den USA (EPA-Modell), Norwegen (VLUFT-Modell), Schweden (SMHI-Modell) und Deutschland (mod. EPA-Modell) im Einsatz. In der Schweiz werden aus detaillierten Messungen an sechs Straßen mit unterschiedlichen Verkehrssituationen abgeleitete Emissionsfaktoren zur Beschreibung der Emissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb benutzt. In anderen Ländern wird entweder das EPA-Modell verwendet oder die Emissionen aus dem Verhältnis zwischen PM10 und NO_x -Immissionen abgeleitet.

3. Die Streubreiten der Abweichungen zwischen Messdaten und den Emissionsfaktoren aus dem modifizierten EPA-Modell sind groß. Im Wesentlichen werden die nicht auspuffbedingten Emissionen vor allem im Bereich kleiner Emissionsfaktoren überschätzt, im Bereich hoher Emissionsfaktoren (bei gering verfügbaren Datenkollektiv) eher unterschätzt.
4. Die US-EPA entwickelte in den letzten zwei Jahren ihr Modell dahingehend weiter, dass der Einfluss von Regen berücksichtigt wird und weiterhin eine Separation der PM10-Quellanteile Auspuff, Reifen- und Bremsabrieb und „Rest“ für amerikanische Verhältnisse möglich ist.
5. Sowohl VLUFT in Norwegen als auch das schwedische Modell berücksichtigen einen geschwindigkeitsabhängigen Term, um die Staubaufwirbelung zu beschreiben. Das EPA-Modell weist diese Abhängigkeit nicht auf. Hier werden die Staubbelastung der Straße, das Gewicht der Fahrzeugflotte und die Regenhäufigkeit als Parameter verwendet. Die Schweizer Emissionsfaktoren differenzieren nach den Verkehrssituationen des Handbuches für Emissionsfaktoren.
6. Der Einfluss des Regens auf die PM10-Emission scheint aufgrund der neuen Untersuchungen deutlich geringer zu sein, als dies 2001 angenommen wurde. Die US-EPA geht nur noch von ca. 25 % Minderung an Regentagen aus, andere Untersuchungen (z. B. Schulze, 2002) zeigen noch geringere bis gar keinen Einfluss auf die PM10-Emissionen. Die Auswertung der Daten an der B 10 in Karlsruhe (Lohmeyer, 2004) weist an Werktagen mit Regen auf eine Abnahme der Emissionsfaktoren von ca. 40 % hin, an Sonntagen mit Regen wurde keine Abnahme (eher eine geringe Zunahme) gegenüber dem mittleren trockenen Sonntag beobachtet. Gehrig et al. (2003) fanden an einer Straße keine Abnahme der Emissionsfaktoren in Regentunden und an einer anderen Straße ca. 50 % Reduktion für den Anteil PM10-PM1. Die oben diskutierten Ergebnisse an der Lützner Straße weisen an Werktagen auf Emissionsreduktionen von kleiner 20 % gegenüber dem mittleren trockenen Werktag hin.
7. Trockene Straßenreinigung scheint entsprechend amerikanischer Untersuchungen (TRAKER-Messungen) keinen bzw. kurzzeitig sogar einen negativen Einfluss auf die Höhe der PM10-Emissionsfaktoren zu haben (Etyemezian et al., 2003b; Kuhns et al., 2003).

8. Lohmeyer (2001) erläuterten, dass das SMHI-Modell aus Schweden wegen der dortigen Spikereifen für die mitteleuropäischen Verhältnisse nicht anwendbar ist. Brandt et al. (2002) zeigten auf, dass die Berechnung der PM₁₀-Emissionen aus PM₁₀/NO_x-Verhältnissen zu deutlich unsicheren Ergebnissen führt als die Anwendung des modifizierten EPA-Modells.
9. In den großen europäischen Emissionsdatenbanken, aber auch im amerikanischen Emissionsmodell MOBILE6, sind Emissionsfaktoren für Brems- und Reifenabrieb und z. T. für Straßenabrieb differenziert nach verschiedenen Fahrzeugklassen aber auch Partikelgrößenklassen enthalten. Im neuesten Entwurf von CORINAIR ist dabei für Reifen- und Bremsbelag auch eine Differenzierung nach Fahrzeuggeschwindigkeiten und bei LKW vom Beladungsgrad angegeben. Die Unsicherheit in den Daten ist aufgrund des begrenzt zur Verfügung stehenden Datenmaterials eher groß. Dies zeigt sich auch daran, dass sich trotz der im Wesentlichen gleichen Datengrundlagen die angesetzten Emissionsfaktoren z. B. zwischen CORINAIR und RAINS zum Teil deutlich unterscheiden.
10. Gezielte Messungen zum Einfluss des Straßenzustandes bzw. der Art des Fahrbahnbelages auf die PM_x-Emission liegen bisher nicht vor. Von verschiedenen Autoren werden allerdings Hinweise über einen möglichen großen Einfluss gegeben. So zeigten Lohmeyer (2003b) für eine Innerortsstraße in Brandenburg, dass beim Übergang von geflicktem Kleinpflaster auf Asphalt eine deutliche PM₁₀-Reduktion beobachtet werden konnte. Allerdings konnten durch die neueren Datenauswertungen an der Lützner Straße in Leipzig (siehe oben) die extrem hohen Emissionsfaktoren der älteren (nur vierwöchigen Messkampagne) nicht bestätigt werden. Die Konzentrationen und aus einem einjährigen Datenbestand neu abgeleiteten Emissionsfaktoren weisen dennoch auf einen sehr hohen Anteil nicht auspuffbedingter PM₁₀-Emissionen hin. Lohmeyer (2003c) wiesen durch Messungen an der Göttinger Straße in Hannover nach, dass die Staubbeladung dieser Straße trotz des dort vorliegenden guten Straßenzustandes höher lag, als für die Lützner Straße in Leipzig mit einem sehr schlechten Belag. Dies unterstützt die von einigen Autoren geäußerte starke Kritik an der bisher als wichtigen Parameter verwendeten Staubbeladung im PM₁₀-Emissionsmodell. Bezüglich des Einflusses des Fahrbahnzustandes auf die PM₁₀-Emission ist somit weiterhin dringender Forschungsbedarf gegeben.

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

Anzahlbezogene Betrachtungen:

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

Vorschlag für PM10-Emissionsberechnung Straßenverkehr

Das bisherige allgemein verwendete massebezogene PM10-Emissionsmodell (mEPA) weist deutliche Schwächen auf. Die größte ist die dort verwendete Staubbilanz der Straße als wesentlicher Parameter, der zumindest für befestigte Straßen unter mitteleuropäischen Verhältnissen nicht als primäre Einflussgröße angesehen werden kann (siehe z. B. Lohmeyer, 2001; Fitz, 2001; Lohmeyer, 2003c). Auch ist die für die Anwendung des mEPA-Modells eigentlich notwendige Bestimmung der Staubbilanz für die zu betrachtende Straße nicht praktikabel, da sehr aufwendig. Die Streuung der realen Messwerte um bisher verwendete Standardwerte ist dagegen groß, wie bisher vorliegende Messungen an Innerortsstraßen gezeigt haben. Es wird deshalb vorgeschlagen, nicht das modifizierte EPA-Modell zu verbessern, sondern im Sinne einer notwendigen schnellen und pragmatischen Zwischenlösung einen Ansatz zu wählen, der kompatibel mit den Verkehrssituationen im Handbuch für Emissionsfaktoren ist und an die Vorgehensweise der Schweizer Arbeitsgruppen anknüpft. Diese Vorgehensweise stellt kein grundsätzlich neues und physikalisch fundiertes Modell dar. Diese längerfristige Lösung ist nach wie vor anzustreben.

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

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

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

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

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

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

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

Um dieses Staubpotenzial als PM10 aufzuwirbeln, bedarf es kinetischer Energie durch die fahrzeugerzeugte Turbulenz. Der Straßenzustand und die Feuchte der Straßenoberfläche können ebenfalls diesen Term beeinflussen.

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

Somit ergibt sich folgende Gleichung für die nicht auspuffbedingten PM10-Emissionen

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

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

Als Regenkorrektur wäre der Ansatz der US-EPA möglich. Die vorliegenden Untersuchungen aus Europa für befestigte Straßen zeigen allerdings zum Teil widersprechende Abhängigkeiten von der Regenmenge auf. Die örtlichen Regenhäufigkeiten (in Bezug auf Tagesniederschlagssummen größer 0.1 mm) variieren meist nur gering um einen Wert von 0.5 in Gebieten, in denen relevanter Fahrzeugverkehr zu verzeichnen ist. Außerdem ist in den Emissionsfaktoren, welche der Ableitung der Emissionsfaktoren zugrunde gelegt wurden, der jeweilige Regeneinfluss bereits beinhaltet. Deshalb wird vorgeschlagen, auf einen separaten Regenkorrekturfaktor zu verzichten.

Bzgl. der Abhängigkeit des kinetischen Kopplungsgliedes von der Fahrzeuggeschwindigkeit

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

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

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

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

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

Es werden für die Berechnung der Emissionen für die Summe aus Reifen-, Brems-, Straßen- und Kupplungsabrieb sowie Wiederaufwirbelung von eingetragendem Straßenstaub die in folgender Tabelle aufgeführten Emissionsfaktoren für Straßen mit gutem Straßenzustand empfohlen.

Verkehrssituation	Tempolimit [km/h]	Anteil Konstant fahrt [%]	Stand anteil [%]	PM10-Auf/Ab [mg/km]	
				PKW inkl. LNF	SV
AB>120	-			22	200
AB_120	120			22	200
AB_100	100			22	200
AB_80	80			22	200
AB_60	60			22	200
AB_StGo	-			22	200
AO1	100	60	1	22	200
AO2	100	53	1	22	200
AO3	100	28	1	22	200
IO_HVS>50	60	46	1	22	200
Tunnel AB_100	100			10	200
Tunnel AB_80	80			10	200
Tunnel AB_60	60			10	200
Tunnel IO_HVS>50	60	46	1	10	200
HVS1	50	46	1	22	200
HVS2	50	52	1	30	300
HVS3	50	44	7	40	380
LSA1	50	44	7	40	380
HVS4	50	37	14	50	450
LSA2	50	32	20	60	600
LSA3	50	28	26	90	800
IO_Kern	50	23	33	90	800
IO_NS_dicht	50	32	5	90	800

Tab.1: Nicht auspuffbedingte PM10-Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Verkehrssituation für Straßen im gutem Straßenzustand. (Tunnel=überdeckelte Straße mit Längen größer 450 m).

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

Es werden folgende Emissionsfaktoren zur Verwendung im sächsischen Emissionskataster vorgeschlagen:

Autobahn	PKW/LNF	$6.5 \cdot 10^{14}$ Partikel/km
	SV	$69 \cdot 10^{14}$ Partikel/km
Außerortsstraßen	PKW/LNF	$3.0 \cdot 10^{14}$ Partikel/km
	SV	$69 \cdot 10^{14}$ Partikel/km
Innerortsstraße	PKW/LNF	$1.0 \cdot 10^{14}$ Partikel/km
	SV	$54 \cdot 10^{14}$ Partikel/km

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

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

Landwirtschaft	
Feldarbeit (2x Bodenbearbeitung, 1 x Ernte)	Nutzung von Straßen und Feldwegen (50 % Straßen, 50 % Feldwege)
3 000 g PM/ha/a	
1 362 g PM ₁₀ /ha/a	53 g PM ₁₀ / km
302 g PM _{2,5} /ha/a	
IFEU 2004	

Beispielrechnungen für die Situation in Sachsen zeigen, dass die Emissionen aus der Feldarbeit ca. 10-mal so hoch liegen wie durch die Nutzung von Straßen und unbefestigten Feldwegen. Die Gesamtemissionen betragen demnach ca. 1 100 t PM₁₀ pro Jahr für 2002. Die Feldarbeit leistet dabei mit ca. 1 000 t/a den dominierenden Beitrag zu den Gesamtemissionen. Trotz der Berücksichtigung von 12.5 Arbeitsvorgängen bleibt die Fahrt zum Feld mit ca. 100 t/a von untergeordneter Bedeutung.

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

EPA Beschreibung	IFEU Verwendung	PM	PM ₁₀	PM _{2,5}
„Heavy Construction“	Straßenbau	1.345	0.270	0.055
„Homes“	Ein- & Zweifamilienhäuser	0.175	0.035	0.007
„Apartments“	Mehrfamilienhäuser & Nichtwohngebäude	0.625	0.125	0.025
Quelle: /ARB 1997b/		IFEU 2004		

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

Ergebnisse zu nicht auspuffbedingten Partikelemissionen im Schienen- und Luftverkehr

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

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

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

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

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

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

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

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

LTO = Landing and Take-Off Zyklus

LITERATUR

- Brandt, A., Schulz, T., Böisinger, R., Bächlin, W., Lohmeyer, A. (2002): PM10 - Emissionsmodell für den Straßenverkehr in Nordrhein-Westfalen. Gefahrenstoffe - Reinhaltung der Luft (2002).
- BUWAL (2002): PM10-Emissionen des Verkehrs. Statusbericht Teil Schienenverkehr. Umweltmaterialien Nr. 144 Luft, Hrsg. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft, Bern 2002.
- CORINAIR (2003): Automobile tyre and brake wear. Web-site supporting the development of chapter B770 (SNAP 0707) of the EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook. <http://vergina.eng.auth.gr/mech/lat/PM10/title.htm>
- Etyemezian, V., Kuhns, H., Gillies, J., Chow, J., Hendrickson, K., McGown, M., Pitchford, M. (2003b): Vehicle-based road dust emission measurement (III): effect of speed, traffic volume, location, and season on PM10 road dust emissions in the Treasure Valley, ID. *Atmospheric Environment* 37 (2003) 4583-4593.
- Fitz, D. R. (2001): MEASUREMENTS OF PM₁₀ AND PM_{2.5} EMISSION FACTORS FROM PAVED ROADS IN CALIFORNIA. Final Report Contract No. 98-723. California Air Resources Board Monitoring and Laboratory Division, 1001 I Street, Sacramento, CA 95812, 02-AP-18381-003-FR, June 2001.
- Gehrig, R., Hill, M., Buchmann, B., Imhof, D., Weingartner, E., Baltensperger, U. (2003): Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Abschlussbericht der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) und des Paul Scherrer Institutes (PSI) zum Forschungsprojekt ASTRA 2000/415. Juli 2003. www.empa.ch/plugin/template/empa/700/5750/---/l=1
- Kuhns, H., Etyemezian, V., Green, M., Hendrickson, K., McGown, M., Barton, K., Pitchford, M., (2003): Vehicle-based road dust emission measurement-Part II:Effect of precipitation, wintertime road sanding, and street sweepers on inferred PM10 emission potentials from paved and unpaved roads. *Atmospheric Environment* 37 (2003), 4573-4582.
- Lohmeyer, A., Düring, I. (2001): Validierung von PM10-Immissionsberechnungen im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Feinstaubbildung von Straßen. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul. Projekt 2286/C, Juni 2001. Gutachten im

Auftrag von: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin und Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden. www.lohmeyer.de/literatur.htm

Lohmeyer (2003a): Quantifizierung der PM10-Emissionen durch Staubaufwirbelungen und Abrieb von Straßen auf Basis vorhandener Messdaten. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Karlsruhe. Projekt 1772, Februar 2003. Gutachten im Auftrag von: Ministerium für Umwelt und Verkehr, Stuttgart, unter Mitarbeit von UMEG Karlsruhe und IFEU Heidelberg. Herunterladbar unter www.lohmeyer.de/literatur.htm.

Lohmeyer (2003b): Machbarkeitsstudie zu kombinierten Lärminderungs-/Luftreinhalteplänen in Brandenburg - Teil vergleichende Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung der PM10-Belastungen - Wirkungsuntersuchungen zur OU Nauen. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul. Projekt 2464. Dezember 2003. Gutachten im Auftrag von: Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung Brandenburg, Potsdam. www.lohmeyer.de/literatur.htm

Lohmeyer, A., Bächlin, W., Franz, H. (2003c): Feinstaub und Schadgasbelastungen in der Göttinger Straße, Hannover. Auftraggeber: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ), Hannover, Februar 2003, unter Mitarbeit von Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen Universität Stuttgart, Ingenieurbüro Theurer und Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ) Hannover. www.lohmeyer.de/literatur.htm

Lohmeyer (2004): FE 02.222/2002/LRB PM10-Emissionen an Außerortsstraßen. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG. Projekt 70016-03-10, Oktober 2004. Gutachten im Auftrag von: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach (unveröffentlicht).

Lükewille, A., Bertok, I., Amann, M., Cofala, J., Gyarmas, F., Heyes, C., Karvosenoja, N., Klimont, Z., Schöpp, W. (2002): A Framework to Estimate the Potential and Costs for the Control of Fine Particulate Emissions in Europe. IIASA – International Institute for Applied Systems Analysis, Interim Report IR-01-023.

Schulze, E. (2002): Räumliche und zeitliche Analyse von kontinuierlichen Luftschadstoffmessungen in Berlin. Einfluss von Regen und Luftfeuchte auf die PM10-Emission und -Immission. Diplomarbeit an der Technischen Universität Dresden, Institut für Geographie, Lehrstuhl für Landschafts- und Geoökologie zur Erlangung des akademischen Grades Diplom-Geographin. www.lohmeyer.de/literatur.htm