



**Feinstaub-(PM₁₀)-Immissionen -
Schwerpunkt Verkehr**

Fachtagung am 20. Juni 2001

Herausgeber: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160, 86179 Augsburg
Tel.: (0821) 90 71 - 0
Fax: (0821) 90 71 - 55 56

Das Bayerische Landesamt für Umweltschutz (LfU) gehört zum Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU).

Inhaltsverzeichnis

Begrüßung und Einführung	1
Dr. Michael Rössert, LfU	
EU-Grenzwerte und allgemeine Situation in Bayern	5
Dr. Peter Rabl, LfU	
Versuch einer Ursachenanalyse und Quellzuordnung der Feinstaub (PM10) – Belastung in Berlin	13
Martin Lutz, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Berlin	
Anteil des Straßenverkehrs an den PM10- und PM2.5-Immissionen in der Schweiz	27
Dr. Robert Gehrig, Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt -EMPA	
PM10 und PM2,5 in einem Straßentunnel	42
Dr. Heinz Ott, LfU	
PM10-Analytik im städtischen Umfeld	50
Dr. Thomas Gritsch, TÜV Süddeutschland Bau und Betrieb GmbH	
Modellierung der Feinstaubimmissionen an Straßen – Stand des Wissens	54
Dr. Ing. Achim Lohmeyer, Ing.-Büro Dr. A. Lohmeyer, Karlsruhe und Dresden	
Berechnung der Schwebstaub- PM10- Immission an Brandenburger Straßen	63
Uwe Friedrich, Landesumweltamt Brandenburg	
Referenten	73

Begrüßung und Einführung

Dr. Michael Rössert, LfU

Verehrte Kolleginnen und Kollegen von staatlichen Stellen,
geschätzte Partner von Planungs- und Umweltbüros,
meine sehr geehrten Damen und Herren,

ich begrüße Sie alle recht herzlich zu unserer Fachtagung „Feinstaub-(PM₁₀)-Immissionen - Schwerpunkt Verkehr“ und darf an dieser Stelle auch die Grüße von Herrn Vizepräsident Dr. Wunderlich, dem Abteilungsleiter der Abteilung Luftreinhaltung, an Sie weitergeben, der urlaubsbedingt nicht im Haus ist und unserer Veranstaltung einen guten Verlauf wünscht.

Das Thema „Feinstaub-(PM₁₀)-Immissionen“ genießt höchste Aktualität, ist doch spätestens in 29 Tagen - zum 19. Juli 2001 - die Richtlinie 1999/30/EG DES RATES vom 22. April 1999 in nationales Recht umzusetzen. Diese Richtlinie setzt neue Maßstäbe im Bereich des Immissionsschutzes für die zulässigen Konzentrationen in der Luft an Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxiden, Blei und Feinstaub, definiert als „PM₁₀-Fraktion von Partikeln“. Die neuen Grenzwerte zum Schutz der Gesundheit gelten für Stickstoffdioxid sowie Blei ab 01. Januar 2005 und für Stickstoffdioxid ab 01. Januar 2010. Für PM₁₀-Feinstaub sind 2 Stufen vorgesehen, wobei die erste Stufe mit einem Jahresgrenzwert von 40 µg/m³ ab 01. Januar 2005 und die zweite Stufe mit einem Jahresgrenzwert von 20 µg/m³ ab 01. Januar 2010 einzuhalten ist. Der 24-Stunden-Grenzwert von 50 µg/m³ darf in der ersten Stufe nicht öfter als 35-mal im Jahr und in der zweiten Stufe nicht öfter als 7-mal im Jahr überschritten werden.

Die Fachleute sind sich darüber einig, dass die Einhaltung der Grenzwerte für Schwefeldioxid und Blei kein Problem darstellen wird. Auf der Basis der derzeitigen Belastungen können jedoch auch bei angenommenen Emissionsrückgängen Überschreitungen bei Stickstoffdioxid und PM₁₀-Feinstaub vor allem in stark verkehrsbelasteten Gebieten nicht ausgeschlossen werden. Dabei wird vor allem befürchtet, dass die zulässigen Überschreitungshäufigkeiten für den 24-Stunden-Grenzwert für PM₁₀-Feinstaub nicht überall eingehalten werden können. Erwartet wird auch, dass der ab 01. Januar 2010 einzuhaltende Jahresgrenzwert der 2. Stufe von 20 µg/m³ sogar großflächig überschritten werden wird. Nicht auszuschließen ist jedoch, dass diese 2. Stufe noch einmal von der EU abgeändert und auf eine PM_{2,5}-Fraktion von Partikeln abgestimmt wird. Hierzu wird derzeit in der EU-Kommission geprüft, ob nicht diese PM_{2,5}-Fraktion aus der Sicht des Gesundheitsschutzes von größerer Bedeutung ist als die PM₁₀-Fraktion.

Bis zu dem Zeitpunkt, bis zu dem der Grenzwert zu erreichen ist, sind Toleranzmargen zu berücksichtigen, die linear bis auf 0 % zurückgehen. Bei Überschreitung eines Wertes aus Summe Grenzwert und Toleranzmarge sind nach Artikel 8 der sogenannten Luftqualitätsrahmenrichtlinie 96/62/EG DES RATES vom 27. September 1996 verbindlich Maßnahmen vorgesehen, die sicherstellen sollen, dass der Grenzwert bis zu der festgelegten Frist - bei PM₁₀-Feinstaub in der 1. Stufe bis zum 01. Januar 2005 - erreicht werden kann. Die Gebiete und Ballungsräume, in denen die Werte eines oder mehrerer Schadstoffe die Summe aus Grenzwert und Toleranzmarge überschreiten, sind hierzu festzustellen. Gegenüber der EU-Kommission sind bei Überschreitung der Summe von Grenzwert und Toleranzmarge umfangreiche Meldungen jeweils neun Monate nach Jahresende u.a. mit Angaben zu den Ursachen für die Überschreitungen vorgeschrieben. Die erforderlichen Pläne oder Programme zur Er-

reichen der Grenzwerte sind der Kommission ebenfalls zu übermitteln und alle drei Jahre ist über den Stand der Durchführung dieser Pläne oder Programme zu berichten.

Die Zusammenhänge, die zu den Überschreitungen führen, müssen daher bekannt sein, bzw. abgeschätzt werden können. Nur dann sind Pläne oder Programme sinnvoll, nur dann kann entschieden werden, welche Maßnahmen zielführend sind. Bei den Maßnahmen kann unterschieden werden zwischen Maßnahmen, die eine gesamte Emittentengruppe betreffen – hier wäre die Bundesregierung gefordert mit z.B. entsprechenden Verordnungen, Richtlinien, steuerlichen Anreizen, etc., einzugreifen – oder Maßnahmen, die spezifisch in die Situation vor Ort eingreifen – hier wären die Landesbehörden, insbesondere die Kommunen gefordert.

Damit kommen wir zum Kern-Thema unserer Veranstaltung. Da der Verkehr als einer der Hauptverursacher der Belastung durch PM₁₀-Feinstaub insbesondere in der Luft unserer Ballungsräume zählt, können wir die oben geschilderten - vor uns liegenden - Aufgaben nur meistern, wenn wir mehr über den Beitrag des Verkehrs zu den PM₁₀-Feinstaub-Belastungen wissen, um hieraus Maßnahmen zu deren Reduzierung zu entwickeln.

Dementsprechend ist unsere heutige Veranstaltung in drei Abschnitte gegliedert.

Zunächst betrachten wir die Ausgangssituation mit den Messergebnissen an Straßen bis hin zu den Korrelationen zwischen unterschiedlichen Schadstoff-Immissionen und Abschätzungen des verkehrsbedingten Anteils an den Feinstaub-Immissionen, einschließlich den Hinweisen zu messtechnischen Fragestellungen. Hierüber werden

- Herr Dr. Rabl vom Bayer. Landesamt für Umweltschutz, der Initiator und Leiter unser heutigen Veranstaltung,
- Herr Lutz vom Senat für Stadtentwicklung, Umwelt und Technologie, Berlin,
- Herr Dr. Gehring von der Eidgenössischen Materialprüfungsanstalt (EMPA), Dübendorf bei Zürich,
- Herr Dr. Ott vom Bay. Landesamt für Umweltschutz und
- Herr Dr. Gritsch vom TÜV Süddeutschland Bau und Betrieb GmbH berichten.

Der zweite Teil ist nach der Mittagspause den Modellierungen und Berechnungen zu den Beiträgen des Verkehrs an den Feinstaub-Immissionen gewidmet. Hierauf werden in ihren Vorträgen

- Herr Dr. Lohmeyer vom Ing.-Büro Dr. A. Lohmeyer und
- Herr Friedrich vom Landesumweltamt Brandenburg eingehen.

Der dritte und letzte Teil unserer Veranstaltung zur Findung möglicher Ansätze zur Minderung von PM₁₀-Feinstaub-Immissionen ist als Plenumsdiskussion konzipiert. Aufgrund der sehr detaillierten Vorbereitung in den ersten beiden Teilen unserer Fachtagung erwarten wir hierzu vergleichsweise konkrete Vorstellungen zu umsetzbaren Maßnahmen. Ich kann mir vorstellen, dass diese auch unmittelbar in die vorbereitenden Arbeiten zur Umsetzung der EU-Richtlinien einfließen können. So tagt morgen ein Arbeitskreis des Länderausschusses für Immissionsschutz zu dem Thema „Erarbeitung fachlicher Grundlagen zur Aufstellung von Maßnahmeplänen zur Umsetzung der Luftqualitäts-Rahmenrichtlinie und der Tocherichtlinien“. An dieser Sitzung werden von den hier Anwesenden Herr Lutz aus Berlin und ich teilnehmen.

Wir bedanken uns sehr bei allen Referenten für ihre Bereitschaft, die heutige Fachveranstaltung mitzugestalten. Ich bitte die Vortragenden, die für die einzelnen Vorträge insgesamt zur Verfügung stehende Zeit nicht unbedingt auszuschöpfen, sondern auch Zeit für Diskussionen miteinzuplanen.

Das Thema unserer heutigen Veranstaltung lässt lebhaftere Diskussionen erwarten. Vor uns dürfte daher ein interessanter Tag liegen. Ich bedanke mich für Ihr Kommen und wünsche allen Teilnehmern einen ergiebigen Tag.

EU-Grenzwerte und allgemeine Situation in Bayern

Dr. Peter Rabl, LfU

Feinstaubproblematik

Nach US-amerikanischen Studien und einer Bewertung durch die US-Umweltbehörde EPA¹ können erhöhte Partikelkonzentrationen in der Atemluft mit folgenden Effekten in Zusammenhang gebracht werden:

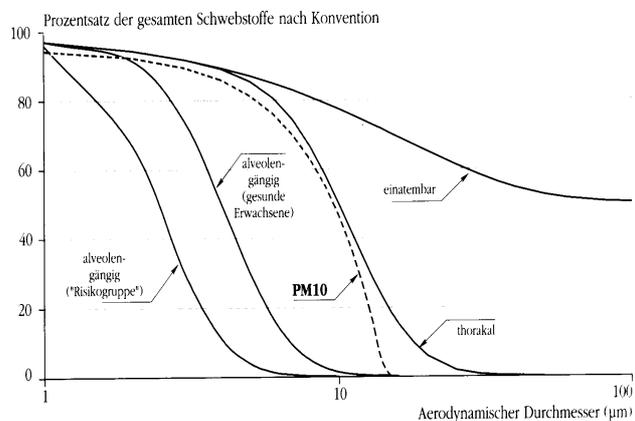
- erhöhte Mortalität, v.a. durch Atemwegs- und Herz-Kreislaufkrankungen,
- erhöhte Anzahl Krankenhauseinweisungen und Notfallambulanzen wegen chronischer Atemwegserkrankungen,
- gehäuftes Auftreten von Atemwegssymptomen,
- häufigeres Fehlen von Kindern in der Schule,
- Verschlechterung mehrerer Lungenfunktionsparameter

Diese Befunde sind signifikant mit Erhöhungen der Konzentrationen der sog. PM₁₀-Partikelfraktion verbunden. So steigt das relative Risiko für Einweisungen ins Krankenhaus aufgrund von chronischen obstruktiven und entzündungsbedingten Atemwegserkrankungen bei Erhöhung der PM₁₀-Konzentration um 50 µg/m³ im 24 h Mittel um 6 bis 25 %. Konzentrationserhöhungen der PM_{2,5}-Fraktion scheinen sich vor allem auf die Zunahme der Mortalität auszuwirken. Bei einem Anstieg um 25 µg/m³ stieg nach übereinstimmenden Ergebnissen in 6 US-Städten das relative Mortalitätsrisiko um 2 bis 6 %.

Definition von Feinstaub (Abb. 1)

Luftgetragener Staub wird über den aerodynamischen Partikeldurchmesser definiert. Man unterscheidet die einatembare Fraktion, d.i. Staub, der durch Mund und Nase eingeatmet werden kann, die thorakale Fraktion, die über den Kehlkopf hinaus in die Luftröhre und die unteren Atemwege (Luftröhre, Bronchien und Bronchiolen) gelangt und die alveolengängige Fraktion, die in den Alveolarbereich (Lungenbläschen) vordringt. Als Feinstaub gilt alveolengängiger Staub. Eine gröbere, zu 50 % nur in den thorakalen Bereich und zu 50 % in den Alveolarbereich eindringende Feinstaub-Fraktion wird als PM₁₀ und eine feinere, überwiegend alveolengängige als PM_{2,5} bezeichnet. Messtechnisch definiert sind PM₁₀ bzw. PM_{2,5} als diejenigen Fraktionen des Schwebstaubes, die einen Vorabscheider passieren, der 50 % der Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 10 µm bzw. 2,5 µm abtrennt.

Abb. 1: Definition von Feinstaub



¹ EPA (1996): Air Quality Criteria for Particulate Matter. National Center for Environmental Assessment. Office of Research and Development. US Environmental Protection Agency. Rep. No. EPA/600P-95/001aF-cF,1996

PM₁₀-Luftqualitätsstandards der EU-Tochterrichtlinie 1999/30/EG² (Abb.2)

Die Tochterrichtlinie 1999/30/EG zur Luftqualitätsrahmenrichtlinie 96/62/EG enthält zwei Immissionswerte für PM₁₀-Staub, die vom Jahr 2005 an eingehalten werden müssen. In Tabelle 1 sind EU-Grenzwerte für verkehrsbezogene Schadstoffe zusammengefasst. Der 24 h Mittelwert für PM₁₀ beträgt 50 µg/m³ und darf im Kalenderjahr nicht mehr als 35 mal (9,6 % der Fälle) überschritten werden. Ab Inkrafttreten der Richtlinie (19.07.1999) gilt eine Toleranzmarge von 50 %, welche sich ab dem 01.01.2001 jährlich jeweils um 5 µg/m³ bis 2005 auf 0 % reduziert. Der PM₁₀-Jahresmittelwert beträgt 40 µg/m³ mit einer Toleranzmarge von 20 %, welche sich ab 2001 jährlich um je 1,6 µg/m³ bis 2005 ebenfalls auf 0 % vermindert. Ab 2005 soll nach Prüfung der Auswirkungen auf Umwelt und menschliche Gesundheit und der Machbarkeit eine zweite Stufe mit Richtgrenzwerten eingeführt werden, wobei sich der Jahresmittelwert über eine Toleranzmarge von 50 % bis 2010 auf 20 µg/m³ verringern soll; für den 24-h-Mittelwert von 50 µg/m³ mit noch festzusetzenden Toleranzmargen soll jedoch die zulässige Überschreitungshäufigkeit auf nur noch 7 mal pro Jahr (98-Perzentil) verringert werden.

Abb. 2: PM₁₀-Immissionswerte der Richtlinie 1999/30/EG

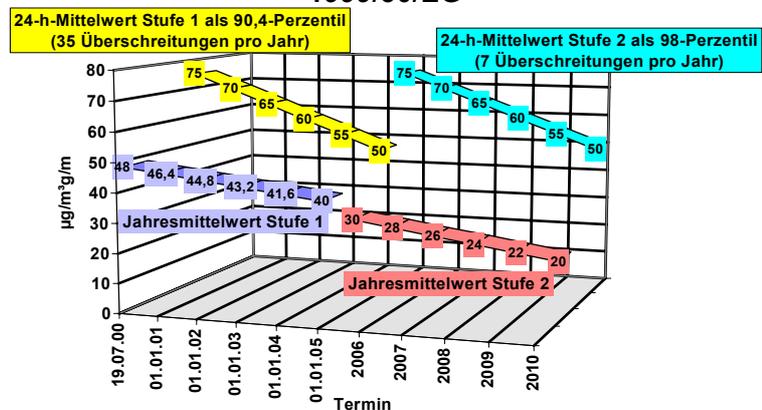


Tabelle 1: Immissionsgrenzwerte der EU für Luftschadstoffe (RLn 1999/30EG und 2000/69/EG³)

	Grenzwerte		Gültig ab
SO ₂	350 µg/m ³ im 1-h-Mittel*	125 µg/m ³ im Tagesmittel*	2005
NO ₂	40 µg/m ³ im Jahresmittel	200 µg/m ³ im Stundenmittel**	2010
Feinstaub (PM ₁₀)	40 µg/m ³ im Jahresmittel	50 µg/m ³ im Tagesmittel***	2005
	20 µg/m ³ im Jahresmittel		2010****
Blei	0,5 µg/m ³ im Jahresmittel	-	2005
CO	10 mg/m ³ im 8 h-Mittel	-	2005
Benzol	5 µg/m ³ im Jahresmittel	-	2010

* darf 24-mal im Jahr überschritten werden

** darf 18-mal im Jahr überschritten werden

*** darf 35-mal im Jahr überschritten werden

**** max. Überschreitungshäufigkeit für das Tagesmittel von 8 mal pro Jahr

² Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22.04.1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft ABl. L 163/41 v. 29.06.1999

³ Richtlinie 2000/69/EG des Rates vom 16.11.2000 über Grenzwerte für Benzol und Kohlenmonoxid in der Luft

Für SO₂ und NO_x (angegeben als NO₂) sind noch Grenzwerte für Ökosysteme festgelegt. Diese betragen:

SO₂: 20 µg/m³ für den Winter (11. Okt. bis 31. März) und das Kalenderjahr

NO_x: 30 µg/m³ für das Kalenderjahr

Feinstaubmessungen in Bayern⁴

Von Januar 1999 bis Februar 2000 wurden an insgesamt 31 Punkten in Bayern PM₁₀- und PM_{2,5}-Messungen vorgenommen. (Seit Februar wird an allen Messstationen des Lufthygienischen Landesüberwachungssystems Bayern PM₁₀-Feinstaub gemessen.) Die Messpunktauswahl beim orientierenden Vorläufermessprogramm erfolgte außer bei zwei verkehrsbezogenen Punkten überwiegend so, dass die Proben nicht in unmittelbarer Emittentennähe genommen wurden. Industriebezogene Messstellen charakterisieren überwiegend Wohn- und Freilandbereiche, welche unter Umständen von Anlagen beeinflusst sein können. Die ausgewählten Punkte sind in der Kartenskizze (Abb. 3) eingetragen und umfassen folgende Bereiche: Hintergrund, Wohn- und Erholungsgebiete, Land- und Forstwirtschaft (11), Energie, Abfall, Chemische Industrie, Holzindustrie: (8), Metall und Mineralien erzeugende und verarbeitende Industrie (10), Verkehr (2).

Abb. 3: Feinstaub-Messpunkte 1999/2000



Die gesammelten Staubproben wurden auf folgende Inhaltsstoffe analysiert:

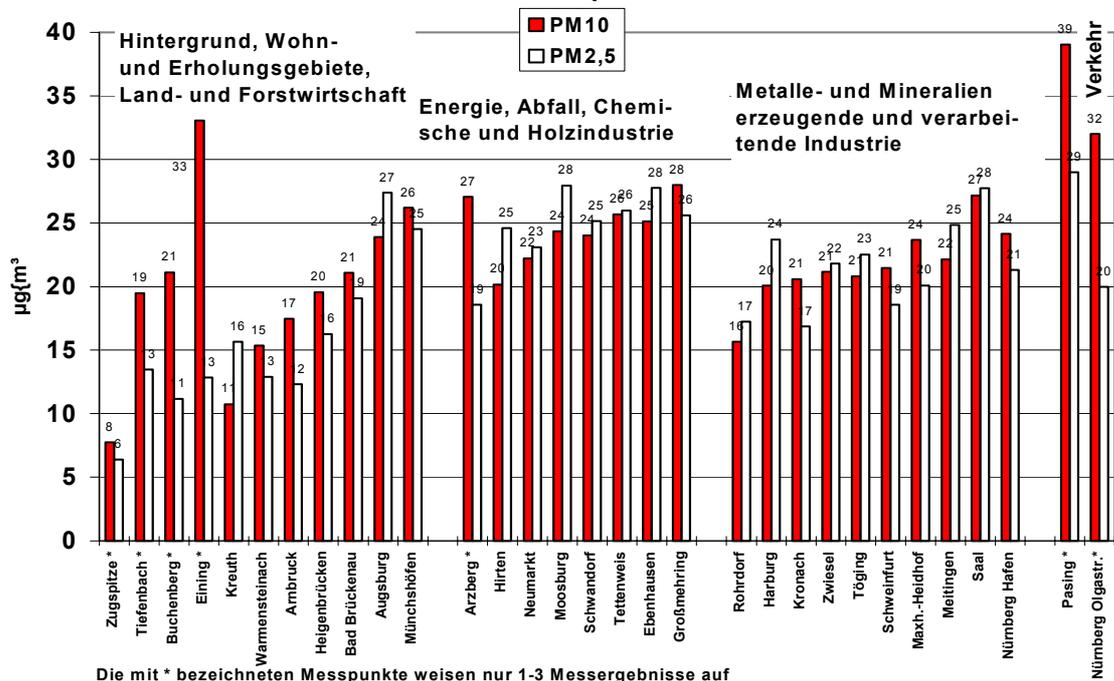
- Ruß (elementarer Kohlenstoff -EC)
- Lösliche Ionen: Chlorid (Cl⁻), Nitrit (NO₂⁻), Nitrat (NO₃⁻), Ammonium (NH₄⁺), Phosphat (PO₄³⁻), Sulfat (SO₄²⁻), Natrium (Na⁺), Kalium (K⁺), Magnesium (Mg²⁺), Calcium (Ca²⁺)
- Metalle: Aluminium (Al), Chrom (Cr), Mangan (Mn), Eisen (Fe), Nickel (Ni), Kupfer (Cu), Zink (Zn), Blei (Pb).

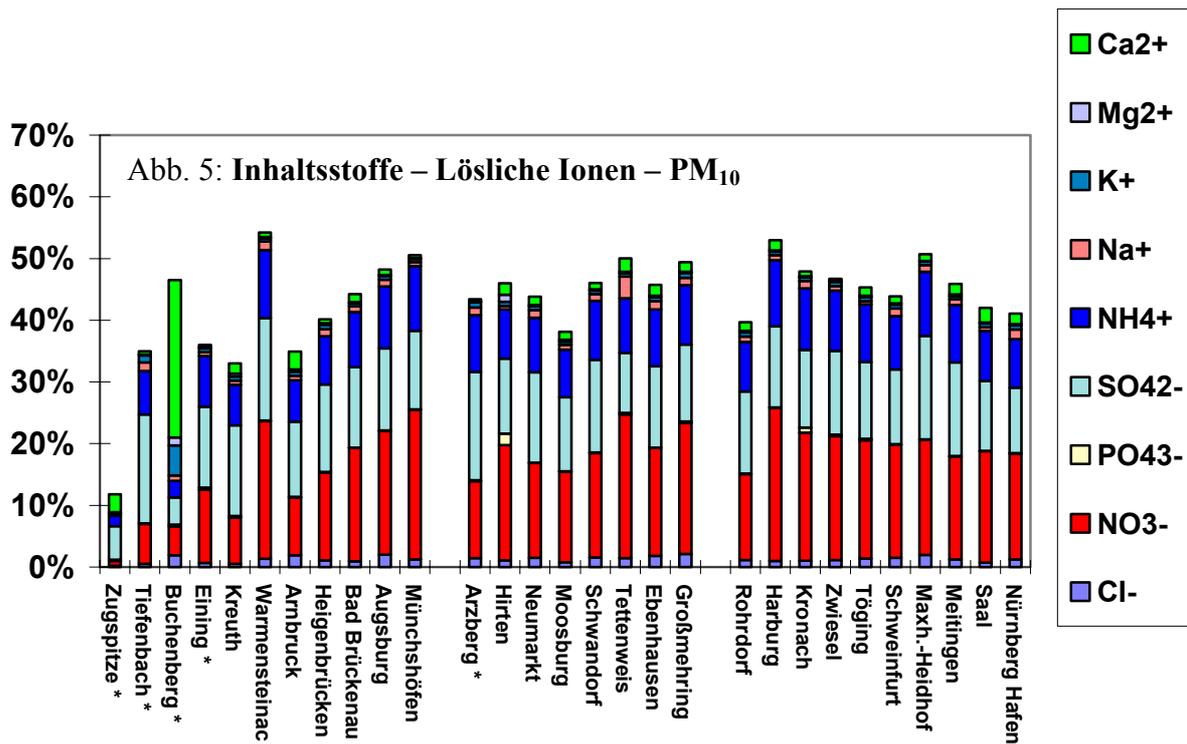
Die Ergebnisse der mittleren PM₁₀- und PM_{2,5}-Konzentrationen sind in Abb. 4 dargestellt. Dabei fällt auf, dass zwischen PM₁₀ und PM_{2,5} kein wesentlicher Unterschied gefunden wurde (je 16 bis 19 Stichproben /Jahr). Die Tatsache, dass an manchen Stellen die PM_{2,5}-Konzentrationen über den PM₁₀-Werten liegen, ist dadurch begründet, dass die Proben aus technischen und organisatorischen Gründen nicht gleichzeitig, sondern jeweils in 3-wöchigem Abstand gezogen werden konnten. An keinem Messpunkt wurde eine Überschreitung des EU-Grenzwerts von 40 µg/m³ festgestellt; jedoch lässt sich aus der Häufigkeit des Auftretens von Tagesmittelwerten > 50 (und 75) µg/m³ ableiten, dass Überschreitungen des EU-24-h-Grenzwertes nicht ganz ausgeschlossen werden können.

⁴ Bayerisches Landesamt für Umweltschutz „Stand der Immissionssituation bei Feinpartikeln“ Augsburg, Nov. 2000

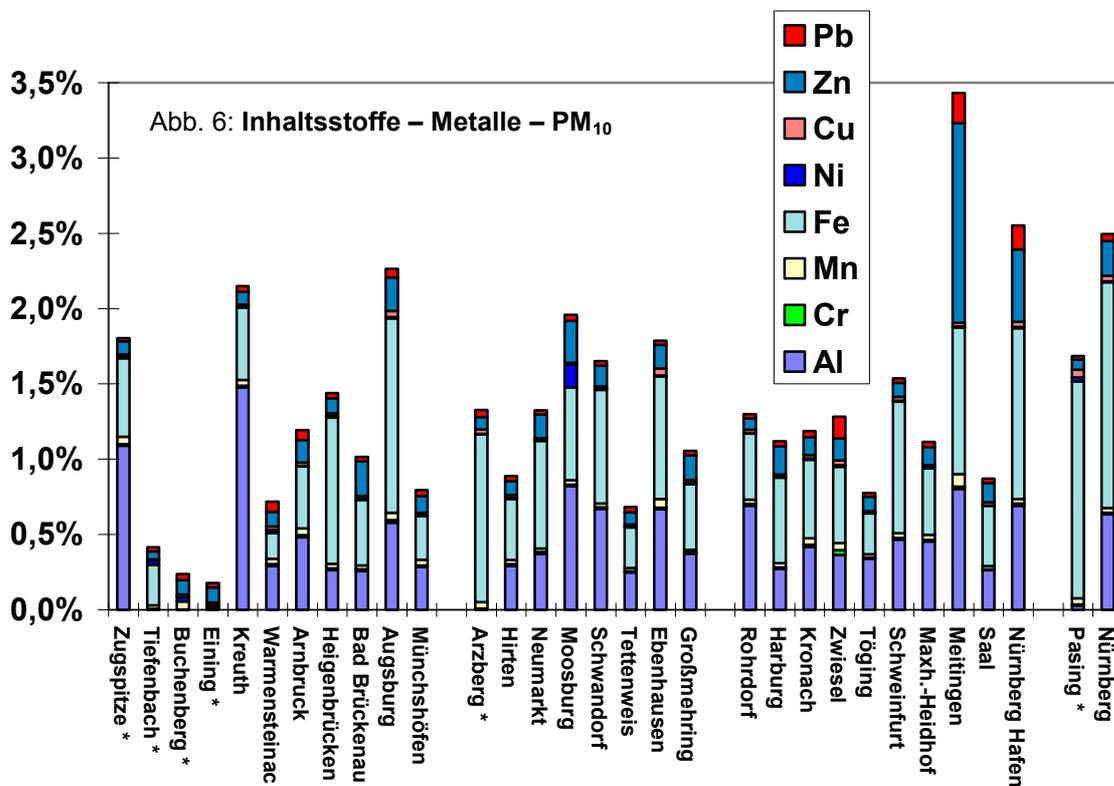
Die Anteile an den ermittelten löslichen Ionen in PM₁₀ sind in Abb. 5 und die Metallgehalte in Abb. 6 dargestellt. Die löslichen Ionen werden überwiegend von Nitrat, Sulfat und Ammonium dominiert, also Folgeprodukten der gasförmigen Vorläuferstoffe NO_x, SO₂ (und anderer S-Verbindungen) und NH₃. An der bayerischen Ostgrenze überwiegen die Sulfatgehalte meist die Nitratgehalte, was auf grenzüberschreitende Immissionen deutet. Im bayerischen Kernland ist es umgekehrt: hier überwiegen die Nitratanteile. In PM_{2,5} sind die mittleren Gehalte dieser sog. Sekundärpartikel etwa 10 % höher als in PM₁₀. PM₁₀ weist gegenüber PM_{2,5} die höheren Metallanteile auf (1 bis ca. 2 % gegenüber 0,5 bis 1 %), was darauf hinweist, dass sich diese Spezies bevorzugt im größeren, mechanisch produzierten Staubanteil findet. Dagegen tendiert der Rußgehalt der PM_{2,5}-Proben mit ca 10-15 % zu etwas höheren Werten als derjenige der PM₁₀-Proben (ca. 10 %, Abb. 7). Die Anteile organischer Komponenten wurden bei dem o.g. Messprogramm in Bayern nicht bestimmt, jedoch liegen sie nach anderen Untersuchungen aus München und anderen Bundesländern umgebungsabhängig zwischen etwa 5 -10 % (Städte) und 15 % (Land).

Abb. 4: PM₁₀- und PM_{2,5}-Jahresmittel aus PTFE- und Zellulosenitrat-Filterproben



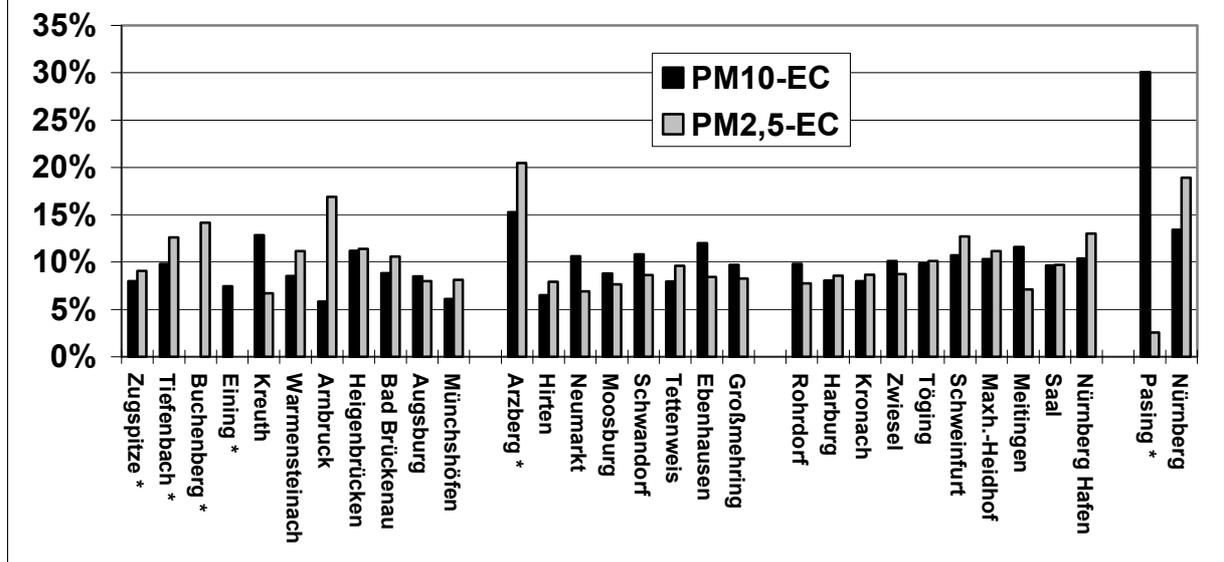


Bei den mit * bezeichneten Messpunkten liegen nur 1-3 Einzelmessergebnisse vor



Bei den mit * bezeichneten Messpunkten liegen nur 1-3 Einzelmessergebnisse vor

Abb. 7: Inhaltsstoffe: Mittlere EG-Gehalte in PM₁₀ und PM_{2,5} (auf CN- und PTFE-Filterwerte bezogen)



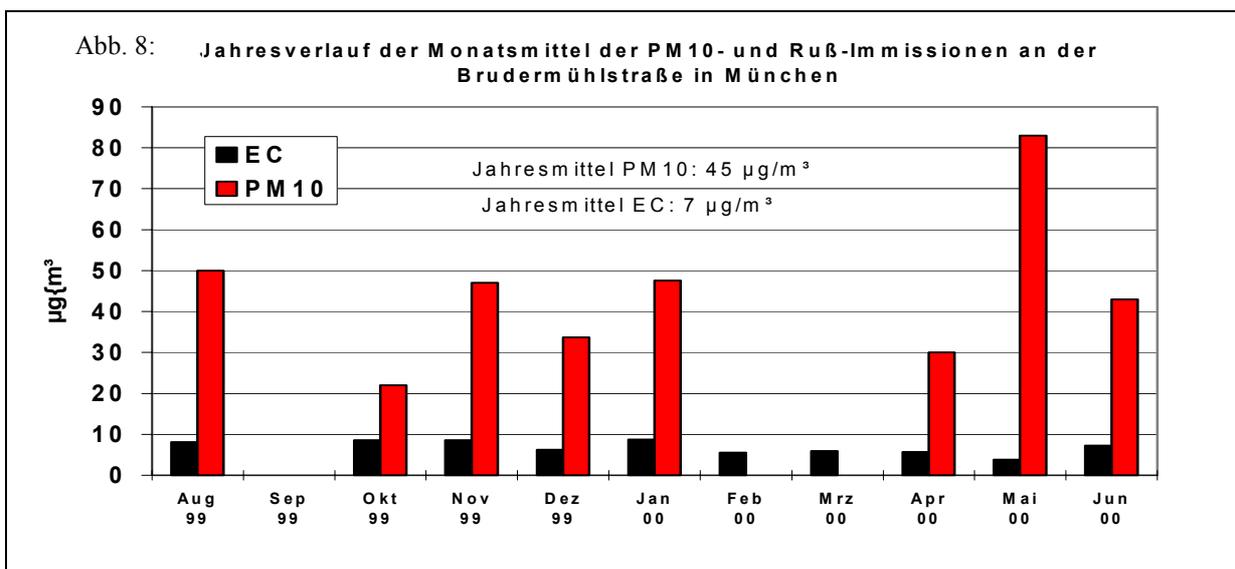
Bei den mit * bezeichneten Messpunkten liegen nur 1-3 Einzelmessergebnisse vor

Messdaten aus verkehrsnahen Bereichen

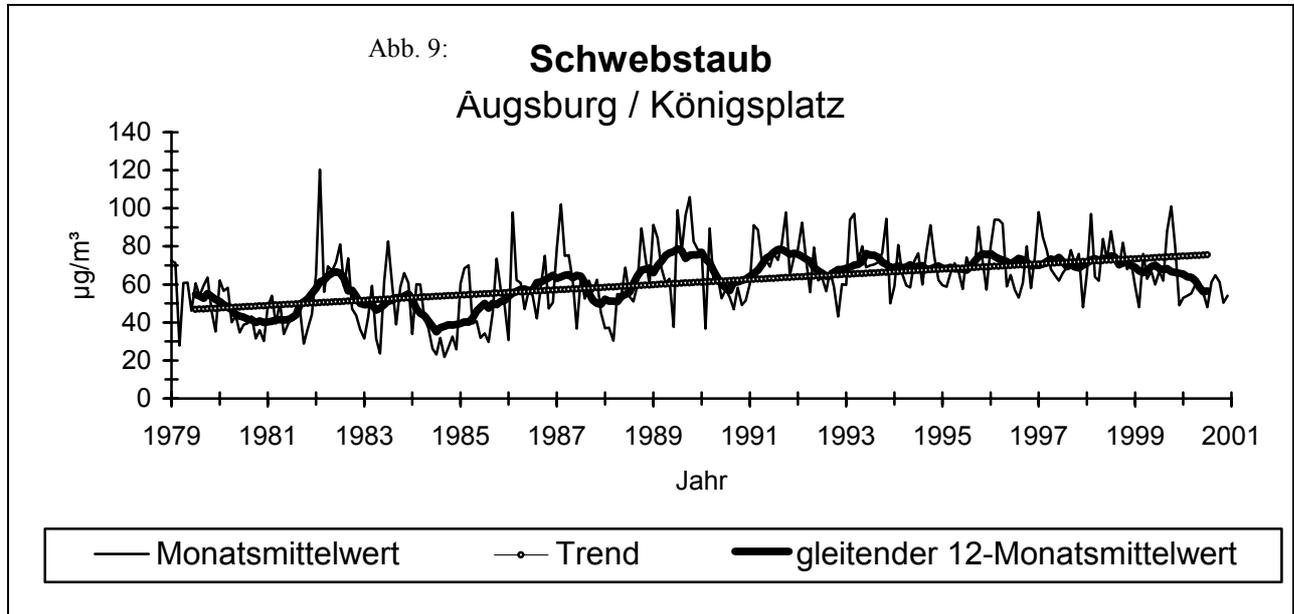
Aus Messdaten die über halb- und ganzjährige Staub-Probenahme an stark befahrenen Innenstadtsstraßen gewonnen wurden, lässt sich folgendes ableiten:

Der Rußgehalt der PM₁₀-Proben an Verkehrsstraßen ist höher als derjenige von Hintergrund-Messstellen (10 – 30 %, gegenüber 10-15 %, vgl. Abb. 7 und 8).

Abb. 8: Jahresverlauf der Monatsmittel der PM₁₀- und Ruß-Immissionen an der Brudermühlstraße in München



Das PM₁₀-Schwebstaubverhältnis beträgt an Straßen im Mittel etwa 0,8. Bei Straßen mit Schwebstaub-Jahresmittelwerten über 48 µg/m³ bedeutet dies, dass dort der EU-Grenzwert für das Jahresmittel wahrscheinlich überschritten ist. Dass an vielen Innenstadtstraßen in den letzten Jahren bei etwa gleichbleibendem Verkehrsaufkommen keine Immissionsminderung aufgetreten ist, zeigt beispielhaft Abb. 9.



Verknüpft man das Schwebstaub/PM₁₀-Verhältnis von 0,8 mit dem mittleren Rußgehalt von straßennahen Schwebstaubproben von 15 %, so lässt sich ableiten werden, dass bei Überschreitungen von 8 µg/m³ Ruß auch der Immissionsgrenzwert für PM₁₀ von 40 µg/m³ überschritten ist.

Minderungspotentiale (Anregung zur Plenumsdiskussion)

Möglichkeiten zur großräumigen Minderung der Feinstaubimmissionen bestehen grundsätzlich in der generellen Reduzierung der anthropogenen Anteile, d.h. insbesondere der gasförmigen Vorläuferstoffe NO_x, SO₂, NH₃ sowie von Ruß und höhermolekularer organischer Verbindungen (v.a. Alkylaromaten). NO_x und SO₂ stammen überwiegend aus Feuerungsanlagen, NO_x zudem zusammen mit Ruß und organischen Verbindungen aus dem motorisierten Verkehr. NH₃ wird vorwiegend im landwirtschaftlichen Bereich (Viehzucht) freigesetzt. Aus den mittleren Konzentrationen dieser Bestandteile im Staub ergeben sich auch die maximalen Reduzierungspotentiale. Sie können unter Ansatz machbarer Maßnahmen auf etwa 30 % geschätzt werden. Da SO₂ und Sulfate überwiegend aus grenzüberschreitendem Ferntransport stammen, liegt das Schwergewicht für den bayerischen (und deutschen) Raum eher auf NO_x, Ruß und organischen Komponenten, was nicht zuletzt, auch der Ozonminderungsstrategie zugute kommt.

In Innenstädten können lokale Feinstaub-Minderungen durch bevorzugten Einsatz schadstoffarmer Kfz, aber auch durch Reduzierung des motorisierten Individualverkehrs über regulative oder planerische Maßnahmen erreicht werden (Tab. 2 und 3)

Tabelle 2: **Beispiele für verkehrliche Maßnahmen**

	Wirksamkeit	Probleme
Fahrverbote für bestimmte Kfz-Klassen	hoch, entspr. Minderung/ Substitution	Ausnahmeregelungen, Kontrolle
Zeitlich begrenzte Fahrverbote	hoch, entspr. Minderung des Kfz-Verkehrsaufkommens	Ausnahmeregelungen, Kontrolle
Geschwindigkeitsbeschränkungen	mittel bei NOx und Staub, bes. wenn auch Minderung des Kfz- Aufkommens eintritt	Kontrolle notwendig; Maßnah- me bes. bei „rechts vor links“ teilw. kontraproduktiv
Vergleichmäßigung des Ver- kehrsflusses (Grüne Welle)	nur bei niedrigen Geschwindig- keiten (≤ 50 km/h)	Erhöhung des Kfz-Aufkommens möglich
Pförtnerampeln	begrenzt, nur für Stauemissio- nen	Verlagerung der Emissionen
Parkraumbewirtschaftung	hoch, bei Minderung des Kfz- Aufkommens	Kontrolle
Innenstadtmaut	hoch, bei entspr. Preisgestaltung (\geq ÖPNV)	Gesetzesänderung, Investitionen für Sperr-, Kontrolleinrichtun- gen

Tabelle 3: **Beispiele für verkehrliche Maßnahmen**

	Wirksamkeit	Probleme
Ausbau und Bevorzugung des ÖPNV, gesonderte Bus- und Tramtrassen	mittel, entspr. Verdrängung des MIV	bis zur Gewöhnung: Staus und höhere Emissionen möglich
Ausbau von Fahrrad- / Fußgän- ger-Verkehrswegen	begrenzt	nur wirksam i.V. mit anderen Maßnahmen, z.B. Parkraumbe- schränkung, ÖPNV-Förderung
Güterverteilzentren, Citylogistik	mittel bei Verminderung des Lkw-Aufkommens	hohe Akzeptanz erforderlich
Umgehungsstraßen	mittel bis hoch: nur bei Ver- kehrsberuhigung	hohe Kosten, häufig bald wieder Randbebauung
Autofreies Wohnen	hoch	Akzeptanz durch Anwohner erforderlich

Versuch einer Ursachenanalyse und Quellzuordnung der Feinstaub (PM₁₀) – Belastung in Berlin

**Martin Lutz (Peter Lenschow, Markus Pesch),
Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Berlin**

1. Einleitung

Bei der Beurteilung der Luftqualität in Berlin nach den neuen EU-Tochterrichtlinien tritt neben der Überschreitung der Stickoxid Grenzwerte als Hauptproblemfeld eine relativ hohe Belastung an Feinstaub (PM₁₀) zu Tage. In 2000 hat in Vergleich zum Vorjahr die Konzentration an PM₁₀ zwar relativ deutlich abgenommen, was erstmals zur Einhaltung des Jahresgrenzwertes von 40 µg/m³ geführt hat. Trotzdem wird der 24h-Grenzwert von 50 µg/m³ an allen verkehrsnahen Messpunkten deutlich überschritten, an einer Messstelle sogar an bis zu 62 Tagen. In Abb. 1 ist das dem Grenzwert äquivalente Tagesmittel dargestellt, das die Schwelle von 50 µg/m³ an 35 Tagen im Jahr überschreitet (90.14 Perzentil).

Obwohl zu erwarten ist, dass die Berliner Emissionen von PM₁₀ in den nächsten Jahren weiter zurückgehen (s. Abb. 2) ist in 2005 noch mit einer Überschreitung dieses Grenzwertes in einigen hochbelasteten Straßenschluchten zu rechnen, wenn nicht zusätzliche Maßnahmen zur Minderung der Emissionen ergriffen werden und die regionale Hintergrundbelastung nur mäßig zurückgeht (zu Details s. SenStadt, 2001).

Als Grundlage für die Entwicklung von Maßnahmenkonzepten muss deshalb der Frage nachgegangen werden, was die Ursachen der PM₁₀-Belastung sind und in welcher Größenordnung welche Quellgruppen zur Belastung beitragen.

Im Folgenden werden beispielhaft einige methodische Ansätze vorgestellt, mit denen versucht wurde, der Frage nach den Ursachen hoher Feinstaubwerte näher zukommen. Darauf aufbauend werden im dritten Teil Ergebnisse des Versuchs einer für Berlin möglichst vollständigen Quellzuordnung vorgestellt. Einzelheiten dieser Auswertung sind in Lenschow, et. al., 2001 veröffentlicht.

2. Beispielhafte methodische Ansätze einer Ursachenanalyse von PM₁₀

2.1 Auswahl räumlicher Kategorien der PM₁₀ – Belastung („Scaling“)

Wenn man in Abbildung 1 die PM₁₀-Werte an den verschiedenen Messpunkten vergleicht, fällt auf, dass trotz der dominierenden Rolle des Verkehrs die Unterschiede zwischen den PM₁₀-Werten in den Wohngebieten der Innenstadt und der Belastung an Hauptverkehrsstraßen relativ geringer ausfällt, als bei anderen verkehrsrelevanten Schadstoffen, wie NO_x oder Benzol. Gleiches gilt für den Gradienten zwischen Stadtrand und innerstädtischem Wohngebiet. Angesichts der beträchtlichen Aufenthaltsdauer von Feinstaubpartikeln in der Luft ist zu erwarten, dass erhöhte Feinstaubkonzentrationen sich nicht auf quellennahe Standorte beschränken. Während Belastungsspitzen naturgemäß in Verkehrsnähe auftreten, vermischen sich die flächenhaften Emissionen aus dem Verkehr und aus weiteren Quellen zu einer relativ gleichmäßigen urbanen Hintergrundbelastung.

Vergleiche der PM₁₀ – Verläufe an mehreren abgelegenen Messpunkten im weiteren Umland von Berlin, sowie am Funkturm Frohnau in 320m Höhe (Bake et. al, 1997), zeigen einen bemerkenswert gleichförmigen Verlauf. Dies deutet darauf hin, dass auch die PM₁₀-Konzentration im ländlichen Hintergrund im zeitlichen Mittel eine relativ gleichmäßige Ver-

teilung aufweist. Bedingt durch die einfache räumliche Struktur des Großraumes Berlin, mit der dichtbesiedelten Stadt umgeben von einem noch relativ dünn besiedelten Umland, könnte die räumliche Verteilung der PM-Belastung dem in Abb. 3 stilisierten Bild relativ nahe kommen.

Ein erster Schritt Richtung Ursachenanalyse kann also darin bestehen, den lokalen PM-Anteil aus dem Verkehr oder von Punktquellen von der, durch Überlagerung sämtlicher städtischer Quellen entstehenden städtische Hintergrundbelastung und dem, was als regionale Zusatzbelastung von außerhalb der Stadt hinzukommt, zu separieren. Dazu wurde für die hier vorgestellten Auswertungen unter den verfügbaren PM₁₀-Messstellen die folgende, für die drei räumlichen Kategorien repräsentative Auswahl getroffen:

- regionaler Hintergrund:
UBA Messstellen Waldhof und Neuglobsow mit Messungen von PM₁₀ und Inhaltstoffen; Messstelle Buch des LUA Brandenburg
Messstelle 77 des Berliner Luftgüte-Messnetzes (BLUME) in Berlin-Buch am nordöstlichen Stadtrand, mit PM₁₀-FH-IR Geräten und Messgeräten für gasförmige Schadstoffe
- urbaner Hintergrund
BLUME-Messstelle 42, Nansenstrasse, im innerstädtischen Wohngebiet Neukölln, mit halbwöchiger, zeitweise täglicher PM₁₀-Probenahme mit Kleinfiltergeräten und Analyse der Inhaltsstoffe, PM₁₀-FH-IR-Geräten und Geräten für gasförmige Komponenten
- lokale Verkehrsbelastung
BLUME-Messstelle 174, Frankfurter Allee, an einer belebten Hauptverkehrsstraße, Messungen wie in der Messstelle Nansenstraße

Die hier vorgenommene Kategorisierung wurde als Grundlage der in Kapitel 3 beschriebenen Quellzuordnung benutzt. Aus der Differenz der Messwerte zwischen den Kategorien „lokal“ und „urbaner Hintergrund“ konnte der Anteil des lokalen Verkehrs abgeleitet werden. Der Unterschied zwischen urbaner Hintergrundbelastung und regionalem Hintergrund reflektiert den integralen Beitrag aller Quellen in der Stadt.

2.2. Betrachtung der PM-10 Messwerte nach Windrichtung und geographischer Herkunft

Ein Beispiel einer windrichtungsabhängigen Darstellung zeigt Abbildung 4. Die Windrosen, berechnet aus den Gesamtstaubwerten eines Jahres, zeigen eine Asymmetrie zu deutlich höheren Konzentrationen bei Südostwind, die fast unabhängig vom Standort der Messstelle auftritt. Die Vermutung, dass sich eine starke PM-Quelle außerhalb der Stadt befindet, wurde erst kürzlich während einer Episode im Januar 2001 bestätigt. Abbildung 5 zeigt die Verläufe der Windrichtung, von PM₁₀ im urbanen Hintergrund und an der Hauptverkehrsstraße, sowie die Differenz aus beiden, also den Beitrag des lokalen Verkehrs. Während bei Drehung von West- auf Südostwind der lokale Beitrag des Verkehrs nahezu konstant bleibt, steigt die Belastung im urbanen Hintergrund auf 150 µg/m³ an. Gleichzeitig treten um den 20. Januar herum hohe Werte zwischen 80 und 140 µg/m³ an nahezu allen Stationen in Brandenburg auf. Anhand zeitlicher Verläufe von Rückwärtstrajektorien kann der Schluss gezogen werden, dass die Hauptursache der hohen Belastung nicht auf einer einzelnen Quelle im Berliner Umland beruht, sondern vermutlich weiter südlich in Sachsen und Tschechien zu suchen ist. Berechnungen der räumlichen Verteilung der Dichte von Rückwärtstrajektorien an Tagen mit erhöhter

Belastungen verstärken den Eindruck, dass Südpolen und Tschechien für den Berliner Raum als Ausgangsgebiet für eine erhöhte PM-Grundbelastung betrachtet werden kann.

2.3. Gleichzeitige Betrachtung der Verläufe von PM₁₀ und anderer Komponenten

Einen Vergleich der langjährigen Staub- und Schwefeldioxidwerte zeigt Abb. 6. Der noch vor 10 Jahren vorhandene Gleichlauf beider Reihen ist inzwischen völlig verloren gegangen. Das nunmehr fehlende Wintermaximum bei Staub weist auf eine veränderte Emittentenstruktur hin, mit schwindenden Beiträgen aus dem im Winter stärker emittierenden Heizungssektor.

Ein Beispiel eines engen funktionalen Zusammenhangs zwischen PM₁₀ und NO_x an einer Verkehrsmessstelle zeigt Abb. 7. Unabhängig vom Wochentag lässt sich der PM₁₀-Verlauf relativ gut über eine lineare Gleichung mit NO_x als unabhängiger Variablen modellieren. NO_x ist offensichtlich besonders gut geeignet, weil es – wie PM₁₀ – mit NO sowohl den lokalen Beitrag des Verkehrs berücksichtigt, also auch mit NO₂ den Effekt weiter entfernter Quellen im städtischen Hintergrund abbildet. Demnach ergibt sich eine Relation von 17 µg/m³ PM₁₀ zu 100 µg/m³ NO_x, wenn man einen Offset von 19 µg/m³ berücksichtigt, der aus Quellen stammt, die nicht den Tages-Wochengang des NO_x haben. Dieser Offset korrespondiert zahlenmäßig gut mit der im regionalen Hintergrund gemessenen Konzentration.

2.4. Einbezug von Staubinhaltsstoffen, wie z.B. Ruß

Ruß ist ein guter Indikator für Verbrennungsprozesse, insbesondere aus Dieselmotoren und Hausbrand. Hinweise auf den unterschiedlichen Beitrag von LKW-Emissionen erhält man aus einem Vergleich der mittleren Wochengänge von CO, NO_x und Ruß (Abbildung 8). Skaliert man alle Kurven auf ein gleiches Niveau während des Sonntags mit nahezu keinen LKW-Verkehr, kann der Beitrag dieser Fahrzeugklasse während der Werkstage anhand der Abweichung der NO_x und Rußkurven vom CO-Verlauf beurteilt werden.

Erstaunlicherweise lässt sich auch die PM₁₀-Konzentration mit Ruß gut modellieren, indem man das alte englische Modell "PM = Faktor * Schwärzung" aufnimmt, den Ruß aber vorher um eine an das Stickoxid gebundene Komponente vermindert. Der zur bestmöglichen Anpassung notwendige Ruß/NO_x-Quotient beträgt am Stadtrand 0,03. Die Abnahme gegenüber dem Quotienten an der Frankfurter Allee (0,04) kann einerseits damit erklärt werden, dass auf dem im Mittel ca. 30 km langen Transportweg über die Stadt Ruß ausfällt, während das NO_x erhalten bleibt. Es kann aber auch angenommen werden, dass die Relation der Frankfurter Allee erhalten bleibt. Die mittlere Differenz von 5 µg/m³ (20%) zwischen Messung und Modell kann dann als "Stadteinfluss" auf diese Station interpretiert werden. Es bleibt ein Rest von etwa 5 µg/m³, der nicht mit dem Ruß korreliert.

Harrison et. al. (DETR, 1999) schlagen vor, das alte englische Modell einer Berechnung des Schwebstaubes mit Hilfe von Messwerten von Black Smoke als Leitsubstanz für Verbrennungsabgase um Sulfat als Leitsubstanz für Sekundärstoffe und Chlorid als Leitsubstanz für Meereseinflüsse zu ergänzen. Das hier vorgestellte Modell könnte mindestens für Ballungsgebiete eine Alternative sein, insbesondere deshalb, weil es die Sekundärschadstoffe mit dem Ruß in die Kategorie Verbrennung einbezieht, weil mit Hilfe des NO_x die überproportional hohe Rußemission des Kfz-Verkehrs berücksichtigt wird und weil damit auch der Einfluss des Kfz-Verkehrs abgeschätzt werden kann. Das Modell benötigt nur die automatisch gut messbaren Substanzen PM₁₀, Ruß (Aethalometer, FH-Rußzahl) und NO_x.

3. Ein erster Versuch einer Quellzuordnung der PM₁₀-Belastung in Berlin

Abbildung 9 zeigt schematisch Übergang von den, die Verschmutzung verursachenden Verursachersektoren, über die durch sie ausgestoßenen Schadstoffe und ihre Ausbreitung, bis hin zur Immission. Das Ziel der hier versuchten Quellzuordnung besteht in der Quantifizierung der durch jeden Sektor hervorgerufenen Immission.

Die dabei vorgenommene Unterscheidung zwischen überregionaler, urbaner oder lokaler Herkunft ist nicht nur ein methodisches Mittel zum Zweck der Quellzuordnung. Die Abgrenzung urbaner und lokaler Verursacher von nicht beeinflussbaren Quellen außerhalb eines urbanen Ballungsraumes (oder einer bestimmten Region bzw. eines Landes) dient außerdem dazu, den eigenen Handlungsspielraum für Maßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität abzuschätzen.

Im Idealfall würde man für die Ableitung einer quantitativen Beziehung zwischen Quellen und Immission Ausbreitungsmodelle zur Hilfe nehmen. Dies ist zur Zeit noch nicht möglich, da geeignete Modelle und die dazu notwendigen Daten erst in Entwicklung sind.

In Ermangelung von Modellrechnungen wurde eine vorläufige Quellzuordnung vorgenommen, in dem eine Reihe von vereinfachenden Annahmen zur Verknüpfung der verursacherspezifischen Emissionsangaben mit den verschiedenen gemessenen Konzentrationen der Staubinhaltsstoffe getroffen wurden, die im Folgenden aufgeführt sind.

- Es wurde geschätzt dass insgesamt etwa 6 µg/m³ PM₁₀ aus primären und sekundären Quellen natürlichen Ursprungs (z.B. Pollen, durch den Wind aufgewirbelte Erdkruste, Vulkane) stammt.
- Die prozentualen Anteile der Sektoren an den Emissionen für Deutschland (Quelle: Umweltbundesamt) wurde dazu benutzt, um den prozentualen Beitrag der Sektoren an der regionalen PM₁₀-Hintergrundbelastung abzuschätzen. Für den urbanen PM₁₀-Hintergrund wurden die Berliner Emissionsdaten verwendet (siehe Tabelle 1).
- Die relativen Anteile der Sektoren an den Emissionen der für die Sekundärstaubbildung relevanten gasförmigen Stoffe wurden für die sektorspezifische Aufteilung der gemessenen Sekundärstaubbeiträge zum urbanen Hintergrund (Berliner Emissionen) und zum regionalen Hintergrund (Deutschlandweite Emissionen) verwendet.
- Um den Einfluss der Emissionshöhe auf die Immission zu berücksichtigen, werden genehmigungsbedürftige Anlagen im Stadtgebiet mit einem geringeren Beitrag von 20% der entsprechenden Emissionen in Tabelle 1 gewichtet. Der Faktor wurde aus Ausbreitungsrechnungen abgeleitet. Für den regionalen Hintergrund fand keine Wichtung statt.
- Die primären PM₁₀-Emissionen werden mit den Inhaltsstoffkategorien EC, OM und Rest assoziiert.
- Für die Quantifizierung des Verkehrsbeitrags wurden die vom UBA veröffentlichten fahrzeugspezifischen Emissionsangaben verwendet. Demnach fallen 40% der Auspuffemissionen von LKW und 60% der Emissionen von Diesel-PKW und leichten LKW als EC an, der Rest ist OM. Unter Einbezug des Anteils dieser Fahrzeuge am Verkehr ergibt sich für die Motoremissionen ein Gesamtanteil am EC von 50%.
- Obwohl benzingetriebene Fahrzeuge laut UBA-Handbuch zu den primären PM Emissionen nichts beitragen, wurde über die VOC-Emissionen ein gewisser (5%) Beitrag an der primären OM-Emission unterstellt.
- Zur sektorspezifischen Zuordnung des lokalen PM₁₀ Beitrages wurde (nach Untersuchungen von Rauterberg-Wulf, 1998 und 2000) angenommen, dass der kohlenstoffhaltige Anteil (55%) zu vier Fünftel den Emissionen aus dem Auspuff und ein Fünftel aus Reifenabrieb besteht. Der Rest (45%) wurde der Kategorie „aufgewirbelter Straßenstaub“ zugeordnet.

- Bei Zuordnung der Staubaufwirbelung aus dem Verkehr wurde der Tatsache Rechnung getragen, dass 70% des aufgewirbelten Materials an der Straße aus relativ groben Partikel zwischen 10 und 2.5 µm Größe besteht, die überwiegend in einem Bereich von wenigen Kilometern wieder deponiert werden. Der Beitrag der Aufwirbelung in Straßen wird deshalb für urbanen Hintergrund stärker gewichtet (50% derselben Emissionskategorie) als für den regionalen Hintergrund (20%).

Die vollständigen Ergebnisse der Quellzuordnung sind in Tabelle 2 wiedergegeben. Sie beruhen ausschließlich auf Jahresmittelwerten der PM-Konzentration bzw. seiner Komponenten. Hier einige der wichtigsten Erkenntnisse in graphischer Form:

- Abbildung 10 zeigt die nach räumlichen Kategorien vorgenommene Aufteilung der PM₁₀-Belastung an einer Verkehrsmessstelle zwischen regionalem und urbanem Hintergrund, sowie dem lokalen Verkehrsbeitrag. Mehr als ein Drittel ist auf externe Einflüsse zurückzuführen, die sich der Kontrolle lokaler Minderungsstrategien entziehen.
- Zum Vergleich zeigt Abbildung 11 die Aufteilung der PM₁₀-Konzentration in Inhaltstoffkategorien. Ein Teil des Sekundärstaub stammt demnach aus dem urbanen Hintergrund. Aufgrund verschiedener Autoren der Messwerte für den regionalen und urbanen Hintergrund sollte diese Aussage in Zukunft verifiziert werden.
- Abbildung 12 zeigt den Beitrag aller Quellsektoren zur PM₁₀-Belastung an einer verkehrsreichen Straße. Der Verkehr ist mit mehr als 50% der dominierende Sektor. Beschränkt man sich auf die beeinflussbaren Quellen innerhalb der Stadt, wächst der Anteil des Verkehrs sogar auf 70% (siehe Abbildung 13). Weitere, nicht vernachlässigbare Verursacher sind Bautätigkeit und Haushalte (Ofenheizung).

4. Zusammenfassung und Ausblick

Auf der Basis von Emissionsdaten, PM₁₀ und Inhaltstoffanalysen im regionalen und urbanen Hintergrund, sowie an einer Verkehrsmessstelle wurde ein erster Versuch einer Zuordnung der Quellsektoren zur gemessenen Feinstaubbelastung in Berlin vorgenommen. Als wesentliche Ergebnisse lassen sich festhalten,

- dass die Lösung von mehr als ein Drittel des PM₁₀-Problems großräumig (national und international) koordinierte Maßnahmen verlangt. Die Auswertung einer Episode hoher PM₁₀-Belastung verstärkt den Eindruck, dass Quellen und Rezeptoren von PM₁₀ - und in noch stärkerem Maße PM_{2.5} – über größere Entfernungen transportiert wird.
- dass bei den beeinflussbaren Verursachern innerhalb des Berliner Stadtgebietes der Verkehr die absolut dominierende Rolle spielt, und
- dass ein signifikanter Teil der Verkehrsemissionen nicht aus dem Auspuff stammt, sondern als Reifenabrieb und aufgewirbeltes Material von der Anzahl der fahrenden Kraftfahrzeuge abhängt.

Die bisher getroffenen Aussagen sollten auf der Grundlage

- (i) zeitlich verdichteter und räumlich konsistenterer Messdaten
- (ii) von groß- und kleinräumigen Ausbreitungsrechnungen verifiziert werden.

Zu (i) ist ein Messprojekt geplant, in dem ein Jahr lang Tagesproben von PM₁₀ an

- zwei Messstellen am Stadtrand, repräsentativ für den Beitrag von außerhalb
- einer Messstelle im urbanen Hintergrund
- und an einer Verkehrsmessstelle

gesammelt werden. Davon werden die wichtigsten Inhaltsstoffe (EC, OM, Ionen, Fe und Rest) bestimmt. Zusammen mit den etwa zweimal pro Woche routinemäßig durchgeführten Inhaltsstoffanalysen von PM_{2,5} und PM_{1,0} und zusammen mit weiteren PM₁₀-Messwerten aus dem regionalen Hintergrund in Brandenburg soll ein Datensatz erzeugt werden, mit dem der hier gemachte Versuch einer Quellzuordnung wiederholt werden soll. Der Datensatz dient außerdem als Grundlage für die Validierung von Modellen.

Literatur:

Bake, D., O. Hehl, K. Hoffmann, D. Ullrich, D. Wintermeyer: Untersuchung der Schadstoffbelastung einer stadtnahen atmosphärischen Grenzschicht – Analyse der Herkunft, chemischer Zusammensetzung und vertikaler Verteilung der Schwebstaub- und Kohlenwasserstoff-Immissionen am Fernmeldeturm Berlin-Frohnau. Abschlussbericht B 2009 UF, im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin, November 1997.

DETR (1999): Airborne Particles Expert Group, "Source Apportionment of Airborne Particulate Matter in the United Kingdom" Prepared on behalf of the Dept. of Environment, Transport and Regions, January 1999, ISBN 0-7058-1771-7

Lenschow, P, H.-J- Abraham, K. Kutzner, M. Lutz, J.D. Preuß, W. Reichenbacher, 2001, Some ideas about the sources of PM₁₀, *Atmospheric Environment* 35/1001, pp23-33

Rauterberg-Wulff, A., 1998. Beitrag des Reifen- und Bremsenabriebs zur Rußimmission an Strassen. VDI-Fortschr.-Ber. Reihe 15, Nr.202, VDI-Verlag Düsseldorf.

Rauterberg-Wulff, A., 2000. Untersuchung über die Bedeutung der Staubaufwirbelung für die PM₁₀-Immission an einer Hauptverkehrsstrasse. Technische Universität, Abschlussbericht für die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin

SenStadt, 2001: Die Luftqualität in Berlin im Jahr 2000. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Berlin.

Tabelle 1

	Partikel PM ₁₀				Schwefeldioxid				Stickoxide				VOC				Ammoniak	
	Deutschland		Berlin		Deutschland		Berlin		Deutschland		Berlin		Deutschland		Berlin		Deutschland	
	kt	%	kt	%	kt	%	kt	%	kt	%	kt	%	kt	%	kt	%	kt	%
genehmigungsbedürftige Anlagen	95	38.8	1.9	20.3	1119	86.6	7.9	71.3	564	31.7	7.5	24.8	140	8.2	2.2	3.8	8	1.3
Hausbrand	29	11.8	0.5	5.3	102	7.9	2.5	22.6	103	5.8	3.0	9.9			1.0	1.7		
Haushalte													56	3.3	10.0	17.2		
Kleingewerbe	5	2.0	0.1	1.5	37	2.9	0.0	0.4	38	2.1	1.0	3.3	5	0.3	10.0	17.2		
KFZ-verkehr	43	17.6	2.4	25.6	30	2.3	0.5	4.5	856	48.1	17.0	56.3	409	24.0	28.0	48.3		
Aufwirbelung durch den Verkehr	43	17.6	2.4	25.6														
Übriger Verkehr	20	8.2	0.2	2.6	5	0.4	0.1	1.3	220	12.4	1.7	5.6	53	3.1	2.8	4.8		
Lösemittelverbrauch													1000	58.7				
Viehzucht																	525	84.0
Düngemittelanwendung																	70	11.2
Übrige Quellen (Bautätigkeit etc)	11	4.5	1.8	19.2			0.0	0.0			0.0	0.0	42	2.5	4.0	6.9	22	3.5
Summe aller Quellen	245		9.4		1292		11.1		1780		30.2		1705		58.0		625	

Anmerkungen:

Alle Emissionen wurden extrapoliert aus Daten von 1995

Natürliche Emissionen sind ausgenommen

Lösemittelverbrauch in Berlin in Haushalte und Kleingewerbe inbegriffen

Quellen:

Berlin: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung

Deutschland: nach Umweltbundesamt Berlin und Protokoll eines Fachgespräches III 2.2 H 50231-18/11

Tabelle 2

(a)

Quellen	Lokaler Verkehr = [Verkehr]-[urbaner Hintergrund]							Quellen im Ballungsraum = [urbaner Hintergrund]-[regionaler HG]						Quellen außerhalb des Ballungsraumes = [regionaler Hintergrund]						Alle Quellen		
	OM	EC	SO ₄	NO ₃	NH ₄	Rest	Sum	OM	EC	SO ₄	NO ₃	NH ₄	Rest	Sum	OM	EC	SO ₄	NO ₃	NH ₄		Rest	Sum
genehmigungsbed. Anlagen								0.02	0.15	0.63	0.10		0.40	1.30	0.28	0.59	3.03	0.67	0.02	2.06	6.64	10.8
Hausbrand								0.16	0.24	1.24	0.25		0.41	2.30	0.17	0.18	0.28	0.12		0.39	1.14	2.4
Haushalte								0.31					0.31	0.06							0.06	0.4
Kleingewerbe								0.09	0.07	0.02	0.08		0.12	0.38	0.04	0.03	0.10	0.04		0.07	0.28	0.6
Verkehr (Motor, Reifen)	3.50	3.90		0.20			7.60	2.64	2.32	0.25	1.42	1.00		7.63	1.32	0.53	0.08	1.01			2.94	17.0
Aufwirbelung Verkehr						5.70	5.70	0.07	0.29				1.59	1.95	0.02	0.03				0.19	0.23	8.7
Verkehr (sonst)								0.26	0.23	0.07	0.14			0.71	0.34	0.25	0.01	0.26			0.86	1.4
Lösemittelgebrauch															0.20						0.20	0.2
Viehzucht																			1.60		1.60	1.6
Düngemittelverbrauch																			0.21		0.21	0.2
Übrige Quellen (Bautätigkeit etc.)								0.25			0.40	2.98	3.63	0.08				0.07	0.30	0.45	2.8	
Summe der antropogenen Q.	3.50	3.90	-0.40	0.20	-0.10	5.70	12.8	3.80	3.30	2.20	2.00	1.40	5.50	18.2	2.50	1.60	3.50	2.10	1.90	3.00	14.6	45.6
Natürl. Quellen						1.00	1.0	0.70					0.20	0.9	0.50	0.20	0.40	0.30	0.10	2.50	4.0	5.9
Summe aller Quellen																						51.5

alle Zahlen in µg m⁻³

Rest : überwiegend Metaloxide (Erde) und Wasser (Israel et al., 1992)

(b)

	Lokaler Verkehr		Quellen im Ballungsraum				Quellen außerhalb des Ballungsraumes				Alle	
Industrie						3.2				13.4		16.7
Haushalte						5.1				2.7		7.8
Verkehr			25.8			20.0				7.8		53.6
Landwirtschaft										3.5		3.5
Übrige (Bautätigkeit, etc.)						7.0				0.9		7.9
Natur			1.9			1.7				7.8		11.5
Summe aller Quellen			27.7			37.0				36.1		100.8

alle Zahlen in %; Summe 100.8 % weil negativer Differenzen in Tabelle 4a. nicht berücksichtigt wurden

Industrie: - genehmigungsbedürftige Anlagen, Kleingewerbe; Haushalte: - Hausbrand, private Haushalte, Verbrauch von Lösemitteln

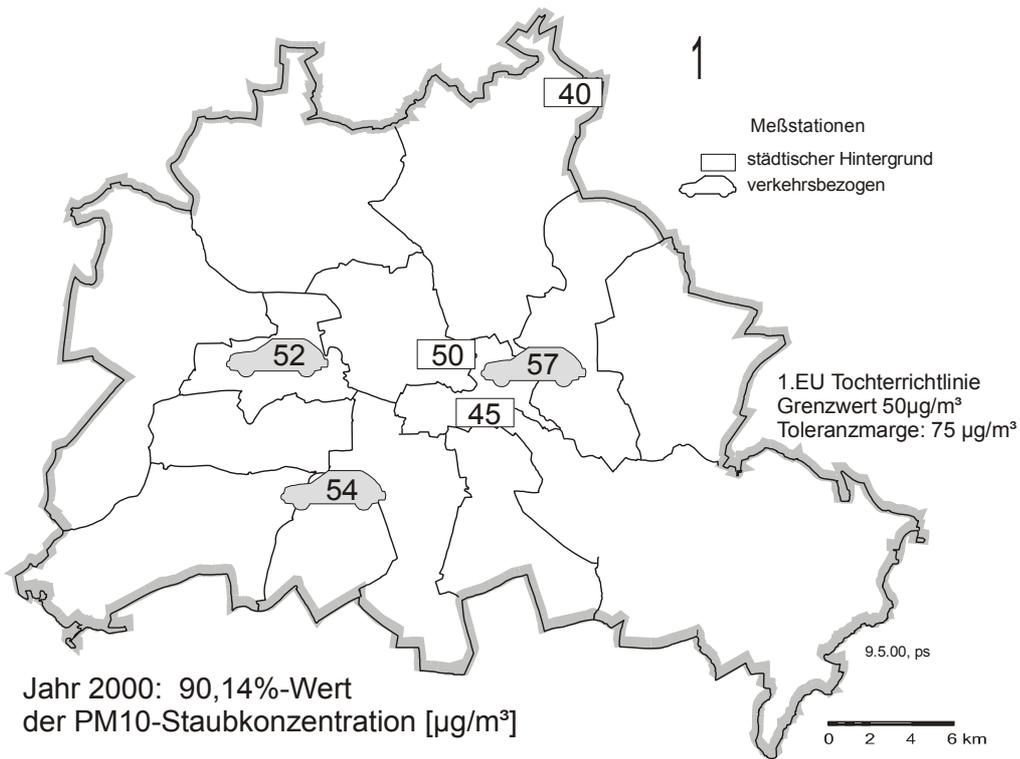


Abbildung 1

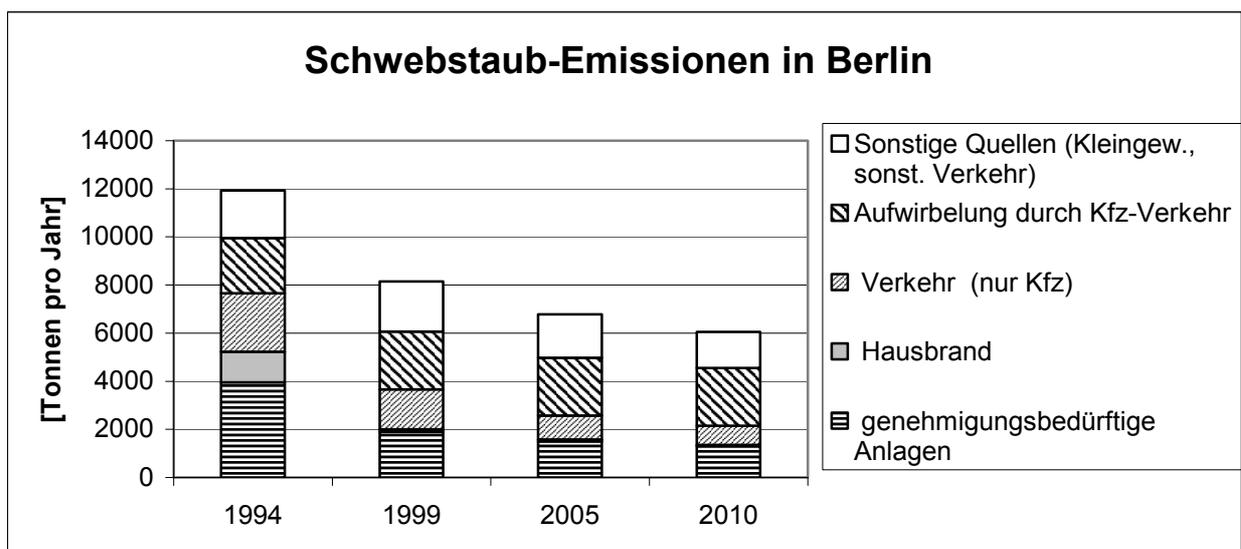


Abbildung 2

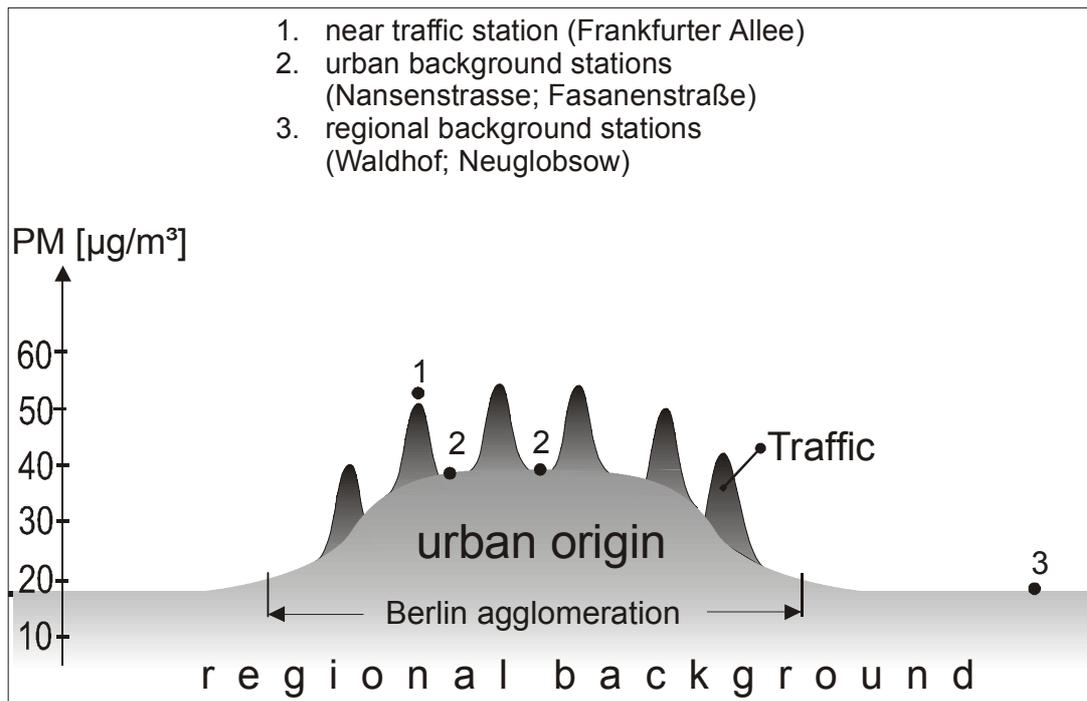


Abbildung 3: Schematisches Horizontalprofil der PM_{10} -Verteilung im Großraum Berlin

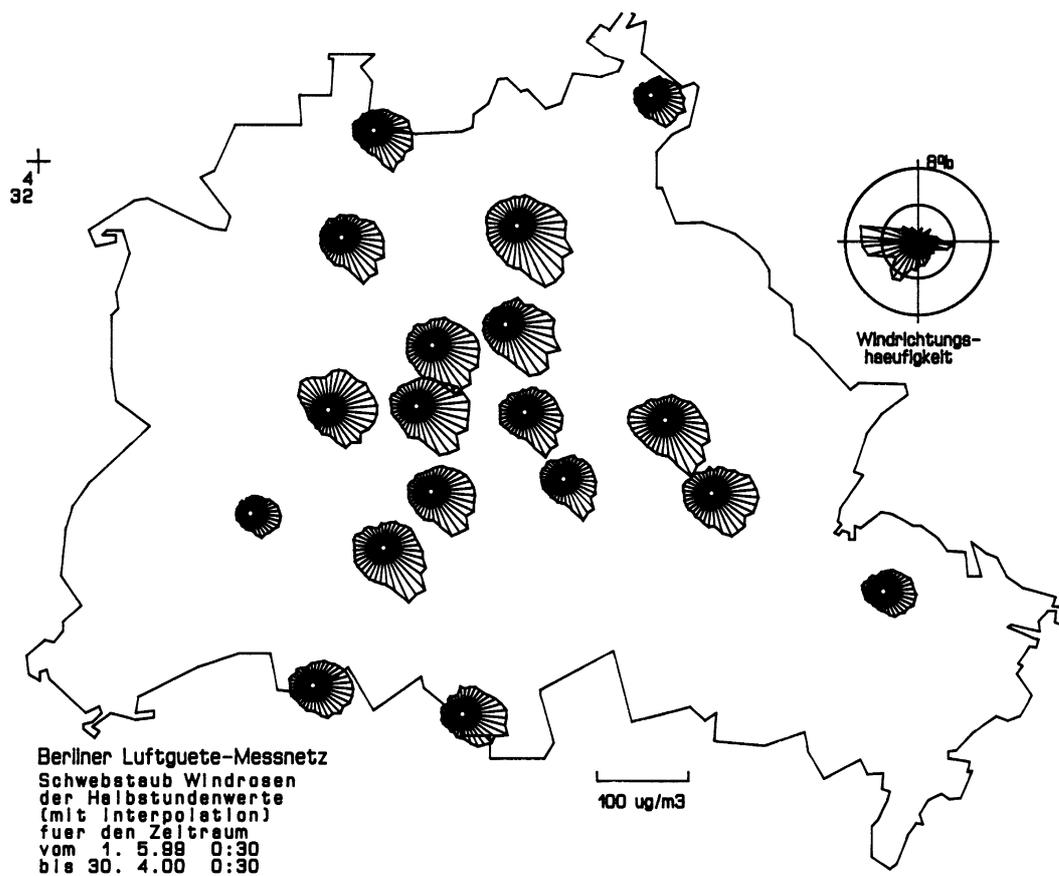


Abbildung 4: Windrosen der Gesamtstaubkonzentration über ein Jahr

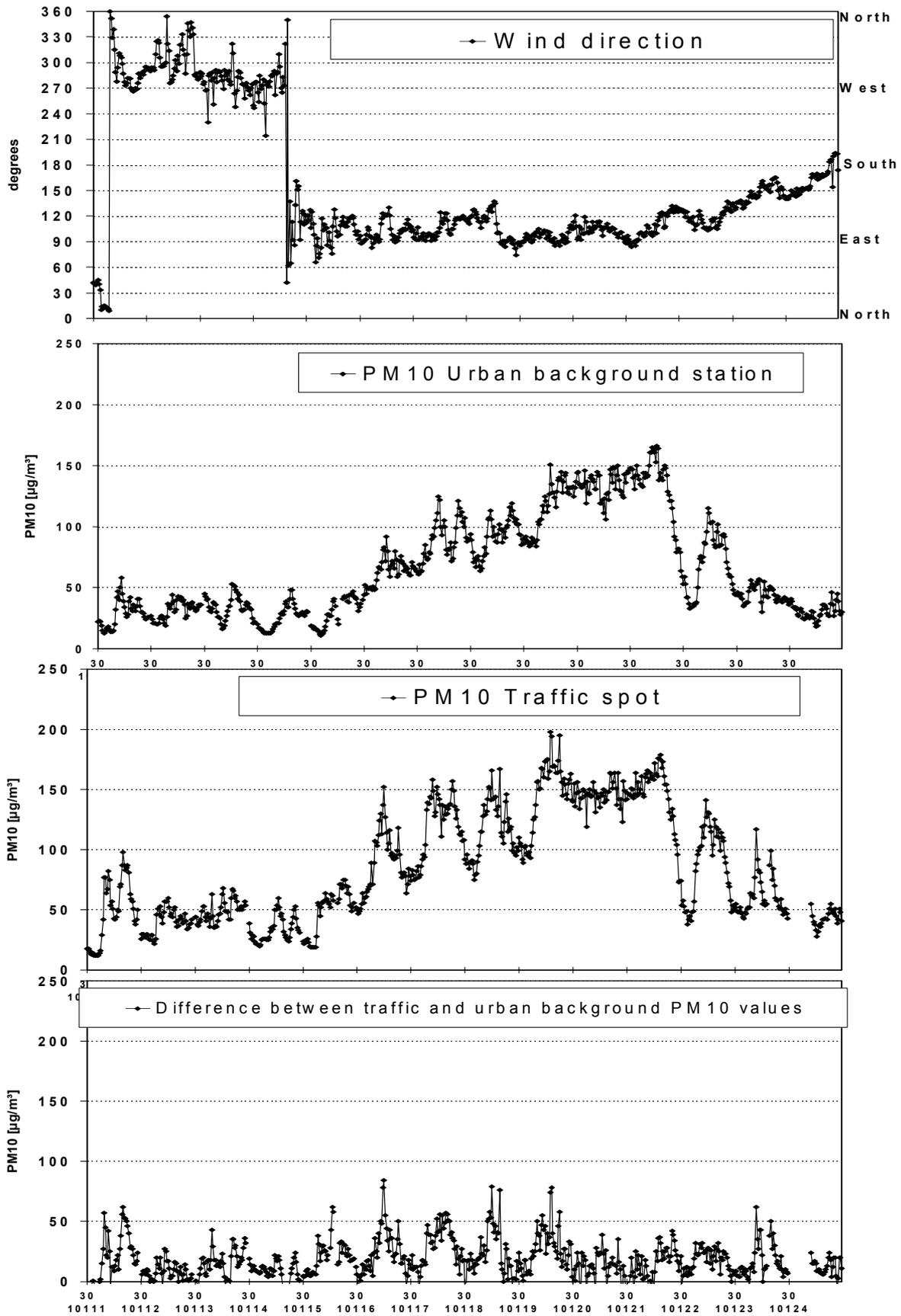


Abbildung 5: Verläufe der Windrichtung und der PM_{10} -Konzentration vom 11.- 24. Januar 2001

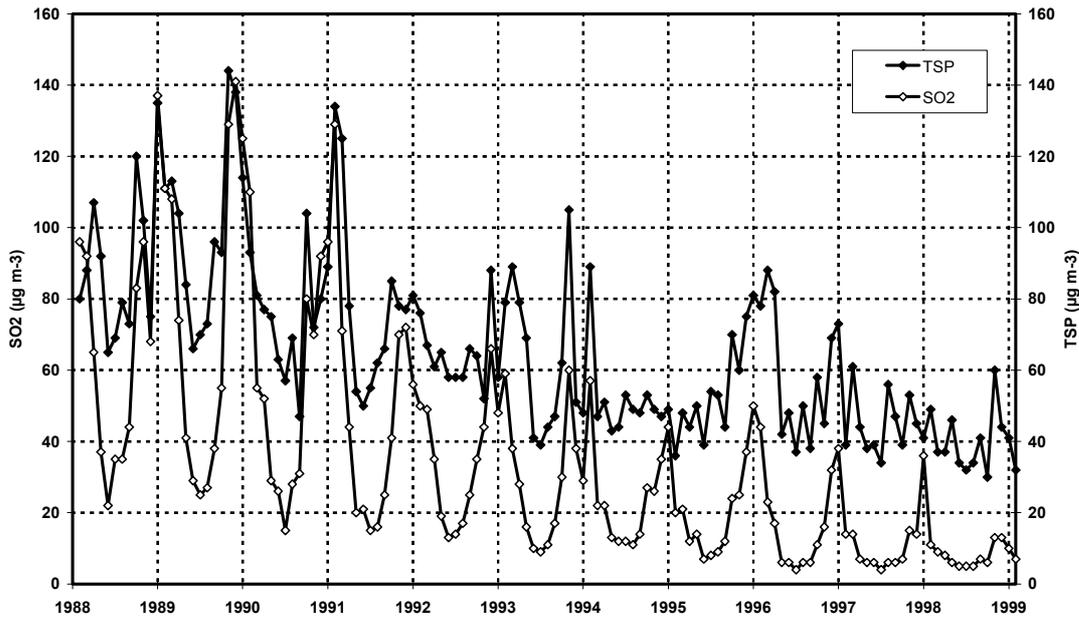


Abbildung 6: Monatliche Mittelwerte der Gesamtstaub- und Schwefeldioxidwerte im urbanen Hintergrund

**averaged weekday cycle at traffic site Frankfurter Allee, Berlin
(Apr.-Dez. 1999)**

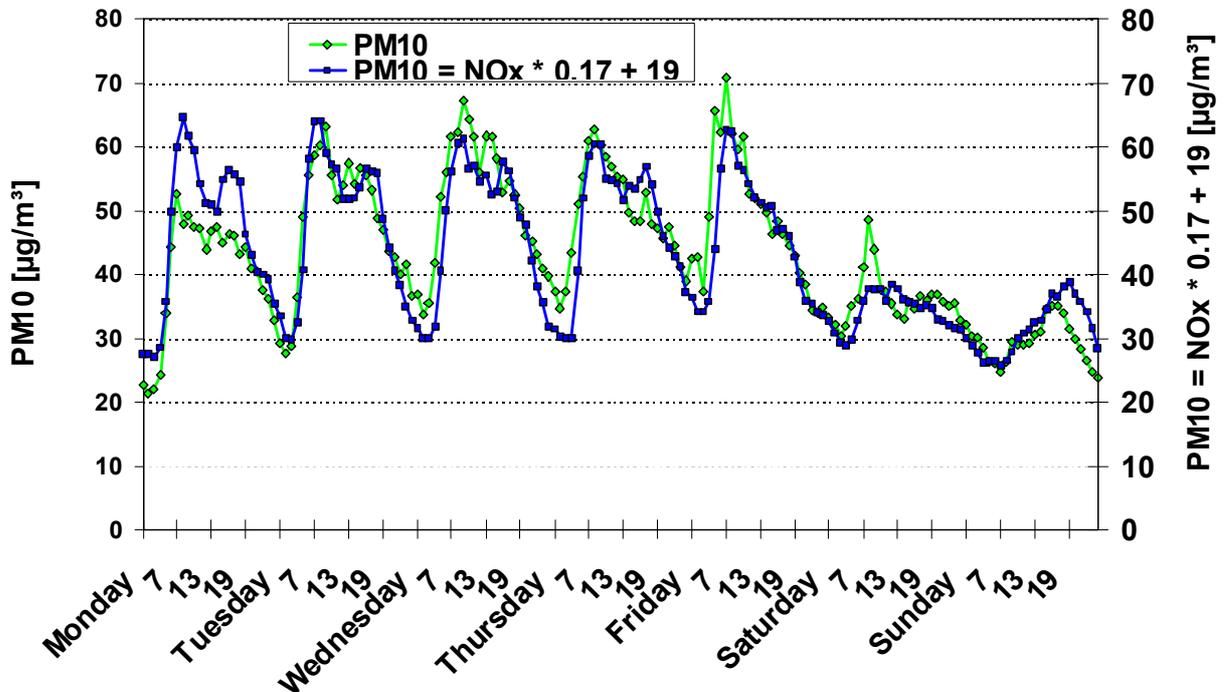


Abbildung 7: Mittlere Wochengänge der gemessenen und mit NO_x simulierten PM₁₀-Werten an einer Verkehrsmessstelle

Average (April-December, 1999) day-week course of traffic related pollutants at "Frankfurter Allee", Berlin
 soot and CO normalized on NOx levels during week-end (Sat 15:00-Sun 24:00)

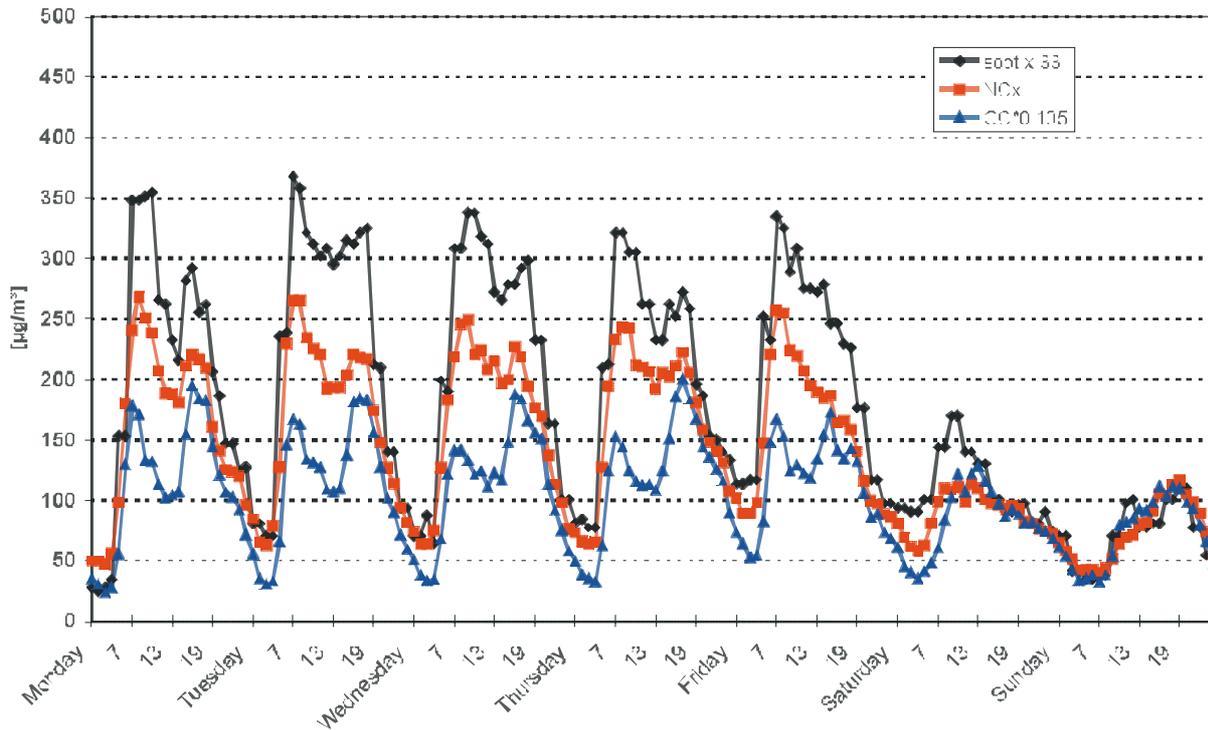


Abbildung 8: Mittlere Tages/Wochengänge von Ruß, CO und NOx an einer Verkehrsmessstelle

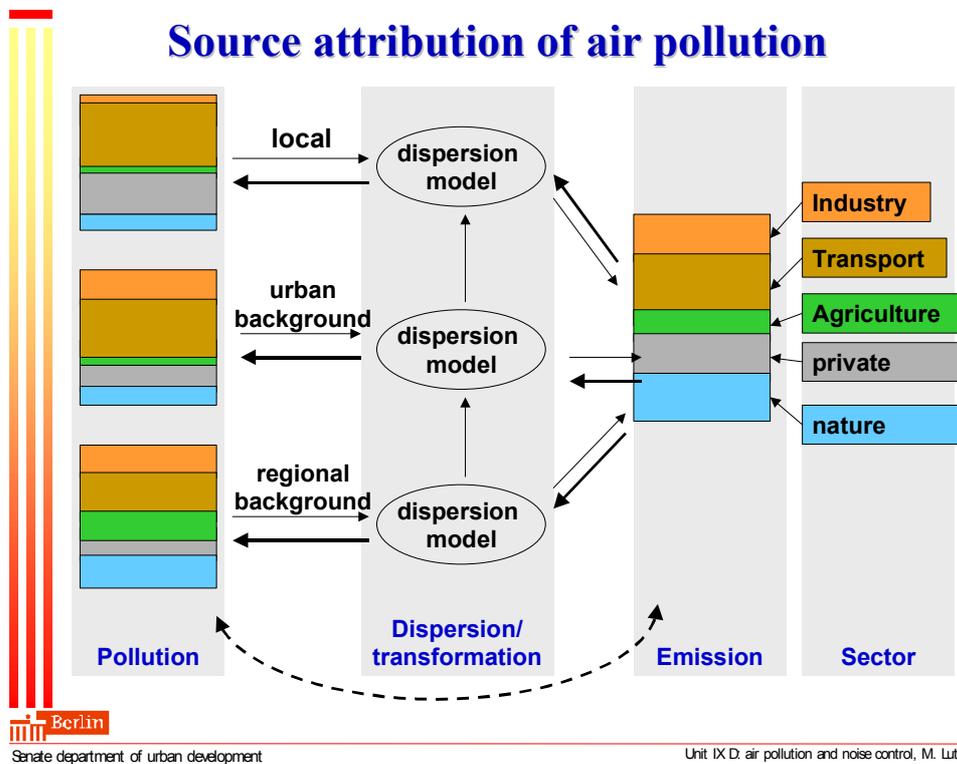


Abbildung 9

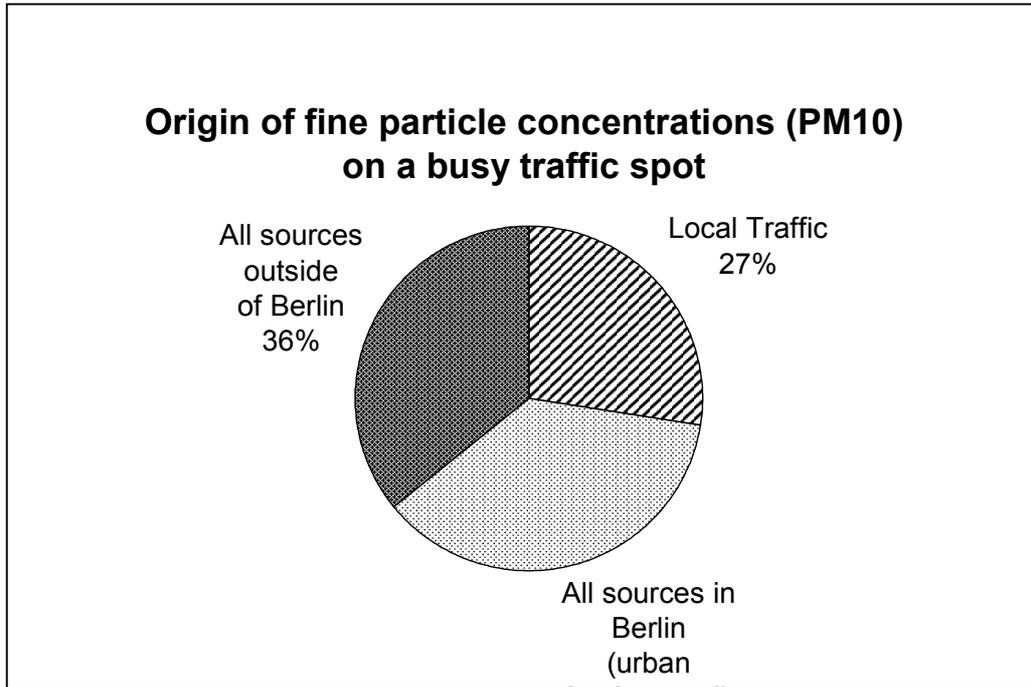


Abbildung 10: Herkunft der PM₁₀-Belastung an einer Verkehrsmessstelle in Berlin

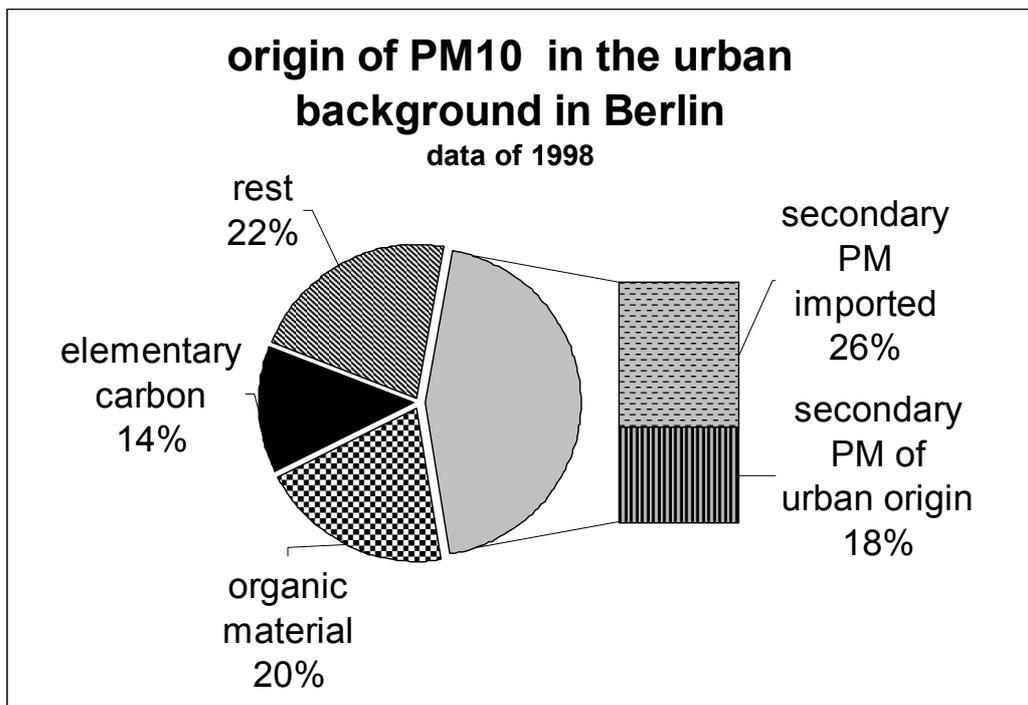


Abbildung 11: Zusammensetzung der PM₁₀ Konzentration im urbanen Hintergrund

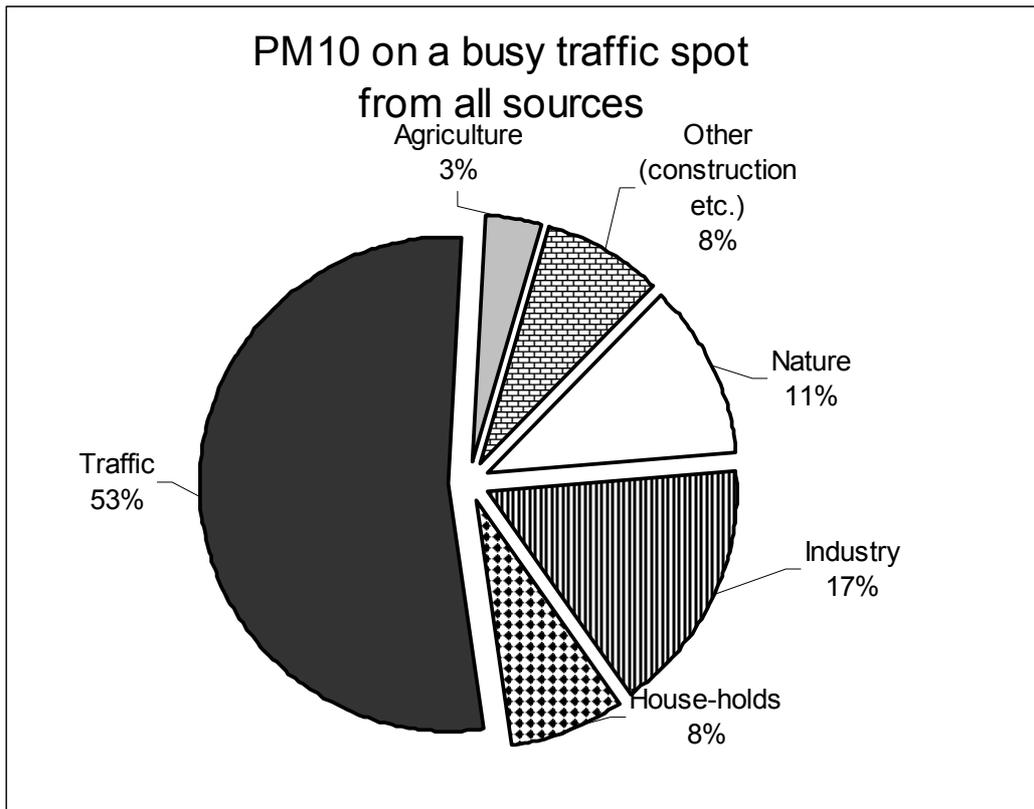


Abbildung 12: Anteile der aller Quellsektoren in und außerhalb Berlins an der PM₁₀-Belastung an einer Verkehrsmessstelle

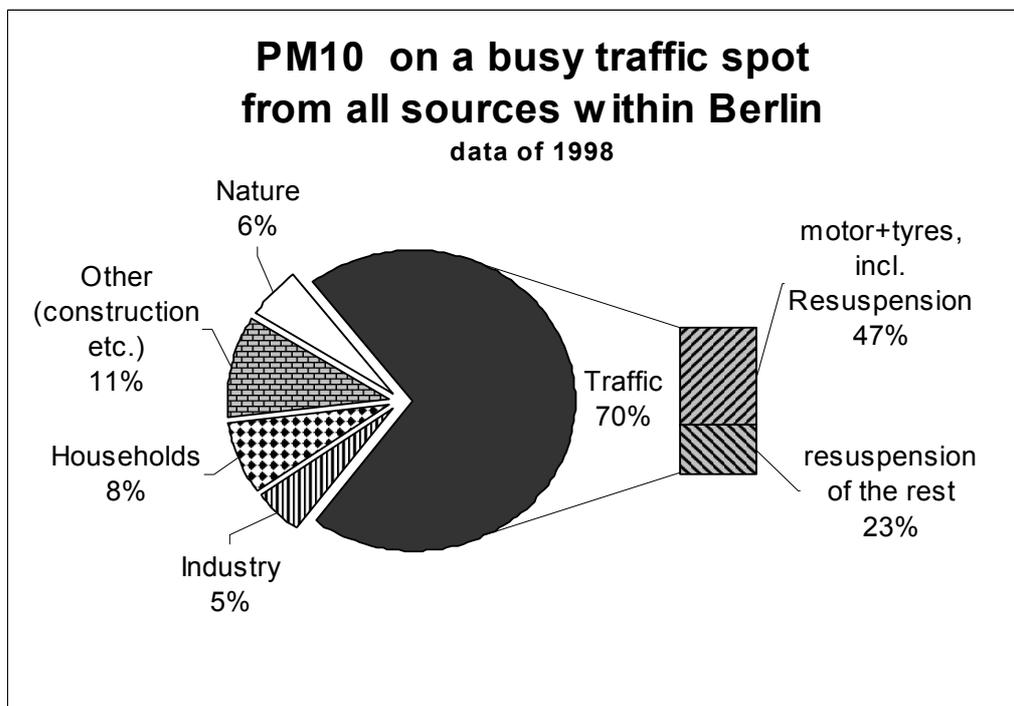


Abbildung 13: Anteile der aller Quellsektoren in und außerhalb Berlins an der PM₁₀-Belastung an einer Verkehrsmessstelle

Anteil des Straßenverkehrs an den PM₁₀- und PM_{2.5}-Immissionen in der Schweiz

Chemische Zusammensetzung des Feinstaubes und Quellenzuordnung mit einem Rezeptormodell

Dr. Robert Gehrig, Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt - EMPA -

Das Wichtigste auf einen Blick

Hauptziel der vorliegenden Studie war die quantitative Ermittlung des Beitrags des Straßenverkehrs zu den PM₁₀- und PM_{2.5}-Immissionen an ausgewählten Standorten, die für die Schweiz wichtige Belastungssituationen repräsentieren. Zu diesem Zweck wurde die chemische Zusammensetzung der Schwebestäube detailliert analysiert und mit Methoden der multivariaten Statistik (Rezeptormodell) die Einflussfaktoren (Quellen) bestimmt. Durch einen Vergleich paralleler, zeitlich hochaufgelöster Messungen an einer stark befahrenen Straße mit Messungen der städtischen Hintergrundsbelastung konnte auch der Anteil des Schwerverkehrs an den Feinstaubimmissionen ermittelt werden.

Es zeigte sich, dass PM₁₀-Feinstaub an mäßig belasteten Standorten in Städten und Agglomerationen etwa je zu einem Drittel aus kohlenstoffhaltigen Partikeln (Ruß, organische Verbindungen), sekundären anorganischen Schwebestäuben (Sulfat, Nitrat, Ammonium) sowie Mineralien und Feuchtigkeit bestehen.

Für die Anteile des Straßenverkehrs (inkl. der verkehrsbedingten Anteile an sekundären Schwebestäuben und eines an diesen Standorten eher geringen Anteils an Offroad-Immissionen) an den PM₁₀- und PM_{2.5}-Immissionen wurden folgende Resultate erhalten:

Tab. 1: Mittlere jährliche Straßenverkehrsbeiträge zur Schwebestaubkonzentration an unterschiedlich belasteten Standorten.

Messstelle	Messgröße	Belastungstyp	PM Messung (µg/m ³)	PM Modell (µg/m ³)	Mittlerer Beitrag des Straßenverkehrs (µg/m ³)	(%)
Basel	PM ₁₀	Agglomeration	25.0	26.9	9.5	35.3
Bern	PM ₁₀	Stadt, an Strasse	39.6	41.1	18.9	45.7
Zürich	PM ₁₀	Stadt, in Park	24.5	25.8	8.6	33.3
Wiedikon ^a	PM ₁₀	Stadt, an Strasse	42.6	42.6	26.8	62.9
Bern	PM _{2.5}	Stadt, an Strasse	24.1	25.0	9.2	36.8
Zürich	PM _{2.5}	Stadt, in Park	20.7	20.8	5.4	26.0

^a Angegebene Werte sind keine Jahresmittel, sondern wurden aus zwei Messkampagnen im Juli/August 1998 und Januar/Februar 1999 bestimmt.

Eine Unterteilung dieser Beiträge nach direkten Auspuffemissionen und Abriebs-/Aufwirbelungsemissionen kann nicht vorgenommen werden. Spezifische Traceranalysen zeigen aber, dass Reifenabrieb, außer direkt an Straßenrändern, quantitativ eine untergeordnete Rolle spielt. Die ergänzenden Vergleichsmessungen in Zürich zeigen hingegen die große Bedeutung des Schwerververkehrs. Bei einem Anteil schwerer Lastwagen von 8% am gesamten Verkehrsaufkommen resultierte ein Anteil von rund 50% an den primären PM₁₀-Straßenverkehrsemissionen an dieser Messstelle. Ein summarischer Überblick über die Beiträge der verschiedenen Quellen, resp. Quellengruppen zu den Feinstaubimmissionen ergibt folgendes Bild:

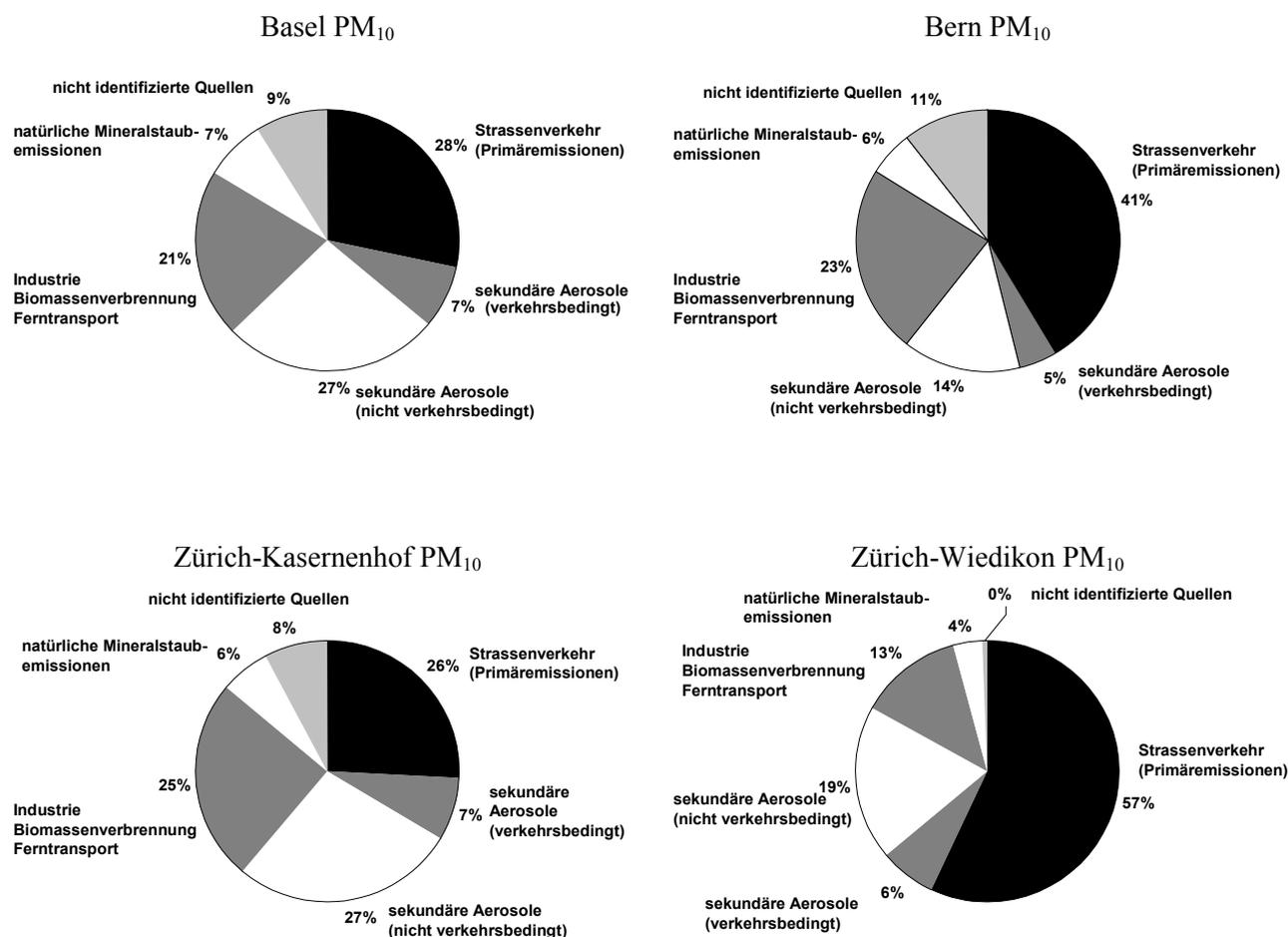


Abb. 1: Beiträge der verschiedenen Quellen, resp. Quellengruppen zu den PM₁₀-Immissionen an unterschiedlich belasteten Standorten.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass an nicht direkt verkehrsexponierten Standorten in Städten oder städtischen Agglomerationen etwa 30-40% der PM₁₀-Immissionen durch den Straßenverkehr verursacht werden. Im nahen Einflussbereich sehr stark befahrener städtischer Straßen kann sich dieser Anteil auf 45-65% erhöhen. Diese Ergebnisse stehen in guter Übereinstimmung mit methodisch unabhängig erhaltenen Resultaten von Ausbreitungsmodellen.

1 Problemstellung und Zielsetzung

Die Ergebnisse einer Reihe von neueren epidemiologischen Studien weisen darauf hin, dass erhöhte Feinstaubbelastungen in der Außenluft gesundheitliche Schädigungen beim Menschen bewirken können. Diesen Erkenntnissen wurde bei der letzten Revision der schweizerischen Luftreinhalteverordnung (LRV) durch die Einführung von neuen Immissionsgrenzwerten für PM_{10} Rechnung getragen.

Aus den Messungen des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL) geht hervor, dass diese Grenzwerte in weiten Teilen der Schweiz nicht eingehalten werden können.

Neuerdings nimmt das Interesse an der noch feineren Schwebstaubfraktion $PM_{2.5}$ zu. Zwar existieren für $PM_{2.5}$ heute in der Schweiz keine Grenzwerte, doch scheint dieser Schadstoffparameter einen noch klareren Zusammenhang mit negativen gesundheitlichen Wirkungen aufzuweisen.

Um wirksame Minderungsmaßnahmen entwickeln zu können, ist es notwendig, dass die Emissionsquellen, sowie deren mittlere Beiträge zu den Immissionen, bekannt sind. Für die Schweiz sind die Quellen von PM_{10} und $PM_{2.5}$ bisher noch ungenügend erfasst und quantifiziert worden.

Es war daher das Ziel der vorliegenden Studie, die wesentlichen Verursacher von feinen Schwebestäuben zu identifizieren und deren Anteile an den PM_{10} - und $PM_{2.5}$ -Immissionen zu bestimmen. Die im NABEL gemessenen erhöhten Feinstaubbelastungen in Straßennähe zeigen, dass der Straßenverkehr in der Schweiz eine wichtige Quelle für feine atmosphärische Schwebestäube darstellt. Die gesamten Schwebestaubemissionen des Straßenverkehrs setzen sich aus unterschiedlichen Beiträgen zusammen: Einerseits werden aus dem Auspuff sowohl primäre Partikel als auch gasförmige Vorläufersubstanzen von sekundären Schwebestäuben emittiert. Andererseits trägt der Straßenverkehr durch Resuspension von Abriebspartikeln (Straßenstaub, Reifen- und Bremsabrieb, etc.) zur Feinstaubbelastung bei.

Die vorliegende Studie befasste sich hauptsächlich mit der chemischen Charakterisierung der PM_{10} - und $PM_{2.5}$ -Immissionen sowie deren Zuordnung zu bestimmten Quellen und Quellengruppen.

Entsprechend der Zielsetzung wurde der mittlere Beitrag des Straßenverkehrs besonders detailliert untersucht.

Die Messtechnik für die sehr komplex zusammengesetzten Schwebestäube ist anspruchsvoll. Bei konventionellen Sammelmethode, wie bei dem im Rahmen dieser Studie verwendeten manuellen gravimetrischen Verfahren, kann es zum Verlust von Anteilen der leichter flüchtigen Verbindungen während der Probenahme, der Lagerung oder Konditionierung kommen. Dies betrifft insbesondere Verbindungen wie Ammoniumnitrat, organischen Kohlenstoff und adsorbiertes Wasser. Andererseits können gasförmige Verbindungen auf dem Filter angelagert werden, was zu einer Erhöhung der Filtermasse führt. Quantitativ fällt dieser Effekt allerdings weniger ins Gewicht als die erwähnten Verluste. Wissenschaftlich gesehen sind diese Artefakte eher unbefriedigend.

Für die hauptsächlichsten Fragestellungen der vorliegenden Studie ist das Problem allerdings nicht relevant, da sowohl den epidemiologischen Studien, als auch den darauf basierenden PM_{10} -Grenzwerten Messungen mit denselben artefaktbehafteten Sammelmethode zugrunde liegen.

2 Methode der Quellenzuordnung mit Rezeptormodellen

Das Hauptziel der vorliegenden Studie, die Quellenzuordnung der Feinstaubimmissionen, wurde mit einem Rezeptormodell angegangen. Bei Rezeptormodellen werden als Inputdaten detaillierte Messungen der chemischen Zusammensetzung des Schwebstaubs an einer bestimmten Messstelle (Rezeptor) benötigt. Von Interesse sind besonders solche Inhaltsstoffe, welche für bestimmte Emissionsquellen möglichst spezifisch sind, oder deren zeitliche Emissionsverläufe sich zumindest von denen anderer Quellen unterscheiden und welche somit Rückschlüsse auf Beiträge dieser Emissionsquellen ermöglichen (Indikatorvariablen). Für die Anwendung von Rezeptormodellen werden keine detaillierten Emissionsdaten benötigt. Als Resultat liefern Rezeptormodelle empirische Beziehungen zwischen Immissionsdaten an der gewählten Messstelle und den Schwebstaubemissionen von bedeutenden Quellen und Quellengruppen.

3 Umfang der Messungen und Messmethoden

Für eine erfolgreiche Anwendung von Rezeptormodellen zur Identifikation der Emissionsquellen von Schwebstäuben wird eine ausreichend grosse Anzahl von Messungen geeigneter Inhaltsstoffe (Indikatorvariablen) benötigt. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden PM₁₀- und PM_{2,5}-Proben von den verschiedenen Messstellen möglichst umfassend chemisch charakterisiert.

Folgende Analysen wurden durchgeführt (in Klammern wird die verwendete analytische Methode angegeben):

- Wasserlösliche anorganische Ionen NH₄⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻, Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Cl⁻ (Ionenchromatographie). Die Summe der Konzentrationen von NH₄⁺, NO₃⁻ und SO₄²⁻ repräsentiert die sekundäre anorganische Schwebstaubfraktion.
- Elementarer und organischer Kohlenstoff EC und OC (Coulometrische Kohlenstoffbestimmung).
- Spurenelemente Al, As, Ba, Br, Ca, Ce, Cd, Cu, Fe, Ga, K, La, Mg, Mn, Mo, Nd, Ni, Pb, Rh, Sb, Se, Tl, V, Y (Plasma-Massen Spektrometrie, ICP-MS).
- Polyzyklische aromatische Verbindungen (Laser Two-Step Mass Spectrometry, L2MS).
- Biologische Partikel (Bio-Assays, Mikroskopie)
- Reifenabrieb (GC-MS).

Ergänzend zu den Untersuchungen mittels Rezeptormodellierung wurden Zusatzmessungen an den verkehrsbelasteten Standorten in Zürich-Wiedikon und an der Autobahn A1 (NABEL-Station Härkingen) durchgeführt. Aus diesen Zusatzmessungen wurde einerseits der Beitrag des lokalen Straßenverkehrs an der PM₁₀-Belastung bestimmt. Andererseits konnten Informationen über die Aufteilung der Straßenverkehrsbeitrages auf den Personen- und Güterverkehr gewonnen werden.

4 Ausgewählte Messstationen und Probenahme

Die Probenahmen erfolgten im Rahmen der Schwebstaubmessungen des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL). Während der Zeit vom 01.02.98 bis zum 31.03.99 wurden an den NABEL-Messstationen Basel, Bern, Chaumont und Zürich-Kasernenhof eine größere Anzahl von PM₁₀- und PM_{2,5}-Tagesproben umfassend chemisch

charakterisiert. Die genannten Messstationen wurden aufgrund ihrer unterschiedlichen, in der Schweiz häufig vorkommenden Belastungssituationen ausgewählt (Tabelle 2).

Während zweier Messkampagnen im Juli und August 1998, sowie im Januar und Februar 1999 wurden zudem PM₁₀-Proben von einer extrem verkehrsbelasteten Messstelle des Amtes für Gesundheit und Umwelt der Stadt Zürich in Zürich-Wiedikon gesammelt und analysiert.

Ergänzend wurden im Frühjahr und Herbst 1999 einige PM₁₀-Proben von der NABEL-Messstation in Payerne bezüglich der chemischen Zusammensetzung untersucht. Payerne ist ein ländlicher Standort des Mittellandes und repräsentiert eine weitere, in der Schweiz wichtige Belastungssituation.

Tab. 2: Übersicht über die untersuchten Standorte

Messstelle	Typ	Messgrösse	Anzahl Proben
Basel	Agglomeration	PM ₁₀ /PM _{2.5}	120/82
Bern	Stadtzentrum, an Strasse	PM ₁₀ /PM _{2.5}	120/82
Chaumont	Ländlich, oberhalb 1000 m ü. M.	PM ₁₀ /PM _{2.5}	120/82
Zürich-Kasernenhof	Stadtzentrum, in Park	PM ₁₀ /PM _{2.5}	121/85
Zürich-Wiedikon	Stadtzentrum, an Strasse	PM ₁₀	59
Payerne	Ländlich, unterhalb 1000 m ü.M.	PM ₁₀	17

Für die Probenahme wurden High-Volume Sammler (Digital DHA-80) mit gröbenselektivem Einlass (PM₁₀- bzw. PM_{2.5}- Impaktor) verwendet. Während 24h wurden 720m³ Außenluft durch bindemittelfreie Quarzfaserfilter (Schleicher und Schuell QF20, 150mm Durchmesser) gesaugt. Die gewählte Sammelmethode entspricht dem Referenzverfahren zur Bestimmung der PM₁₀- Belastung der Außenluft nach EN 12341.

5 Chemische Zusammensetzung der Schwebestäube

5.1 Analytierte Inhaltsstoffe und Massenbilanz

Mit dem oben erwähnten Messprogramm wurden alle Komponenten, die wesentlich zur Masse des Schwebestaubs beitragen, erfasst.

Die Summe aller analysierten Komponenten sollte deshalb im Idealfall der gravimetrisch bestimmten Masse entsprechen.

Die Tabelle 3 gibt einen Überblick über die Zusammensetzung der untersuchten Schwebestaubproben an den einzelnen Stationen.

Die Abbildung 2 veranschaulicht die Zusammensetzung von PM₁₀ und PM_{2.5} bezüglich der wichtigsten Komponenten.

Tab. 3: Mittlere chemische Zusammensetzung von PM₁₀ und PM_{2,5} an den untersuchten Messstellen. Bis auf Zürich-Wiedikon und Payerne sind Jahresmittelwerte angegeben (Tagesproben vom 01.04.98-31.03.99), alle Angaben in µg/m³.

Standort	PM grav.	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	EC	OM	Mineralstaub	Spurenelemente	Anteil Unident. ^d
Basel PM ₁₀	24.0	1.9	3.1	3.9	1.9	4.7	2.0	1.0	5.5
Bern PM ₁₀	39.7	1.4	3.3	3.3	5.6	8.9	6.7	2.1	8.4
Chaumont PM ₁₀	10.1	0.8	0.8	2.0	0.6	1.7	1.3	0.4	2.6
Zürich-Kasernenhof PM ₁₀	24.1	2.0	3.3	3.7	2.0	5.0	2.2	0.7	5.4
Zürich-Wiedikon PM ₁₀ ^a	43.0	2.6	4.7	4.2	7.7	9.0	4.9	2.4	7.6
Payerne PM ₁₀ ^b	13.6	1.0	1.1	2.2	1.3	3.4	1.7	0.5	2.4
Basel PM _{2,5} ^c	17.7	1.9	2.5	3.8	1.5	4.0	1.0	0.6	2.4
Bern PM _{2,5} ^c	22.0	1.4	2.3	2.7	3.8	6.5	0.9	0.5	3.8
Chaumont PM _{2,5} ^c	8.4	0.9	0.5	2.4	0.4	1.7	0.6	0.3	1.6
Zürich-Kasernenhof PM _{2,5} ^c	18.6	1.9	2.7	3.3	1.6	4.4	0.9	0.4	3.5

^a Mittelwert aus 59 Tagesproben von zwei Messkampagnen im Juli/August 1998 und Januar/Februar 1999.

^b Mittelwert aus insgesamt 17 Tagesproben von Mai-Juli 1998 und September-November 1998.

^c Jahresmittelwert. Während April bis Juli drei Tagesproben pro Monat, sonst acht bis neun Tagesproben pro Monat. Die Proben der Monate April bis Juli wurden daher mit einem Faktor 3 gewichtet.

^d Näheres siehe K5.2

5.2 Wassergehalt und biologische Partikel

Bei dem in der letzten Kolonne von Tabelle 2 ausgewiesenen unidentifizierten Anteil handelt es sich zu einem großen Teil um den Feuchtigkeitsgehalt des Schwebstaubs, der bei der gravimetrischen Bestimmung mitgewogen wird, jedoch im Analysenprogramm nicht separat quantifiziert wird, sowie um biologische Partikel, die mit dem gewählten Verfahren zur Analyse kohlenstoffhaltiger Partikel nicht immer quantitativ erfasst werden. So ergaben stichprobenweise quantitative Feuchtigkeitsanalysen der gesammelten Schwebstaubproben einen durchschnittlichen Wassergehalt von 16% in der warmen Jahreszeit sowie von 6 % in der kalten Jahreszeit.

Spezifische Analysen des Anteils biologischer Partikel am Schwebstaub erwiesen sich als außerordentlich schwierig. Die eingesetzten Methoden erlaubten keine klaren Quantifizierungen. Der Bradford-Assay hatte eine zu hohe Nachweisgrenze, die Proteingehalte aller untersuchten Proben lagen darunter. Aus der bekannten Nachweisgrenze und der Annahme eines mittleren Proteingehaltes von biologischen Partikeln lässt sich deshalb lediglich feststellen, dass die Konzentration biologischer Partikel in den untersuchten Stichproben stets unterhalb von 3.5 µg/m³ lag.

Mikroskopische Analysen einer beschränkten Anzahl von Proben (8 Proben pro Station) zeigten aber klar das Vorhandensein biologischer Partikel. Der jahreszeitliche Verlauf der Anzahl der gefundenen biologischen Partikel wies wie erwartet höhere Werte während der Vegetationsperiode auf. Umrechnungen von Partikelzahlen in Massen sind generell schwierig und unsicher, da viele nicht genau überprüfbare Annahmen über Form und Dichte der Teilchen gemacht werden müssen. Eine grobe Abschätzung ergab eine mittlere Massenkonzentration biologischer Partikel von etwa 1–1.5 µg/m³, der höchste Einzelwert erreichte etwa 6 µg/m³.

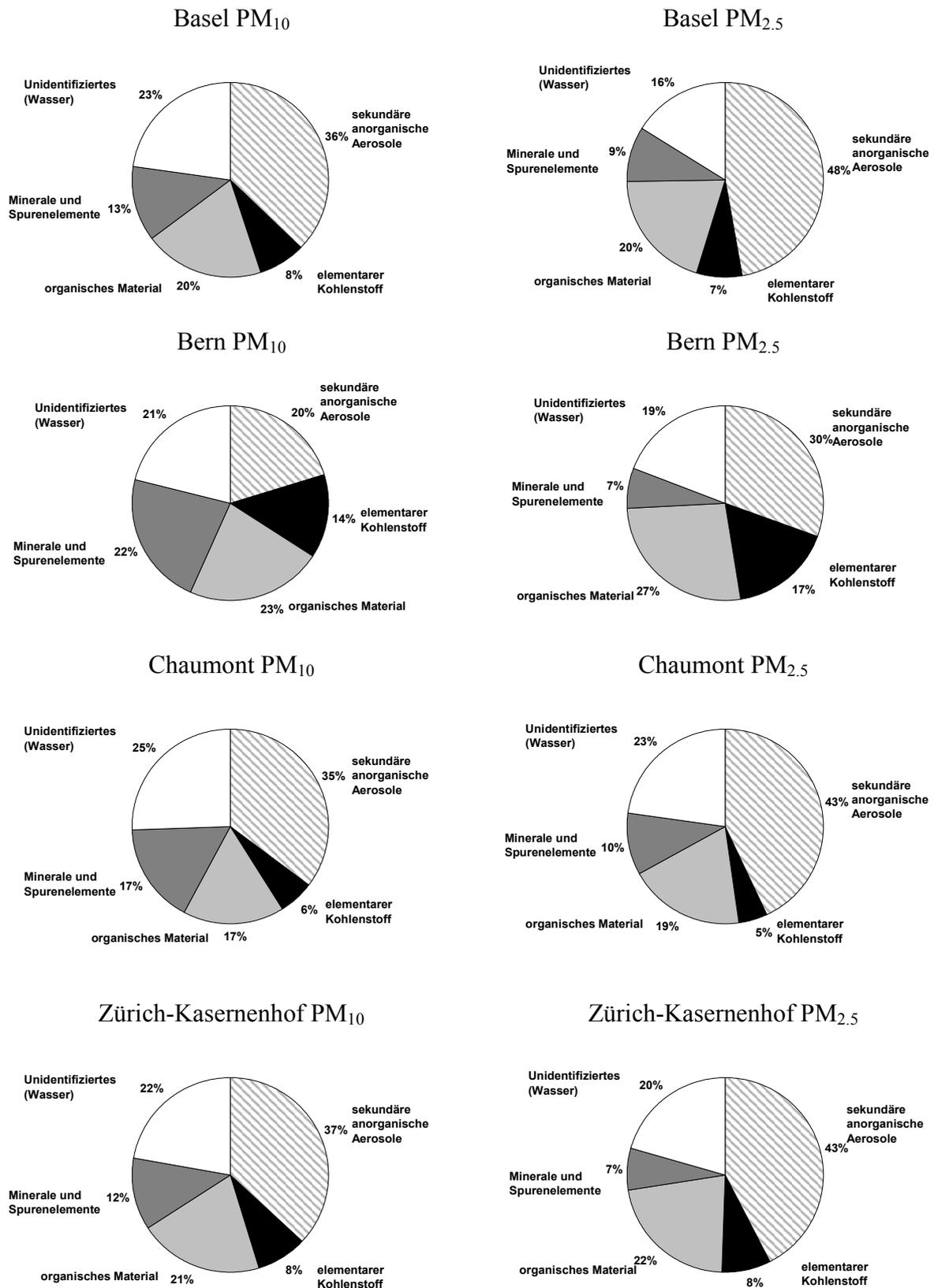


Abb. 2a: Mittlere Zusammensetzung von PM₁₀ und PM_{2.5} nach wesentlichen Komponenten zusammengefasst.

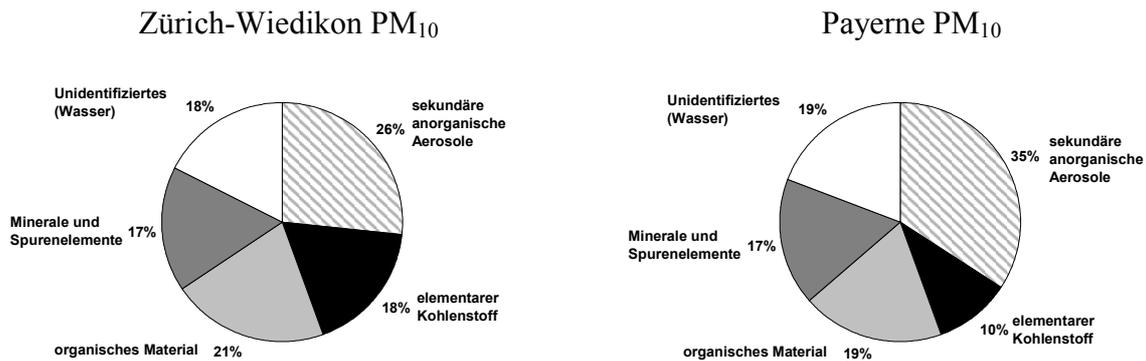


Abb. 2b: Mittlere Zusammensetzung von PM₁₀ und PM_{2,5} nach wesentlichen Komponenten zusammengefasst.

6 Quellenzuordnung der PM₁₀- und PM_{2,5}-Schwebestäube

6.1 Zuordnung der primären Schwebestäube zu den Quellen

Die Zuordnung der primären Schwebestäube zu den Quellen erfolgte mit einem Rezeptormodell. Als Resultat liefert das angewendete Modell Faktoren, die jeweils einen bestimmten Anteil der gesamten Varianz der Inhaltsstoffkonzentrationen erklären. Aus der Kenntnis typischer Kombinationen von Inhaltsstoffen in den Staubemissionen bestimmter Quellen und deren Vergleich mit der Zusammensetzung der gefundenen Faktoren können den ermittelten Faktoren bestimmte Quellen oder Quellengruppen zugeordnet werden. Neben diesen sogenannten Quellenprofilen werden mit dem Rezeptormodell auch die Quellenaktivitäten geschätzt. Aus der Abhängigkeit der Quellenaktivität von den unterschiedlichen Wochentagen oder von der Jahreszeit, sowie aus der Kenntnis von Anreicherungsfaktoren können weitere wichtige Hinweise zur Identifikation von Quellen gewonnen werden.

Mit diesem Vorgehen konnten den vom Rezeptormodell gelieferten Faktoren folgende Quellen bzw. Quellengruppen zugeordnet werden:

Kehrichtverbrennung (KVA) und Biomassenverbrennung, Ferntransport, thalliumhaltiger Staub (Zementwerke?) Straßenverkehr (insb. Auspuffemissionen), Straßenstaub, Straßenstaub vermischt mit Streusalz.

Es ist sinnvoll, die drei letzteren Quellen zu einer gemeinsamen Quelle 'Straßenverkehr' zusammenzufassen, da aufgrund der hohen Korrelation zwischen diesen verschiedenen Straßenverkehrsbeiträgen eine vollständige Trennung unwahrscheinlich ist.

Die abgeschätzten mittleren, jährlichen Beiträge der einzelnen, identifizierten Emissionsquellen und Quellengruppen für alle untersuchten Stationen sind in Tabelle 5 aufgeführt.

6.2 Zuordnung der sekundären anorganischen Schwebestäube zu den Quellen

Die Quellenzuordnung von sekundären anorganischen Aerosolen basiert auf den Daten des europäischen Emissionsinventars für die gasförmigen Vorläuferverbindungen NH₃, NO_x und SO₂ (CORINAIR), sowie der Modellierung der großräumigen Ausbreitung der sekundären anorganischen Schwebestaubfraktion, wie sie im Rahmen des EMEP-Programmes durchgeführt wird. Die Landwirtschaft ist die Hauptquelle von Ammoniak und trägt somit ganz we-

sentlich zu den Ammoniumkonzentrationen in der Außenluft bei. Der Straßenverkehr ist dagegen der Hauptverursacher für die Nitratbildung. Emissionen durch fossile Kraftwerke und durch Prozesse bei der Wärmegegewinnung, industrielle und nicht-industrielle Verbrennungsprozesse, sowie natürliche Emissionen sind wichtige Emittenten von SO_2 und tragen damit massgeblich zur Sulfatbildung bei. Damit können die entsprechenden Beiträge der verschiedenen Emissionsquellen von gasförmigen Vorläufersubstanzen zur mittleren jährlichen Konzentration von sekundärem anorganischem PM_{10} an den untersuchten Standorten abgeschätzt werden.

Die EMEP-Modellergebnisse stimmen recht gut mit den im Rahmen dieser Studie durchgeführten Messungen überein: Für die Schweiz wurde ein Jahresmittelwert der Konzentration an sekundären anorganischen Aerosolen von $10\text{-}15\mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. Unsere gemessenen Jahresmittelwerte sind in Basel, Bern und Zürich knapp unter $10\mu\text{g}/\text{m}^3$, es muss dabei jedoch berücksichtigt werden, dass die Messung die tatsächlichen Ammonium- und Nitratkonzentrationen aufgrund der Sammelmethode unterschätzt.

6.3 Sekundäre organische Schwebestäube

Aufgrund der im Rahmen der vorliegenden Studie durchgeführten Messungen kann davon ausgegangen werden, dass sekundäre organische Aerosole nur einen unwesentlichen Anteil des mittleren PM_{10} (und $\text{PM}_{2.5}$) ausmachen. Sekundäre organische Aerosole können jedoch an ausgewählten Tagen mit hoher photochemischer Aktivität höhere Konzentrationen erreichen. Aus der detaillierten Analyse einer photochemisch speziell aktiven Episode in Zürich resultierte beispielsweise ein Anteil des sekundären organischen Aerosols im täglichen Mittel von ungefähr $3\mu\text{g}/\text{m}^3$. Auf eine Zuordnung dieser gesamthaft gesehen geringen Mengen zu bestimmten Quellen wurde verzichtet.

6.4 Beitrag des Reifenabriebs

In Autoreifen finden sich organische Verbindungen wie z.B. N-Cyclohexyl-2-benzothiazolamin (NCBA) welche praktisch ausschließlich in vulkanisiertem Gummi vorkommen. Diese Verbindungen sind zwar nur mit großem analytischem Aufwand nachzuweisen, es handelt sich dabei jedoch um sehr spezifische Indikatoren, die in einen eindeutigen Zusammenhang mit abgeriebenem Reifenmaterial gebracht werden können. Der Beitrag des Reifenabriebs kann direkt aus den gemessenen Immissionskonzentration abgeschätzt werden, sofern der mittlere Anteil einer dieser spezifischen Verbindungen pro Emissionseinheit bekannt ist.

Analysen der Gehalte von NCBA in einer Auswahl von 12 gängigen Reifentypen wurden mit den Gehalten von NCBA in PM_{10} -Schwebestaubproben von Bern, Zürich, Tänikon und Jungfrauoch verglichen.

Daraus resultierten die in Tabelle 4 angegebenen Abschätzungen für den Anteil des Reifenabriebs in PM_{10} .

Tab. 4: Anteil des Reifenabriebs am PM₁₀.

Station	Anzahl untersuchter Proben	Anteil Reifenabrieb im PM ₁₀ (%)	95%-Vertrauensintervall (%)
Bern	6	7.5	5.1-14.0
Zürich-Kasernenhof	7	1.9	1.3-3.6
Tänikon	4	< 1	
Jungfraujoch ^a	4	< 1	

^a auf dem Jungfraujoch wurde an Stelle von PM₁₀ die Konzentration von totalem Schwebestaub (TSP) gemessen.

Auffallend ist der große Unsicherheitsbereich der Bestimmungen des Reifenabriebs in PM₁₀. Die großen Unsicherheiten resultieren aus den stark schwankenden NCBA-Gehalte in den Proben der verschiedenen Reifenhersteller. Wegen der sehr aufwändigen Analysenmethode konnte zudem nur eine relativ kleine Anzahl von Reifen-, bzw. auch PM₁₀-Tagesproben untersucht werden. Die Ergebnisse müssen insgesamt als grobe Abschätzungen aufgefasst werden. Die Daten zeigen dennoch, dass Reifenabrieb an unmittelbar verkehrsexponierten Standorten quantitativ eine Rolle spielt. In der PM₁₀-Massenbilanz sind diese Anteile im Wesentlichen im EC und OC enthalten, bei den Quellenzuordnungen in den Faktoren Straßenverkehr und Straßenstaub.

6.5 Übersicht über die Quellenzuordnung der Schwebestaubimmissionen

Tabelle 5 zeigt die Zuordnung der Feinstaubmasse (PM₁₀) zu den aus dem Rezeptormodell erhaltenen Faktoren im Überblick. Das Rezeptormodell liefert nicht für alle Stationen die gleichen Faktoren (resp. Auftrennung der Quellen), was den direkten Vergleich der Stationen etwas erschwert. Obwohl für die quellenferne Station Chaumont nur die Tagesproben mit PM₁₀ > 8µg/m³ in die statistische Analyse einbezogen wurden, konnte keine detaillierte Faktorauftrennung erreicht werden. Für diese Station kann deshalb auch der Straßenverkehrsanteil nicht separat quantifiziert werden.

Die in der zweiten Zeile aufgeführten Summen der ermittelten Beiträge der einzelnen Faktoren stimmen unter Berücksichtigung der Messunsicherheiten für die gemessenen Werte und der Unsicherheiten des Rezeptormodells sehr gut mit den gemessenen Werten (1. Zeile der Tabelle) überein.

Die mit dem Straßenverkehr zusammenhängenden Faktoren werden nun addiert, um den totalen Straßenverkehrsbeitrag zu erhalten. Eine Übersicht über die so berechneten mittleren jährlichen Straßenverkehrsbeiträge zur PM₁₀, resp. (wo möglich) zur PM_{2,5}-Belastung inklusive dem verkehrsbedingten Anteil am sekundären Aerosol findet sich in Tabelle 1.

Mit der Anwendung des Rezeptormodells auf die im Rahmen dieser Studie erhobenen Messdaten war es nicht möglich, die Beiträge der unterschiedlichen Verkehrskategorien voneinander zu trennen. Es muss daher davon ausgegangen werden, dass die mit dem Rezeptormodell ermittelten Anteile des Straßenverkehrs andere Verkehrsquellen mit Treibstoffverbrennung (Off-Road Bereich, sowie, quantitativ allerdings unbedeutend, Luft- und Schifffahrt) beinhalten. Diese letztlich unbefriedigende Trennung von Quellenbeiträgen widerspiegelt eine grundsätzliche Schwierigkeit in der Anwendung von Rezeptormodellen zur Quellenzuordnung von Schwebestäuben: Um eine vollständige Entmischung der Quellenbeiträge zu erreichen, sind für alle aktiven Quellen spezifische Inhaltsstoffe erforderlich, welche zudem während des

Transportes von der Quelle zum Rezeptor chemisch stabil sein müssen. Geeignete spezifische Inhaltsstoffe sind vielfach nur mit sehr großem analytischen Aufwand nachzuweisen, bzw. für manche Emissionsquellen sind geeignete spezifische Inhaltsstoffe nicht bekannt.

Tab. 5: Zuordnung der mittleren PM₁₀-Immissionen (µg/m³) zu den aus dem Rezeptormodell erhaltenen Faktoren. Für die Auswertung der Messungen vom Standort Chaumont wurden nur die Tagesproben >8µg/m³ berücksichtigt.

	Basel	Bern	Chaumont	Zürich-Kasernenhof	Zürich-Wiedikon
Total PM ₁₀ (gemessen)	25.0	39.6	16.5	24.5	42.6
Total PM ₁₀ (Rezeptormodell)	26.9	41.4	16.4	25.8	42.6
Auspuffemissionen des Straßenverkehrs (inkl. Offroad-Anteil)	4.9	7.6		3.4	17.8
Strassenstaub (soweit nicht in den Faktoren Straßenverkehr und Straßensalz enthalten)	1.8	6.4		2.5	3.2
Straßensalz (inkl. mitaufgewirbelter Straßenstaub)	0.9	3.1	0.3	0.8	3.3
KVA, Biomassenverbrennung	2.7				
KVA, Biomassenverbrennung, Ferntransport		8.2		4.8	5.4
Ferntransport, TI-Faktor ^a	2.9				
TI-Faktor ^a		1.4		1.6	
Mineralstaub (nicht verkehrsbedingt)	2.0	2.3	2.7	1.6	1.6
Diverse anthropogene Quellen			4.3		
andere, nicht identifizierte Quellen	2.4	4.4	3.6	2.0	0.2
sekundäre Aerosole	9.3	8.0	5.5	9.1	11.1
davon verkehrsbedingt	1.9	1.8	0.5	1.9	2.5

^a TI-Faktor kann vermutlich den Emissionen von Zementwerken zugeordnet werden.

6.6 Vergleich der Ergebnisse von Rezeptor- und Ausbreitungsmodell

Quellenbeiträge von Luftschadstoffen werden im Wesentlichen mit zwei konzeptionell unterschiedlichen Methoden bestimmt, mit Rezeptormodellen und mit Ausbreitungsmodellen. In einer kürzlich vom BUWAL veröffentlichten Studie⁵ wurde ein Ausbreitungsmodell zur Modellierung der PM₁₀-Immissionen in der Schweiz entwickelt. Die geschätzten mittleren Straßenverkehrsbeiträge können damit für verschiedene mittlere PM₁₀-Belastungen angegeben werden. In Abbildung 3 sind die Ergebnisse dieser Ausbreitungsmodellierung im Vergleich mit den im Rahmen dieser Studie mit dem Rezeptormodell erhaltenen Resultaten und den

⁵ BUWAL (1999a): Modellierung der PM₁₀-Belastung in der Schweiz. Schriftenreihe Umwelt Nr. 310. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

Abschätzungen der GVF-Studie von 1996⁶ dargestellt. Es zeigt sich, dass Ausbreitungsmodell und Rezeptormodell für die mittlere PM₁₀-Belastungen von Messstationen wie Basel oder Zürich-Kasernenhof gut übereinstimmen. Für den verkehrsbelasteten Standort in Bern ist der mittels Rezeptormodell geschätzte mittlere Straßenverkehrsbeitrag etwa 20% tiefer als der mit dem Ausbreitungsmodell berechnete Wert für Gebiete, welche vergleichbare mittlere PM₁₀-Immissionen aufweisen. Für die stark verkehrsbelastete Messstelle Zürich-Wiedikon stimmen die Resultate der beiden Methoden wieder gut überein. Insgesamt ist die Übereinstimmung der Ergebnisse von Ausbreitungsmodell und Rezeptormodell sehr befriedigend, insbesondere wenn berücksichtigt wird, dass es sich um voneinander unabhängige Methoden handelt.

Die mittels Rezeptor- und Ausbreitungsmodell geschätzten Straßenverkehrsanteile sind tiefer, als die Werte der etwas älteren Studie des GVF (1996), außer bei sehr tiefen PM₁₀-Belastungen.

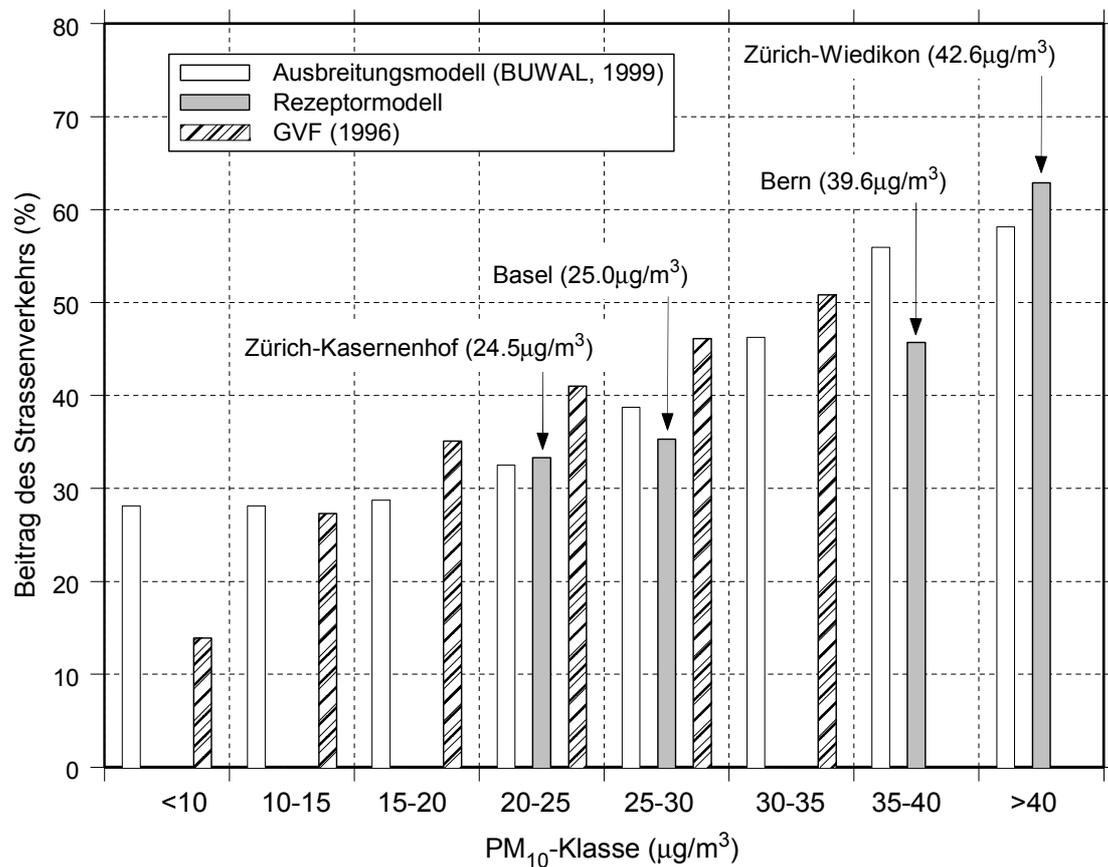


Abb. 3: Vergleich von mittels Ausbreitungsmodell und Rezeptormodell (diese Arbeit) geschätzten mittleren jährlichen Straßenverkehrsbeiträgen zum PM₁₀ sowie den Ergebnissen gemäss des GVF-Berichtes. Für die mit dem Rezeptormodell angegebenen Straßenbeiträge ist mit einer relativen Unsicherheit von $\pm 10\%$ zu rechnen.

6.7 Einfluss der Meteorologie auf die Schwebstaubimmissionen

⁶ GVF (1996): Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten. Synthesebericht. Ecoplan Bern, GVF-Auftrag Nr. 272.

Mit einer Hauptkomponentenanalyse der PM₁₀-Tageswerte aller NABEL-Stationen konnte gezeigt werden, dass die Variabilität von PM₁₀ im Wesentlichen durch großräumige Faktoren (insbesondere durch die meteorologischen Bedingungen) verursacht wird. Die Variation der Aktivitäten von lokalen Quellen ist diesbezüglich von untergeordneter Bedeutung. Ob an einer der Messstellen in der Schweiz an einem bestimmten Tag eine relativ zum Mittelwert hohe oder tiefe PM₁₀-Belastung gemessen wird, hängt hauptsächlich von der meteorologischen Situation ab.

Der Zusammenhang zwischen meteorologischer Situation und PM₁₀-Belastung wurde detaillierter untersucht. Einerseits wurden hierzu die täglichen meteorologischen Bedingungen zu Gruppen von Wettertypen zusammengefasst und die Abhängigkeit von Wettertyp und PM₁₀-Belastung untersucht. Andererseits wurde der Frage nachgegangen, ob mittels Analyse der Herkunftsrichtung von Luftmassenpaketen (Rückwärtstrajektorien) an den NABEL-Messstationen Chaumont und Tänikon ein Einfluss von ferntransportiertem PM₁₀ festgestellt werden kann. Bei advektiven Wetterlagen sind die mittleren PM₁₀-Belastungen tiefer als bei konvektiven Wetterlagen. Innerhalb der advektiven Wetterlagen führt eine Anströmung der Luftmassen aus dem westlichen Sektor zu tiefen mittleren PM₁₀-Belastungen. Bei diesen Bedingungen werden häufig saubere maritime Luftmassen gegen die Alpen geführt, was eine Verdünnung der verschmutzten kontinentalen Luftmassen bewirkt. Die Herkunft von Luftmassen aus den Sektoren Nordost und Ost führt auf dem Chaumont und in Tänikon zu höheren mittleren PM₁₀-Immissionen. Verglichen mit den mittleren PM₁₀-Immissionen bei advektiven Wetterlagen sind bei diesen Bedingungen die mittleren PM₁₀-Belastungen um etwa 2 µg/m³ (Chaumont) bzw. knapp 5 µg/m³ (Tänikon) erhöht. Mit der durchgeführten deskriptiven Datenauswertung ist es nicht möglich, die Prozesse, die zu diesen Beobachtungen führen, zu erklären.

7 Personenwagen und schwere Nutzfahrzeuge

Die mit dem Rezeptormodell erreichte Auflösung der unterschiedlichen Quellen von PM₁₀ erlaubt keine Differenzierung zwischen den Emissionen von verschiedenen Fahrzeugkategorien, wie z.B. zwischen leichten Motorwagen (LMW, insb. Personen- und Lieferwagen) und schweren Motorwagen (SMW, insb. Lastwagen, Reise- und Linienbusse). Um diese Informationslücke zu schließen, wurden zusätzlich zu den Untersuchungen von Tagesproben gezielte Messkampagnen mit hoher zeitlicher Auflösung an den beiden städtischen Standorten Zürich-Kasernenhof und Zürich-Wiedikon (Schimmelstrasse) durchgeführt. Zürich-Kasernenhof liegt in einer parkähnlichen Umgebung und ist repräsentativ für eine städtische Luftschadstoffbelastung die nicht unmittelbar durch bestimmte Emissionsquellen beeinflusst ist (städtische Hintergrundbelastung). Die Messstelle Zürich-Wiedikon liegt dagegen unmittelbar an der stark befahrenen Schimmelstraße (Transitachse von Chur in Richtung Bern und Basel) und repräsentiert einen stark verkehrsbelasteten Standort. Die Messungen umfassten neben den Luftschadstoffen auch eine nach LMW und SMW getrennte Verkehrszählung (Schleifendetektor). Die Differenz von an diesen beiden Messstellen zeitgleich erfassten Luftschadstoffbelastungen ergibt daher in guter Näherung den Beitrag durch die Emissionen des lokalen Straßenverkehrs auf der Schimmelstraße. Tabelle 6 gibt einen Überblick über die während zweier Messkampagnen im Juli/August 1998 und Januar/Februar 1999 mit den zeitlich hochauflösenden Monitormessungen (30-Minutenwerte) erhaltenen Resultate. Neben PM₁₀ sind auch die Ergebnisse von Rußmessungen (als black carbon, BC) angegeben.

Es ist zu beachten, dass die mittels Aethalometer registrierten BC-Werte orientierende Messungen darstellen, da das Messprinzip nicht äquivalent zum coulometrischen Referenzverfahren ist. Aus den tabellierten Werten wird deutlich, dass die Emissionen des Verkehrs auf der Schimmelstraße bedeutende Beiträge zu den mittleren Immissionen von BC und PM₁₀ leisten.

Ebenfalls kann Tabelle 6 entnommen werden, dass die PM₁₀-Emissionen des Straßenverkehrs auf der Schimmelstraße an Sonntagen deutlich tiefer sind als an Werktagen. Dies ist durch den fehlenden Güterverkehr (Schwerverkehr) zu erklären. Vereinzelt Zählungen von SMW an Sonntagen werden vermutlich größtenteils durch Reisebusse verursacht. Aus dem Vergleich des in Tabelle 6 aufgelisteten Straßenverkehrsbeitrages an Sonntagen mit dem an Werktagen kann der Anteil des Schwerverkehrs an den primären PM₁₀-Emissionen des Straßenverkehrs auf der Schimmelstraße abgeschätzt werden. Unter Berücksichtigung der leicht tieferen Verkehrszahlen an Werktagen als an Sonntagen ergibt sich daraus ein relativer Anteil des Güterverkehrs an den primären PM₁₀-Straßenverkehrsemissionen von 53%.

Tab. 6: Mittlere Anzahl Fahrzeuge auf der Schimmelstraße und mittlere Konzentrationen von Ruß (als BC) und PM₁₀ (Monitor) während der beiden Messkampagnen im Juli/August 1998 und Januar/Februar 1999 sowie die daraus berechneten Anteile des lokalen Verkehrs an der Schimmelstraße.

		alle Tage	Mo-Fr	Sa	So
<i>Anzahl Fahrzeuge (pro 30 min)</i>	LMW	537	513	594	588
	SMW	40	53	17	10
	LMW+SMW	577	566	611	598
<i>Ruß als BC (µg/m³)</i>	Kasernenhof	1.6	1.8	1.2	1.1
	Wiedikon	4.6	5.4	2.8	2.3
<i>Beitrag Straßenverkehr zu BC Schimmelstraße (µg/m³)</i>		3.0	3.6	1.6	1.2
<i>Anteil Straßenverkehr an BC Schimmelstraße (%)¹</i>		65.2	66.7	57.1	52.1
<i>PM₁₀ (µg/m³)</i>	Kasernenhof	24.4	24.8	23.2	23.4
	Wiedikon	40.8	43.8	35.2	32.5
<i>Beitrag Straßenverkehr zu PM₁₀ Schimmelstraße (µg/m³)</i>		16.4	19.0	12.0	9.1
<i>Anteil Straßenverkehr an PM₁₀ Schimmelstraße (%)¹</i>		40.2	43.4	34.1	28.0

¹ Abgeschätzt durch das Verhältnis der mittleren Differenz der Schadstoffkonzentration und dem Mittelwert an der Station Zürich-Wiedikon.

Auf der Grundlage der gravimetrischen Messungen der PM₁₀-Tageswerte an den Messstellen Zürich-Wiedikon und Zürich-Kaserne kann eine solche Abschätzung ebenfalls durchgeführt werden. An der Messstelle Zürich Wiedikon beträgt die mittleren Differenz von PM₁₀ an beiden Messstellen (PM₁₀ Wiedikon – PM₁₀ Kasernenhof) werktags 19.7µg/m³ und an Sonntagen 8.9µg/m³. In guter Übereinstimmung mit den Abschätzungen mittels der zeitlich höher aufgelösten Daten, ergibt sich daraus ein relativer Anteil des Güterverkehrs an den primären PM₁₀-Straßenverkehrsemissionen von 54%. Die Differenzen von PM₁₀ an den Messstellen Zürich-Wiedikon und Zürich-Kasernenhof sind genähert normalverteilt, ein t-Test liefert ein 95%-Vertrauensbereich von 49% bis 64%.

8 Schlussfolgerungen und offene Fragen

Mit dem angewendeten Rezeptormodell war es möglich, für einige typische Belastungssituationen in der Schweiz die verkehrsbedingten Anteile der PM₁₀- und teilweise auch der PM_{2,5}-Immissionen zu quantifizieren. Durch die Auswahl eher belasteter Untersuchungsstandorte (Bereich extrem starke Verkehrsbelastung bis städtischer Hintergrund bzw. Agglomeration) wurden lufthygienische Situationen charakterisiert, die potentiell problematisch sind. Für schwach belastete, ländliche Standorte (Chaumont) war es mit dem Rezeptormodell nicht möglich, den Verkehrsanteil mit genügender Zuverlässigkeit anzugeben. Die in dieser Studie ausgewiesenen Werte sind deshalb zwar repräsentativ für die Belastungssituation breiter urbaner Bevölkerungsschichten, stellen aber nicht einen schweizerischen Durchschnittswert dar.

Die Grenzen des Modells wurden ebenfalls sichtbar, indem meist keine detaillierte Trennung in einzelne Komponenten der Quellenbeiträge erreicht werden konnte. So war beispielsweise eine Auftrennung nach Anteilen von Personenwagen und Lastwagen nicht möglich. Auch konnten die gewerblichen und industriellen Beiträge nur summarisch ermittelt werden.

Durch ergänzende Messkampagnen mit zeitlich hochaufgelösten Messungen in Zürich war es dagegen möglich, für einen extrem verkehrsbelasteten Standort in Zürich-Wiedikon die Beiträge von Personenwagen und Lastwagen getrennt zu ermitteln. Es konnte auch gezeigt werden, dass es grundsätzlich möglich ist, mit solchen Differenzmessungen (lokale Belastung minus Hintergrundbelastung) Emissionsfaktoren für reale Verkehrssituationen abzuschätzen. Für solche Informationen besteht zur Zeit ein großer Bedarf, da die verfügbaren Emissionsfaktoren aus Prüfstandsmessungen keine Informationen zu den Aufwirbelungs- und Abriebsmissionen liefern. Um diese Wissenslücke zu schließen und zu Emissionsfaktoren für verschiedene typische Verkehrsszenarien zu gelangen, wurde kürzlich ein neues Projekt gestartet. Mit einem bezüglich dieser Fragestellung optimiertem Konzept werden an geeigneten Straßen gezielt Immissionsmessungen zur Ermittlung der Emissionsfaktoren für Auspuff- und Aufwirbelungs-/Abriebsmissionen von Personenwagen und Lastwagen durchgeführt.

Offen bleibt die Bedeutung der Offroad-Emissionen im Allgemeinen. Diese sind aufgrund ihrer praktisch identischen chemischen Zusammensetzung in den vom Rezeptormodell gelieferten Faktoren für Straßenverkehr enthalten. Dank der gezielten Auswahl der untersuchten Standorte ist aber anzunehmen, dass der Offroad-Anteil hier eher gering ist, da keine der typischen Offroad-Quellen (schwere Baumaschinen, Traktoren, Dieselloks usw.) in der Nähe anzutreffen waren. Dies bedeutet jedoch nicht, dass der Offroad-Anteil, der zeitweise sehr hohe lokale Immissionen verursachen kann, überall unbedeutend wäre.

Der Anteil des Hausbrandes (Öl- und Gasfeuerungen) konnte ebenfalls aufgrund der ähnlichen chemischen Zusammensetzung nicht separiert werden. Allerdings kann aus den für solche Anlagen sehr gut bekannten tiefen Emissionswerten für Partikel mit Sicherheit davon ausgegangen werden, dass diese Emissionen für die Partikelimmissionen an den gewählten Standorten von völlig untergeordneter Bedeutung sind. Die partikelreicheren Emissionen von Holzfeuerungen hingegen sind im Faktor "Biomassenverbrennung" enthalten.

Die hier vorgestellten Ergebnisse sind das Resultat eines im Rahmen des Nationalen Forschungsprogramms "Verkehr und Umwelt" (NFP41) durchgeführten Projekts

Ausführlicher Projektbericht:

"Anteil des Straßenverkehrs an den PM₁₀- und PM_{2,5}-Immissionen" NFP41/C4, Bericht Nr. 801.683.d

(Preis ca. Fr 22.-) erhältlich bei:

BBL/EDMZ
CH-3003 Bern

Fax: +41 31 325 50 58
E-mail: verkauf.zivil@bbl.admin.ch
www.admin.ch/edmoz

PM₁₀ und PM_{2,5} in einem Straßentunnel

Dr. Heinz Ott, LfU

1. Allgemeines

Im Frühjahr sowie im Spätherbst des Jahres 2000 wurden in einem Münchner Straßentunnel des Mittleren Ringes Feinstaub-Messungen durchgeführt. Ziel war, die gemessenen Staub- und Rußkonzentrationen mit den über Emissionsfaktoren berechneten Partikelkonzentrationen zu vergleichen. Mit einer verbesserten Messanordnung sollten die 1999 am gleichen Straßentunnel durchgeführten Untersuchungen [1] fortgeführt werden.

Die Messungen wurden auf dem südlichen Abschnitt des Mittleren Ringes (Brudermühl-Tunnel) in der Nordröhre durchgeführt. Der Verkehrsfluss bewegt sich hier auf 3 Fahrspuren von Ost nach West. Die gesamte Länge des Tunnels beträgt ca. 880 m. Das Westportal ist durch einen teilweise baumbestandenen Hügel vor dem Einfluss westlicher und südwestlicher Winde geschützt, so daß bei den zeitweise recht hohen Windstärken, die im Messzeitraum aus diesen Richtungen auftraten, eine Beeinflussung der Ergebnisse nicht unterstellt werden muss. Die Messstellen befanden sich an der Tunneleinfahrt, in der ersten Parkbucht des Tunnels (ca. 50 m nach der Tunneleinfahrt) sowie in der dritten Parkbucht (ca. 450 m nach der Einfahrt, in der untenstehenden Tunnelansicht ganz links oben). Die Verkehrsstärke wurde über Zähl-schleifen ermittelt, der Anteil an Lkw wurde mittels Videoaufnahmen ausgezählt. Die zwischen Tunneleinfahrt und dritter Parkbucht im Tunnel ermittelte Konzentrationsdifferenz sollte theoretisch den Emissionen einschließlich Straßenaufwirbelung und Reifenabrieb im betrachteten Tunnelabschnitt entsprechen.

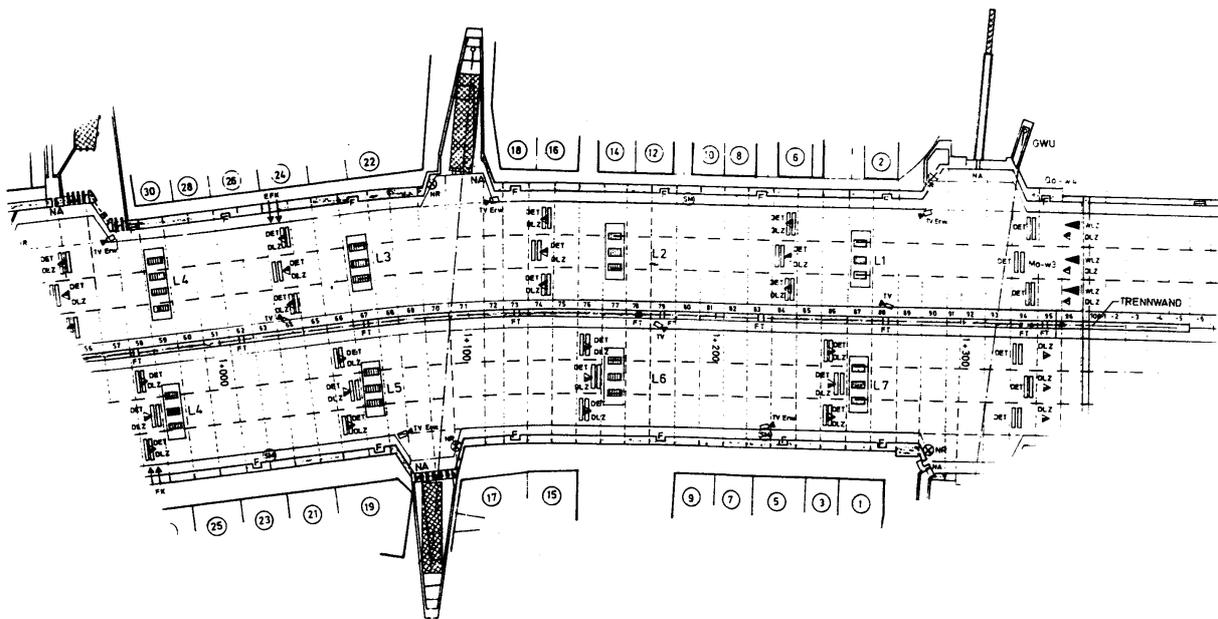


Bild: Ansicht des Brudermühl-Tunnels (unterschiedliche Längen- und Breiten-Maßstäbe)

2. Experimentelles

Die Staubproben wurden als Tagesmittelwerte gesammelt; über Vorabscheider wurden die Fraktionen Schwebstaub (TSP), Feinstaub PM_{10} sowie im Spätherbst auch $PM_{2,5}$ gesammelt. Die Staubproben wurden mittels Kleinfiltergeräten nach VDI 2463 Bl. 7 mit den entsprechenden vorgeschalteten Abscheidern gewonnen. Im Frühjahr wurden Quarzfaserfilter, im November Celluloseacetat-Filter ($1,2 \mu\text{m}/47 \text{ mm}$ Firma Schleicher u. Schuell) verwendet. Die Filter wurden mittels Differenzwägung vor und nach der Beprobung unter konditionierter Atmosphäre auf einer Waage Sartorius BP 211D-OCE ausgewogen. Die Staubproben der ersten Messkampagne im Frühjahr wurden auch auf den Gehalt an Ruß (elementarem Kohlenstoff, EC) analysiert. Bei Verwendung von Celluloseacetat-Filtern ist eine Rußbestimmung über Titration nicht möglich; deshalb sind von der Messkampagne im November keine Rußwerte vorhanden. Bei der Verwendung von Quarz- bzw. Glasfaserfiltern ist die Handhabung erschwert, da die Filter nach dem Glühen leicht abbröckeln. In diesem Fall sind negative Abweichungen vom Messwert zu erwarten, was sich in zu geringen Staubwerten äußert.

Zur Berechnung der Staub- bzw. Rußkonzentration im Tunnel wurden die Emissionen der Fahrzeuge nach der in [1] angegebenen Tunnelformel ermittelt:

$$c = \frac{s}{A \cdot u} \cdot (q_{Pkw} \cdot EFA_{Pkw} + q_{Lkw} \cdot EFA_{Lkw})$$

c = Schadstoffkonzentration
 s = Tunnellänge
 A = Tunnelquerschnitt
 q = DTV-Wert
 EFA = Emissionsfaktor

Die hierzu benötigten Emissionsfaktoren wurden nach dem „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs“ (Version 1.2) bestimmt [1]. Der Tunnelwind im Bruder Mühl-Tunnel hängt nach [1] vorwiegend von der Verkehrsstärke ab; es wird folgende Formel angegeben:

$$u = 1,64 \ln(q) - 6,49$$

u = Tunnelwind
 q = Verkehrsstärke

Die Rußanalysen wurden nach 23.BImSchV, Anhang 2, durch Verbrennung des Kohlenstoffs zu Kohlendioxid und anschließender coulometrischer Titration durchgeführt. Die durch die Beiträge der Kfz im Tunnel resultierenden Staubkonzentrationen wurden durch Differenzbildung zwischen Konzentration an der dritten Parkbucht und Konzentration an der Tunneleinfahrt bzw. im November an der ersten Parkbucht gebildet. Die Werte vom Tunneleingang und erster Parkbucht unterscheiden sich nur wenig.

Zwischen der ersten und zweiten Woche wurde der Tunnel nass gereinigt, indem die Tunnelwände mit Hochdruckreinigern abgespritzt wurden und die Fahrbahndecke mit Nassarbeitenmaschinen befahren wurde. Da bei regnerischen Tagen eine Auswirkung der Feuchtigkeit auf die Staubkonzentration zu erwarten ist, wurden mittels Daten des Deutschen Wetterdienstes auch die Niederschlagshöhen für den Stadtbereich München berücksichtigt.

3. Ergebnisse

Die **Staubkonzentrationen am Tunneleingang**, die annähernd der Konzentration der Umgebungsluft im Straßenraum entsprechen sollten, waren über die Messdauer sehr uneinheitlich. So zeigten die Staubwerte im März/April über die betrachteten Wochen eine zunehmende Tendenz. Im Gegensatz dazu waren die Konzentrationen in der Novemberwoche deutlich geringer. Am Mittwoch und Donnerstag der 1. Woche fielen 8 bzw. 12 mm Niederschlag; die Staubwerte waren am Donnerstag ca. um die Hälfte niedriger als an den übrigen Tagen. Allerdings konnte ein ähnlicher Effekt am Donnerstag der 2. Woche nicht beobachtet werden, obwohl am Mittwoch davor 16 mm Niederschlag fielen.

Für die Vergleiche mit nach [2] berechneten Konzentrationen wurden nur die Tunnelbeiträge von Staub (TSP), PM_{10} bzw. $PM_{2,5}$ und Ruß (EC) herangezogen. Sie wurden durch Differenzbildung zwischen der Messung im Tunnel (3. Parkbucht) und der Tunneleinfahrt ermittelt.

Die **Tunnelbeiträge** an Staub, PM_{10} und Ruß (EC) waren in der ersten Woche eher uneinheitlich; in der zweiten Woche war eine gewisse Korrelation mit dem DTV und den berechneten Staub- und Rußkonzentrationen erkennbar. Beim Vergleich der gemessenen mit den errechneten Werten ergab sich vor allem bei der Messkampagne im November eine relativ gute Übereinstimmung bei **TSP** (Bild 1); bei **PM_{10}** entsprach in der April-Woche der gemessene dem berechneten Wert; in der November-Woche betrug der gemessene ca. 75% des berechneten Wertes (Bild 2).

Bei **PM_{10} -Ruß** war zwischen Rechnung und Messung im März und April eine gewisse Übereinstimmung festzustellen (Bild 3 unten). **TSP-Ruß** zeigte etwas höhere Konzentrationen als berechnet (Bild 3 oben). Dies könnte auf Reifenabrieb bzw. Staubaufwirbelung zurückzuführen sein.

Betrachtet man in den Messwerten für den Tunnelbeitrag den **Rußgehalt** der verschiedenen Staubfraktionen, so wurde festgestellt, dass bei TSP der Rußgehalt ca. 30%, bei PM_{10} ca. 45% beträgt (Bild 4). Die beiden Wochen im März und April zeigten hierbei sehr ähnliche Werte.

Mitte April wurden in der 3. Bucht PM_{10} und $PM_{2,5}$ gemessen (Absolutwerte, kein Tunnelbeitrag) und ebenfalls der Rußgehalt bestimmt. Der Anteil lag für PM_{10} bei ca. 36% (und damit deutlich niedriger als im Tunnelbeitrag) sowie für $PM_{2,5}$ bei ca. 43%.

4. Zusammenfassung

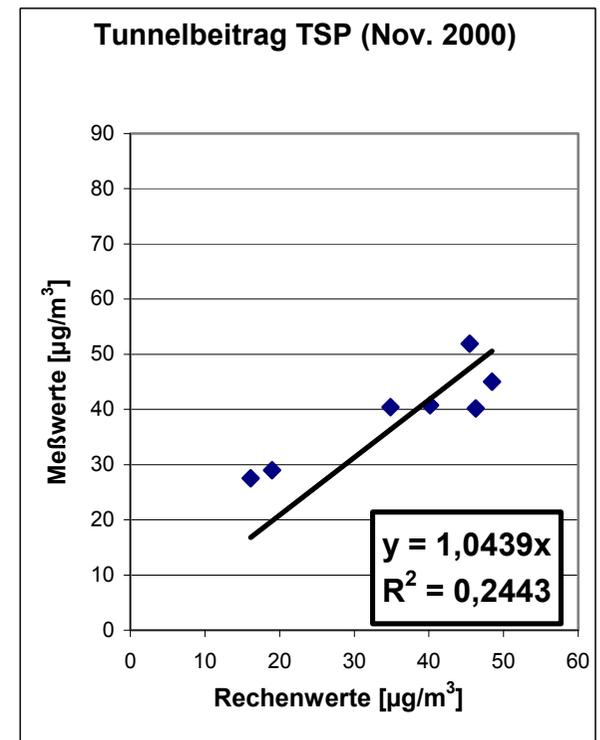
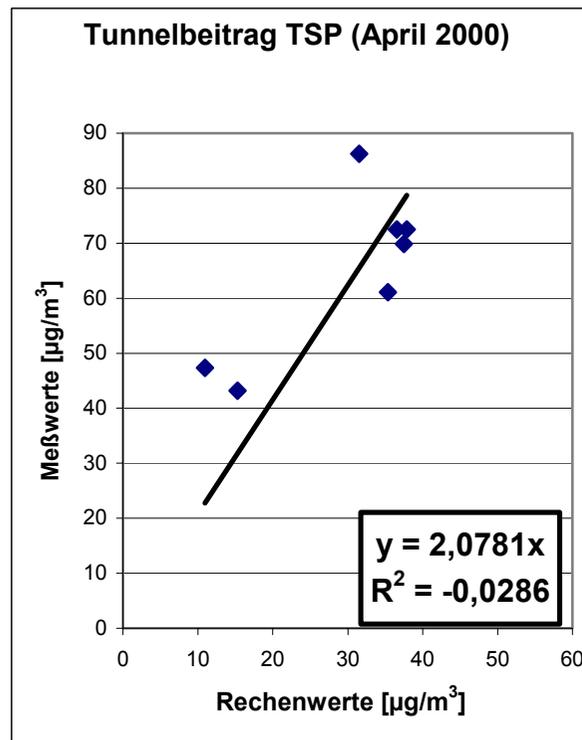
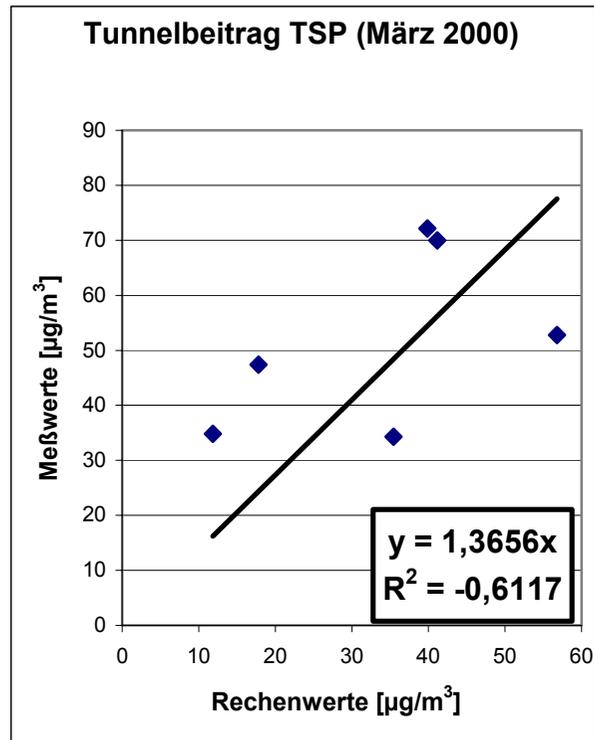
In dem Projekt zeigte es sich, dass Tunnelmessungen geeignet sind, die über Emissionsfaktoren berechneten Konzentrationen nachzuprüfen. Hierzu sollten jedoch durch Differenzbildung zwischen Tunneleinfahrt und Tunnel-Innenmessung nur die in der Tunnelstrecke entstandenen Immissionen berücksichtigt werden. Die erhaltenen Werte zeigten zum Teil eine relativ gute Korrelation mit den Rechenwerten. Es konnte kein Einfluß der zwischen zwei Messkampagnen durchgeführte Tunnelreinigung festgestellt werden. Meteorologische Einflüsse (z.B. Regen, Wind) lassen sich derzeit noch nicht deuten.

Anhang: Bilder 1 – 5

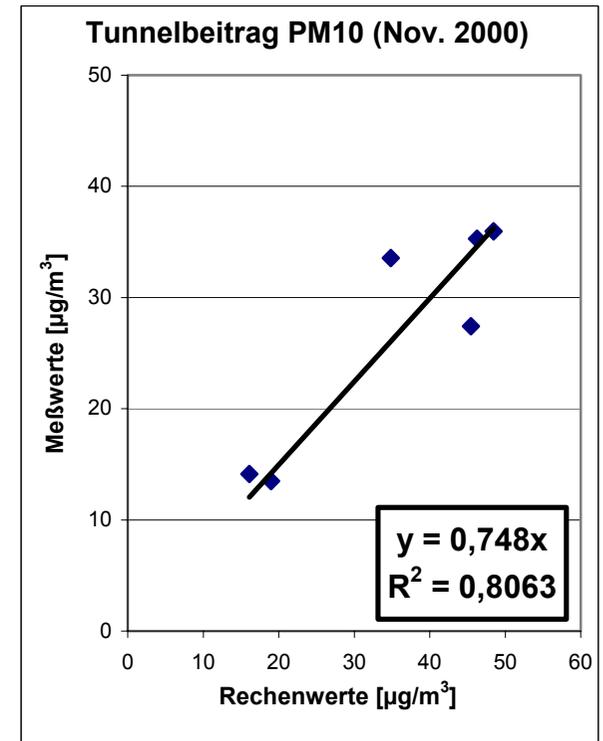
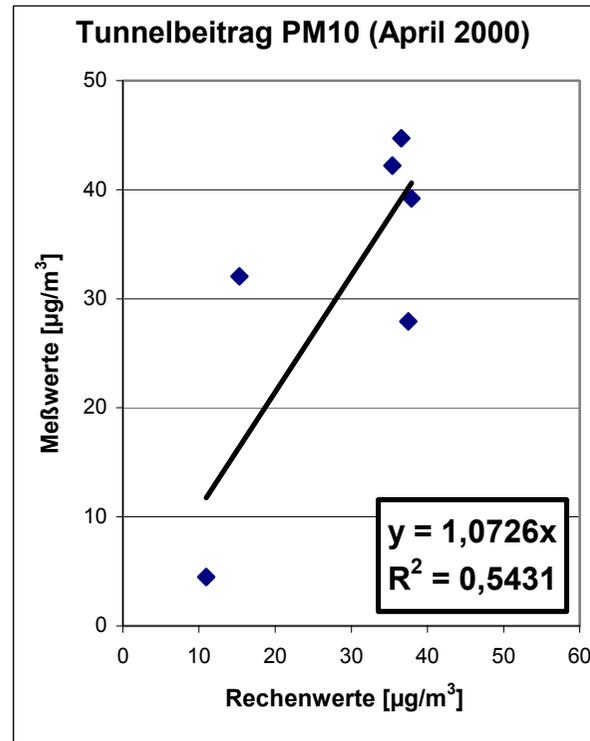
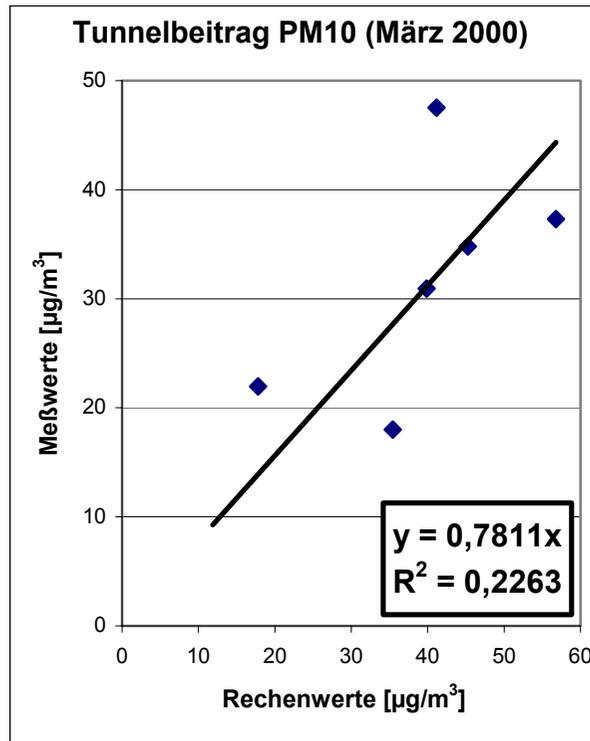
[1] Bernhard Brenner, Peter Rabl, Traugott Wegehaupt: Tunnel-Immissionsmessungen zur Bewertung kfz-spezifischer Emissionen, Landesamt für Umweltschutz 1999

[2] INFRAS AG: Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 1.2, Bern 1999

Tunnelbeiträge für TSP bei den drei Messkampagnen 2000



Tunnelbeiträge für PM₁₀ bei den drei Messkampagnen 2000



Bayerisches Landesamt
für Umweltschutz

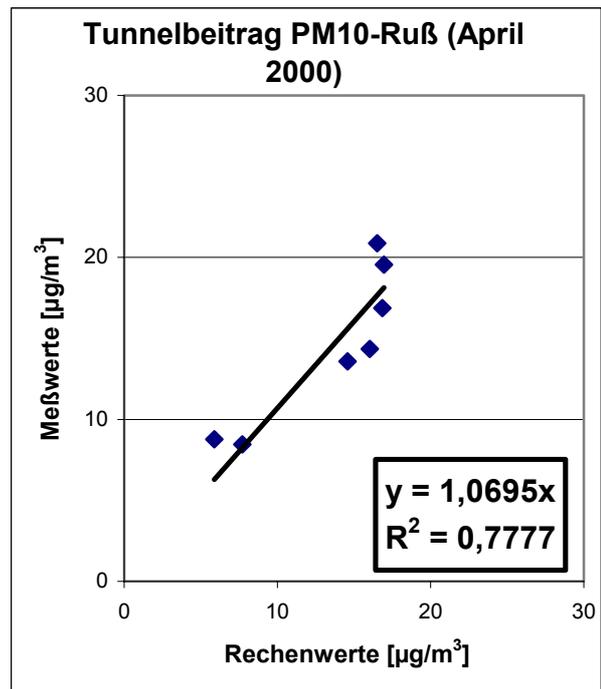
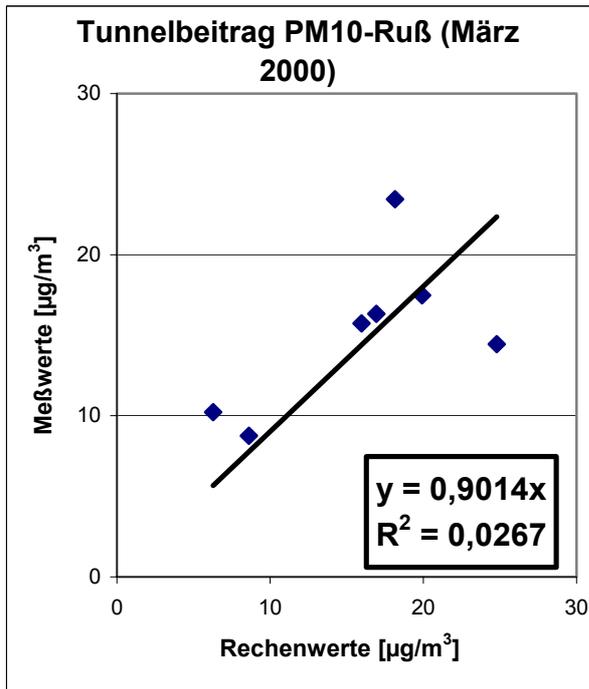
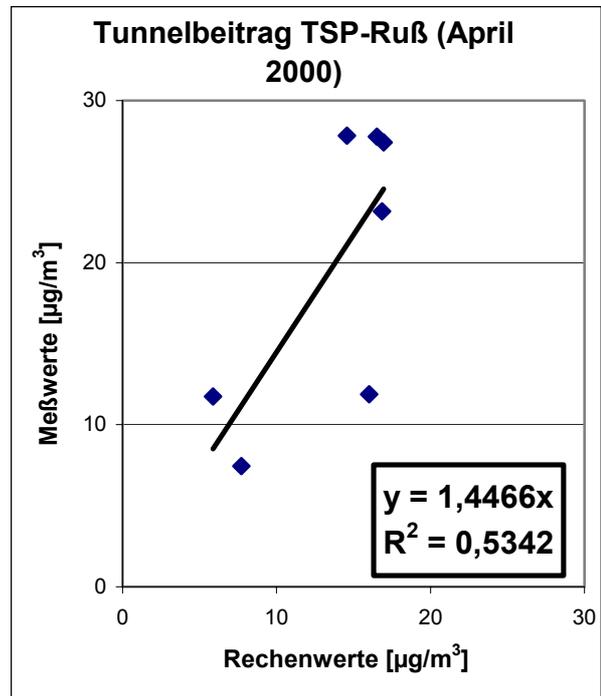
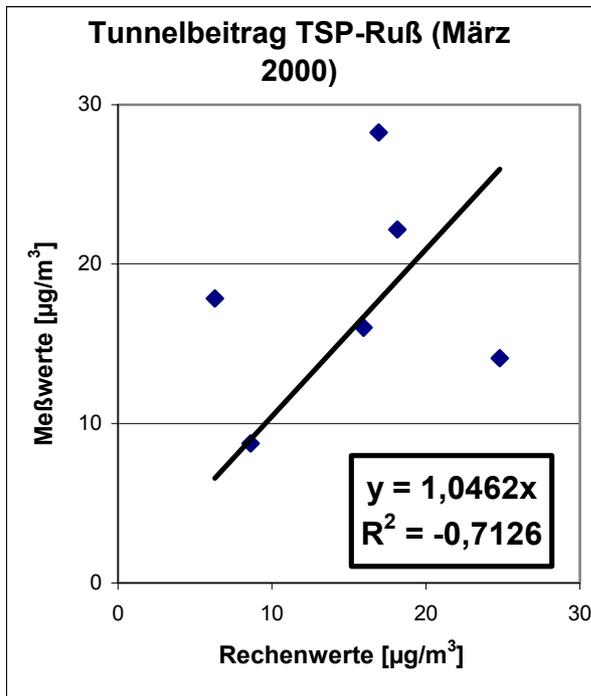
Referat Verkehr und
mobile Messungen

PM₁₀ und PM_{2,5} in einem Straßentunnel

20.06.2001

Bild 2

Tunnelbeiträge für TSP- und PM₁₀-Ruß März/April 2000



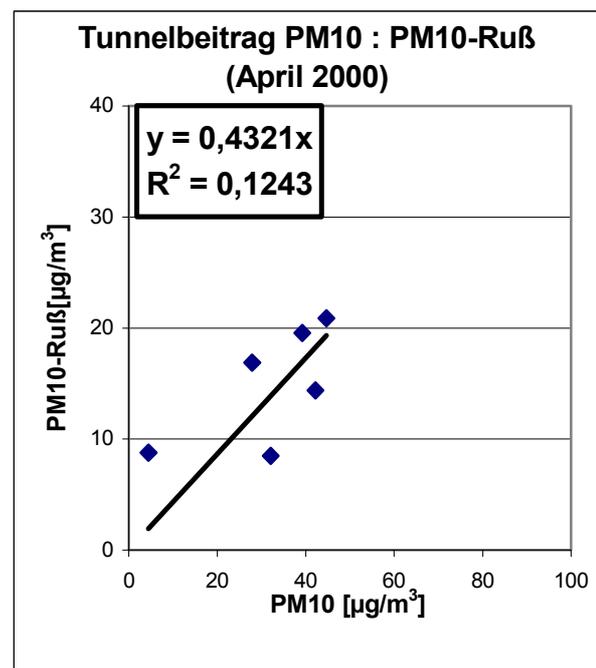
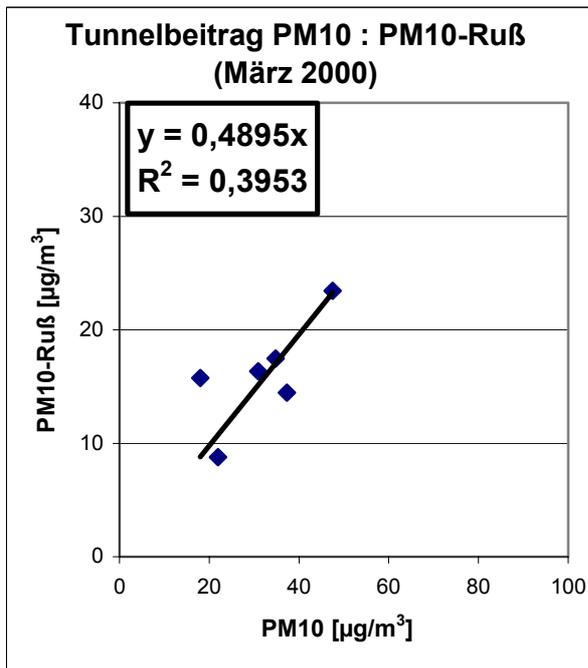
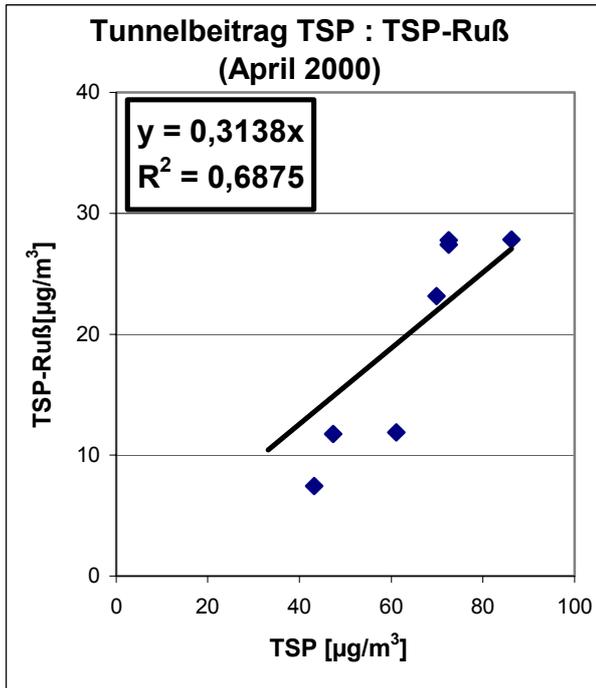
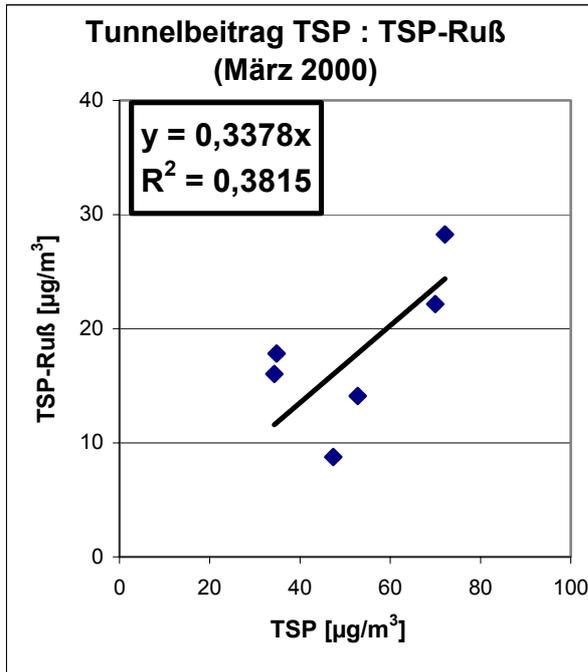
Bayerisches Landesamt
für Umweltschutz
Referat Verkehr und
mobile Messungen

**PM₁₀ und PM_{2,5} in
einem Straßentunnel**

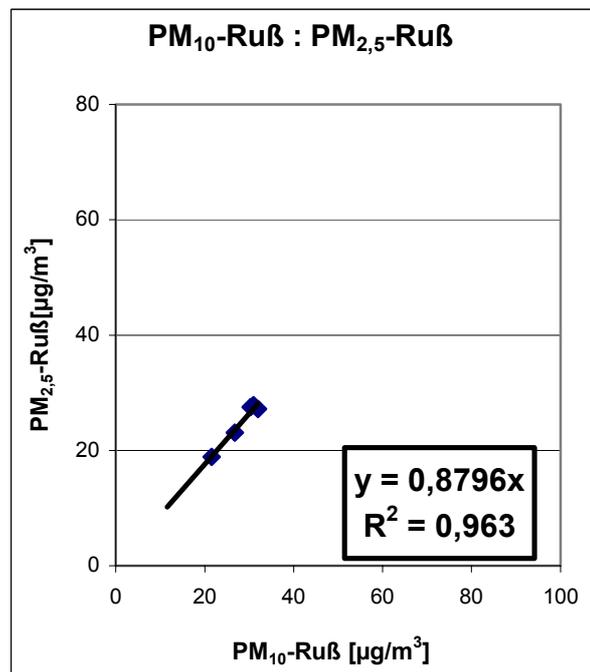
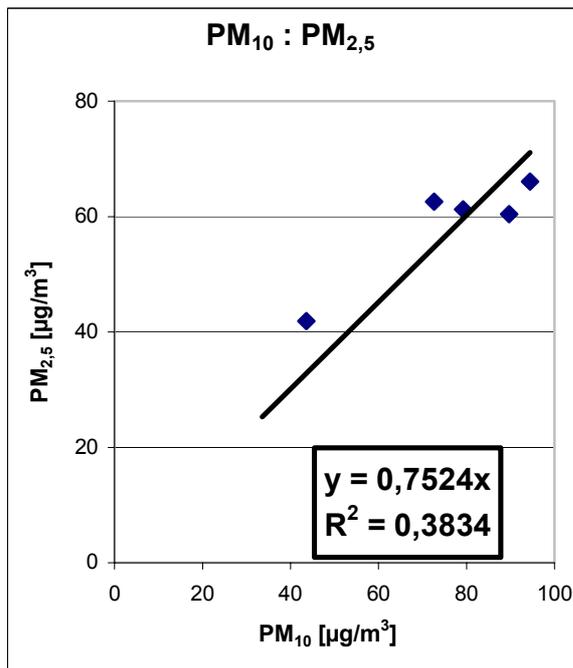
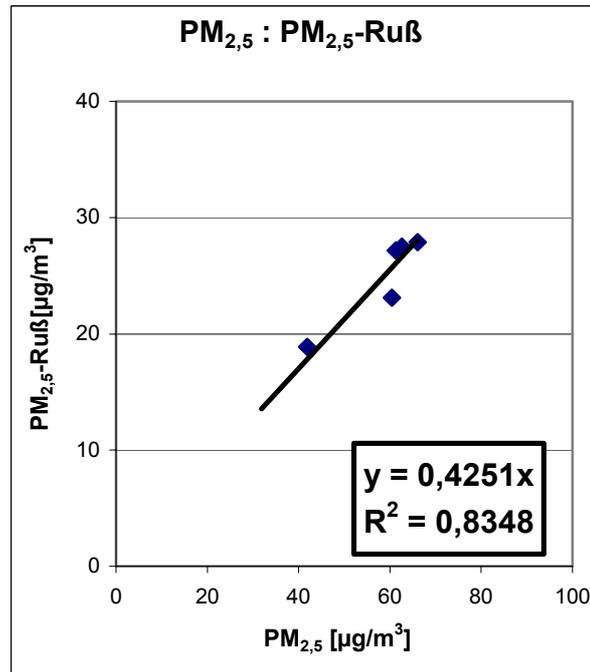
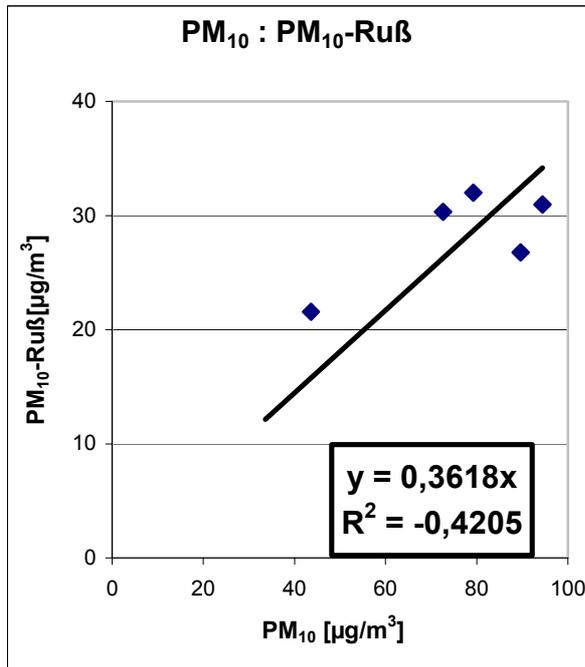
20.06.2001

Bild 3

Tunnelbeiträge: Verhältnis Staub zu Ruß März/April 2000



3. Bucht: Verhältnis $PM_{10/2,5}$ zu $PM_{10/2,5}$ -Ruß Mitte April 2000



Bayerisches Landesamt
für Umweltschutz

Referat Verkehr und
mobile Messungen

**PM_{10} und $PM_{2,5}$ in
einem Straßentunnel**

20.06.2001

Bild 5

PM₁₀-Analytik im städtischen Umfeld

Dr. Thomas Gritsch, TÜV Süddeutschland Bau und Betrieb GmbH

Im Rahmen einer Vergleichbarkeitsprüfung des radiometrischen Staubmonitor FH 62 I-R der Fa. Thermo ESM Andersen mit dem PM₁₀ - Referenzverfahren nach DIN EN 12341 wurden nähere Untersuchungen zur Variation der PM₁₀-Belastung, des PM₁₀-Anteils und der Zusammensetzung des PM₁₀-Staubes an mehreren Messstandorten im Umfeld von München bestimmt.



Abb. 1: FH 62 I-R mit PM₁₀-Probeneinlass

Der erste Messstandort lag im Waagenbereich einer Bauschuttdeponie. Werktags ergab sich während der Öffnungszeiten der Deponie eine starke Staubbelastung durch Dieselruß und aufgewirbelten Grobstaub aus der Bauschuttdeponie, der von den Lkw - Reifen bis in den Waagenbereich verschleppt wurde. Die Kurzzeitkonzentrationen für PM₁₀ erreichten hier bis zu 700 µg/m³ (10-Minutenmittelwerte). Der PM₁₀ - Anteil betrug minimal 30 % (Abb. 2). Dieses Immissionsumfeld entspricht industriellen Umfeld im Bereich Bau, Steine, Erden. Der Verkehr setzt sich überwiegend aus schweren und leichten Lkw zusammen. Der Einfluss von Pkw spielt hier kaum eine Rolle.

Nachts und am Wochenende wurden dagegen sehr niedrige Staubkonzentrationen mit hohem PM₁₀-Anteil bis zu 100 % vorgefunden, da die Messstelle im ländlichen Umfeld lag.

Der zweite Messstandort lag an einer stark befahrenen, 8 - spurigen Hauptverkehrsstraße mit einem DTV von 140.000 Kfz/Tag und einem Lkw-Anteil von ca. 6 %. Beidseitige 5geschossige, geschlossene Bebauung bildete eine von Nord nach Süd verlaufende Straßenschlucht aus. Durch diese Abschirmung zur Hauptwindrichtung waren die Windgeschwindigkeiten an der Messstelle niedrig und der Einfluss von Ferntransport und Hausbrand gering. Die PM₁₀-Anteile und die PM₁₀-Konzentrationen variieren hier deutlich schwächer.

Der dritte Messstandort lag in einem Gewerbegebiet. Dessen Umfeld ist repräsentativ für städtische Hintergrundbelastung ohne direkten Verkehrseinfluss. Hier zeigten sich bei niedrigen PM₁₀-Werten die höchsten Feinstaubanteile.

Die Messung am ersten Messort fand in den Wintermonaten im Jahr 1999/2000 statt und wurde im Sommer 2000 wiederholt.

Die folgende Tabelle fasst die Messstellencharakteristika zusammen:

Messstelle	Charakteristik	mittl. PM ₁₀ - Konzentration	mittl. PM ₁₀ - Anteil
1 Bauschuttdeponie - tagsüber	Industrie / Bautätigkeit / Lkw-Verkehr (ca. 80 %)	31	54%
Bauschuttdeponie - Wochenende	ländliche Hintergrundbelastung	Sommer: 23 Winter: 10	> 95% 83 %
2 Verkehrsmessstelle	innerstädtischer Verkehr	43	61 %
3 Gewerbegebiet	städtische Hintergrundbelastung	19	71 %

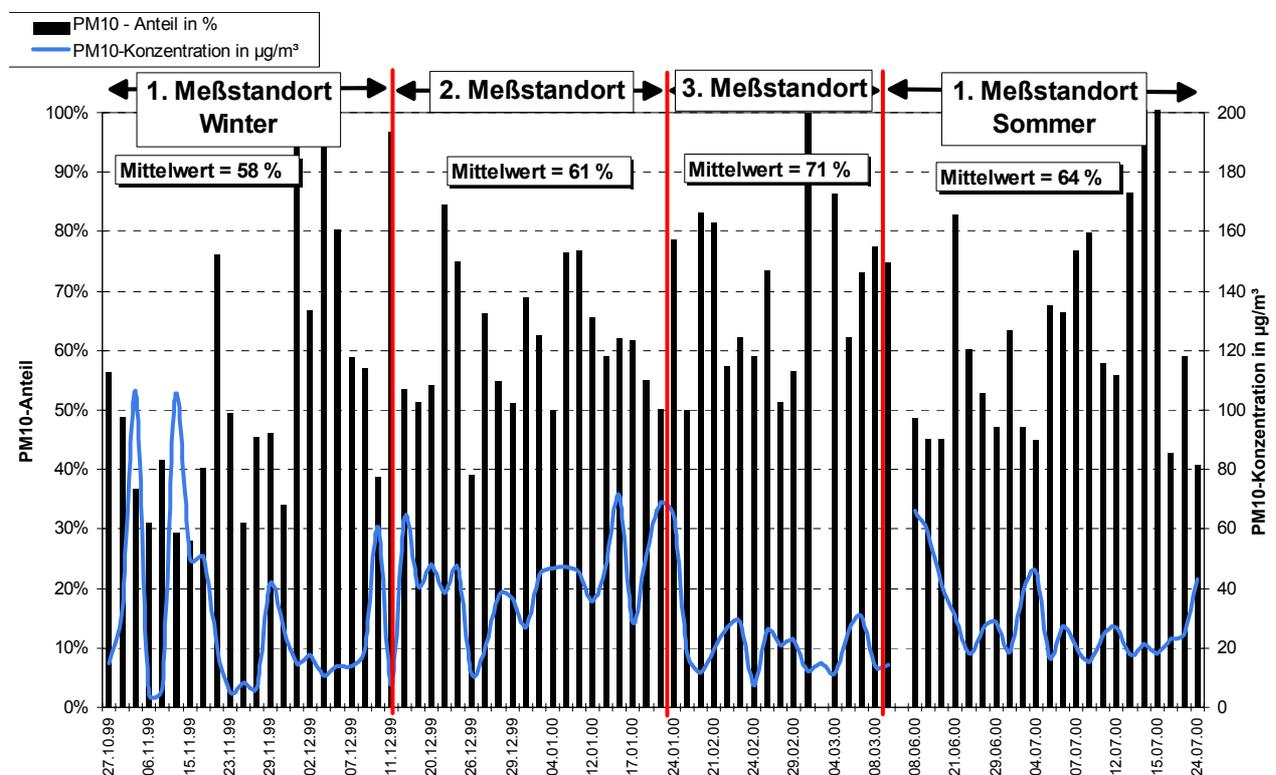


Abb.2: Anteil der PM₁₀-Fraktion und Konzentrationsverlauf an den Messstandorten

Die relativen Anteile der flüchtigen Stoffe stellten sich an den drei Messstellen sehr unterschiedlich dar. Eine Analyse von einzelnen Filtern auf Sulfat, Nitrat, Ammonium und aliphatische Kohlenwasserstoffe (z.B. Dieselöl) ergab (Abb. 3), dass bis zu 72% des Staubes an der Hintergrundmessstelle den sekundären Aerosolen zugeordnet werden muss, während dies an der Bauschuttdeponie nur 34 % sind.

An der Verkehrsmessstelle sind etwa die Hälfte als leichtflüchtig einzustufen. Von den nicht analysierten 46 % des Staubes sind aus Ergebnissen früherer Messungen etwa ein Anteil von 20 % auf Ruß (EC) zurückzuführen, so dass letztlich nur 26 % des Staubes unbestimmt bleiben. Dieser besteht vor allem aus mineralischem Staub und Salzanteilen, da die Messungen im Winter bei Temperaturen bis -20 °C durchgeführt wurden.

An der Hintergrundmessstelle überwiegt hingegen der Anteil der sekundären Aerosole Ammonium, Nitrat und Sulfat.

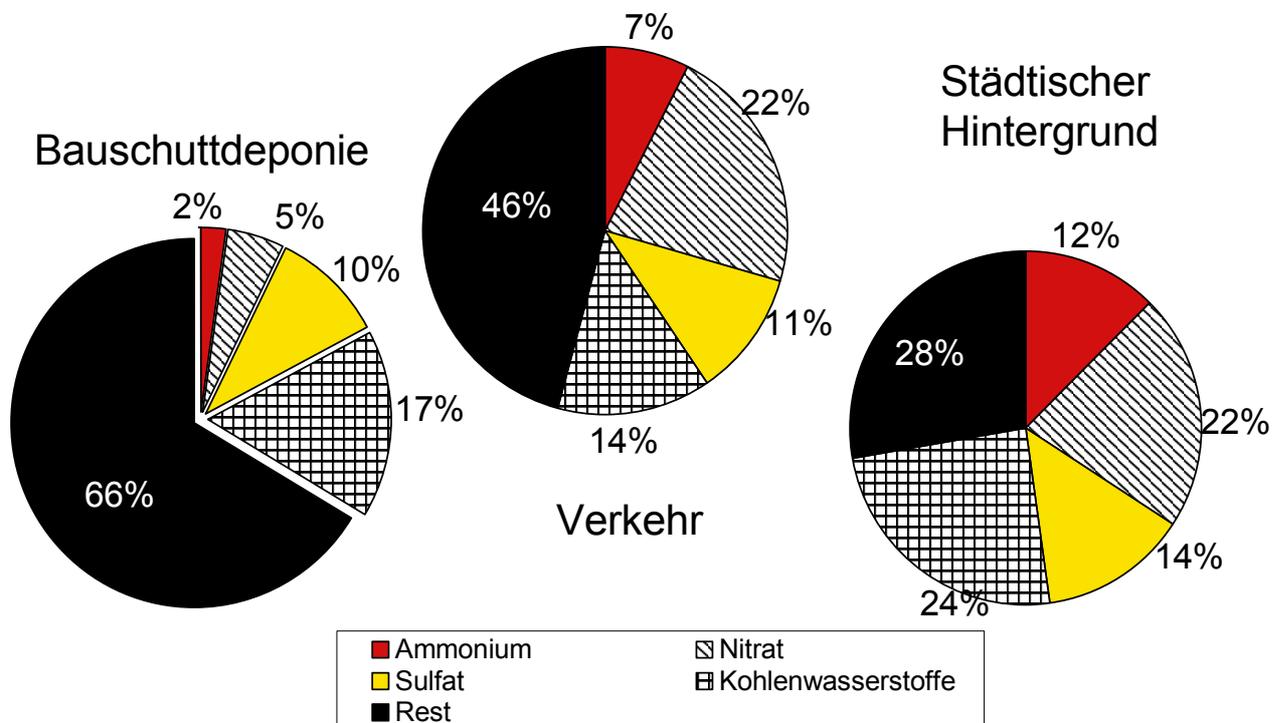


Abb. 3: Anteil der flüchtigen Stoffe im Gesamtstaub an den drei Messstellen

Verzerrt wird der prozentuale Vergleich der Staubzusammensetzung allerdings dadurch, dass die Messungen nicht gleichzeitig sondern hintereinander durchgeführt wurden.

So fanden die Messungen an der Bauschuttdeponie im November und Dezember statt, die Verkehrsmessungen im Januar/Februar und die Messungen im städtischen Hintergrund im Februar und März.

Die Anteile der sekundären Aerosole im Filter (Abb. 3) werden daher nicht nur von der Messstellencharakteristik sondern auch von der jahreszeitlich bedingten Variation beeinflusst, wie sie durch Heiztätigkeit, Vegetationsperioden, Temperatur, Strahlung etc. verursacht wird. Die gefundenen Tendenzen spiegeln jedoch in etwa auch die in der Schweiz, in Berlin und Sachsen gefundenen Werte wieder.

Die höchsten Ammonium- und Nitratkonzentrationen wurden an der Verkehrsmessstelle gefunden. Da die Messungen im Winter stattfanden, ist der Einfluss aus landwirtschaftlicher Tätigkeit gering. Die Hauptquelle stellt der Katalysator von benzinbetriebenen Pkw's dar. Dieser Verkehr charakterisiert auch die städtische Hintergrundmessstelle. Dagegen spielen diese Fahrzeuge auf der Bauschuttdeponie keine Rolle. Hier überwiegt der Lkw-Verkehr. Dementsprechend sind die Ammonium- und Nitratkonzentrationen deutlich niedriger.

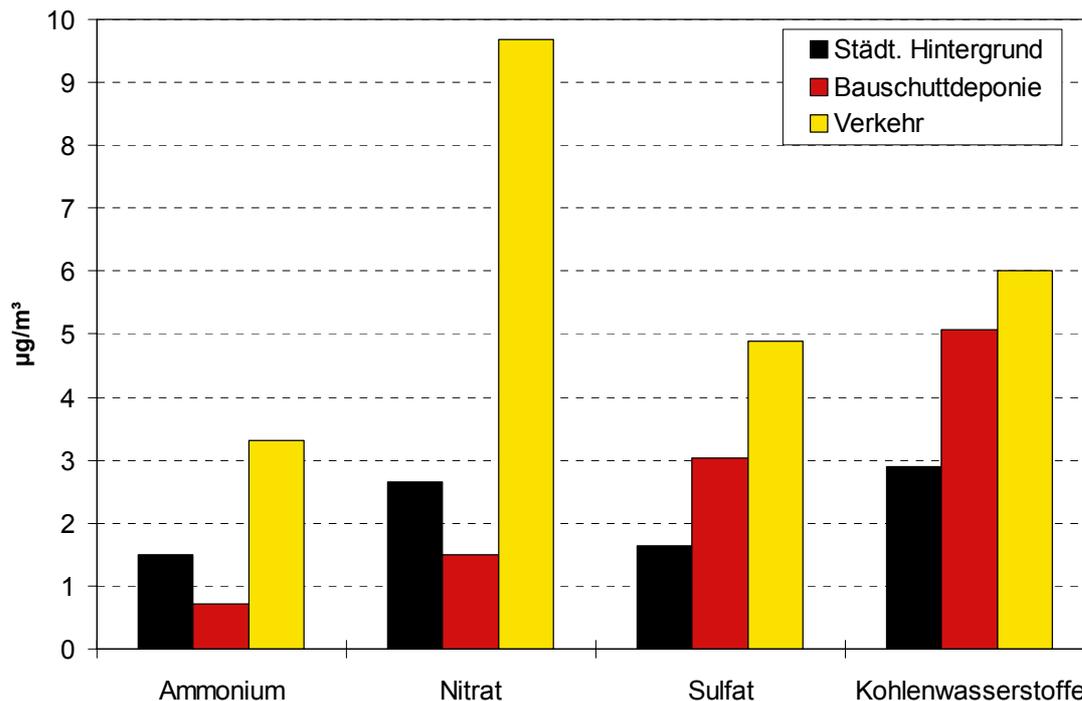


Abb. 4: Partialkonzentrationen der sekundären Aerosole

Bei den Sulfaten und den aliphatischen Kohlenwasserstoffen überholt die Bauschuttdeponie allerdings die Hintergrundmessstelle in der Rangordnung, da diese Aerosolanteile mehr durch Dieselfahrzeuge, wie Sie Lkw's ausschließlich sind, emittiert werden. Die absoluten Konzentrationen werden nur von der Verkehrsmessstelle übertroffen, die einen deutlich höheren DTV aufweist.

Bei der Messung spielt die Temperatur bei der Probenahme und bis zum Filterwechsel eine nicht zu vernachlässigende Rolle. Die DIN EN 12341 legt deshalb die Bedingungen zur Äquilibrierung der mit dem Referenzverfahren gewonnenen Messfilter auf 20 °C und 50 % rel. Feuchte fest.

Der getestete Staubmonitor FH 62 I-N arbeitet dagegen mit einer auf 40 °C beheizten Probenahme. Dies hat zur Folge, dass gegenüber dem Referenzverfahren ein unterschiedliches Partikelkollektiv erfasst wird, da zwischen 20 °C und 40 °C bereits neben der Feuchte auch Anteile flüchtiger Stoffe verdampfen oder sublimieren können.

Um den Einfluss dieses Messfehlers abschätzen zu können, wurden die mit dem Referenzverfahren gewonnenen Filter nach der Auswertung bei 20 °C noch einmal bei 40 °C und 16% rel. Feuchte, was einer rel. Feuchte von 50% bei 20 °C entspricht, über 48 h äquilibriert.

Wie zu erwarten trat bei der höheren Temperatur ein Masseverlust auf den Filtern auf, der im Mittel für alle Messstellen etwa 0,25 µg betrug. Der Hauptanteil des Massenverlustes wird dabei von Ammonium und Nitrat verursacht. Folgerichtig wurden die beiden Messstellen mit dem höchsten Anteilen dieser Aerosole (Verkehr und städt. Hintergrund) am stärksten davon betroffen.

Die vorgestellten Untersuchungen, die als Nebeneffekt einer anderen Fragestellung abfielen, zeigen, dass bereits anhand weniger Parameter interessante Informationen über die Herkunft der Stäube gewonnen werden können.

Modellierung der Feinstaubimmissionen an Straßen – Stand des Wissens

Dr.-Ing. A. Lohmeyer, Ing.-Büro Dr. Lohmeyer, Karlsruhe und Dresden

Einleitung

EU Richtlinie 1999/30/EC, die erste Tochterrichtlinie zur EU Luftqualitätsrichtlinie, setzt Grenzwerte für die PM₁₀-Konzentrationen in der Luft. Da Feldmessungen vor allem an Verkehrsmessstationen ein Überschreiten der Grenzwerte zeigen, muss dieses Problem angegangen werden. Für die Modellierung der Feinstaubimmissionen an Straßen können in erster Näherung die normalen Strömungs- und Ausbreitungsmodelle eingesetzt werden, wie sie z.B. für die Modellierung der NO₂- oder Rußimmissionen vorhanden sind, weil dort sekundäre Partikelbildung für die Zusatzbelastung infolge Straße noch keine Rolle spielt. Hauptschwierigkeit beim Feinstaub ist die Quantifizierung der PM₁₀-Emissionen. Darauf soll im folgenden schwerpunktmäßig eingegangen werden⁷. Wichtig für das Angehen der PM₁₀- Problematik ist

- ein Emissionsmodell zur Quantifizierung der PM₁₀-Emissionen von Straßen zu bekommen, aber auch
- den Emissionsprozess zu verstehen, um eine Analyse der Ursachen oder von Minderungsmaßnahmen zu erlauben.

Aufgabenstellung

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

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

Nur für Auspuffemissionen und (bedingt) Reifenabrieb liegen in Deutschland fundiertere Informationen vor. Über die offenbar wichtigen anderen Quellen, vor allem Straßenabrieb und Aufwirbelung, ist wenig bekannt.

Es war Aufgabe im Rahmen des vorliegend beschriebenen Projektes für Berlin und Sachsen

- anhand einer Literaturrecherche weltweit nach einem Emissionsmodell für Straßenabrieb und Aufwirbelung zu suchen,

⁷ Vorliegende Ausführungen stammen aus Untersuchungen im Rahmen von Aufträgen der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, 10173 Berlin und des Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, 01445 Radebeul. Beiden Institutionen wird für die Unterstützung und die Genehmigung zur Veröffentlichung gedankt. Eingeflossen sind auch die Ergebnisse aus Arbeiten für das europäische Forschungsnetzwerk TRAPOS.

- PM₁₀-Emissionsbestimmungen und PM₁₀-Immissionsmessungen und Analysen über jeweils vier 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 Emissionen aus Schweden und eine aus den USA. Die Formel aus Schweden erscheint für deutsche Verhältnisse nicht anwendbar. Die Formel aus den USA, die sogenannte EPA-Formel, bestimmt den PM₁₀-Emissionsfaktor einer Straße in Abhängigkeit der zwei Parameter

- Staubbeladung der Straße in g/m² und
- mittleres Gewicht der Fahrzeuge der Fahrzeugflotte in Tonnen.

Die Leistungsfähigkeit der Formel wird allerdings von Experten in den USA aber auch aus Europa bemängelt.

Andere Länder (Österreich, Großbritannien, Frankreich) leiten in Ermangelung besserer Verfahren die PM₁₀-Emission aus der 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 (EPA, 1997) wurde von Rauterberg-Wulff (2000) 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 (2000) wurde die EPA-Formel für die Anwendung in Brandenburg modifiziert, um die PM₁₀ Immissionen an den Verkehrsmessstationen des Landes Brandenburg zu beschreiben.

Die Literaturrecherche (Lohmeyer et al., 2001a) zeigt, dass große Unsicherheit herrscht bzgl. der PM-Emissionsbestimmung aus Staubaufwirbelung und Straßenabrieb. Das Fehlen einer Berechnungsvorschrift wird allgemein beklagt. Weil nun aber auf Basis der Informationen der Recherche Empfehlungen gemacht werden müssen, wird folgendes vorgeschlagen: Da das US-EPA Modell derzeit das einzige für eine Empfehlung zu Verfügung stehende Modell ist, wird als kurzfristige Empfehlung gegeben, dieses als Arbeitsbasis zu nehmen, allerdings mit der u.a. Modifikation resultierend aus den Erkenntnissen der Literaturrecherche und der Messungen in Leipzig und Berlin.

Ergebnis der Messungen in der Lützner Straße in Leipzig

Mit den Messungen liegen dort für einen Zeitraum von vier Wochen Daten vor über den DTV Wert, LKW Anteil, Fahrgeschwindigkeit, die meteorologischen Verhältnisse incl. Regenereignissen, die PM₇₅-Fraktion der Staubbeladung der Straße incl. Analyse auf Inhaltsstoffe,

die PM_{2,5}- und PM₁₀-Immissions-Gesamtbelastung sowie PM₁₀- Zusatzbelastung, die Analyse der PM_{2,5}- und PM₁₀-Immissions-Gesamtbelastung auf Inhaltsstoffe und die errechneten PM₁₀-Emissionen im Messzeitraum. Siehe Lohmeyer et al., 2001b.

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, sodass dort immer ein großes Potenzial an aufwirbelbarem und mit den Reifen auf die Fahrbahn verschleppbarem Staub zur Verfügung steht. Die PM₇₅-Fraktion der Staubbeladung 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 weisen auf eine ca. 35%ige Reduktion der PM₁₀-Emission an Regentagen hin, in der Frankfurter Allee wurden ca. 50% festgestellt.

Aufgrund des sehr kurzen Messzeitraums von einem Monat mit ungünstigen meteorologischen Bedingungen haben die Schlussfolgerungen aus den Messungen nicht die gewünschte Qualität, gleichwohl wurden auch sie mangels besserer Daten für die u.a. Modifikation der EPA-Formel verwendet.

Ergebnis der Messungen in der Schildhornstraße in Berlin

Mit den Messungen und den Auswertungen liegen dort für einen Zeitraum von vier Wochen Daten vor über den DTV-Wert, LKW-Anteil, Fahrgeschwindigkeit, die meteorologischen Verhältnisse incl. Regenereignissen, die PM₇₅-Fraktion der Staubbeladung der Straße incl. Analyse auf Inhaltsstoffe, die PM_{2,5}- und PM₁₀-Immissions-Zusatzbelastung, die Analyse der PM_{2,5}- und PM₁₀-Immissionsgesamtbelastung auf Inhaltsstoffe und die errechneten PM₁₀-Emissionen im Messzeitraum. Zusätzlich zu den Parametern aus der Lützner Straße wurden hier eine Analyse der PM_{2,5}- und PM₁₀-Immissions-Vorbelastung auf Inhaltsstoffe vorgenommen und es wurde auch die NO_x-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. Siehe Lohmeyer et al., 2001c.

Bemerkenswertswertweise lassen die Messungen der PM₁₀-Emission keine Reduktion an Regentagen erkennen, in der Lützner Straße war eine ca. 35%ige Reduktion, in der Frankfurter Allee von Rauterberg-Wulff eine 50%ige Reduktion festgestellt worden.

Die PM₇₅-Fraktion der Staubbeladung der Fahrbahn lag mit $0.16 \pm 0.09 \text{ g/m}^2$ deutlich niedriger als in der Lützner Straße ($0.38 \pm 0.21 \text{ g/m}^2$) und auch niedriger als der von Rauterberg-Wulff in der Frankfurter Allee in Berlin festgestellte 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 mangels besserer Daten für die u.a. Modifikation der EPA-Formel verwendet.

Empfehlung kurzfristig für Emissionsmodell auf Basis der EPA-Formel

Es wird 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) siehe INFRAS, (1999). 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 die modifizierte EPA-Formel angesetzt. Da die EPA-Formel auch die Auspuffemissionen enthält, muss von der EPA-Formel die Auspuffemission in dem Jahr abgezogen werden, in dem die Messdaten für ihre Modifikation erhoben wurden. Die EPA-Formel wurde modifiziert mit Messdaten aus Deutschland aus den Jahren 1998 bis 2000, wegen der in der Formel enthaltenen Unsicherheiten ist es ausreichend, als Messjahr immer das Jahr 2000 anzusetzen. Damit ergibt sich

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

bzw. für die gesuchte gesamte PM₁₀-Emission einer Straße

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

wobei

$$\Delta_{Auspuff} = e_{PM10}^{Auspuff}(\text{im Jahr 2000}) - e_{PM10}^{Auspuff}(\text{im Bezugsjahr}).$$

Dabei bedeuten:

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

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.

a) Innerortstraßen

Für die Anwendung auf Innerortstraßen wird 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. Da aber auch hierfür etwas anzugeben ist, wird vorgeschlagen in Abweichung vom Vorgehen bei Innerortstraßen:

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

Außerorts: $W(\text{PKW}) = 1.2 \text{ t}$ $W(\text{INFz}) = 2.1 \text{ t}$ $W(\text{sNFz}) = 11 \text{ t}$,

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

c) Tunnelstrecken

Die PM_{10} -Emissionen auf Tunnelstrecken sind offenbar niedriger als die von offenen Straßen. Auf Basis der wenigen vorhandenen Daten wird für die Bestimmung des PM_{10} -Emissionsfaktors für PKW und sNfz vorgeschlagen:

PKW incl. INFz: $e_{\text{PM}_{10}}(Bzj) = 0.04 [\text{g}/(\text{km Fz})] - \Delta_{\text{Auspuff}}$,

sNfz: $e_{\text{PM}_{10}}(Bzj) = 0.8 [\text{g}/(\text{km Fz})] - \Delta_{\text{Auspuff}}$.

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. Die 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 in Deutschland und die Schweiz bekannt gewordenen Messungen den Vergleich zwischen Messung und oben empfohlener Rechnung. Es liegt eine 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. allein 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 der EPA-Formel incl. der damit verbundenen Unsicherheit in der Staubbelastung wird schon eine Abweichung vom Faktor 3,6 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.

Tab. 1.1: Vergleich von Messwerten mit Rechenergebnissen. Bandbreiten aus Brandenburg werden derzeit erfragt. *: Werte nicht in Originalbericht, deshalb abgeleitet.

Quelle	Jahr	Messpunkt	PM ₁₀ - Messung g/(km Fz)	PM ₁₀ - Rechnung g/(km Fz)	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	0,157	4
LUA Brdbg	1998	Potsdam H.-Thoma-Str.	0,120	0,158	32
LUA Brdbg	1999	Potsdam H.-Thoma-Str.	0,133	0,156	17
R.-Wulff	1999	Berlin/Frankfurter Allee*	0,126 (0.06-0.140)	0,152	21
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	Lützner Straße	0,660 (0.470-1.1)	0,684	4
Hüglin	1998	Zürich/Schimmelstraße	0,166 (0.142-0.191)	0,208	25
Israel	1994	Berlin/Tunnel Tegel	0,071 (0.063-0.080)	0,086	21
R.-Wulff	1998	Berlin/Tunnel Tegel	0,088 (0.069-0.107)	0,093	6
Rabl	1999	München/Brudermühltunnel	0,091 (0.070-0.113)	0,082	-10

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.

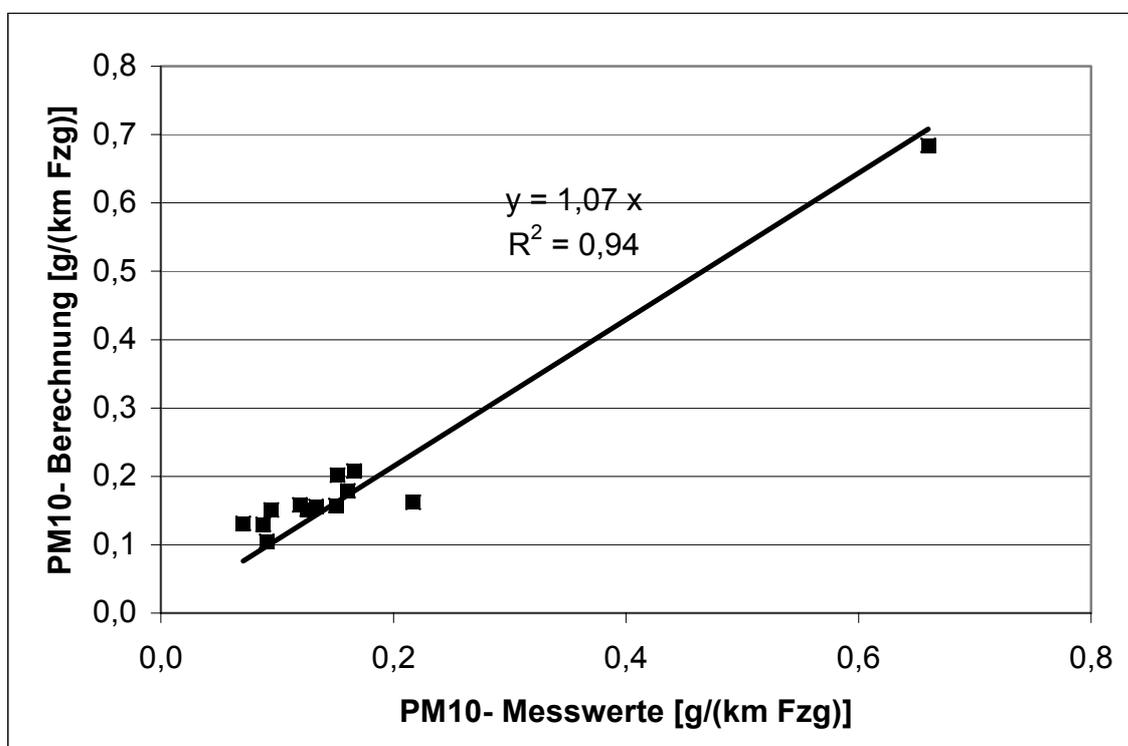


Abb. 1.1: Vergleich von Messwerten mit Rechenergebnissen. Werte ohne Fehlerbalken.

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 Alle waren je nach Messgerät und Straßenseite 16 % bis 30 % durch die Straße verursacht. Emissionsminderungsmaßnahmen in der Lützner und Schildhornstraße um x % würden dort also die Immissionen um ca. 1/2 x % senken.

Eine Abschätzung der Aufteilung der Emissionen auf PKW und LKW zeigt den PM₁₀-Emissionsfaktor eines LKW 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 nichtkohlenstoff-Anteil 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 NH₄, NO₃ und SO₄ 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 als auch der Schildhornstraße lag der Anteil der PM_{2,5}-Fraktion an der PM₁₀-Fraktion der Immissions-Gesamtbelastung bei 80 % bis 95 %. Zukünftig soll möglicherweise auch die PM_{2,5}-Immission einen Grenzwert bekommen. An den beiden Messstellen lag die PM_{2,5}-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 Alle eine ca. 50%ige Reduktion an Regentagen, in der Lützner Straße wird eine ca. 35%ige Reduktion festgestellt und in der Schildhornstraße keine Reduktion. 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 Staubbelastung auf Hochleistungsstraßen in Deutschland nicht der dominierende Parameter für die PM_{10} -Emission sein und zwar aus drei folgenden Gründen:

- Die Untersuchungen von Fitz zeigen, dass ein Waschen der Straße, also die Entfernung der Staubbelastung kein wesentlicher Parameter ist, denn das Waschen bleibt ohne Einfluss.
- Wenn die PM_{10} -Emission im wesentlichen aus der Staubbelastung gespeist würde, müsste die Staubbelastung 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 PM_{10} -Staubbelastung nur für ca. einen Tag in der Lage wäre, die dort festgestellte PM_{10} -Emission zu speisen. Dann wäre aller Staub emittiert. Solch einen Absinken der Staubbelastung beobachtet man dort aber nicht.
- Die EPA-Formel gibt keine guten zuverlässigen Rechenergebnisse.

Die Staubbelastung kann bei befestigten Hochleistungsstraßen die Emission also bestenfalls kurzfristig speisen. Die eigentliche Ursache für die PM_{10} -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 PM_{10} -Emission zu liefern und die Variation in der PM_{10} Emission von Straße zu Straße (bei gleicher Staubbelastung) 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 PM_{10} -Gesamtemission (Auspuff plus Aufwirbelung plus Abrieb) an die EPA-Formel anpassen muss. Günstiger wäre es von der gemessenen PM_{10} -Gesamtemission zuerst die bekannte Auspuffemission abzuziehen und dann ein separates Modell für den Aufwirbelungs- und Abriebteil zu entwickeln.

Zitierte Literatur

- 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.
- 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.
- Hueglin, C., Gehrig, R., Hofer, P., Monn, C., Baltensperger, U. (2000): Partikelemissionen (PM₁₀ 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.
- INFRAS (1999): INFRAS im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA), Berlin: "Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs", Version 1.2, Januar 1999.
- 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.
- 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 (2000): Vorgehensweise bei der Schwebstaubimmissionsberechnung nach Richtlinie 1999/30/EG. Entwurf des Referats I3 vom 21.12.2000.
- 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 PM₁₀-Immission an einer Hauptverkehrsstraße. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, TU Berlin, Fachgebiet Luftreinhaltung, Januar 2000.

Berechnung der Schwebstaub- PM₁₀- Immission an Brandenburger Straßen

Uwe Friedrich, Landesumweltamt Brandenburg

Zusammenfassung

Für das Land Brandenburg ist abzusehen, dass die ab 2005 geltenden Grenzwerte der EU-Richtlinie 1999/30/EG für Schwebstaub PM₁₀ an einer größeren Anzahl von Innerorts-Hauptstraßen noch nicht eingehalten werden.

Es wurde deshalb ein Screening-Verfahren entwickelt, das geeignet ist, eine erste Einschätzung zu treffen, ob mit einer Überschreitung der EU-Grenzwerte für PM₁₀-Schwebstaub an einer Straße für 2005 zu rechnen ist. Dieses Verfahren basiert auf den Erkenntnissen von Immissionsmessungen, einem Emissionsmodell für motorbedingten Feinstaub sowie aufgewirbelten Straßenstaub und deren Kopplung mittels Ausbreitungsrechnung.

1. Einleitung

Im Hinblick auf die Überführung der Festlegungen der EU- Richtlinie 1999/30/EG in nationales Recht , die bis zum 19. Juli 2001 zu erfolgen hat, sind Grenzwerte von Schwebstaub mit einer Korngröße $\leq 10 \mu\text{m}$ (PM₁₀) bei der lufthygienischen Einschätzung mit zu berücksichtigen. Die bisher im Land Brandenburg gemessenen Schwebstaubkonzentrationen belegen, wie auch Messwerte in anderen Bundesländern, dass mit Grenzwertüberschreitungen zu rechnen ist. Diese Überschreitungen treten häufig an Verkehrsmessstellen auf. Hier liegen die Messwerte im Jahresmittel mitunter um das Doppelte bis Dreifache über den Messergebnissen von innerstädtischen Hintergrundmessstellen. Ein starker verkehrsbedingter Einfluss auf die Schwebstaubkonzentration ist festzustellen.

Die Grenzwerte für Schwebstaub PM₁₀ sind bis zum 01.01.2005 zu erreichen. Um eine Einschätzung der dann im straßennahen Raum zu erwartenden Belastung vornehmen zu können, sind neben flankierenden Messungen Modellrechnungen erforderlich.

2. Vorgehensweise

Die im Landesumweltamt Brandenburg gewählte Vorgehensweise bei der Bildung der Schwebstaubkenngrößen der EU-Richtlinie ist in folgende fünf Hauptschritte zu gliedern (siehe Abbildung 1):

1. Auswertung der vorhandenen Immissionsmessdaten bezüglich der Kenngrößen der EU-Richtlinie (hier vor allem Ermittlung der Anzahl der Überschreitungen des 24-Stunden-Grenzwertes für den Schutz der menschlichen Gesundheit)
2. Ermittlung der derzeitigen Emission von Schwebstaub PM₁₀ im Straßenraum
3. Berechnung der Schwebstaubkenngrößen mittels Ausbreitungsmodell
4. Überprüfung des Modellansatzes mit den vorliegenden Messergebnissen
5. Erste Anwendung des Modells zur Bestimmung der kritischen Verkehrsbelastung, ab der im Jahr 2005 die Überschreitung der Grenzwerte möglich sein wird.

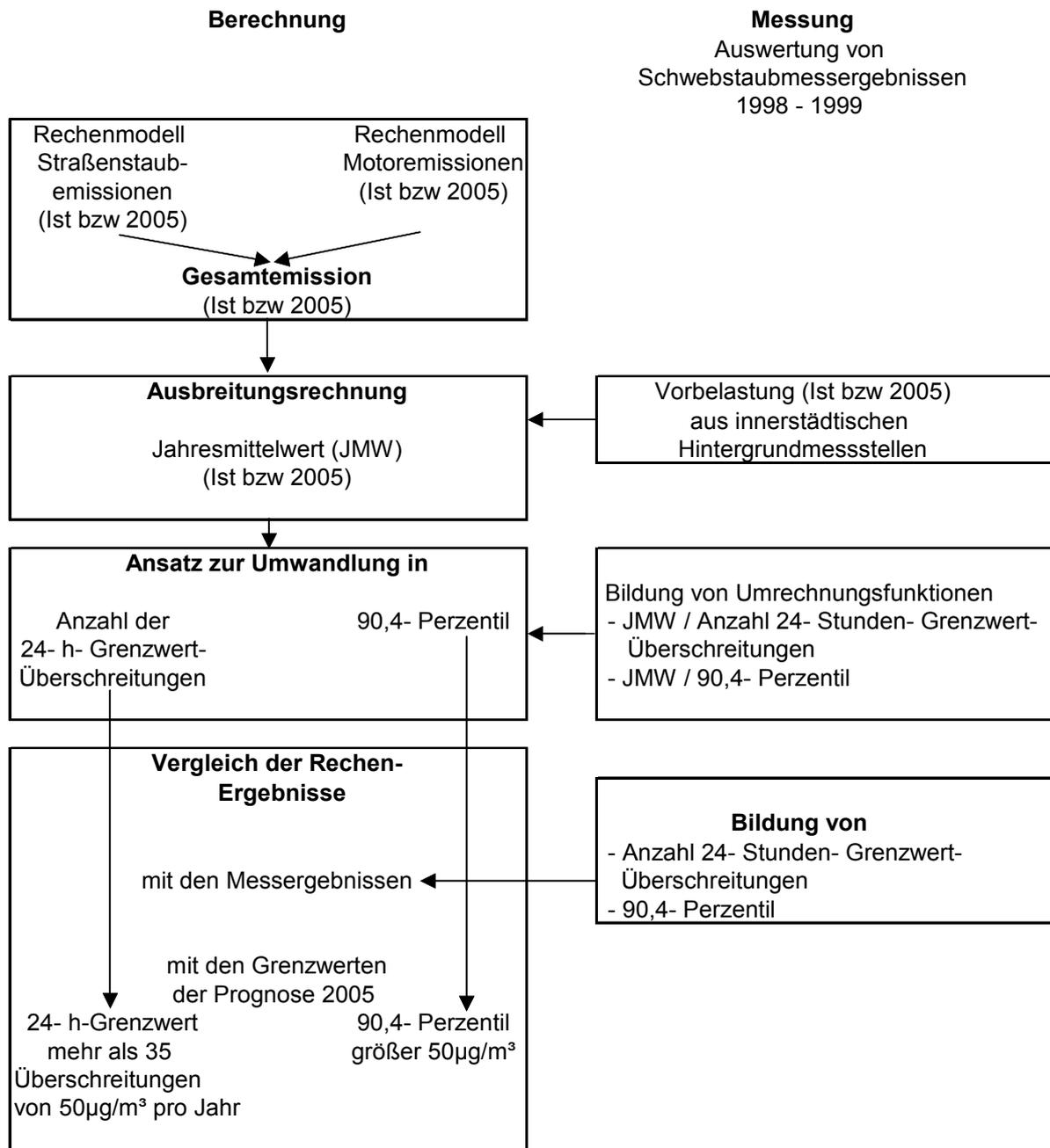


Abb. 1: Schema des Zusammenhangs von Messung und Rechnung bei der Ermittlung der Immissionskonzentrationen für Schwebstaub PM_{10} an Straßen nach der Richtlinie 1999/30/EG

3. Aufbereitung der Schwebstaubmessergebnisse

Analysiert wurden 14 Datensätze für Schwebstaub PM_{10} von 7 Verkehrsmesspunkten der Jahre 1998 und 1999 sowie die Ergebnisse von 18 innerstädtischen Schwebstaubmesspunkten ohne direkten Verkehrseinfluss. Berechnet wurden der Jahresmittelwert und die Anzahl der Tagesmittelwerte $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Problematisch ist, dass in der Richtlinie 1999/30/EG von kontinuierlichen Schwebstaubmessungen ausgegangen wird. Die Größe „Anzahl der 24-Stundenwert-Überschreitung von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ “ ist jedoch sehr stark von der Anzahl der Messungen pro Jahr abhängig. Die Stichprobenumfänge betragen nur 50 bis 150 Messungen pro Jahr bei den diskontinuierlichen Probenahmen. Um festzustellen, wie die Umrechnung der Messergebnisse

aus einem geringem Stichprobenumfang auf richtlinienkonforme Bedingungen zu erfolgen hat, wurden die Schwebstaubtageswerte von 365 Tagen der automatischen Messstation an der Potsdamer Hans-Thoma-Straße untersucht. Dieser vollständige Datensatz wurde per Zufalls-generator um eine stetig wachsende Anzahl von Tageswerten reduziert. Dabei wurde vor jeder Reduktion stets von einem vollständigen Datensatz (365 Werte) ausgegangen. Es ergeben sich die in Abbildung 2 dargestellten linearen Abhängigkeiten zwischen Probenanzahl und Anzahl der 24-Stunden-Werte $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit hoher statistisch gesicherter Korrelation.

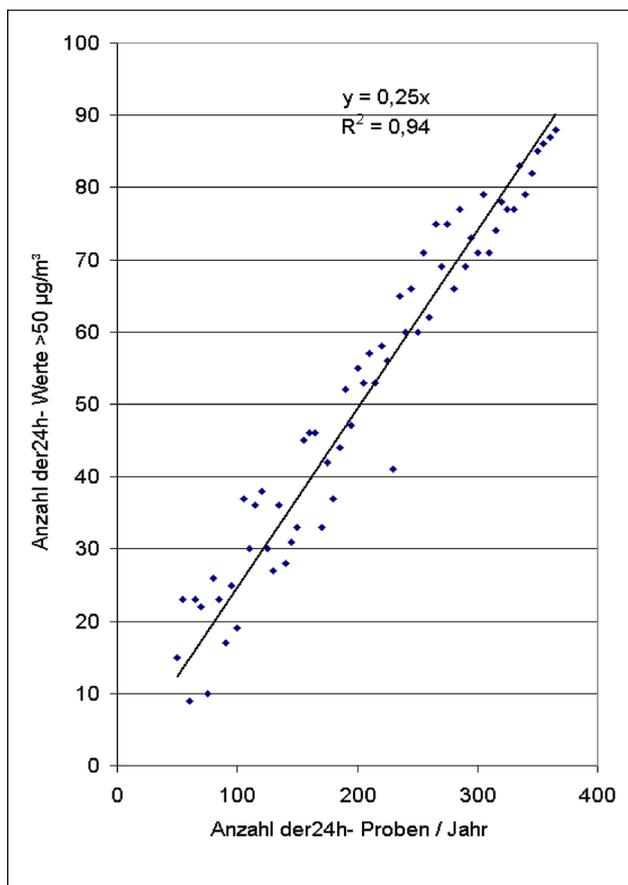


Abb. 2: Anzahl der 24-Stunden-Grenzwertüberschreitungen für Schwebstaub PM_{10} in Abhängigkeit von der Probenanzahl an der Messstation Potsdam, Hans-Thoma-Straße

Bei dieser linearen Abhängigkeit scheint es legitim, anstelle der Anzahl der 24-Stunden-Werte $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ das 90,4-Perzentil zu berechnen, das 36 Überschreitungen bei 365 Tagesmittelwerten entspricht.

Wie stark der Jahresmittelwert bzw. das 90,4-Perzentil von der Größe der für die Berechnung zugrunde gelegten Stichprobe (Anzahl der Messungen pro Jahr) abhängig ist, zeigt Abbildung 3. Hier wurden ebenfalls die per Zufallsgenerator erzeugten Messdatensätze der Hans-Thoma-Straße zur Auswertung herangezogen. Deutlich wird, dass erst ab einer Anzahl von mindestens 200 Tageswerten die Abweichung des Jahresmittelwertes bzw. des 90,4-Perzentilwertes von kleiner 10 % gegenüber dem „wahren Wert“ erreicht wird.

Es erfolgte auf der Basis der festgestellten linearen Verhältnisse die Berechnung der Überschreitungszahl des 24-Stunden-Grenzwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nach Gleichung 1.

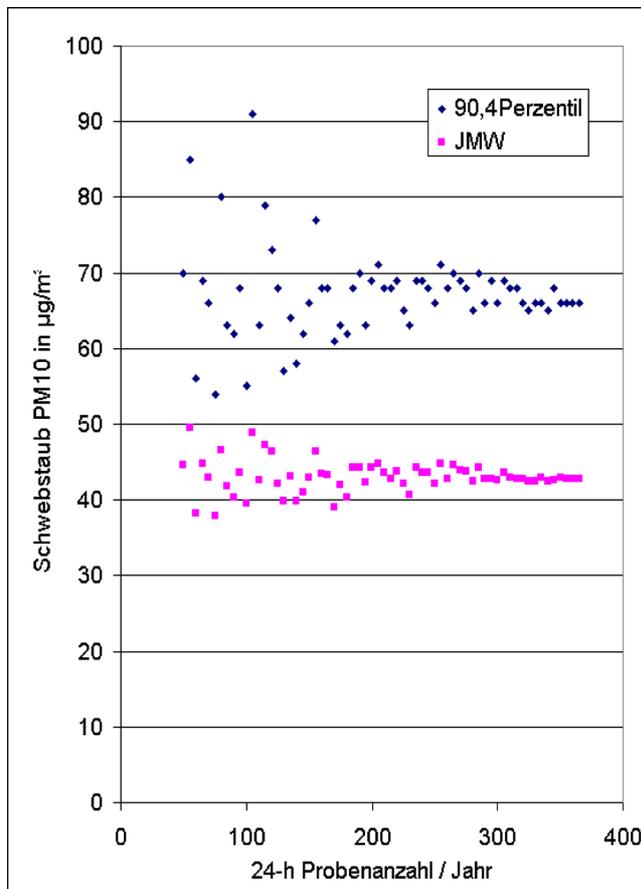


Abb. 3: Abhängigkeit des Jahresmittelwertes bzw. des 90,4-Perzentils von Schwebstaub PM_{10} von der Probenanzahl an der Messstation Potsdam, Hans-Thoma-Straße

Gleichung 1:

$$n_{>50\mu\text{g}/\text{m}^3} = n_{>50\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ SP}} \cdot \frac{365}{n_{\text{SP}}}$$

$n_{>50\mu\text{g}/\text{m}^3}$ = Anzahl der 24-Stunden-Überschreitungen $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Schwebstaub PM_{10}

$n_{>50\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ SP}}$ = Anzahl der 24-Stunden-Überschreitungen $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Schwebstaub PM_{10} der diskontinuierlichen Messung (SP- Stichprobe)

n_{SP} = 24-Stunden-Probenanzahl der diskontinuierlichen Messung pro Jahr (Stichprobenanzahl)

Weiterhin wurde das 90,4-Perzentil der vorhandenen Messdatensätze bestimmt.

Anhand der aus allen Schwebstaubimmissionsmessungen der Jahre 1998/1999 ermittelten Kenngrößen (Jahresmittelwert und Anzahl der Tagesmittelwerte $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wurde überprüft, ob die Verhältnisse zwischen kurzzeitigen Belastungen und Jahresmittelwert wie beim NO_2 /6 und 7/ linear sind. Liegen diese linearen Beziehungen vor, so ist ein leichter Rückschluss von Jahresmittelwerten (z. B. Ergebnisse von Ausbreitungsrechnungen) auf Kurzzeitbelastungen möglich.

Die Abbildungen 4 und 5 zeigen diese linearen Beziehungen zwischen dem Jahresmittelwert und dem 90,4-Perzentil bzw. der Anzahl der Überschreitungen des 24-Stunden-Grenzwertes unter Einbeziehung aller brandenburgischen Stationen. Die Korrelation von $r^2 = 0,90$ bzw. $0,94$ ist bei der Vielfalt der unterschiedlichen Standorte als sehr groß zu bewerten. Ein Rückschluss vom Jahresmittelwert auf die beschriebenen Kenngrößen der Kurzzeitbelastung ist deshalb mit den Gleichungen 2 und 3 möglich. Beachtet werden sollte jedoch der Vertrauensbereich der Messwerte auf Basis der unterschiedlich hohen Stichprobenumfänge.

Gleichung 2:

$$I_{90,4P} = 1,7 \cdot I_{JMW}$$

$I_{90,4P}$ = Schwebstaub 90,4 -Perzentil

I_{JMW} = Schwebstaub Jahresmittelwert

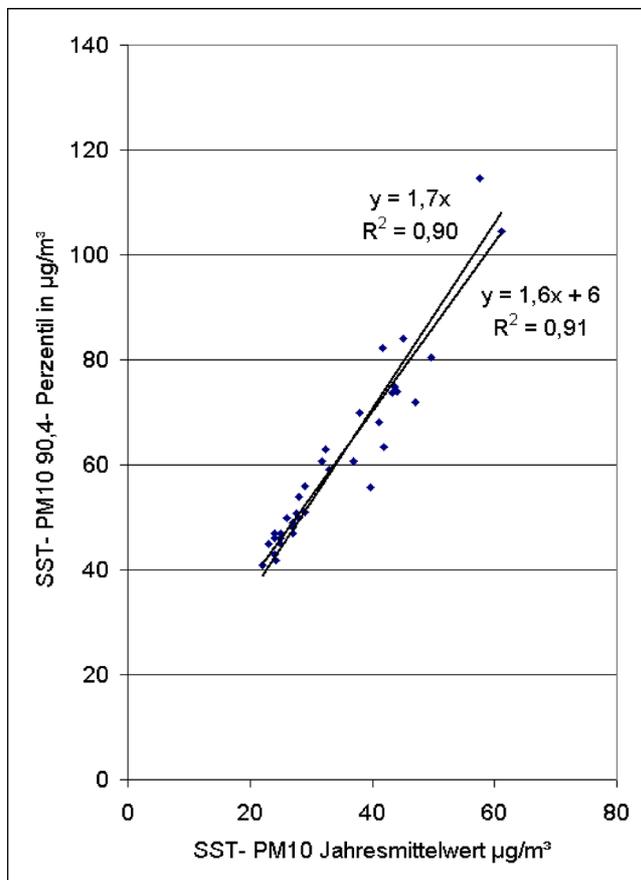


Abb. 4: Verhältnis zwischen 90,4-Perzentil und Jahresmittelwert für Schwebstaub PM_{10} an den Schwebstaubmessstellen im Land Brandenburg

Gleichung 3:

$$N_{>50 \mu\text{g}/\text{m}^3} = 4,7 \cdot \frac{I_{JMW}}{\mu\text{g}/\text{m}^3} - 97$$

$N_{>50\mu\text{g}/\text{m}^3}$ = Anzahl der 24 Stundenüberschreitungen $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Schwebstaub PM_{10}

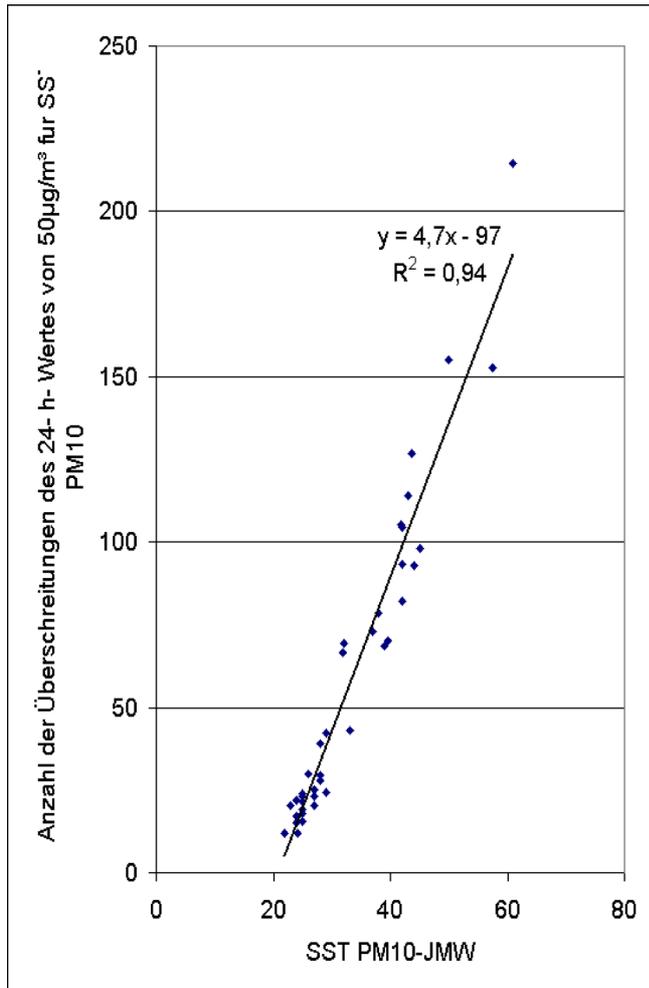


Abb. 5: Verhältnis zwischen der Anzahl der Überschreitungen des Tagesmittelwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und dem Jahresmittelwert für Schwebstaub PM_{10} an den Schwebstaubmessstellen im Land Brandenburg

4. Emissionsbestimmung

Für die Emissionsermittlung sind sämtliche Quellen des Straßenverkehrs zu erfassen, welche zu einer Schwebstaubbelastung führen. Das sind neben den Motoremissionen auch Straßenstaub sowie Reifen-, Brems- und Fahrbahnabrieb.

4.1 Motoremissionen

Die Partikel werden überwiegend durch Dieselfahrzeuge ausgestoßen. Dominant sind hier vor allem die schweren Nutzfahrzeuge. Die Korngröße dieser Partikel liegt bei maximal $0,5 \mu\text{m}$. Da die in der EU-Richtlinie 1999/30/EG aufgeführten Grenzwerte für das Jahr 2005 gelten, waren hier zwei Emissionsberechnungen durchzuführen. Es erfolgte sowohl eine Berechnung für die Jahre 1998 bis 1999 für den Vergleich Messung – Rechnung als auch eine Prognose-rechnung für das Jahr 2005. Hier waren die dann geltenden Abgasnormen mit zu berücksichtigen. Die Berechnungen wurden mit dem Emissionsberechnungsmodell Mobilev /4/ durchgeführt.

4.2 Straßenstaub und Abrieb

In [1] wird ein Verfahren vorgestellt, wie mit Hilfe von Verkehrs- und Straßenstaubbelegungsdaten die PM₁₀-Schwebstaubemission errechnet werden kann. Dieses Verfahren beschreibt amerikanische Verhältnisse. In [2] wurde dieses Verfahren für typische Straßenstaubbelegungen von Asphaltstraßen spezifiziert. Ein Anwendungsbeispiel auf eine Berliner Straße ist in [3] dargelegt. Derzeitig werden weitere Untersuchungen in Deutschland bezüglich der Differenzierung der Emissionsfaktoren vorgenommen.

Bei der Anwendung des Modells ist darauf zu achten, dass die durch den Straßenstaub bedingten Schwebstaubkonzentrationen neben der Verkehrsstärke und der Fahrzeugmasse auch von dem Straßenbelag, der Straßenraumgestaltung, wie z. B. Parkstreifen, Anzahl der Spuren, und der Häufigkeit der Straßenreinigung, abhängen. Eine Differenzierung dieser Parameter liegt nicht vor. Das Modell berücksichtigt auch nicht den Einfluss von Niederschlägen und daraus resultierenden feuchten Straßenoberflächen. Zudem werden in dem Modell implizit die Motoremissionen mit erfasst. Da diese amerikanischen Motoremissionen vergangener Jahre nicht bekannt sind, wurde folgende Vorgehensweise gewählt: Es wurden die Motoremissionen von denen mittels Gleichung 4 berechneten abgezogen. Die Größe a wurde in die Gleichung 4 eingefügt. Mit diesem Faktor konnte die Abweichung von Mess- und Rechenwerten minimiert und die nach [2] modifizierte EPA-Formel somit auf brandenburgische Verhältnisse übertragen werden. Der Vergleich erfolgte mit 14 Jahresmittelwerten für Schwebstaub PM₁₀ aus Verkehrsmessstationen im Land Brandenburg der Jahre 1998 bis 1999.

Gleichung 4:

$$e_{\text{str.staub}} = a \cdot k \cdot (SI)^{0,52} \cdot (W)^{2,14} - e_{\text{Motorstaub}}$$

$e_{\text{str.staub}}$ = Straßenstaubemissionsfaktor eines Fahrzeuges in g/km

$e_{\text{Motorstaub}}$ = mittlerer abgasbedingter Partikelemissionsfaktor aller Kfz in der Straße in g/km

a = Korrekturfaktor zur Anwendung auf brandenburgische Straßen

k = 0,18 g/km für Partikelgröße < 10 µm

SI = PM 75-Staubbelegung der Straße in g/m², hier 0,2 g/m² aus [3]

W = mittleres Gesamtgewicht der Kfz in Tonnen

Der k-Wert variiert je nach zu berücksichtigender Partikelgröße und wurde [2] für PM₁₀ und für asphalttypische Staubbelegungen entnommen. Für die Emissionsberechnung ist das mittlere Gesamtgewicht der Kfz zu bestimmen. Für die Fahrzeugkategorien PKW, leichte und schwere Nutzfahrzeuge liegen aus [4] Angaben zum zulässigen Gesamtgewicht vor (Tab. 1). Diese Daten wurden anhand von Kennzeichenerfassungen sowie Verkehrsbefragungen im Straßenraum in [4] erhoben und repräsentieren die tatsächlichen Verhältnisse innerorts. Für Nutzfahrzeuge wurde anhand von Verkehrsbefragungen im Straßenraum der Beladungsgrad erhoben.

Tabelle 1: Aus [4] bestimmte und für die Berechnung eingesetzte Fahrzeuggewichte

	PKW	Nutzfahrzeuge	
		Leichte	Schwere
Zulässiges Gesamtgewicht in t	1,5	2,4	13,9
Mittlere Zuladung in t		0,3	2,8
Beladungsgrad in %		28	37
Mittleres Gesamtgewicht in t	1,1	1,9	9,2

Es ergab sich nach Berechnung der Immissions-Jahresmittelwerte für Schwebstaub PM₁₀ ein Korrekturfaktor a von 0,8. Ohne diesen Faktor unter Einbeziehung der anderen Einflussgrößen wie Vorbelastung und Motorenemission wäre die errechnete Gesamtbelastung um 10 % höher als die messtechnisch ermittelten Werte. Für die Straßenstaubemissionen schwanken die Emissionsfaktoren innerorts zwischen 0,1 und 0,16 g/(km und Fahrzeug). Einen Überblick über diese Emissionsfaktoren gibt Tabelle 2.

Tabelle 2: Emissionsfaktoren für Straßenstaub, Abrieb nach korrigiertem EPA-Modell sowie Motor- und Gesamtemissionsfaktoren für Feinstaub

	PKW g/km	LNfz g/km	SNfz g/km	Kfz g/km
Straßenstaub/Abrieb *				0,11 bis 0,16
Motoremisionen **	0,009 bis 0,011	0,10 bis 0,16	0,54 bis 0,82	0,03 bis 0,07
Gesamt				0,14 bis 0,22

Die Bereiche ergeben sich

* je nach Anteil LNfz bzw. SNfz am Straßenverkehr

** je nach Fahrzustand und für die Kfz außerdem je nach Anteil LNfz bzw. SNfz am Straßenverkehr

5. Immissionsberechnung

Mit Hilfe der vorliegenden Angaben zu Verkehrsstärke und Emissionsfaktoren war es möglich, den Jahresmittelwert der Schwebstaub PM₁₀-Belastung an den Verkehrsimmissionsmesspunkten zu bestimmen. Mit Hilfe dieser Rechnung sollte auch das Straßenstaub-Emissionsberechnungsmodell auf brandenburgische Stadtstraßen übertragen werden. Weiterhin sollte eine Aussage zur Qualität der Rechenergebnisse im Vergleich zu den vorliegenden Immissionsmesswerten getroffen werden. Berechnet wurde der Jahresmittelwert der Schwebstaub PM₁₀-Belastung am Verkehrsmesspunkt. Als Vorbelastung wurde eine einheitliche Immission für alle Verkehrsmesspunkte von 26 µg/m³ im Jahresmittel für den Ist-Zustand angenommen. Dieser Wert liegt in der Mitte der Bandbreite der 1998 - 1999 im Land Brandenburg gemessenen Schwebstaub-Jahresmittelwerte an Standorten ohne direkten Straßenverkehrseinfluss. Die Messungen erfolgten hier überwiegend mit dem β-Staubmessgerät FH 621 N ohne PM₁₀-Messkopf. Vergleichsmessungen mit den Kleinfiltergeräten GS 050 mit PM₁₀-Messkopf zeigten nahezu identische Ergebnisse der Jahresmittelwerte. Deshalb wurden die mit dem FH 621 N ermittelten Jahresmittel der Hintergrundstationen als Schwebstaub PM₁₀-Werte angenommen. Für die Ausbreitungsrechnung wurde das mikroskalige Strömungsmodell MISKAM angewendet.

Da eine direkte Bestimmung der Überschreitungsanzahl des 24-Stundengrenzwertes für Schwebstaub PM₁₀ mit diesem Modell nicht möglich ist, wurde auf die im Abschnitt 3 festgestellten linearen Zusammenhänge von Jahresmittelwert und Anzahl der Überschreitungen des 24-Stunden-Grenzwertes von 50 µg/m³ bzw. die Höhe des 90,4-Perzentilwertes zurückgegriffen.

6. Ergebnisse und Diskussion

Ohne Anpassung des Emissionsmodells für Schwebstaub von amerikanischen an hiesige Verhältnisse sowie ohne Berücksichtigung feuchter Fahrbahnoberflächen würde eine mittlere Überschätzung der Immission um 10 % erfolgen. Mit dem im Abschnitt 4 (Gleichung 4) festgelegten Korrekturfaktor ergaben sich die in den Abbildungen 6 und 7 kenntlich gemachten geringsten Abweichungen von Mess- und Rechenwert. So ist mit einer mittleren Abweichung von $\pm 35\%$ zwischen Mess- und Rechenwert zu rechnen. Eine Verbesserung dieses Ergebnisses kann nur durch eine Differenzierung der Immissionsvorbelastung bzw. weitere Feld-experimente zur Modellierung der Straßenstaubemission erfolgen. Weiterhin sei darauf hingewiesen, dass die Anzahl der diskontinuierlichen 24-Stunden-Proben einen entscheidenden Einfluss auf die Qualität der Messergebnisse hat. Hier sind mindestens 150, besser 200 Proben pro Jahr und Messstation anzustreben.

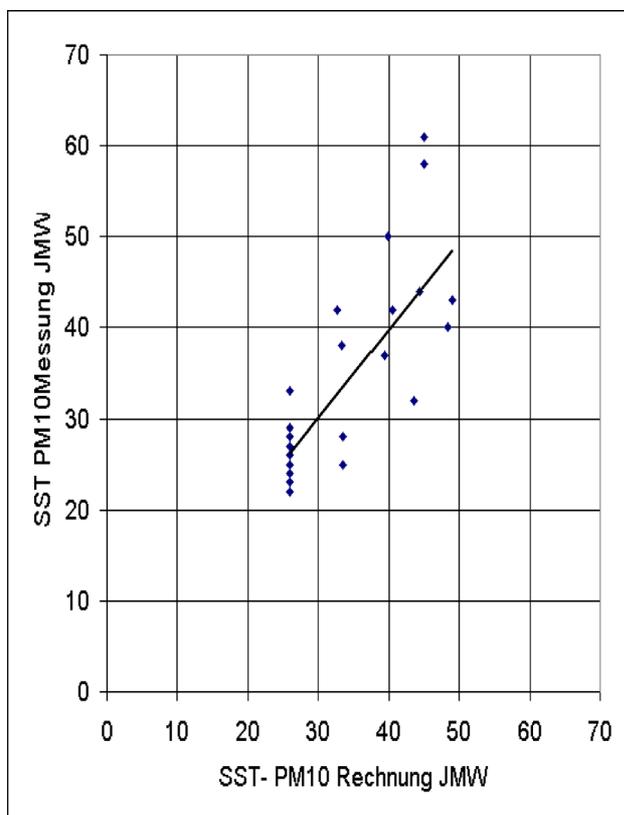


Abb. 6: Gegenüberstellung von gemessenen und berechneten Schwebstaub PM₁₀-Jahresmittelwerten

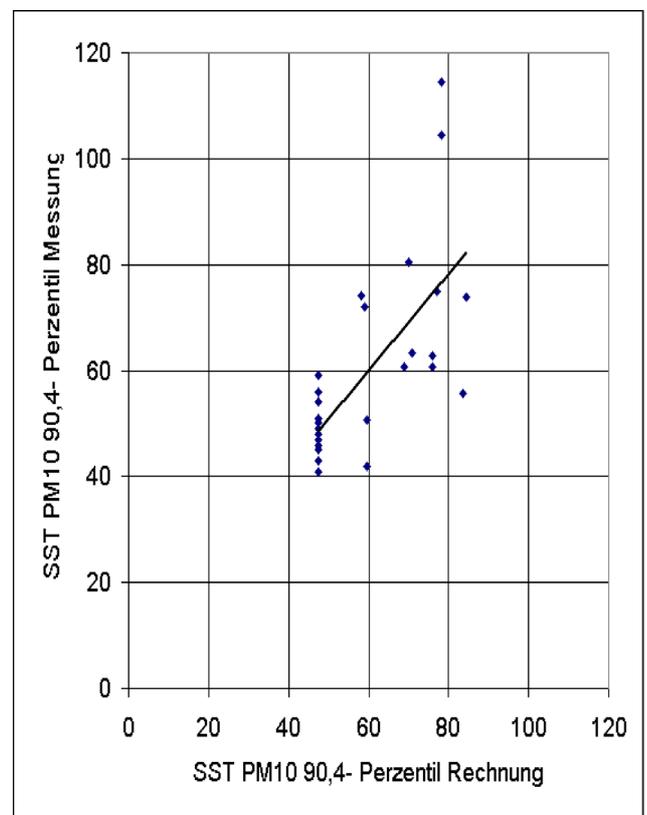


Abb. 7: Gegenüberstellung von gemessenen und berechneten Schwebstaub PM₁₀ 90,4-Perzentilwerten

Entscheidend bei der Einschätzung nach Richtlinie 1999/30/EG ist die im Jahr 2005 vorliegende Immissionssituation. Die prognostische Abschätzung kann nur unter Zuhilfenahme von Emissions- und Ausbreitungsmodellen geleistet werden. Mit der an der derzeitigen Immissionssituation erprobten Verfahrensweise kann eine Prognoserechnung erfolgen. Hierbei ist zuerst eine Prognose über die Immissionsvorbelastung innerorts für Schwebstaub PM₁₀ im Jahresmittel erforderlich.

Es wird angenommen, dass die Straßenstaub- und Abriebemissionsfaktoren keiner Veränderung unterliegen. Diese mit Hilfe der Gleichung 4 berechneten Emissionen sind mit den motorbedingten Partikel-Emissionen des Jahres 2005 zu addieren. Hier sind in den nächsten Jahren, bedingt durch schärfere Grenzwerte in der Abgasgesetzgebung, Reduzierungen zu erwarten.

Anschließend kann mit Hilfe eines Ausbreitungsrechenprogramms die Zusatzbelastung im Jahresmittel bestimmt werden. Aus der prognostizierten Vorbelastung und der Zusatzbelastung ergibt sich der Jahresmittelwert der Gesamtbelastung. Mit Gleichung 3 erfolgt dann die Umrechnung in die zu erwartende Anzahl von Überschreitungen des 24-Stunden-Grenzwertes.

Der aufgezeigte Lösungsansatz ist für den Screening- Einsatz geeignet. Es soll dennoch nicht darüber hinweggetäuscht werden, dass ein weiterer Untersuchungsbedarf vor allem bei der Modellierung der Straßenstaub- und Abriebemissionsfaktoren sowie bei der prognostischen Einschätzung der Immissionsvorbelastung im Jahr 2005 besteht.

Quellenverzeichnis

- [1] US-EPA (1999): Emission Factor Dokumentation for AP-42 Section 13.2.1. Paved Roads, Productive Emission Factor Equations
- [2] Venkatram, A.: A critique of empirical emission factor models: a case study of the AP 42 model for estimating PM₁₀ emissions from paved roads. Atmospheric Environment 34 (2000), S. 1 – 11
- [3] Rauterberg-Wulf, A.: Untersuchungen über die Bedeutung der Staubaufwirbelung für die PM₁₀ Immission an einer Hauptverkehrsstraße.
TU Berlin, Fachgebiet Luftreinhaltung, im Auftrag des SenSut Berlin, 01/2000
- [4] Kusch, B.: Erhebung von Verkehrsdaten zur Optimierung und Typisierung der Emissionsmodellierung des Straßenverkehrs. Studie der Fa. Heusch Boesefeldt, im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg, Berlin 12/1998
- [5] Fige GmbH: Mobilev-Programmversion 1.3., im Auftrag des Umweltbundesamtes, Herzogenrath, März 1997
- [6] Lohmeyer, A. et al.: Vorschlag für eine Ermittlung des Kurzzeitwertes für NO₂ (99,8 Perzentil), in: Umwelt-Kommunale ökologische Briefe Nr. 01, 05.01.2000
- [7] Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.): Auswertung von Immissionsmessungen an ausgewählten Straßen im Land Brandenburg von 1994 bis 1998 unter Berücksichtigung von Verkehrsdatenerhebungen. Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Nr. 54, Juli 2000

Referenten

Bayer. Landesamt für Umweltschutz
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg

Dr. Peter Rabl

Tel.: (0821) 90 71 – 51 83
Fax: (0821) 90 71 – 55 60
<mailto:peter.rabl@lfu.bayern.de>

Dr. Michael Rössert

Tel.: (0821) 90 71 – 52 18
Fax: (0821) 90 71 – 55 60
<mailto:michael.roessert@lfu.bayern.de>

Dr. Heinz Ott

Tel.: (0821) 90 71 – 51 82
Fax: (0821) 90 71 – 55 60
<mailto:heinz.ott@lfu.bayern.de>

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung
Abteilung IX, Umweltpolitik
Referat D, Immissionsschutz
Brückenstr. 6
10173 Berlin

Martin Lutz

Tel.: (030) 90 25 – 23 38
Fax: (030) 90 25 – 25 24
<mailto:martin.lutz@senstadt.verwalt-berlin.de>

Eidgenössische Materialprüfungs- und
Forschungsanstalt – EMPA
Abt. Luftfremdstoffe/Umwelttechnik
Überlandstraße 129
CH-8600 Dübendorf

Dr. Robert Gehrig

Tel.: +411 823 42 35
Fax: +411 821 62 44
<mailto:robert.gehrig@empa.ch>

TÜV Süddeutschland Bau und Betrieb
GmbH
Westendstr. 199
80686 München

Dr. Thomas Gritsch
Referat Umweltprojekte

Tel.: (089) 57 91-11 10
Fax: (089) 57 91-10 98
Mobil: 0172/7290733
<mailto:thomas.gritsch@tuev-sued.de>

Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer
Karlsruhe und Dresden
Mohrenstraße 14
01445 Radebeul

Dr.-Ing. Achim Lohmeyer

Tel.: (0351) 8 39 14 – 0
Fax: (0351) 8 39 14 – 59
<mailto:info.dd@lohmeyer.de>

Landesumweltamt Brandenburg
Berliner Straße 21 - 15
14467 Potsdam

Uwe Friedrich

Tel.: (0331) 2 77 63 69
<mailto:uwe.friedrich@lua.brandenburg.de>