

# **Einfluss innerörtlicher Grünflächen und Wasserflächen auf die PM<sub>10</sub>-Belastung**

**Berichte der  
Bundesanstalt für Straßenwesen**

**Verkehrstechnik Heft V 202**

The logo for the Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST) is displayed in a bold, green, lowercase sans-serif font. The letters are thick and have a slight shadow effect, giving it a three-dimensional appearance. The logo is positioned in the bottom right corner of the page.

# **Einfluss innerörtlicher Grünflächen und Wasserflächen auf die PM<sub>10</sub>-Belastung**

von

Wilfried Endlicher  
Marcel Langner  
Susanne Dannenmeier  
Annegret Fiedler  
Ira Herrmann  
Tanja Ohmer  
Dennis Dalter

Abteilung Klimatologie, Geographisches Institut  
Humboldt-Universität zu Berlin

mit Unterstützung von

Martin Kull  
Reiner Gebhardt  
Klaus Hartmann

**Berichte der  
Bundesanstalt für Straßenwesen**

**Verkehrstechnik Heft V 202**

**bast**

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

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

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

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

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

Über die Forschungsergebnisse und ihre Veröffentlichungen wird in Kurzform im Informationsdienst **Forschung kompakt** berichtet. Dieser Dienst wird kostenlos abgegeben; Interessenten wenden sich bitte an die Bundesanstalt für Straßenwesen, Stabsstelle Presse und Öffentlichkeitsarbeit.

#### **Impressum**

**Bericht zum Forschungsprojekt 77.485/2006:**  
Einfluss innerörtlicher Grünflächen und Wasserflächen auf die PM<sub>10</sub>-Belastung

#### **Projektbetreuung**

Birgit Kocher  
Bertil Surkus

#### **Herausgeber**

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

#### **Redaktion**

Stabsstelle Presse und Öffentlichkeitsarbeit

#### **Druck und Verlag**

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

ISSN 0943-9331  
ISBN 978-3-86918-084-7

Bergisch Gladbach, Januar 2011

## Kurzfassung – Abstract

### **Einfluss innerörtlicher Grünflächen und Wasserflächen auf die PM<sub>10</sub>-Belastung**

Die Belastung der städtischen Atmosphäre mit Partikeln stellt derzeit eines der wichtigsten Probleme der Luftreinhaltung dar. In diesem Projekt wurden verschiedene innerstädtische Oberflächentypen auf ihre Fähigkeit hin untersucht, PM<sub>10</sub>-Partikel zu binden und somit die lokale Luftqualität zu verbessern. Die Quantifizierung des PM<sub>10</sub>-Bindungsvermögens erfolgte mittels der Depositionsgeschwindigkeit. Diese wurden über die Antimon-Konzentrationen im PM<sub>10</sub> und in der trockenen Deposition bestimmt.

Über einen Zeitraum von Ende 2007 bis Mitte 2009 wurden sechs Messstationen in Berlin und Karlsruhe betrieben. Die PM<sub>10</sub>-Probenahme und die Depositionserfassung erfolgten jeweils in einem 14-tägigen Intervall. Zusätzlich wurde an drei Standorten mit höherwüchsiger Vegetation die Staubauflage auf den Blättern bestimmt. An diesen Standorten erfolgte zudem eine Bestimmung der nassen Deposition. Durch kampagnenhafte Einsätze von Messfahrzeugen konnten über zusätzliche NO<sub>x</sub>- und PM<sub>10</sub>-Messungen drei Messstationen als deutlich verkehrsbeeinflusst klassifiziert werden.

Die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen und die Depositionsraten wurden an den Standorten mit höherwüchsiger Vegetation deutlich durch deren Belaubung beeinflusst, insbesondere erhöhte sich in einer Straßenschlucht die PM<sub>10</sub>-Konzentration während der Belaubung signifikant im Vergleich zu einem Referenzstandort.

Als Ergebnisse wurden Depositionsgeschwindigkeiten zwischen 0,4 und 0,5 cm/s an den nicht verkehrsexponierten Stationen und zwischen 0,8 bis 1,3 cm/s an den verkehrsexponierten Stationen ermittelt. Für die Blattoberflächen wurden, bezogen auf den gesamten Kronenraum, Depositionsgeschwindigkeiten von zusätzlich 0,5 cm/s bestimmt.

Als Folgerung für die Praxis kann abgeleitet werden, dass einerseits Bepflanzungen im straßennahen Raum die höchsten Filterpotenziale besitzen, andererseits muss auf eine ausreichende Durchlüftung geachtet werden.

Der Originalbericht enthält als Anhänge Daten des Standard-Messprogramms (ANH. A), Daten der PM<sub>2,5</sub>- und TSP-Messungen an den Standorten

Westend, Mühlendammschleuse und Kriegsstraße (ANH. B), Daten der Messungen der Staubauflage auf Blättern (ANH. C) und ICP-MS-Daten (ANH. D). Auf die Wiedergabe dieser Anhänge wurde in der vorliegenden Veröffentlichung verzichtet. Sie liegen bei der Bundesanstalt für Straßenwesen vor und sind dort einsehbar. Verweise auf die Anhänge im Berichtstext wurden zur Information des Lesers beibehalten.

### **Influence of urban greens and water surfaces on ambient PM<sub>10</sub>-concentrations**

Particles in the urban atmosphere are an urgent problem of air quality. An improvement of air quality could be achieved, if removal of particles from the atmosphere is enhanced by increased deposition. Hence, deposition of PM<sub>10</sub> particles to several types of urban surfaces was investigated within this project. Dry deposition velocity was used as a measure for dry deposition. The calculation of deposition velocities was based on dry deposition fluxes of antimony and concentrations of antimony in PM<sub>10</sub>, since antimony is almost exclusively present in PM<sub>10</sub> particles in urban environments.

From December 2007 to July 2009 six sampling sites in Berlin and Karlsruhe were operated. During the two-week sampling periods, PM<sub>10</sub> concentrations were measured and dry deposition was sampled. Additionally, leaf-samples were collected at three sites with tall vegetation. Wet deposition was also sampled continuously at these three sites. Mobile measurement systems, which are able to determine concentrations of NO<sub>x</sub> and PM<sub>10</sub>, were temporarily used at the sites. As a result from these measurements, three sites could clearly be classified as traffic sites.

PM<sub>10</sub> concentrations and deposition fluxes were influenced by foliation at the sites with tall vegetation. Especially, concentrations of PM<sub>10</sub> were significantly increased in a street canyon beneath trees compared to a nearby reference site without trees during foliation.

The obtained deposition velocities ranged from 0.8 to 1.3 cm/s at the traffic sites and from 0.4 to 0.5 cm/s at the other sites. With reference to the whole

canopy, additional deposition velocities of 0.5 cm/s were obtained for leaf surfaces.

As a consequence, it can be concluded that vegetation-covered areas beside streets show the highest potential to capture particles. Simultaneously, a sufficient exchange of air has to be ensured at these locations.

As appendixes, the original report includes data of the standard measuring program (Annex A), data of the PM<sub>2.5</sub>- and TSP measurements at the locations Westend, Mühlendammschleuse and Kriegsstraße (Annex B), data of the measurements of the amount of dust on leaves (Annex C) and the ICP-MS data (Annex D). The reproduction of these appendixes was omitted in the present publication. They are available at the Federal Highway Research Institute and may be viewed there. References to the appendixes in the report were retained for the reader's information.

## Inhalt

<b>1</b>	<b>Einleitung</b> .....	7	4.8.1	Aufschluss .....	18
1.1	Problemdarstellung .....	7	4.8.2	Messung der Spurenelement- konzentrationen .....	19
1.2	Aufgabenstellung des Projektes .....	9	4.8.3	Nachweisgrenzen und Qualitätssicherung .....	20
<b>2</b>	<b>Kenntnisstand zur trockenen Deposition</b> .....	9	<b>5</b>	<b>Standorte der Messungen</b> .....	22
2.1	Arten der Deposition .....	9	5.1	Überblick über die allgemeinen Standortgegebenheiten .....	22
2.2	Prozesse der trockenen Deposition ...	9	5.2	Standort Institutsdach .....	23
2.3	Partikeldeposition auf verschiedene Oberflächen .....	10	5.3	Standort Westend .....	24
2.4	Literaturwerte für Depositions- geschwindigkeiten .....	11	5.4	Standort Mühlendammschleuse .....	26
<b>3</b>	<b>Ermittlung der PM<sub>10</sub>-Bindungs- fähigkeit über die Bestimmung der Depositionsgeschwindig- keiten</b> .....	12	5.5	Standort Michaelbrücke .....	27
<b>4</b>	<b>Messmethoden und Daten- aufbereitung</b> .....	13	5.6	Standort Vogeschule .....	27
4.1	PM <sub>X</sub> -Messungen .....	13	5.7	Standort Kriegs-/Hübschstraße .....	29
4.2	Partikelmessungen auf Haftfolien .....	14	<b>6</b>	<b>Planung und Ablauf der Arbeiten</b> ...	30
4.3	Messung der Massendepositions- rate .....	14	<b>7</b>	<b>Ergebnisse</b> .....	32
4.4	Messung meteorologischer Parameter an den Dauermess- standorten .....	15	7.1	Meteorologische Charakterisierung der Dauermessstationen .....	32
4.5	Blattprobenahme und Bestimmung der Staubaufgabe auf den geernteten Blättern .....	16	7.2	PM <sub>10</sub> - und NO <sub>X</sub> -Konzentrationen aus den Messungen mit den Messfahrzeugen .....	34
4.6	Gas- und Partikelmessungen mit den Messfahrzeugen .....	16	7.2.1	Standort Institut .....	36
4.6.1	Gasmessungen .....	17	7.2.2	Standort Westend .....	38
4.6.2	Partikelmessungen .....	17	7.2.3	Standort Mühlendammschleuse .....	38
4.7	Wägungen .....	17	7.2.4	Standort Vogeschule .....	39
4.7.1	Wägeverfahren .....	17	7.2.5	Standort Kriegs- und Hübschstraße ...	39
4.7.2	Ausreißereliminierung .....	17	7.2.6	Messungen am Westend während zweier Vollsperrungen der A 100 .....	40
4.7.3	Nachweisgrenzen .....	18	7.3	Auswahl des Tracerelementes für PM <sub>10</sub> .....	43
4.8	Spurenelementanalytik .....	18	7.4	PM <sub>X</sub> -Konzentrationen an den Dauermessstationen .....	43
			7.4.1	Zeitlicher Verlauf der PM <sub>X</sub> -Konzentrationen .....	44
			7.4.3	Partikelfractionen .....	47

7.4.4	Kleinräumige Variabilität der PM <sub>10</sub> -Konzentrationen . . . . .	48
7.5	Depositionsraten . . . . .	49
7.5.1	Einfluss der Belaubung auf die Massendepositionsraten . . . . .	54
7.5.2	Haftfolienmessungen, Partikel- konzentrationen und Depositionsraten . . . . .	54
7.6	Staubauflage auf den Blättern der höherwüchsigen Vegetation . . . . .	56
7.6.1	Die raum-zeitliche Dynamik der Staubauflage auf den Blättern . . . . .	57
7.7	Depositionsgeschwindigkeiten . . . . .	60
7.7.1	Depositionsgeschwindigkeiten aus den Messungen der Deposition in den Nass-Trocken-Sammlern . . . . .	60
7.7.2	Abschätzung der Depositions- geschwindigkeiten auf den Blattoberflächen . . . . .	63
7.8	Zusammenfassung der Ergebnisse . . . . .	65
<b>8</b>	<b>Schlussfolgerungen, weiterer Forschungsbedarf und Handlungs- empfehlungen . . . . .</b>	<b>66</b>
<b>9</b>	<b>Literatur . . . . .</b>	<b>67</b>

# 1 Einleitung

## 1.1 Problemdarstellung

Die Belastung der bodennahen Troposphäre mit lungengängigen Partikeln stellt derzeit ein bedeutendes Problem der Luftreinhaltung dar. Dies liegt zunächst daran, dass von diesen Partikeln eine beeinträchtigende Wirkung auf die menschliche Gesundheit ausgeht. Eine kurzzeitige Exposition (Stunden bis Tage) gegenüber Stäuben geht mit einer Reihe von gesundheitlichen Beeinträchtigungen wie Lungenentzündungen und Herzrhythmusstörungen sowie einer erhöhten Sterblichkeit einher. Da die Beziehung zwischen den gesundheitlichen Effekten und der Partikelkonzentration linear ist, konnte kein Schwellenwert ermittelt werden, unterhalb dessen eine Exposition ohne gesundheitliche Folgen ist (BRUCKMANN & EIKMANN, 2007). Epidemiologische Studien haben überdies gezeigt, dass auch eine langfristige Exposition gegenüber lungengängigen Partikeln eine erhöhte Sterblichkeit zur Folge hat, die sowohl auf Herz-Kreislaufkrankungen als auch auf Erkrankungen im Atemtrakt zurückzuführen ist (PELUCCHI et al., 2009). Die genauen Mechanismen der Schädigung der menschlichen Gesundheit durch Partikel sind zwar noch nicht vollständig geklärt, toxikologische Studien zeigen jedoch auf zellulärer Ebene schädigende Effekte von Partikeln, wie Zytotoxizität und das Hervorrufen von Erbgutschäden (de KOK et al., 2006).

Auf Grundlage dieser Erkenntnisse wurden in vielen Ländern Grenzwerte für Partikel eingeführt. In Europa erfolgte dies im Jahre 1999 durch die Richtlinie 1999/30/EG über „Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft“, die mit der Novellierung der 22. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BImSchV) vom 11.9.2002 in der Bundesrepublik Deutschland in national geltendes Recht umgesetzt wurde. Die Grenzwerte für Partikel sind dabei auf Massenkonzentrationen, der so genannten  $PM_{10}$ -Fraktion, bezogen. Dies sind gemäß der Nachfolgerichtlinie 2008/50/EG über „Luftqualität und saubere Luft in Europa“ Partikel, „die einen gröÙenselektierenden Lufteinlass gemäß der Referenzmethode für die Probenahme und Messung von  $PM_{10}$ , EN 12341 passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10  $\mu m$  eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist“ (Artikel 2, Nr. 18). Der aerodynamische Durchmesser

eines Partikels ist wiederum gleich „dem Durchmesser einer Kugel mit der Dichte 1 ( $1 \text{ g/cm}^3$ ), welche in ruhender oder laminar strömender Luft die gleiche Sinkgeschwindigkeit wie das betrachtete Partikel besitzt“ (LFU & UMEG, 1998:8). Vereinfachend werden daher  $PM_{10}$ -Partikel auch häufig als Partikel mit Durchmesser kleiner 10  $\mu m$  bezeichnet. Der Grund für die Festlegung von Grenzwerten für  $PM_{10}$ -Partikel ist der Umstand, dass Partikel in Abhängigkeit von ihrer Größe unterschiedlich weit in den menschlichen Atemtrakt vordringen können. Von den einatembaren Partikeln kann nur die  $PM_{10}$ -Fraktion den thorakalen Bereich erreichen, d. h. diese Partikel dringen über den Kehlkopf hinaus in den Atemtrakt ein und verursachen dort die oben beschriebenen gesundheitlichen Schäden. Größere Partikel werden dagegen schon im Nasen-Rachen-Kehlkopf-Bereich abgeschieden. Kleinere Partikel, wie die  $PM_{2,5}$ -Fraktion, die analog zum  $PM_{10}$  vereinfachend als Partikel mit einem Durchmesser kleiner 2,5  $\mu m$  beschrieben werden kann, können sogar bis in die Lungenbläschen vordringen.

In Deutschland gelten erstmalig Grenzwerte für  $PM_{10}$ -Konzentrationen in der Außenluft ab dem 1.1.2005. Dabei sind zwei Arten von Grenzwerten einzuhalten. Zum einen existiert ein Grenzwert für die mittlere Jahreskonzentration von  $40 \mu g/m^3$ , zum anderen darf der Grenzwert für eine mittlere Tageskonzentration von  $50 \mu g/m^3$  an nicht mehr als 35 Tagen im Kalenderjahr überschritten werden. In der europäischen Nachfolgerichtlinie 2008/50/EG wurde auf eine ursprünglich vorgesehene Verschärfung dieser Grenzwerte verzichtet, gleichzeitig wurden aber Grenzwerte für  $PM_{2,5}$  eingeführt. Diese europäische Richtlinie wurde bis Anfang 2010 allerdings in der Bundesrepublik Deutschland noch nicht in nationales Recht überführt.

Insbesondere der zweite Grenzwert, der sich auf die Überschreitungshäufigkeit eines  $PM_{10}$ -Tagesmittelwertes von  $50 \mu g/m^3$  bezieht, konnte schon im ersten Jahr seines Inkrafttretens an vielen, insbesondere an verkehrsbezogenen, Messstationen in Deutschland nicht eingehalten werden. Für 2009 zeigt eine vorläufige Auswertung des Umweltbundesamtes, dass an 23 von 408 bundesweiten Messstationen der auf die Überschreitungshäufigkeit von Tagesmittelwerten bezogene Grenzwert nicht eingehalten werden konnte, dagegen wurde nur an einer Station der Grenzwert für das Jahresmittel überschritten (<http://www.umweltbundes>

amt.de/luft/ schadstoffe/luftbelastung.htm, Zugriff am 04.02.2010).

In solchen Fällen von Grenzwertüberschreitungen müssen die zuständigen Behörden Aktions- und/oder Luftreinhaltepläne erstellen, mit deren Umsetzung die Einhaltung der Grenzwerte erreicht werden soll. Hierbei bestehen für die Regulierung partikulärer Luftverunreinigungen besondere Schwierigkeiten im Vergleich zu den meisten gasförmigen Luftschadstoffen:

- Partikel werden durch eine Reihe verschiedener Emittenten (insbesondere Kfz-Verkehr, Industrie, Hausbrand und verschiedene natürliche Quellen) in die Atmosphäre freigesetzt,
- innerhalb der Emittentengruppe des Kfz-Verkehrs werden Partikel durch verschiedene Prozesse freigesetzt (Partikel aus dem Verbrennungsprozess, Partikel aus Reifen-, Brems-, Kupplungs- und Fahrbahnabrieb sowie Partikel aus der Wiederaufwirbelung durch induzierte Turbulenzen),
- insbesondere kleine Partikel bilden sich erst in der Atmosphäre aus gasförmigen Vorläufersubstanzen im Prozess der so genannten Gas-zu-Partikel-Konversion,
- Partikel können über weite Strecken transportiert werden und tragen lokal zu erhöhten Konzentrationen bei.

Diesen Umständen und der unterschiedlichen gesundheitlichen Relevanz von Partikeln aus verschiedenen Quellen wird in der neuen Richtlinie 2008/50/EG insofern Rechnung getragen, als dass Grenzwertüberschreitungen, die nachweisbar durch Partikel aus natürlichen Quellen hervorgerufen werden, nicht als Überschreitungen gezählt werden.

Um die Belastung der Umgebungsluft mit Partikeln zu senken, stehen den zuständigen Planungsbehörden grundsätzlich zwei Wege zur Verfügung. Zum einen kann die Emission von Partikeln gesenkt werden, zum anderen kann versucht werden, Prozesse zu fördern, die zu einem Austrag der Partikel aus der Atmosphäre führen.

Emissionen aus der besonders wichtigen Gruppe des Kfz-Verkehrs können beispielsweise durch Einsatz von Partikelfiltern gesenkt werden. Ein wichtiges Planungsinstrument ist in diesem Zusammenhang die Einrichtung von Umweltzonen in Innenstädten, die von Fahrzeugen mit hoher Partikel-

emission nicht befahren werden dürfen. Diese Umweltzonen stehen häufig in der Kritik, da durch sie die  $PM_{10}$ -Massenkonzentration nur um wenige Prozent vermindert wird. Andererseits ist jedoch davon auszugehen, dass besonders gesundheitsschädliche Komponenten im  $PM_{10}$ , die insbesondere aus Dieselfahrzeugen stammen, durch die Umweltzonen deutlich gesenkt werden und daher von einem deutlichen Nutzen für die menschliche Gesundheit auszugehen ist (WICHMANN, 2008).

Zur lokalen Verbesserung der Luftqualität durch eine Reduktion der Wiederaufwirbelung von Partikeln durch den Kfz-Verkehr zeigten Studien einen deutlichen Minderungseffekt durch das Aufbringen von Calcium-Magnesium-Azetat oder Magnesium-Chlorid, wohingegen das Reinigen der Straße eine geringere Minderung zeigte (NORMAN & JOHANSSON, 2006, ALDRIN et al., 2008).

Die angesprochenen Maßnahmen zur Reduktion von Partikelkonzentrationen durch Fahrverbote oder durch Techniken zur kurzfristigen Minderung der Wiederaufwirbelung sind häufig mit hohen Kosten verbunden und stoßen teilweise auf Akzeptanzprobleme in der Bevölkerung, die erzielbaren Resultate sind aber oft gering. Eine Studie mit fünf Fallbeispielen aus dem Rhein-Ruhr-Gebiet zeigte eine Senkung der lokalen  $PM_{10}$ -Konzentrationen um 10-15 % durch verschiedene Minderungsmaßnahmen, wobei dadurch nur in einem Fall der Tagesgrenzwert eingehalten werden konnte (BRUCKMANN et al., 2007).

Vor diesem Hintergrund ist zu prüfen, ob durch Maßnahmen, mit denen der Austrag von Partikeln aus der Atmosphäre beschleunigt wird, auf eine eher passive Weise eine Konzentrationsminderung erreicht werden kann. Dieser Austrag, der über verschiedene Formen der Deposition erfolgt, kann in gewissem Maße durch die Gestaltung der Oberflächenstrukturen gesteuert werden, auf welche die Partikel deponiert werden. Hierbei wird insbesondere der Vegetation eine wichtige Rolle zugeschrieben, da diese aufgrund der großen Blattoberfläche ein hohes Depositionspotenzial vermuten lässt. Für die Stadtplanung ist die Begrünung als eine Teilmaßnahme im Rahmen von Luftreinhalte- und Aktionsplänen auch deshalb besonders attraktiv, da von ihr noch weitere als positiv erachtete Effekte ausgehen, wie die Retention von Niederschlagswasser, die Absenkung der städtischen Wärmeinsel und die Erhöhung des subjektiven Wohlbefindens der Stadtbewohner.

## 1.2 Aufgabenstellung des Projektes

Die Hauptfragestellung des Projektes bestand darin, verschiedene innerstädtische Oberflächen auf ihr  $PM_{10}$ -Bindungsvermögen hin zu untersuchen. Der Schwerpunkt lag auf Flächen neben stark befahrenen Straßen, an denen die Partikelkonzentrationen besonders hoch sind und die durch einen hohen Anteil an Partikeln gekennzeichnet sind, die vom Kfz-Verkehr stammen. Besondere Berücksichtigung sollten Wasserflächen, Dachflächen, bewachsener Boden und Grün- oder Brachflächen, höherwüchsige, voluminöse Vegetation, Dach- und Wandbegrünungen sowie Straßenschluchten mit und ohne Baumbewuchs finden. Die Ergebnisse dienen als Vorarbeit für Planungshilfen zur Verwendung staubbindender Oberflächen in Städten.

Zu den durchzuführenden Aufgaben zählten eine Literaturstudie, die Durchführung von Messungen zur  $PM_{10}$ -bindenden Wirkung der verschiedenen Flächentypen, die Abschätzung der verkehrsbedingten Belastung und der Hintergrundbelastung an den verschiedenen Standorten sowie das Ableiten von Handlungsempfehlungen.

## 2 Kenntnisstand zur trockenen Deposition

### 2.1 Arten der Deposition

Unter Deposition wird der Austrag von Substanzen aus der Atmosphäre auf die Erdoberfläche verstanden, sofern es sich dabei nicht um Wasser handelt. Das Wasser gelangt in Form so genannter Hydrometeore auf die Erdoberfläche. Der Begriff des Hydrometeors umfasst dabei alle Formen von flüssigem und gefrorenem Wasser in der Atmosphäre, also insbesondere Regentropfen und Eiskristalle. Regen oder Schneefall zählt somit nicht zur Deposition, wohl aber die in den Hydrometeoren gelösten oder suspendierten Stoffe.

Die Formen der Deposition können allgemein in trockene und nasse Deposition unterschieden werden. Dabei ist die trockene Deposition der Austrag von gasförmigen oder partikulären Substanzen aus der Atmosphäre ohne die Einwirkung von Niederschlag (SEINFELD & PANDIS, 2006). Gelegentlich wird als dritte Form die okkulte oder feuchte Deposition genannt, mit der die Ablagerung von Sub-

stanzen durch Nebeltröpfchen oder Raureif gemeint ist (BAUER et al., 2008). Diese okkulte Deposition spielt in der Regel nur in der Höhenlage von Gebirgen eine bedeutende Rolle und kann dort bis zu 20 % zur nassen Deposition beitragen (DOLLARD et al., 1983). Für die nachfolgenden Betrachtungen wird daher die okkulte Deposition nicht weiter betrachtet.

Bei der nassen Deposition können nach dem Ort, an dem die Substanzen in die Hydrometeore gelangen, die beiden Teilprozesse des in-cloud scavenging und des sub-cloud scavenging unterschieden werden (MÖLLER, 2003). Bei erstgenanntem Prozess erfolgt der Übertritt in die Hydrometeore bereits in der Wolkenschicht, beim sub-cloud scavenging werden die Spurenstoffe erst beim Fallen des Hydrometeors auf die Erdoberfläche von diesem aufgenommen. Modellierungsergebnisse haben gezeigt, dass auch bei schwachem Regen mit einer Intensität von 0,1 mm/h innerhalb von vier Stunden 50-80 % der Partikel, sowohl in Bezug auf die Masse als auch auf die Anzahl, durch das sub-cloud scavenging aus der Atmosphäre ausgetragen werden können (ZHANG et al., 2004).

### 2.2 Prozesse der trockenen Deposition

Bei der trockenen Deposition von Partikeln spielt eine Reihe verschiedener physikalischer Prozesse eine Rolle. Zu diesen zählen die (ZUFALL & DAVIDSON, 1998)

- turbulente Diffusion, bei der Partikel durch turbulente Vorgänge entlang eines Konzentrationsgradienten transportiert werden,
- Sedimentation durch Gravitation,
- Diffusion entlang von Konzentrationsgradienten infolge Brown'scher Bewegung von Partikeln oder Molekülen,
- Impaktion, bei der Partikel aufgrund ihrer Trägheit nicht der Bewegung der Luftmoleküle um ein Hindernis folgen können und sich auf dem Hindernis abscheiden,
- Interzeption, ein Abscheidungsvorgang der auftritt, wenn der Partikeldurchmesser größer ist als die Dicke der quasi-laminaren Grenzschicht, die jedes von Luft umströmte Hindernis umgibt,

- Bewegung von Partikeln entlang elektrischer Felder,
- Thermophoresis, bei der sich Partikel entlang eines Temperaturgradienten bewegen, und die
- Diffusiophoresis, welche die Partikelbewegung in einer Mischung aus zwei Gasen entlang eines Konzentrationsgradienten beschreibt.

Quantifiziert wird die trockene Deposition durch die Depositionsgeschwindigkeit  $v_d$ , die sich aus der trockenen Depositionsrate  $F$  und der Konzentration  $c$  in einer Referenzhöhe  $z$  wie folgt berechnet:

$$v_d = \frac{F}{c(z)}$$

Der gesamte Vorgang der trockenen Deposition kann idealisiert in drei Schritte unterteilt werden (ZUFALL & DAVIDSON, 1998):

- Aerodynamischer Transport

Der aerodynamische Transport beschreibt den Partikeltransport aus der freien Atmosphäre zur quasi-laminaren Grenzschicht und wird hauptsächlich durch turbulente Diffusion und Sedimentation gesteuert.

- Transport durch die quasi-laminare Grenzschicht

Die Dicke der quasi-laminaren Grenzschicht beträgt nur wenige mm, in der hauptsächlich eine

laminare Strömung erfolgt und in der ein hoher Geschwindigkeitsgradient auftritt. Der Transport durch die quasi-laminare Grenzschicht wird durch Brown'sche Diffusion, Interzeption, Impaktion und Sedimentation dominiert.

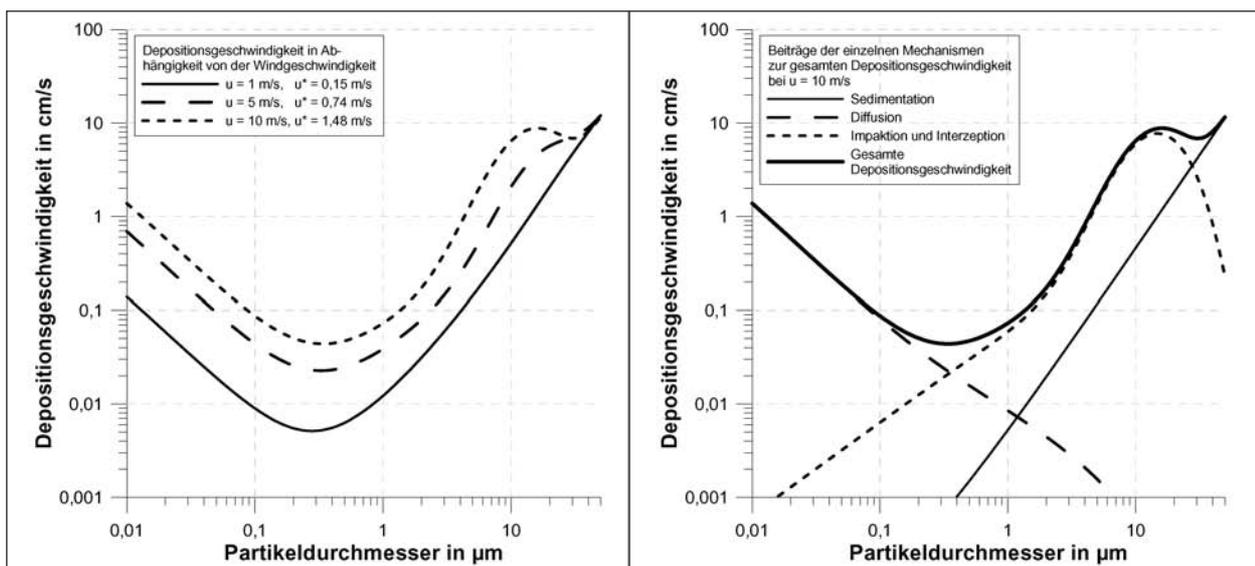
- Wechselwirkungen mit der Oberfläche

Hier spielt u. a. eine mögliche Resuspension bzw. ein Abprallen von der Oberfläche eine Rolle.

Die hauptsächlichen Einflussfaktoren auf die Anteile der Mechanismen beim Partikeltransport durch die quasi-laminare Grenzschicht sind die Windgeschwindigkeit und die Partikelgröße (Bild 1). Für kleine Partikel ist die Brown'sche Diffusion der entscheidende Prozess, Impaktion, Interzeption und Sedimentation spielen erst bei größeren Partikeldurchmessern eine Rolle. Partikel größer als  $10 \mu\text{m}$  werden fast ausschließlich durch Sedimentation abgeschlossen.

## 2.3 Partikeldeposition auf verschiedene Oberflächen

Die Partikeldeposition auf feste Oberflächen wurde bereits häufig untersucht, wegweisende Arbeiten liegen schon aus den 1960er Jahren vor (z. B. CHAMBERLAIN, 1967). Von besonderem Interesse war stets die Partikeldeposition auf Vegetationsoberflächen, da die Vegetation durch ihr Blattwerk



**Bild 1:** Modellierte Depositionsgeschwindigkeit auf Blattoberflächen beim Transport durch die quasi-laminare Grenzschicht in Abhängigkeit von der Partikelgröße für kugelförmige Partikel mit einer Dichte von  $1 \text{ g/cm}^3$  nach dem Modell von SLINN, (1982). Im linken Teil ist der Einfluss der Windgeschwindigkeit bzw. der Reibungsgeschwindigkeit  $u^*$  dargestellt, im rechten Teil der Anteil der verschiedenen Depositionsmechanismen bei einer Windgeschwindigkeit von  $10 \text{ m/s}$

gegenüber der Erdoberfläche eine erhöhte Depositionsfläche aufweist. Die Bedeutung des Waldes als Staubfilter war daher schon früh Gegenstand zahlreicher Untersuchungen (STEUBING & KLEE, 1970). Bei Bäumen spielen arttypische Blattmerkmale wie die vom Blattstiel und der Starrheit der Spreite abhängige Beweglichkeit des Blattes, dessen Oberflächenrelief, die Blattbehaarung, die Lage der Blattnerve, die Wölbung der Blattspreite<sup>1</sup> oder die Dichte und Dauer der Behaarung eine wichtige Rolle bei der Partikeldeposition (SCHRETZENMAYR & ULLRICH, 1979). Die Oberflächen mancher Arten wie der Gewöhnlichen Platane haben aufgrund der Mikrorauigkeit eine selbstreinigende Wirkung, die dem Lotus-Effekt ähnelt, andere Arten akkumulieren die Partikel im Laufe der Vegetationsperiode (THÖNNESEN, 2006). Ein Vergleich der gemessenen Depositionsgeschwindigkeiten auf Blattoberflächen mit modellierten Werten zeigt häufig höhere gemessene Depositionsgeschwindigkeiten für Partikel kleiner 1  $\mu\text{m}$  als vom Modell berechnet (GALLAGHER et al., 1997, PRYOR et al., 2008a). Gemessene Minima der Depositionsgeschwindigkeiten liegen zwischen 0,01 bis 0,2 cm/s für Grasoberflächen und 0,1 bis 1 cm/s für Wälder (PRYOR et al., 2008b).

Gerade im urbanen Kontext hat Vegetation aber auch noch einen weiteren wichtigen Einfluss auf die Partikelverteilung in der bodennahen Atmosphäre. Dieser liegt in der Eigenschaft der Vegetation begründet, für die Luftströmung ein Hindernis darzustellen. In Straßenschluchten kommt es so zu einer Behinderung des Luftaustausches, der lokal erhöhte Schadstoffkonzentrationen zur Folge hat. Dies wurde durch Studien im Windtunnel (GROMKE & RUCK, 2009), durch numerische Simulationen (RIES & EICHHORN, 2001) sowie durch Messungen (KEUKEN & van der VALK, 2010) bestätigt. Andererseits zeigen Modellrechnungen auf regionaler Ebene, dass durch städtische Vegetation erhebliche Staubmengen aus der Atmosphäre entfernt werden (z. B. NOWAK, 1994, McDONALD et al., 2007).

Die Partikeldeposition auf Wasserflächen weist gegenüber derjenigen auf festen Oberflächen einige Besonderheiten auf (WILLIAMS, 1982). Bei hohen Windgeschwindigkeiten kann es zur Ausbildung

von Gischt kommen, wobei dann ein Partikelaustrag aus der Atmosphäre analog zum sub-cloud scavenging erfolgen kann. Aufgrund der hohen relativen Luftfeuchtigkeit an der Grenze zwischen Wasseroberfläche und Atmosphäre können Partikel hygroscopisch wachsen, wobei sich dann deren Depositionsgeschwindigkeit erhöht. Unterschiedliche Temperaturen im Wasserkörper und in der Atmosphäre haben Einfluss auf die Schichtung der unteren Atmosphäre, wodurch wiederum der aerodynamische Transport beeinflusst wird. Außerdem kann hier Diffusiophoresis durch die von der Wasseroberfläche verdunstenden Wassermoleküle auftreten, durch die Partikel von der Wasseroberfläche wegtransportiert werden können. Zur Bedeutung der Diffusiophoresis in diesem Kontext bestehen aber noch Kenntnislücken (ZUFALL & DAVIDSON, 1998).

## 2.4 Literaturwerte für Depositionsgeschwindigkeiten

In der Literatur werden verschiedene Depositionsgeschwindigkeiten auf Oberflächen beschrieben. Einen ersten Anhaltspunkt liefert die TA Luft 2002. Danach sind bei Ausbreitungsrechnungen für Stäube Depositionsgeschwindigkeiten von 0,1 cm/s für Partikel kleiner 2,5  $\mu\text{m}$  und von 1 cm/s für Partikel zwischen 2,5 und 10  $\mu\text{m}$  zu verwenden. Bei einzelnen Emissionsquellen soll dabei als Rechengebiet ein Kreis benutzt werden, dessen Radius das 50fache der Schornsteinbauhöhe beträgt, die horizontale Maschenweite soll mindestens der Schornsteinhöhe entsprechen. Bei Kraftwerken kann die Schornsteinhöhe über 100 m betragen. Die in der TA Luft angegebenen Depositionsgeschwindigkeiten müssen daher für eine Skala vom Zehnermeter bis zum Hundertermeterbereich repräsentativ sein.

Während es für Wälder eine Reihe von Angaben zu Depositionsgeschwindigkeiten gibt, existieren für städtische Umgebungen wenige Daten. Das liegt u. a. daran, dass manche Messmethoden wie die Eddy-Kovarianz eine homogene Oberfläche von bis zu 1 ha benötigen, die in Städten kaum gegeben sind. Wird mittels solcher Methoden in großer Höhe über der Stadt gemessen, so ist ein nach oben gerichteter Partikeltransport feststellbar (DORSEY et al., 2002).

Die in Tabelle 1 dargestellten Werte für Depositionsgeschwindigkeiten zeigen hohe Variabilitäten. Bei kleinräumigen Modellierungen (JONSSON et

<sup>1</sup> Die Blattspreite ist der nicht zum Stiel gehörige Teil eines Blattes. Sie stellt somit die eigentliche Blattfläche dar.

Oberfläche und Partikelcharakterisierung	$v_d$ (cm/s)	Quelle
Depositionsgeschwindigkeit auf unterschiedliche Bereiche einer Bronzestatue, ohne Partikelgrößenangabe, Messung der Depositionsgeschwindigkeit auf einer Dezimeter-Skala	0,037-0,15 ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) 0,11-1,35 ( $\text{Ca}^{2+}$ )	WU et al. (1992)
Modellierte Depositionsgeschwindigkeit in einer Meterskala auf Gebäudeoberflächen für 5- $\mu\text{m}$ -Partikel; Ergebnisse zeigen eine hohe kleinräumige Variabilität	0,1-0,4 (Dächer) 0,05-0,8 (Wände)	JONSSON et al. (2008)
Deposition auf eine Schneeoberfläche verschiedener chemischer Spezies, ohne Partikelgrößenangabe, eine Einschätzung einer repräsentativen Skala nicht möglich	0,083 ( $\text{NH}_4^+$ ) 2,0 ( $\text{Ca}^{2+}$ ) 4,3 ( $\text{Cl}^-$ )	DASCH & CADLE (1986)
Straßenkreuzung in Bursa, Spurenelemente im TSP (Total Suspended Particles), repräsentativ auf einer Meterskala	2,3 (Pb) 11,1 (Ni)	TASDEMIR & KURAL (2005)
Autobahnkreuz in Taichung, TSP (Total Suspended Particles), repräsentativ auf einer Meterskala	2,5	YANG et al., (2005)
Blattoberfläche verschiedener Baumarten; gemessen während einer siebentägigen Kampagne	0,4-6 ( $\text{PM}_{10}$ )	FREER-SMITH et al. (2005)

Tab. 1: Literaturwerte zu trockenen Depositionsgeschwindigkeiten auf verschiedene urbane Oberflächen

al., 2008) oder kleinräumigen Messungen direkt an einer Oberfläche (WU et al., 1992) treten hohe räumliche Schwankungsbreiten auf. So stellen die von JONSSON et al. (2008) simulierten Depositionsgeschwindigkeiten die Variationsbreite für die gesamten modellierten Gebäudeoberflächen dar, wobei an Gebäudekanten besonders hohe Depositionsgeschwindigkeiten errechnet wurden. Punktmessungen können solche Variationsbreiten naturgemäß nicht nachbilden. Aber auch die Messungen von WU et al. (1992), die auf einer Statue an mehreren Stellen im Dezimetermaßstab durchgeführt wurden, zeigen deutliche Schwankungsbreiten. Bei den anderen Untersuchungen können solche Schwankungsbreiten nicht angegeben werden, da es sich um einzelne Punktmessungen handelt, die bis auf die Untersuchungen von DASCH & CADLE (1986) nicht direkt an der Oberfläche durchgeführt wurden und daher mindestens für eine Meterskala repräsentativ sind. Unterschiede bezüglich der Depositionsgeschwindigkeit für einzelne Spezies oder Elemente werden zumeist darauf zurückgeführt, dass Spezies oder Elemente mit höheren Depositionsgeschwindigkeiten mit größeren Partikeln assoziiert sind. Im Falle der als Partikeldeposition gemessenen Depositionsgeschwindigkeit von Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ , DASCH & CADLE, 1986) ergibt sich zudem die Problematik, dass hier ein Teil auch über die Gasphase mit der Oberfläche ausgetauscht werden kann. Die von FREER-SMITH et al. (2005) bestimmten Depositionsgeschwindigkeiten auf Blattoberflächen von Arten aus den Gattungen Pinus (Kiefer), Cupressus (Zypressen), Acer (Ahorn), Populus (Pappel) und Sorbus (Mehlbeere) zeigen Variabilitäten zwischen einzelnen Baumarten,

die Werte können aufgrund der kurzen Probenahme aber nicht als repräsentativ für eine ganze Vegetationsperiode angesehen werden.

### 3 Ermittlung der $\text{PM}_{10}$ -Bindungsfähigkeit über die Bestimmung der Depositionsgeschwindigkeiten

Um die in Kapitel 1 erläuterte Fragestellung der Bindungsfähigkeit verschiedener innerstädtischer Oberflächen hinsichtlich von  $\text{PM}_{10}$  zu beantworten, wird zunächst davon ausgegangen, dass die Bindung von  $\text{PM}_{10}$ -Partikeln auf Oberflächen durch deren Deposition auf diesen Oberflächen abzüglich der Resuspension gegeben ist. Weiter wird davon ausgegangen, dass im städtischen Kontext die okkulte Deposition zu vernachlässigen ist.

Damit sind die nasse und trockene Deposition als wesentliche Depositionsprozesse zu beachten. Die Variabilität der nassen Deposition wird durch das Niederschlagsgeschehen determiniert. Städte haben einen modifizierenden Einfluss auf die räumliche Verteilung des Niederschlages, der auf erhöhte Konvektion aufgrund der städtischen Wärmeinsel, auf erhöhte Partikelkonzentrationen und eine damit erhöhte Anzahl an Kondensationskernen sowie auf eine höhere Rauigkeitslänge zurückzuführen ist und häufig zu einem Niederschlagsmaximum im Lee der Stadt führt (SCHÜTZ in KUTTLER, 2008). Dieser städtische Einfluss ist jedoch auf einer anderen Größenskala wirksam, als sie für die

räumliche Variabilität städtischer Oberflächen gegeben ist. Der Einfluss auf das Niederschlagsgeschehen ergibt sich gewissermaßen als Effekt der Stadt als Ganzes, eine einzelne städtische Oberfläche hat im Meter- bis Zehnermeterbereich keinen Einfluss auf die Höhe der auf sie abgesetzten nassen Deposition. Hier können sich nur Unterschiede bei der Wiederaufwirbelung der nass deponierten Partikel ergeben. Während bei Wasserflächen und dicht bewachsenen Oberflächen mit keiner bzw. einer geringen Wiederaufwirbelung zu rechnen ist, können von versiegelten Oberflächen nass deponierte Partikel wieder resuspendiert werden, sofern sie nicht mit dem Oberflächenabfluss in die Abwassersysteme gelangen. Da zu vermuten ist, dass dieser mögliche Unterschied eher gering ist, wird er an dieser Stelle vernachlässigt. Es wird vielmehr davon ausgegangen, dass sich einzelne städtische Oberflächen nur durch ihre Beeinflussung der trockenen Deposition in ihrem  $PM_{10}$ -Bindungsvermögen voneinander unterscheiden.

Zum Vergleich verschiedener Oberflächen hinsichtlich ihrer Depositionseigenschaften wird die Geschwindigkeit der trockenen Deposition verwendet, die auch häufig als Maßstab herangezogen wird, wenn Ergebnisse verschiedener Studien miteinander verglichen werden (z. B. PRYOR et al., 2008a, LITSCHKE & KUTTLER, 2008). Mit solchen Werten wurden außerdem Modellierungen der Partikeldeposition auf Vegetationsoberflächen bezogen auf ganze Stadtgebiete vorgenommen (z. B. NOWAK, 1994, McDONALD et al., 2007).

Die Depositionsgeschwindigkeit für  $PM_{10}$  berechnet sich als Quotient der  $PM_{10}$ -Massendepositionsrate durch die  $PM_{10}$ -Massenkonzentration in der Luft in einer Referenzhöhe. Während die  $PM_{10}$ -Massenkonzentration direkt messbar ist, existiert für die Bestimmung der  $PM_{10}$ -Massendepositionsrate kein direktes Messverfahren. Für die Berechnung der Depositionsgeschwindigkeiten wurde daher auf ein Tracerelement zurückgegriffen, das in der  $PM_{10}$ -Fraktion in den Größenfraktionen  $PM_{2,5}$  und ( $PM_{2,5}$  bis  $PM_{10}$ ) enthalten ist, jedoch in vernachlässigbaren Anteilen in Partikelgrößenfraktionen oberhalb  $PM_{10}$ , die als ( $PM_{10}$  bis TSP<sup>2</sup>) bestimmt wurden. Da auch die Deposition von anthropogen emittierten Elementen in urbanen Räumen von größeren Partikeln dominiert wird (HOLSEN et

al., 1993), ist dies der kritische Schritt bei der Ableitung der Depositionsgeschwindigkeiten. Ist das Tracerelement auch in signifikanten Anteilen in der Fraktion  $PM_{10}$  bis TSP vorhanden, so ergäbe sich mit dem beschriebenen Verfahren eine Überschätzung der Depositionsgeschwindigkeit von  $PM_{10}$ -Partikeln.

Die Messung der trockenen Deposition und der  $PM_{10}$ -Konzentration erfolgt in einer Höhe von 2 m über Grund, also nicht direkt auf den Oberflächen. Die so ermittelten Werte sind daher für einen Meter- bis Zehnermeterbereich charakteristisch. Sie stellen das Mittel aus kleinräumig variierenden Depositionsgeschwindigkeiten auf einer Zenti- oder Dezimeterskala dar. Für großräumigere Aussagen auf einer Hunderter- oder Kilometerskala müssten wiederum aus den hier bestimmten Depositionsgeschwindigkeiten Mittelwerte gebildet werden.

## 4 Messmethoden und Datenaufbereitung

### 4.1 $PM_x$ -Messungen

Die  $PM_{10}$ -,  $PM_{2,5}$ - und TSP-Messungen wurden mit Kleinfiltergeräten der Firma Derenda bei einem Durchfluss von 2,3 m<sup>3</sup>/h durchgeführt (LVS- $PM_{10}$ -Referenzgerät nach DIN EN 12341). Waren an einem Kleinfiltergerät mehrere Köpfe angeschlossen, so erfolgte die Umschaltung des Volumenstromes über eine zwischen den Köpfen und dem Kleinfiltergerät angebrachte Magnetventil-Kopfschaltung in einem Intervall von 10 Minuten. Die Berechnung der Massenkonzentrationen erfolgte durch Division der Massenaufgabe auf den Filtern durch das Ansaugvolumen unter Umgebungsbedingungen. Werden normierte Konzentrationen angegeben, so sind diese auf 273 K und 101,3 kPa bezogen. Die Prallplatten der Ansaugköpfe wurden mindestens alle acht Wochen gereinigt.

Als Filter kamen Quarzfaserfilter mit 47 mm Durchmesser zum Einsatz (QM-A, Whatman), die nach der Wägung einzeln in Analyslide™-Petrischalen aus Polystyrol aufbewahrt wurden.

Bis auf einen Probenahmekopf, der in 7,2 m Höhe an der Fassade der Vogeschule angebracht war, erfolgte die Probenahme in 2 m Höhe über Grund. Das Probenahmeintervall erstreckte sich in der Regel über einen Zeitraum von zwei Wochen.

<sup>2</sup> Total Suspended Particles

## 4.2 Partikelmessungen auf Haftfolien

An einem Standort wurden Haftfolien in so genannten Sigma-2-Sammlern in zweiwöchigen Probenahmeintervallen exponiert. Bei diesem in der VDI-Richtlinie 2119/4 beschriebenen Verfahren werden mit einem transparenten, witterungsbeständigen Kleber beschichtete durchsichtige Folien in einem Sigma-2-Sammler exponiert. Die Sigma-2-Sammler des eingesetzten Typs bestehen aus einem ca. 27 cm hohen Sedimentationszylinder aus antistatischem Kunststoff, auf dem eine zentrisch ausgerichtete Haube aufsitzt. In der Haube und dem Zylinder befinden sich rechteckige Fenster, wobei die Fenster in Haube und Zylinder gegeneinander versetzt angebracht sind. Somit wird ein passiver Luft-eintritt in den Sammler ermöglicht, ohne dass der obere Teil des Zylinders direkt durchströmt wird. In dem Zylinder findet die Abscheidung der Partikel auf der am Boden angebrachten Haftfolie dann nahezu ausschließlich über Sedimentation statt.

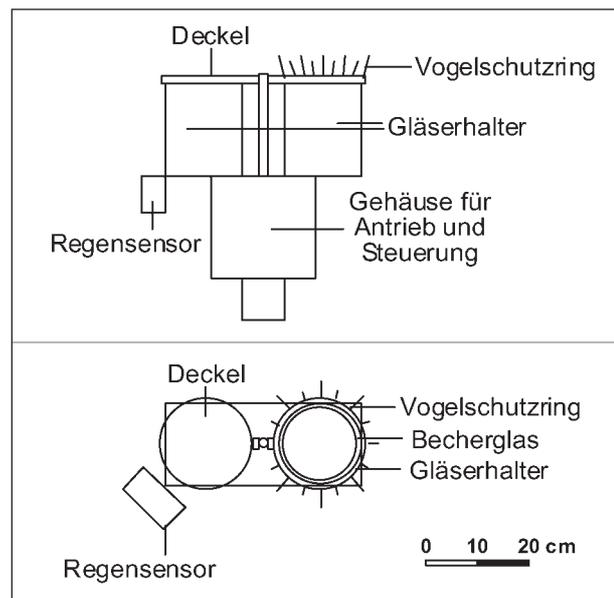
Die Bestimmung der Partikel auf der Haftfolie erfolgte mittels Durchlichtmikroskopie durch ein automatisches Bildverarbeitungssystem im Labor der Abteilung Medizin-Meteorologie des Deutschen Wetterdienstes in Freiburg. Es wird dabei der geometrische Äquivalenzdurchmesser von Partikeln größer als  $2,5 \mu\text{m}$  bestimmt und weiterhin zwischen transparenten und opaken Partikeln unterschieden. Aus den Sedimentationsraten wird dann über die Sedimentationsgeschwindigkeit die Partikelkonzentration in der Luft in den Größenklassen  $2,5\text{-}5 \mu\text{m}$ ,  $5\text{-}10 \mu\text{m}$ ,  $10\text{-}20 \mu\text{m}$ ,  $20\text{-}40 \mu\text{m}$  und  $40\text{-}80 \mu\text{m}$  berechnet. Das Verfahren zur Berechnung der Partikelkonzentrationen ist in DIETZE et al., (2006) näher beschrieben.

## 4.3 Messung der Massendepositionsrate

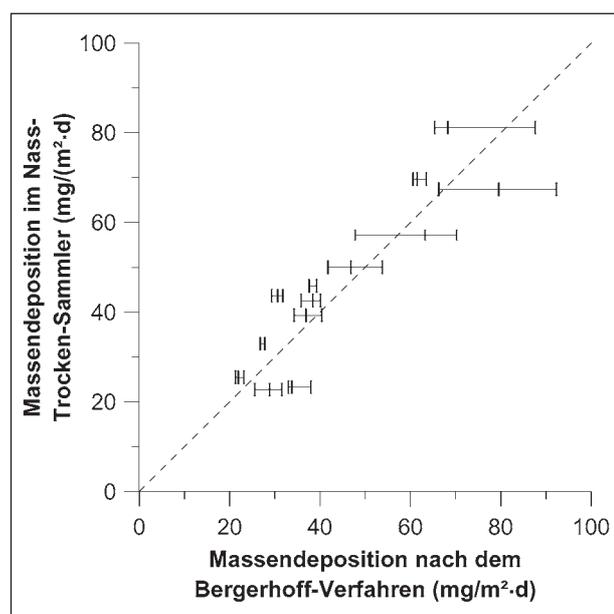
Die Massendepositionsrate (deponierte Masse pro Zeit- und Flächeneinheit) wurde mit den am Institut für Geografie und Geoökologie des KIT (Karlsruher Institut für Technologie) konstruierten Nass-Trocken-Sammlern in einer Höhe von 2 m über Grund gemessen. Mit diesen Sammlern lassen sich nasse und trockene Depositionsraten getrennt voneinander bestimmen, eine Skizze der Sammler zeigt Bild 2. Vergleichsmessungen in Karlsruhe in den Jahren 2001 und 2002 mit einem Nass-Trocken-Sammler und drei Auffanggefäßen, in denen gemäß der VDI-Richtlinie 2119/2 eine Be-

stimmung der Massendeposition nach dem Bergerhoff-Verfahren erfolgte, zeigte die Vergleichbarkeit beider Verfahren (Bild 3).

Die Sammler wurden mit 3.000-ml-Bechergläsern aus Borsilikat bestückt. Bei den Bechergläsern wurde die Ausgusschraube abgesägt, sodass sie eine kreisrunde Auffangfläche mit 14,8 cm Durchmesser und eine Höhe von 18 cm aufwiesen.



**Bild 2:** Skizze eines Nass-Trocken-Sammlers in einer Seitenansicht (oben) und einer Aufsicht (unten), aus LANGNER, 2006:30



**Bild 3:** Vergleich der Massendeposition, gemessen mit einem Nass-Trocken-Sammler und drei Auffanggefäßen nach dem Bergerhoff-Verfahren, gemessen 2001 und 2002 in Karlsruhe

Während der Exposition wird dann jeweils ein Glas durch einen Deckel abgedeckt, zugleich ist das Glas in der anderen Position geöffnet. Über dem nicht durch einen Deckel verdeckten Glas befindet sich ein Vogelschutzring aus abgeschrägten Aluminiumstäbchen. Sobald es zu Niederschlag kommt, werden der Deckel und der Vogelschutzring durch einen Hub-Drehmechanismus innerhalb von ca. fünf Sekunden angehoben, auf die gegenüberliegende Position gedreht und darauf abgesetzt. Zeigt der Niederschlagssensor keinen Niederschlag mehr an, werden Deckel und Vogelschutzring in die Ausgangslage zurückgedreht. Die Hub- und Drehmotoren sowie die elektronische Steuerung des Sammlers befinden sich direkt unterhalb der Sammlerpositionen. An Standorten mit zwei Sammlern wurden diese über eine Steuereinheit synchronisiert, sodass sie gleichzeitig von nass auf trocken bzw. umgekehrt umschalteten.

Die Gläser sind während der Exposition durch einen zylindrischen Gläserhalter aus Aluminium vor mechanischer Beschädigung geschützt. Da dadurch in das abgedeckte Glas keine Sonnenstrahlung trifft, wird so im Sommer zudem das Algenwachstum in dem Glas mit der nassen Deposition gehemmt.

Jeder Nass-Trocken-Sammler ist mit einem Niederschlagssensor ausgestattet. Dieser besteht aus einer mit Gold beschichteten 160 x 100 mm großen Leiterplatte, auf die zwei kammförmig ineinandergreifende Leiterbahnen eingätzt sind. Während des Betriebs der Sammler wird der Niederschlagssensor beheizt, um das Absetzen von Tau und eine damit verbundene Niederschlagsdetektion zu verhindern.

An Standorten, an denen nur die trockene Depositionsrate gemessen wurde, war nur die trockene Position der Sammler mit einem Sammelglas bestückt. Die Expositionsdauer betrug auch hier zwei Wochen.

Die Nass-Trocken-Positionen der Sammler, ein Fehlersignal und das Signal vom Niederschlagssensor wurden als 30-Minutenmittel in Form eines analogen Spannungssignals aufgezeichnet. Dazu wurden LICOR LI-1000-Data-Logger benutzt, an einer Position kam ein HOBO U12 4-External Channel Data Logger zum Einsatz, wobei an dieser Position nur das Niederschlags- und das Fehlersignal aufgezeichnet wurden. Aus diesen Daten wurden die Zeiten mit trockener Deposition bestimmt

und so die trockene Depositionsrate aus Division der deponierten Masse durch die Auffangfläche und die Expositionszeit berechnet. Außerdem wurden durch das Fehlersignal die Zeiträume identifiziert, in denen durch eine Fehlfunktion der Sammler die Depositionsraten nicht korrekt voneinander getrennt wurden.

Nach der Exposition wurden die Depositionsproben mit einem Teflonschaber und NANOpure® Reinstwasser (spezifischer Widerstand 18,2 M $\Omega$ ) über ein Sieb mit 1,12 mm Maschenweite (in Anlehnung an die VDI-Richtlinie 2119/2) in 400-ml-Bechergläser überführt. Nach dem Eindampfen erfolgte die Überführung in 100-ml-Rollrandgläser, in denen die gravimetrische Bestimmung vorgenommen wurde.

Nach der Probenüberführung wurden die 3.000-ml-Bechergläser mit verdünnter HNO<sub>3</sub> ausgewischt und mit NANOpure® Reinstwasser gespült. Die 400-ml-Bechergläser, die häufiger benutzt wurden, wurden mit verdünnter Salpetersäure (HNO<sub>3</sub>) ausgekocht.

#### 4.4 Messung meteorologischer Parameter an den Dauermessstandorten

Luftdruck, relative Luftfeuchte, Lufttemperatur, Windrichtung und Windgeschwindigkeit wurden an den Dauermessstandorten als 10-Minuten-Mittel mit Davis-Klimastationen (Weather Monitor II) aufgezeichnet. Die Temperaturmessung erfolgte dabei mit einem Platin-Widerstand-Sensor mit einer Genauigkeit von  $\pm 0,5$  °C, die Feuchtemessung mit einem kapazitiven Sensor mit einer Genauigkeit von  $\pm 3$  % bis 90 % relative Luftfeuchtigkeit, darüber betrug die Genauigkeit  $\pm 4$  %. Für die Windmessung wurde ein Schalensternanemometer verwendet, die Geschwindigkeitsmessung erfolgte mit einer Genauigkeit von  $\pm 5$  %, die Bestimmung der Windrichtung mit einer Genauigkeit von  $\pm 7^\circ$ . Neben dem Mittelwert wurden bei der Temperatur auch der Maximal- und Minimalwert, bei der Windgeschwindigkeit der Maximalwert innerhalb des 10-Minuten-Mittelungsintervalls geloggt. An einer Station wurde zusätzlich auch die Niederschlagsmenge mit einer Regenwippe bestimmt.

Die Windmessung erfolgte wie die Depositions- und PM<sub>x</sub>-Messungen in 2 m Höhe über Grund, um die Strömungsverhältnisse, insbesondere die Windge-

schwindigkeit, direkt am Ort der Deposition zu erfassen. Temperatur- und Luftfeuchte wurden bedingt durch die Konstruktion der Messstationen in 1,7 m Höhe über Grund bestimmt.

#### **4.5 Blattprobenahme und Bestimmung der Staubauflage auf den geernteten Blättern**

An zwei Standorten wurden Blätter von Bäumen und an einem Standort eine Fassadenbegrünung beprobt. Pro Probenahmepunkt wurden fünf Blätter geerntet, in Papiertüten verpackt und im Anschluss an die Probenahme eingefroren. Die Probenahmepunkte wurden vermessen, indem die Höhe der Probenahme durch das Absenken einer am Ende beschwerten Nylonschnur bestimmt wurde. Von der vertikalen Projektion des Probenahmepunktes auf die Erdoberfläche wurde anschließend mit einem Maßband die Entfernung zu einem Referenzpunkt und mit einem Kompass die Richtung zum Referenzpunkt ermittelt.

Im Labor erfolgte die Entfernung der Staubauflage nach dem in LANGNER (2006) beschriebenen Verfahren. Die Staubauflage wurde dabei mit NANOpure® Reinstwasser unter zurhilfenahme eines handelsüblichen Backpinsels ohne Metallfassung in einer Porzellanschale von der Blattspreite abgewaschen. Pro Blatt wurden 100 ml Wasser verwendet, das mit einer gesteuerten Schlauchpumpe durch einen PVC-Schlauch gepumpt und mit einer abgeschnittenen Pipettenspitze in einem dünnen Wasserstrahl auf die Blattspreite gespritzt wurde. Zum Reinigen der Porzellanschale und des Pinsels wurden zusätzlich 80 ml Wasser pro Blattkollektiv benötigt, sodass zur Bearbeitung des Kollektivs von einem Probenahmepunkt insgesamt 580 ml Reinstwasser benutzt wurden. Das Waschwasser wurde in 600-ml-Bechergläsern bei 105 °C im Trockenschrank bis fast zur Trockne eingedampft und anschließend mit einem Teflonschaber in 100-ml-Rollrandgläser überführt. In diesen erfolgten analog zur Bearbeitung der Depositionsproben die vollständige Eindampfung des Waschwassers sowie die Gewichtsbestimmung. Durch diese Art des Abwaschverfahrens sind keine nach Blattober- oder Blattunterseite getrennten Aussagen möglich, da die Staubauflage auf der Ober- und Unterseite des Blattes in einem Abwaschvorgang erfasst wurde.

Um die Staubauflage auf die Blattfläche beziehen zu können, wurde die Blattfläche von allen abgewaschenen Blattspreiten bestimmt. Dazu wurden die vom Blattstiel getrennten Blattspreiten mit der morphologischen Oberseite nach unten auf einen Flachbettscanner (Epson Perfection 2400 Photo) gelegt, mit einer Auflösung von 300 dpi eingescannt und anschließend als Schwarz-weiß-Bitmap gespeichert. Die Fläche der Blattspreite wird dann durch schwarze Pixel, der Rest des Bitmaps durch weiße Pixel dargestellt.

Die Berechnung der Fläche der Blattspreite erfolgte anschließend mit einem Programm, das in LANGNER (2002) beschrieben ist. Mit diesem Programm werden die schwarzen Pixel in den Bitmaps gezählt. Über die auch in den einzelnen Bitmap-Dateien gespeicherte Information über die verwendete Auflösung beim Einscannen kann dann aus der Anzahl der Pixel die Fläche berechnet werden. Da es durch Verunreinigungen der Scanneroberfläche zum Auftreten von schwarzen Pixeln außerhalb der eigentlichen Blattspreite kommen kann und um die Bitmaps nicht manuell korrigieren zu müssen, wird das Bitmap vor dem Auszählen der schwarzen Pixel mit einer Filterfunktion bearbeitet, durch die ein Pixel nur dann schwarz bleibt, wenn mindestens vier der acht Nachbarpixel ebenfalls schwarz sind.

Die Angabe der Staubauflage erfolgte bezogen auf die so ermittelte Fläche der Blattspreite. Mit Blattfläche ist daher hier stets die Fläche einer Seite der Blattspreite gemeint, die gesamte Oberfläche, bestehend aus der Ober- und Unterseite der Blattspreite, ist hingegen doppelt so groß.

#### **4.6 Gas- und Partikelmessungen mit den Messfahrzeugen**

Im Zuge der Messungen wurden das lufthygienische Messfahrzeug des Instituts für Geografie und Geoökologie des KIT, ein Mercedes 814 mit Kofferaufbau, und der Klimamessbus (VW Bus) des Instituts für Geografie der Humboldt-Universität zu Berlin eingesetzt.

Neben der im Folgenden beschriebenen Gas- und Partikelanalytik war jedes Messfahrzeug mit einem ausfahrbaren Mast zur Windmessung mittels eines Schalensternanemometers ausgestattet. Beim Messfahrzeug des KIT erfolgte dabei die Windmessung in 10 m Höhe, beim Messbus aus Berlin in 6 m Höhe über Grund. Mit dem Messfahrzeug des

KIT wurden neben der Windmessung auch Luftdruck, die Lufttemperatur und der Taupunkt bestimmt. Die Luftdruck- und Lufttemperaturdaten dienen dazu, die in ppm (parts per million) gemessenen Gaskonzentrationen in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  umzurechnen.

#### 4.6.1 Gasmessungen

Mit dem Messfahrzeug des KIT wurden kontinuierlich  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$  und Ozon-Konzentrationen gemessen.

Das Messprinzip des Stickstoffoxid-Analysators (Horiba APNA 350 E) beruht auf der Chemolumineszenz von angeregtem  $\text{NO}_2^*$ . Die  $\text{NO}$ -Konzentration wird nach Oxidation mittels Ozons zu angeregtem  $\text{NO}_2^*$  bestimmt.  $\text{NO}_x$  wird zusätzlich als Summe von  $\text{NO}$  und  $\text{NO}_2$  gemessen. Der  $\text{NO}_2$ -Anteil des Messgases wird dazu katalytisch zu  $\text{NO}$  reduziert und anschließend das gesamte  $\text{NO}$  zu  $\text{NO}_2^*$  oxidiert und gemessen.

Die Ozon-Messungen erfolgte in einem Ozon-Analysator (Horiba APOA 350 E), in dem die UV-Absorption des Ozons im Messgas bestimmt wird. Die UV-Strahlung (253,7 nm) wird durch eine Quecksilberdampfampe erzeugt.

Für Ozon und  $\text{NO}_2$  erfolgte alle 25 Stunden eine automatische Kalibrierung, für  $\text{NO}$  wurde die Kalibrierung mindestens alle sechs Wochen manuell vorgenommen.

#### 4.6.2 Partikelmessungen

Die Partikelmessung erfolgte im Messfahrzeug des KIT mit einem Staubmessgerät FH 62 IN über  $\beta$ -Absorption. Die Partikel werden auf einem Filterband gesammelt und die dabei auftretende Abschwächung der  $\beta$ -Strahlung bestimmt, die von einem Krypton-Strahler emittiert wird. Das Gerät kann mit einem TSP-, einem  $\text{PM}_{10}$ - und einem  $\text{PM}_{2,5}$ -Probenahmekopf betrieben werden.

Im Messbus aus Berlin kam der  $\text{PM}_{10}$ -Monitor TEOM™ 1400A der Firma Rupprecht & Patashnick zum Einsatz. Das TEOM-Messprinzip (Tapered Element Oscillating Microbalance) beruht auf Frequenzänderungen, die kumulativ auf einem Filter gesammelte Partikel hervorrufen. Dazu wird der Filter mit einer oszillierenden Einheit verbunden. Die Messkammer und der untere Teil des Probenahme-rohres wurden während der Messung auf  $40^\circ\text{C}$  geheizt, um eine Akkumulation von flüchtigen

Substanzen auf dem Filter zu vermindern. Dennoch traten teilweise negative Konzentrationen auf, die auf eine Verflüchtigung von volatilen Substanzen vom Filter zurückzuführen sind.

## 4.7 Wägungen

### 4.7.1 Wägevorfahren

Für die Wägungen der Filter und Rollrandgläser wurde eine Semimikrowaage von Sartorius (BP 211 D) benutzt, die im Wägebereich bis 80 g eine Auflösung von 10  $\mu\text{g}$  aufweist und somit der Anforderung an die Wägegenauigkeit gemäß DIN EN 12341 entspricht.

Die Wägungen erfolgten in einer Handschuhbox, in die kontinuierlich getrocknete Luft eingeblasen wurde, sodass im Innern stets eine Luftfeuchtigkeit von  $8 \pm 3 \%$  bei einer Raumtemperatur von  $23 \pm 3^\circ\text{C}$  herrschte<sup>3</sup>.

Vor einem Wägedurchgang wurde das Wägegut (Filter und Rollrandgläser) mindestens 48 Stunden zum Konditionieren in die Handschuhbox gestellt. Zum Entfernen von Aufladungen am Wägegut wurde ein Ionisationsgebläse der Firma Sartorius (YIB01-0DR) verwendet.

Jeder Wägevorgang wurde fünfmal wiederholt, um eine nachfolgende Ausreißereliminierung vornehmen zu können. Pro Wägedurchgang (in der Regel 31 Filter und 25 Gläser) wurden zur Bestimmung der Blindwerte jeweils fünf Blindproben mit gewogen.

### 4.7.2 Ausreißereliminierung

Vorangegangene Messungen an vergleichbaren Proben haben gezeigt, dass sich bei der Wägung von Rollrandgläsern bei aufeinanderfolgenden Wägungen Schwankungen von mehr als 0,1 mg ergeben (LANGNER, 2006). Insbesondere die erste

<sup>3</sup> Nach DIN EN 12341 soll die Konditionierung der Proben bei einer relativen Luftfeuchtigkeit von  $50 \pm 5 \%$  vorgenommen werden, da bei Luftfeuchten kleiner 30 % bei manchen Waagen elektrostatische Aufladungen an Bauteilen das Wägergebnis beeinträchtigen können. Da ein solches Verhalten bei der verwendeten Waage nicht beobachtet wurde und andererseits die Wägung der Rollrandgläser beim angewendeten Verfahren deutlich besser reproduzierbare Ergebnisse als bei höheren Luftfeuchten lieferte, wurden den Wägungen bei geringerer Luftfeuchtigkeit der Vorzug gegeben.

Wägung zeigte häufig erhebliche Abweichungen von den nachfolgenden vier Wägungen. Daher war es notwendig, vor der Berechnung von Mittelwerten aus den fünf Wiederholungswägungen Ausreißer zu eliminieren. Dies wurde nach folgendem Verfahren für alle Massenbestimmungen an Filterproben und an Rollrandgläsern durchgeführt:

Die Werte der Wiederholungswägungen wurden zunächst gemäß

$$x^n = \frac{x - \tilde{x}_{0,5}}{\tilde{x}_{0,75} - \tilde{x}_{0,25}}$$

normiert. Der normierte Wert  $x^n$  ergibt sich somit durch Abzug des Medians (dieser entspricht hier dem dritthöchsten Wert der Wiederholungswägungen) vom Messwert und Division durch den Quartilsabstand (in diesem Fall die Differenz zwischen dem vierthöchsten und dem zweithöchsten Messwert der Wiederholungswägungen). Sofern der Quartilsabstand null ergab, ging der Median der Wiederholungswägungen statt des arithmetischen Mittels in die weiteren Berechnungen ein.

Durch die Normierung wurden die Gewichte innerhalb eines Wägedurchganges mit 31 Filtern oder 25 Gläsern miteinander vergleichbar. Die Identifizierung von Ausreißern  $x^a$  erfolgte dann nach der Regel

$$x^a < \tilde{x}_{0,25} - 3 \cdot (\tilde{x}_{0,5} - \tilde{x}_{0,25}) \quad \text{oder} \\ x^a > \tilde{x}_{0,75} + 3 \cdot (\tilde{x}_{0,75} - \tilde{x}_{0,5})$$

wobei sich hier die Quartile auf alle normierten Wägungen eines Wägedurchganges beziehen. Nach der Eliminierung der Ausreißer wurde von den verbliebenen Wägedaten der arithmetische Mittelwert berechnet.

Innerhalb der fünf Blindwerte eines Wägedurchganges fanden ebenfalls eine Identifizierung und Eliminierung von Ausreißern statt, bevor der Mittelwert der Blindproben berechnet wurde. Hierzu wurden die Blindwerte zunächst wie oben beschrieben normiert. Da in diesem Fall nur fünf Werte vorlagen

und so eine Berechnung der Grenzen für Ausreißer aus der vorliegenden Verteilung der Werte in sinnvoller Weise nicht möglich war, wurden als untere Grenze -2 und als obere Grenze +2 verwendet. Dies sind Werte, die sich bei der Betrachtung von größeren Kollektiven von Blindwerten ergeben.

Die Berechnung der Masse einer Probe erfolgte dann durch Abzug des mittleren, ausreißerbereinigten Vollgewichtes vom mittleren, ausreißerbereinigten Leergewicht und dem nachfolgenden Abzug des mittleren, ausreißerbereinigten Gewichtes der Blindproben.

### 4.7.3 Nachweisgrenzen

Zur Überprüfung der Güte der Massenbestimmung wurde in Anlehnung an DIN EN 14902 eine Verfahrensnachweisgrenze NG aus den um die Ausreißer bereinigten Blindwerten gemäß

$$NG = t_{n-1, 1-\alpha} \cdot s_{\text{Blind}}$$

aus der Standardabweichung  $s_{\text{Blind}}$  der Blindwerte und dem  $(1-\alpha)$ -Quantil  $t_{n-1, 1-\alpha}$  der Student'schen t-Verteilung mit  $\alpha = 0,05$  und der Anzahl  $n$  der Blindwerte für jedes Wägekollektiv berechnet. Für die derart berechneten Nachweisgrenzen ergab sich die in Tabelle 2 dargestellte Verteilung. Es ist ersichtlich, dass für alle drei Probenarten (Blattstaubproben, Depositionsproben und  $PM_{10}$ -Filterproben) die minimale Probenmasse über der jeweiligen maximalen Verfahrensnachweisgrenze liegt.

## 4.8 Spurenelementanalytik

### 4.8.1 Aufschluss

Sowohl die  $PM_{10}$ -Proben als auch die Depositions- und Blattstaubproben wurden nach dem gleichen nasschemischen Verfahren aufgeschlossen. Es wurden für alle Proben die gleichen Säuremengen eingesetzt. Nach DIN EN 14902 kann zum Aufschluss von  $PM_{10}$ -Proben ein  $HNO_3-H_2O_2$ - (Salpe-

Probenart	Anzahl der Wägekollektive	Verfahrensnachweisgrenzen			Minimale Probenmasse
		Minimum	Mittel	Maximum	
Blattstaubproben	6	0,19	0,30	0,69	2,37
Depositionsproben	21	0,06	0,34	0,80	1,14
$PM_{10}$ -Filterproben	20	0,01	0,05	0,14	0,50

Tab. 2: Verteilung der Verfahrensnachweisgrenzen bei den Wägungen in mg

tersäure-Wasserstoffperoxid-) oder HNO<sub>3</sub>-HF- (Salpetersäure-Flusssäure-)Aufschluss verwendet werden, nach VDI-Richtlinie 2267/15 bzw. VDI-Richtlinie 2267/16 kann für Depositionsproben ein HNO<sub>3</sub>-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-, HNO<sub>3</sub>-HF-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>- oder HNO<sub>3</sub>-HF-HClO<sub>4</sub>- (Salpetersäure-Flusssäure-Perchlorsäure-)Aufschluss verwendet werden. Gemäß der VDI-Richtlinien 2267/15 und 2267/16 erhält man durch Zugabe von HF signifikant höhere Wiederfindungen für die Elemente Aluminium (Al), Kobalt (Co), Chrom (Cr) und Antimon (Sb). Da die Literaturlauswertung und die eigenen Ergebnisse ergaben, dass insbesondere Antimon als geeignetes Element für die Abschätzung von Depositionsgeschwindigkeiten für PM<sub>10</sub> infrage kommt, wurde der HNO<sub>3</sub>-HF-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Aufschluss als temperaturgesteuerter Mikrowellenaufschluss gewählt.

Vor den Aufschlüssen wurden die Blattstaub- und Depositionsproben mit einem Teflonschaber und 48 ml 1%iger HNO<sub>3</sub> aus den Rollrandgläsern in die Teflonaufschlussgefäße überführt, wobei das mit der Spüllösung gefüllte Rollrandglas kurzzeitig in ein Ultraschallbad gehalten wurde. Vor dem Aufschluss wurde die Spüllösung auf einem Heizblock eingedampft.

Die Aufschlüsse erfolgten zunächst nach folgendem Verfahren: In Teflongefäßen wurde den Proben (eingedampfte Blattstaub- und Depositionsproben oder PM<sub>x</sub>-Proben auf Filtern, wobei in Fällen mit siebentägigen Expositionszeiten zwei Filter zusammen aufgeschlossen wurden) 4 ml HNO<sub>3</sub> (s. p.<sup>4</sup>) und 1,5 ml HF (s. p.) zugegeben und, gegebenenfalls nach dem Auflösen des Filters, bis fast zur Trockne eingengt. Der Rückstand wurde mit 4 ml HNO<sub>3</sub> (s. p.) und 2 ml H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (s. p.) aufgenommen und in einer Mikrowelle (MLS-1200 mega) aufgeschlossen. Nach dem Abkühlen wurde der Aufschluss mit 3%iger

HNO<sub>3</sub> (s. p. verdünnt mit Reinstwasser) auf 25 ml aufgefüllt. Zur Aufbewahrung bzw. Messung wurde die Lösung anschließend über einen Spritzenvor-satzfilter mit einer 0,45-µm-Membran aus regenerierter Zellulose abfiltriert (Sartorius Minisart RC25). Die ersten 3 ml des Filtrats wurden verworfen. Die Sb-Konzentrationsmessungen am Referenzmaterial, das zusammen mit den ersten Depositionsproben aufgeschlossen wurde, zeigten jedoch teilweise einen deutlichen Sb-Minderbefund. Die Ursache hierfür konnte nicht abschließend geklärt werden, sie könnte aber in der Bildung von Antimonsäure während des Aufschlusses liegen. Diese Antimonsäure ist in Salpetersäure unlöslich, löst sich jedoch in konzentrierter Salzsäure. Daher wurde das Aufschlussverfahren dahingehend umgewandelt, dass nach dem Eintrocknen des Aufschlusses dieser zunächst mit 35%iger Salzsäure (HCl, s. p.) aufgenommen wurde, außerdem erfolgte aus Gründen der Arbeitserleichterung auch der HF-Aufschluss in der Mikrowelle, und es wurde auf die Abfiltrierung der Proben nach dem Aufschluss verzichtet.

Der Ablauf des Aufschlusses gestaltete sich dann wie folgt: Die Proben wurden in den Teflongefäßen mit 4 ml HNO<sub>3</sub> (s. p.), 1,5 ml HF (s. p.), 2 ml H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (s. p.) und Teflonsiedesteinen versetzt, in der Mikrowelle bei mittlerem Druck (< 20 bar) und bei ca. 150 °C aufgeschlossen und danach bei ca. 85 °C eingetrocknet. Der Eintrocknungsrückstand wurde mit 1 ml 35%iger HCl (s. p.) aufgenommen, eine Weile stehen gelassen und anschließend mit 1%iger HNO<sub>3</sub> (s. p.) auf 25 ml aufgefüllt. Mit dieser Methode ließen sich zufriedenstellende Wiederfindungsraten für Antimon gewinnen.

#### 4.8.2 Messung der Spurenelementkonzentrationen

In allen aufgeschlossenen Proben wurden die Sb-Konzentrationen bestimmt. Die Messung der Mehrzahl der Proben erfolgte mit einem Perkin Elmer Atom-Absorptions-Spektrometer AAS 3100 mit an-

<sup>4</sup> Suprapure Chemikalie, als Bezeichnung für einen Reinheitsgrad

Probenart	n	c <sub>Blind-Mittel</sub>	sd	NG	c <sub>Probe-Minimum</sub>
Blattstaubproben	19	0,06	0,09	0,15	2,2
Depositionsproben	56	0,07	0,11	0,18	1,13
PM <sub>x</sub> -Filterproben	48	2,83	0,29	0,49	6,07
PM <sub>x</sub> -Filterproben (Doppelfilter)	4	4,65	0,42	0,99	18,4

n: Anzahl der Blindproben; c<sub>Blind-Mittel</sub>: mittlere Konzentration der Blindproben; sd: Standardabweichung der Blindproben; NG: Nachweisgrenze; c<sub>Probe-Minimum</sub>: minimale Probenkonzentration

Tab. 3: Kenngrößen der Blindwerte für verschiedene Probenarten bei den AAS-Messungen von Antimon in µg/l der Messlösung

geschlossenem Fließ-Injektions-Analysen-System FIAS 400 am Institut für Geografie und Geoökologie des KIT. Bei dieser Messung wurde das Sb als dreiwertiges Antimon bestimmt, da für dieses die Messempfindlichkeit höher ist als für fünfwertiges Antimon. Die Messlösung wurde daher vor der Messung reduziert, indem sie mit HCl auf ca. 3 % angesäuert und eine Reduktionslösung aus 5%iger Kaliumiodid-Lösung und 5%iger Ascorbinsäure zugesetzt wurde, sodass die Konzentration der Reduktionslösung in der Messlösung 10 % betrug. Danach blieb die Messlösung vor der Messung eine Stunde bei Raumtemperatur stehen und wurde anschließend im Chemifold des FIAS 400 mit einer Lösung hydriert, die 4 g/l Natriumborhydrid ( $\text{NaBH}_4$ ) und 1 g/l Natriumhydroxid ( $\text{NaOH}$ ) enthielt. Das sich bildende Antimonhydrid wurde mit Argon 5.0 als Trägergas in ein auf 800 °C beheiztes Quarzglasrohr geleitet, in dem sich das Antimonhydrid wieder zersetzte und das atomare Antimon in der Gasphase vorlag. Dann wurde die Absorption der Strahlung einer Antimon-Hohlkathodenlampe durch die Antimonatome bei 217,6 nm gemessen. Kalibriert wurde das AAS über die Absorption von fünf Lösungen bekannter und unterschiedlicher Konzentration.

Multielementmessungen der Konzentrationen von Lithium (Li), Aluminium (Al), Phosphor (P), Vanadium (V), Chrom (Cr), Mangan (Mn), Eisen (Fe), Kobalt (Co), Nickel (Ni), Kupfer (Cu), Zink (Zn), Arsen (As), Rubidium (Rb), Strontium (Sr), Molybdän (Mo), Cadmium (Cd), Antimon (Sb), Barium (Ba) und Blei (Pb) wurden am Institut für Mineralogie und Geochemie des KIT mit einer hochauflösenden, doppelfokussierenden ICP-MS „AXIOM“ von VG Elemental durchgeführt.

#### 4.8.3 Nachweisgrenzen und Qualitätssicherung

Die Ermittlung von Nachweisgrenzen bei den AAS-Messungen, die analog zu dem in Kapitel 4.7.3 beschriebenen Verfahren durchgeführt wurden, ergab für die einzelnen Probenarten die in Tabelle 3 dargestellten Werte. Bei den Filterproben fallen die erhöhten Blindwerte auf, die auf Kontaminationen in den aufgeschlossenen Filtern zurückzuführen sind. Daraus ergaben sich auch erhöhte Nachweisgrenzen bei den  $\text{PM}_{10}$ -Proben im Vergleich zu den Blattstaub- und Depositionsproben. Dennoch lagen alle Probenkonzentrationen oberhalb der jeweiligen Nachweisgrenze.

Zur generellen Überprüfung der Güte der Messungen wurde fortlaufend das zertifizierte Referenzmaterial 1648a (Urban Particulate Matter) des National Instituts of Standards & Technology mit aufgeschlossen und die Sb-Gehalte bestimmt. Mit der AAS wurden insgesamt 63 Referenzproben mit Einwaagen zwischen 9,7 und 29,3 mg gemessen. Bei den fünf Referenzproben, die nach dem ersten Aufschlussverfahren aufgeschlossen worden waren, ergaben sich Wiederfindungen von  $51 \pm 15 \%$ , bei den 58 Referenzproben, die nach dem verbesserten Verfahren aufgeschlossen wurden, lagen die Wiederfindungen bei  $95 \pm 4 \%$ .

Die Ergebnisse der Überprüfung der Güte der ICP-MS-Messungen sind in Tabelle 4 wiedergegeben. Zur Berechnung der Wiederfindungsraten standen insgesamt 14 Referenzproben mit Einwaagen zwischen 6,5 und 25 mg zur Verfügung. Auch hier zeigten sich aufgrund der Grundkontamination der Filter in den  $\text{PM}_{10}$ -Blindproben erhöhte Konzentrationen. Bei verschiedenen Elementen lagen zudem Probenkonzentrationen unterhalb der jeweiligen Nachweisgrenze. In solchen Fällen wurde die Konzentration für die weitere Auswertung auf null gesetzt. Für Cr ergab sich eine besonders geringe mittlere Wiederfindungsrate mit zusätzlich hoher Streuung. Bei den Elementen As, Cd und Ba befanden sich viele Probenkonzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze. Die vier Elemente Cr, As, Cd und Ba fanden daher keinen Eingang in die weitere Auswertung.

Sowohl bei den AAS-Messungen als auch bei den ICP-MS-Messungen ergaben sich bei den Proben, die nach dem alten Verfahren aufgeschlossen wurden, geringe Wiederfindungsraten für Antimon. Um die Daten dieser Proben, bei denen es sich um alle Depositionsproben handelt, die bis zum 9.04.2008 exponiert wurden, dennoch für die weitere Auswertung nutzen zu können, wurde folgende Überprüfung vorgenommen: In den 78 Depositionsproben, die nach dem alten Verfahren aufgeschlossen wurden, wurden mit der ICP-MS Multielementkonzentrationen bestimmt. Aus 71 Depositionsproben, die nach dem neuen Verfahren aufgeschlossen wurden und in denen ebenfalls Multielementkonzentrationen gemessen wurden, wurde über ein multiples lineares Regressionsmodell eine Abschätzungsfunktion für Sb-Konzentrationen basierend auf den Konzentrationen der anderen Elemente gebildet. Dazu wurden in das Modell alle Elemente aufgenommen, bei denen der  $\beta$ -Koeffizient im Modell, der die Änderung der Sb-Konzentration in Abhängigkeit von

40 Blattstaubproben				149 Depositionsproben			77 PM <sub>x</sub> -Filterproben			WFR
	NG	c <sub>min</sub>	Anzahl unter NG	NG	c <sub>min</sub>	Anzahl unter NG	NG	c <sub>min</sub>	Anzahl unter NG	in %
n	4			13			8			
Li	0,03	0,64	0	0,17	0,32	0	1,54	-0,55	30	n. z.
Al	39	404	0	321	638	0	406	-803	12	95 ± 6
P	9,6	242	0	5,6	41	0	1.093	-514	73	n. z.
V	0,24	0,54	0	0,50	1,22	0	0,28	3,70	0	100 ± 5
Cr	0,21	4,62	0	3,36	5,64	0	3,21	5,70	0	51 ± 17
Mn	1,7	8,36	0	0,35	18,8	0	1,87	16,7	0	101 ± 6
Fe	92	519	0	28,9	806	0	82	637	0	95 ± 8
Co	0,02	0,12	0	0,18	0,21	0	0,33	0,24	3	93 ± 5
Ni	1,45	2,91	0	2,23	1,84	1	0,95	3,95	0	94 ± 5
Cu	1,08	13,6	0	2,68	31,4	0	1,62	74	0	94 ± 3
Zn	90	-22,8	9	13,3	120	0	50	53	0	90 ± 12
As	4,45	-5,11	15	3,92	-3,39	42	2,00	0,54	8	86 ± 9
Rb	0,20	1,84	0	0,84	1,55	0	0,60	0,65	0	95 ± 4
Sr	0,99	2,60	0	1,40	11,23	0	2,94	1,36	5	97 ± 5
Mo	0,18	0,69	0	0,13	0,61	0	19,2	-9,2	33	n. z.
Cd	1,78	-0,64	41	0,28	0,04	27	0,07	0,65	0	92 ± 8
Sb	0,33	0,90	0	0,27	0,98	0	1,53	9,1	0	85 ± 6*
Ba	95	-92	15	160	-46	32	35,0	4,2	7	n. z.
Pb	9,65	-3,04	10	2,30	4,82	0	1,59	18,3	0	83 ± 5

\* Wiederfindungsrate in 12 Referenzproben mit Aufschluss nach dem neuen Verfahren; bei den beiden Referenzproben, die nach dem alten Verfahren aufgeschlossen wurden, ergab sich für Antimon eine mittlere Wiederfindungsrate von 40 %

**Tab. 4:** Qualitäts-Kenngrößen der ICP-MS-Messungen: Nachweisgrenzen (NG) der n Blindproben bei verschiedenen Probenarten und verschiedenen Elementen in µg/l der Messlösung, minimale Probenkonzentrationen (c<sub>min</sub>) und Anzahl der Proben unter der Nachweisgrenze sowie Wiederfindungsraten (WFR) in 14 Referenzproben (nicht zertifizierte Elemente sind mit n. z. gekennzeichnet)

der Konzentrationsänderung des betrachteten Elementes angibt, mit einem Niveau von  $p < 0,05$  signifikant von null verschieden war. Mit diesem Kriterium waren die Elemente Li, V, Mn, Ni, Cu, Zn und Mo in dem Modell vertreten, das ein multiples  $R^2$  von 0,97 aufwies. Die größte lineare Einzelkorrelation mit Antimon zeigte dabei das Molybdän mit einem  $R^2$  von 0,85.

Mit dem Regressionsmodell wurden anschließend die Sb-Konzentrationen in den Depositionsproben geschätzt, die mit dem alten Verfahren aufgeschlossen wurden. Dabei ergab sich eine mittlere Abweichung von 5,4 %, um welche die prognostizierten die gemessenen Werte übertrafen. In 29 Fällen lag die gemessene Konzentration unterhalb des 95%-Prognoseintervalls des Regressionsmodells, in 23 Fällen aber auch oberhalb dieses Inter-

valls. Es ist also daher davon auszugehen, dass mit dem alten Aufschlussverfahren die Sb-Konzentrationen in den Depositionsproben weniger stark unterschätzt wurden, als dies bei den Referenzproben der Fall war. Dennoch wurden in den Fällen die gemessenen Sb-Konzentrationen durch die prognostizierten Werte ersetzt, in denen die gemessene Sb-Konzentration außerhalb des 95%-Prognoseintervalls des Regressionsmodelles lagen und gleichzeitig die gemessenen Sb-Konzentration weniger als 80 % des prognostizierten Wertes betrug. Dies betraf 15 der 78 Proben, von denen 11 Nassdepositionsproben waren. Insgesamt kann damit die Feststellung getroffen werden, dass das anfänglich verwendete Aufschlussverfahren, das bei Referenzprobenmaterial zu einem Minderbefund an Antimon führte, bei Proben der trockenen Deposition nur in wenigen Fällen zu signifikanten Minderbe-

funden führte, die nachträglich korrigiert wurden. Die Werte der trockenen Depositionsgeschwindigkeit für Antimon werden dadurch nicht wesentlich beeinflusst.

## 5 Standorte der Messungen

### 5.1 Überblick über die allgemeinen Standortgegebenheiten

Für die Messungen wurden vier Standorte in Berlin und zwei Standorte in Karlsruhe ausgewählt. Diese werden nachfolgend immer nach ihrer Lokalität benannt, d. h. die Standorte in Berlin werden bezeichnet als

- Institutsdach,
- Mühlendamm-schleuse,
- Michaelbrücke und
- Westend

sowie die Standorte in Karlsruhe als

- Vogesenschule und
- Kriegs-/Hübschstraße.

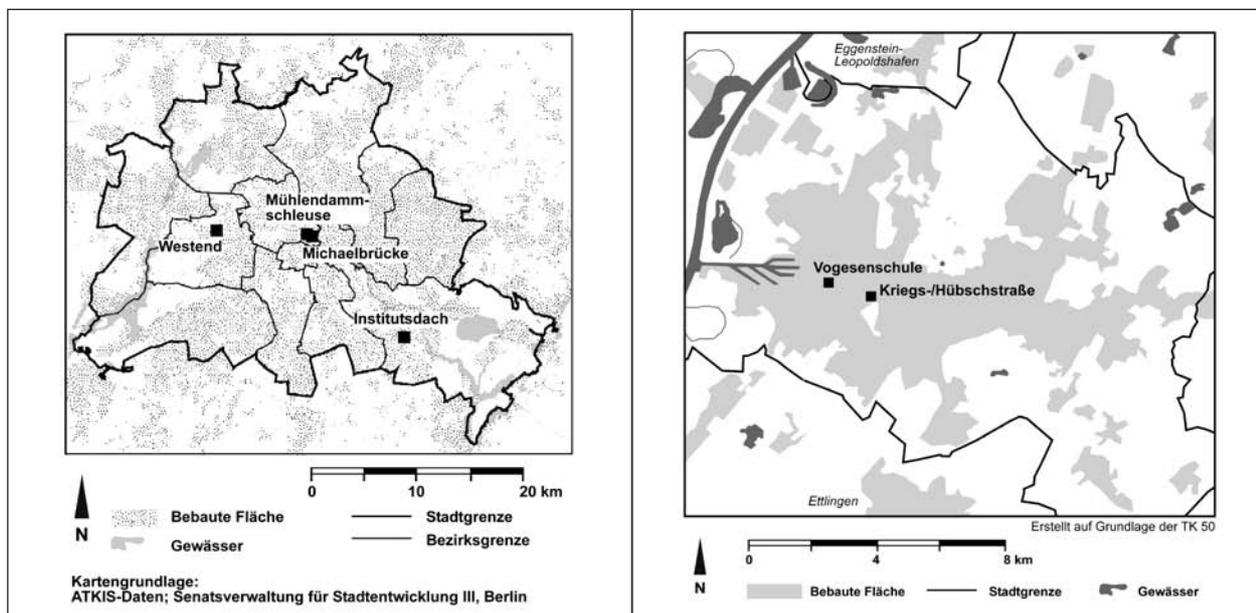
Einen Überblick über die Lage der Standorte innerhalb des jeweiligen Stadtgebietes gibt Bild 4. Die Auswahl der Standorte erfolgte nach mehreren Gesichtspunkten. Zum einen sollten verschiedene

Oberflächen-, Struktur- und Nutzungstypen abgedeckt werden, zum anderen waren Erreichbarkeit, Zugang zur benötigten Infrastruktur und Sicherheit des Standortes maßgeblich.

Der wesentliche Unterschied der Standorte war naturgemäß durch ihre Lage in zwei unterschiedlichen Städten gegeben. Die eigentlichen Stadtgebiete sind in beiden Fällen durch geringe Höhenunterschiede gekennzeichnet. Karlsruhe wird geprägt durch seine Lage im Oberrheingraben zwischen Nordschwarzwald und Pfälzer Wald bzw. Vogesen. Das historische Zentrum von Berlin befindet sich im Berliner-Warschauer-Urstromtal, das von den Hochebenen des Barnim und Teltow begrenzt wird.

Neben der Größe (sowohl auf die Einwohner als auch auf die Fläche bezogen, wobei Berlin eine höhere Einwohnerdichte hat) unterscheiden sich die beiden Städte auch in den Anteilen verschiedener Flächentypen (Tabelle 5). In Berlin dominiert die bebaute Fläche, der Anteil an öffentlichem Grün und an Gewässern ist wesentlich höher als in Karlsruhe. Demgegenüber dominieren in Karlsruhe land- und forstwirtschaftlich genutzte Flächen, zudem ist hier der Kfz-Bestand pro Einwohner wesentlich höher.

In Tabelle 6 sind die Emissionen von  $PM_{10}$  und  $NO_x$  in den beiden Städten einander gegenübergestellt. In beiden Städten ist der Straßenverkehr zu gut einem Drittel an den  $PM_{10}$ -Emissionen beteiligt. Bei den  $NO_x$ -Emissionen ist der Straßenverkehr in Ber-



**Bild 4:** Lage der vier Standorte innerhalb von Berlin (links) und der beiden Standorte in Karlsruhe (rechts)

		Berlin	Karlsruhe
Einwohner		3.431.675	279.312
Fläche		89.154 km <sup>2</sup>	173 km <sup>2</sup>
davon	bebaute Fläche	42,0 %	27,3 %
	Verkehrsflächen	15,3 %	12,4 %
	öffentliches Grün	10,3 %	4,7 %
	Land- und Forstwirtschaft	22,8 %	47,6 %
	Gewässer	6,7 %	3,9 %
Kfz-Bestand pro Einwohner		0,37	0,54
Länge der Straßen		5.375,8 km	1.332,5 km
davon	Bundesstraßen	172,2 km	19,8 km
	Autobahnen	76,7 km	50,9 km

**Tab. 5:** Vergleich wichtiger Infrastrukturdaten aus Berlin und Karlsruhe für das Jahr 2008 (aus Amt für Statistik Berlin-Brandenburg 2009 und Stadt Karlsruhe, 2009)

	Berlin <sup>1</sup>		Karlsruhe <sup>2</sup>	
	PM <sub>10</sub>	NO <sub>x</sub>	PM <sub>10</sub>	NO <sub>x</sub>
Genehmigungsbedürftige Anlagen	384	6.034	242	4.638
Hausbrand	96	2.945	58	341
Kleingewerbe	149	160	5	
Straßenverkehr	1.379	9.558	148	1.763
Sonstiger Verkehr	105	652	7	297
Sonstige Quellen	1.656	963	58	637
Summe	3.769	20.312	516	7.676

<sup>1</sup> Daten für das Jahr 2005 abgerufen von [www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/da311\\_01.htm#Tab1](http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/da311_01.htm#Tab1) (letzter Zugriff am 05.02.2010)

<sup>2</sup> Daten für das Jahr 2006 abgerufen von [www.ekat.baden-wuerttemberg.de](http://www.ekat.baden-wuerttemberg.de) (letzter Zugriff am 05.02.2010)

**Tab. 6:** Vergleich der PM<sub>10</sub>- und NO<sub>x</sub>-Emissionen in Tonnen pro Jahr im Stadtkreis Karlsruhe und Berlin

lin für knapp die Hälfte der Emissionen, in Karlsruhe dagegen nur zu knapp einem Viertel verantwortlich.

In den folgenden Unterkapiteln werden die Lagen der einzelnen Dauermessstationen und die Standorte der Messfahrzeuge beschrieben.

## 5.2 Standort Institutsdach

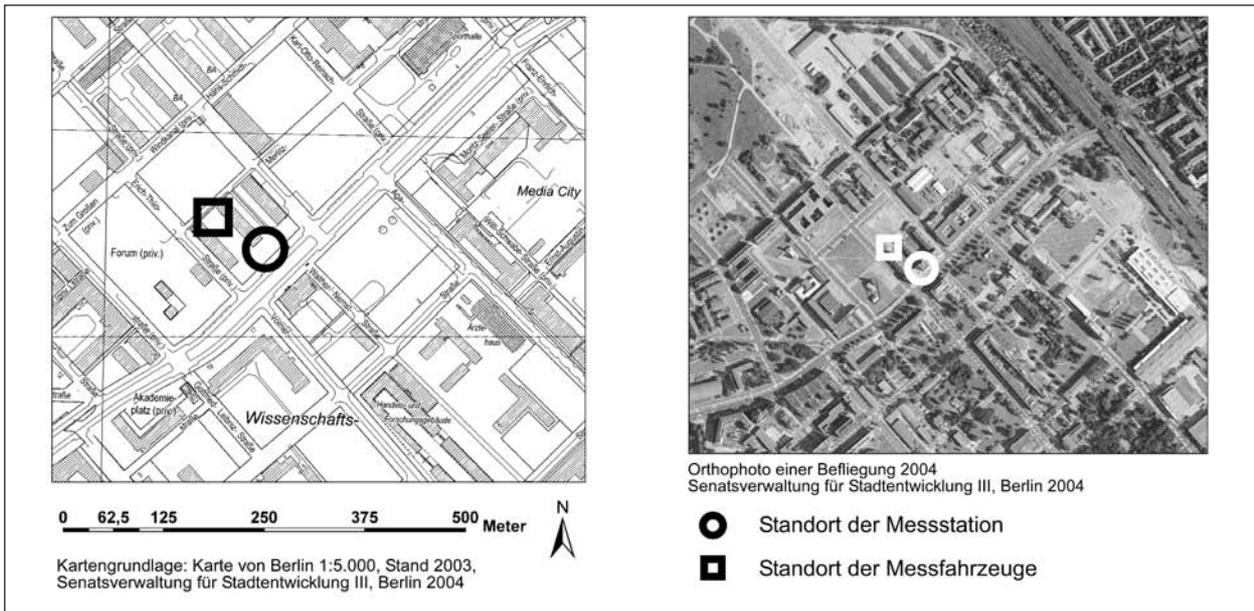
Der Standort Institutsdach befand sich auf dem Dach des Geographischen Instituts der Humboldt-Universität zu Berlin im Stadtteil Adlershof im Südosten von Berlin (Bild 5, 6 und 7). Das Flachdach mit einer Fläche von rund 300 m<sup>2</sup> gehört zu einem neu errichteten, ca. 20 m hohen Anbau an den bestehenden Altbau des Geographischen Instituts. Das Dach ist mit einem vulkanischen Substrat bedeckt, das mit niederwüchsi-

gen Sedum-Arten zu weniger als 50 % bewachsen war.

Das Gebäude liegt an der Rudower Chaussee. An der Einmündung zum Großberliner Damm betrug das tägliche Verkehrsaufkommen 17.200 Kfz. In ca. 500 m Entfernung befinden sich mit dem Adlergestell eine wichtige Ausfallstraße sowie eine Strecke der Berliner S-Bahn.

Die Dauermessstation war mit einem PM<sub>10</sub>-Kopf, einem Nass-Trocken-Sammler zur Erfassung der trockenen Deposition und einer Davis-Klimastation ausgestattet (Bild 6).

Die Messfahrzeuge wurden auf dem Parkplatz des Geographischen Institutes aufgestellt (Bild 7).



**Bild 5:** Lage des Standortes Institutsdach. Auf dem Ausschnitt aus der Karte ist das Gebäude noch nicht eingezeichnet



**Bild 6:** Foto von der Dauermessstation Institutsdach vom 11.01.2008



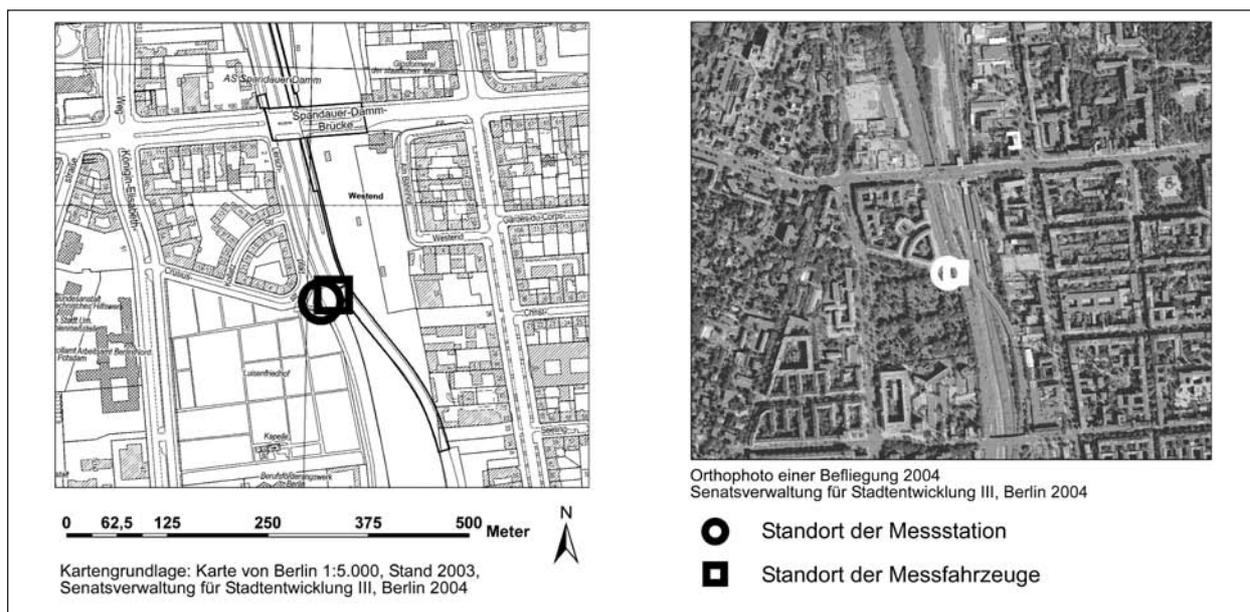
**Bild 7:** Foto von den Messfahrzeugen am Standort Institutsdach vom 02.09.2009

### 5.3 Standort Westend

Der Standort Westend lag im Westen von Berlin an der Stadtautobahn A 100 in der Nähe der S-Bahn-Station „Westend“ am Lerschpfad (Bild 8, 9, 10 und 11). Früher befand sich hier eine Messstelle der Berliner Senatsverwaltung. Das Gelände wird derzeit noch vom Umweltbundesamt genutzt, das einen Messcontainer für kampagnenhafte Außenmessung betreibt, wenn in den anliegenden Gebäuden Messungen zur Innenraumbelastung durchgeführt werden. Das tägliche Verkehrsaufkommen auf der A 100 betrug 205.400 Kfz. Die direkt am Standort befindliche Auffahrt Spandauer Damm zur A 100 war ab dem 08.05.2008 bis zum Ende der Messungen gesperrt. Von diesem Datum

an begannen Bauarbeiten an der Brücke Spandauer Damm.

Der Standort war durch verkehrsexponierte, höherwüchsige Vegetation gekennzeichnet, die aus einer kleinen Baumgruppe mit Spitzahorn (*Acer platanoides*), Hänge-Birke (*Betula pendula*) und Gemeiner Robinie (*Robinia pseudoacacia*) aus ausgewachsenen Bäumen und Unterwuchs bestand. Sowohl die  $PM_{10}$ -Konzentrationen als auch die trockene und nasse Deposition wurden sowohl unterhalb der Vegetation (Bild 10) als auch neben dem höherwüchsigen Vegetationsbestand auf einer Grasfläche gemessen (Bild 9). Erstere Messposition wird im Folgenden als Westend-Gebüsch bezeichnet. Beide Messpositionen lagen in einem horizontalen Ab-



**Bild 8:** Lage des Standortes Westend



**Bild 9:** Foto von der Dauermessstation Westend vom 19.12.2007



**Bild 10:** Foto von der Dauermessstation Westend-Gebüsch vom 19.12.2007

stand von 4,6 m parallel zur Fahrbahn der Auffahrt, der Abstand zwischen den beiden Messpositionen betrug ca. 21 m. Aufgrund der Terrassierung des Geländes befand sich die Aufstellungsfläche der Geräte 2 m oberhalb der Fahrbahn, die Messpositionen somit 4 m oberhalb der Fahrbahn.

An der frei anströmbaren Messposition wurden neben den  $PM_{10}$ -Konzentrationen die  $PM_{2,5}$ - und TSP-Konzentrationen gemessen, außerdem wurden hier Haftfolien in einem Sigma-2-Sammler exponiert. Die Messung der Lufttemperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Windrichtung erfolgte zwischen den beiden Messpositionen unterhalb der Vegetation, zusätzlich wurde der Niederschlag auf dem Dach des UBA-Messcontainers ge-



**Bild 11:** Foto von den Messfahrzeugen am Standort Westend vom 15.10.2008

messen. Blattproben wurden an diesem Standort an jeweils sieben Positionen entnommen. Die Probenahme wurde möglichst fahrbahnparallel in zwei horizontalen Profilen mit jeweils drei Probenahme-punkten vorgenommen, ein siebter Punkt befand sich weiter von der Fahrbahn entfernt im hinteren Teil der kleinen Baumgruppe.

Die Aufstellung der Messfahrzeuge erfolgte auf der gesperrten Autobahnauffahrt direkt neben den Messpositionen der Dauermessungen (Bild 11).

### 5.4 Standort Mühlendammschleuse

Der Standort auf der Mühlendammschleuse befand sich in Berlin-Mitte und diente dazu, die PM<sub>10</sub>-De-

position an einem von Wasserflächen dominierten Standort zu messen (Bild 12, 13 und 14). Bei der Wasserfläche handelt es sich um die innerstädtische Spree. Die Messstation wurde auf einem der Trenndämme der Schleuse aufgebaut, der direkte Untergrund ist damit eine vollversiegelte Fläche. Der Abstand der Messstation zur Spree betrug auf der einen Seite des Trenndammes 2 m, auf der anderen Seite 3 m (Bild 13).

Der Standort der Dauermessstation wies keinen direkten Kfz-Einfluss auf. Auf der 400 m westlich vom Standort gelegenen Mühlendammsbrücke betrug das tägliche Verkehrsaufkommen 70.300 Kfz, auf der 400 m im Osten gelegenen Brückenstraße 22.000 Kfz. Durch den Schleusenbetrieb kam es im

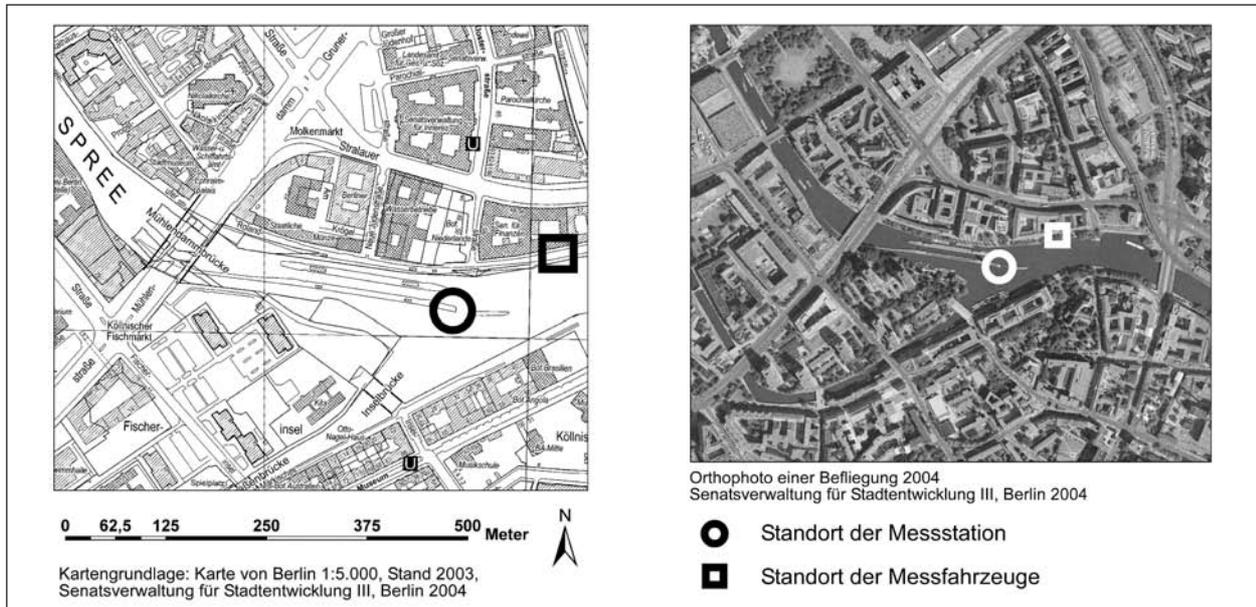


Bild 12: Lage des Standortes Mühlendammschleuse



Bild 13: Foto von der Dauermessstation Mühlendammschleuse vom 21.05.2008



Bild 14: Foto von den Messfahrzeugen am Standort Mühlendammschleuse vom 04.12.2008

Umfeld der Messstation allerdings zu erhöhten Emissionen aus dem Binnenschiffsverkehr.

Der Standort war mit einem  $PM_{10}$ - und einem  $PM_{2,5}$ -Kopf, einem Nass-Trocken-Sammler zur Erfassung der trockenen Deposition und einer Davis-Klimastation ausgestattet.

Die Aufstellung der Messfahrzeuge erfolgte am Rolandufer neben dem Gebäude der Senatsverwaltung für Finanzen (Bild 14).

## 5.5 Standort Michaelbrücke

Da der Standort Mühlendamm Schleuse stark durch Schiffsverkehr beeinflusst war, wurde an der Spree



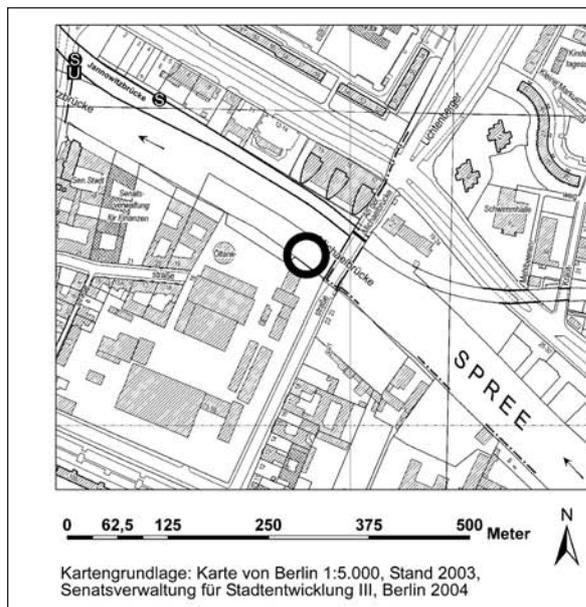
**Bild 15:** Foto von der Dauermessstation Michaelbrücke vom 12.05.2008

ein zweiter Messstandort eingerichtet. Dieser befand sich auf dem Betriebsgelände des Heizkraftwerkes Mitte und war 750 m vom Standort Mühlendamm Schleuse entfernt (Bild 15 und 16). Das Heizkraftwerk ist ein kombiniertes Gas- und Dampfturbinenkraftwerk und wird hauptsächlich mit Erdgas betrieben. Auf der 40 m entfernten Michaelbrücke betrug das tägliche Verkehrsaufkommen 14.500 Kfz. Am gegenüberliegenden Ufer der Spree befinden sich Gleise, auf denen Züge der S-Bahn und des Nah- und Fernverkehrs der Deutschen Bahn AG verkehren. Zwischen diesem Standort und dem Standort Mühlendamm Schleuse befindet sich an der Brückenstraße eine Station des Berliner Luftmessnetzes.

Der Standort war mit einem  $PM_{10}$ -Kopf, einem Nass-Trocken-Sammler zur Erfassung der trockenen Deposition und einer Davis-Klimastation ausgestattet. Er war von drei Seiten von Wasserflächen der Spree umgeben, der Abstand zu diesen betrug zwischen 1 und 1,5 m. In der Nähe des Standortes erfolgte keine Messung mit den Messfahrzeugen.

## 5.6 Standort Vogeschule

Der Standort Vogeschule befand sich in Karlsruhe an der B 10, der so genannten Südtangente, die als südliche Ortsumgehung der Karlsruher Innenstadt fungiert (Bild 17, 18 und 19). Entsprechend hoch war das tägliche Verkehrsaufkommen mit knapp über 100.000 Kfz, wobei der Abschnitt an



Orthophoto einer Befliegung 2004  
Senatsverwaltung für Stadtentwicklung III, Berlin 2004

● Standort der Messstation

**Bild 16:** Lage des Standortes Michaelbrücke

der Vogesenschule nach Auskunft des Planungsamtes der Stadt Karlsruhe der Standort mit dem höchsten Verkehrsaufkommen in Karlsruhe ist.

Die Dauermessungen erfolgten auf einer dreieckigen Rasenfläche, die von zwei Seiten von Hauswänden begrenzt wurde und auf der dritten Seite nur durch einen Zaun getrennt an die B 10 grenzte. Der Abstand zur Fahrbahn betrug 4 m. Das Gebäude der Vogesenschule hatte zudem an der auf die B 10 weisenden Wand eine Fassadenbegrünung aus Dreispitziger Jungfernebe (*Parthenocissus tricuspidata*) (Bild 18).

Die Messung der  $PM_{10}$ -Konzentrationen erfolgte in einem vertikalen Profil in zwei Höhen (2 m und

7,2 m). Die Messstation war ferner mit einem Nass-Trocken-Sammler zur Erfassung der trockenen Deposition und einer Davis-Klimastation ausgestattet. Die Blattprobenahme erfolgte an sechs Positionen in drei Höhen. Direkt am Standort der  $PM_{10}$ - und Depositionsmessung wurden in 6 m, 4 m und 2 m Höhe beprobt, an einem zweiten Vertikalprofil in 6 m und 2 m Höhe und an einem sechsten Punkt in 2 m Höhe.

Die Aufstellung der Messfahrzeuge erfolgte in der Hardtstraße neben der Vogesenschule. Dieser Messstandort ist durch eine 3 m hohe Schallschutzmauer von der B 10 getrennt (Bild 19).

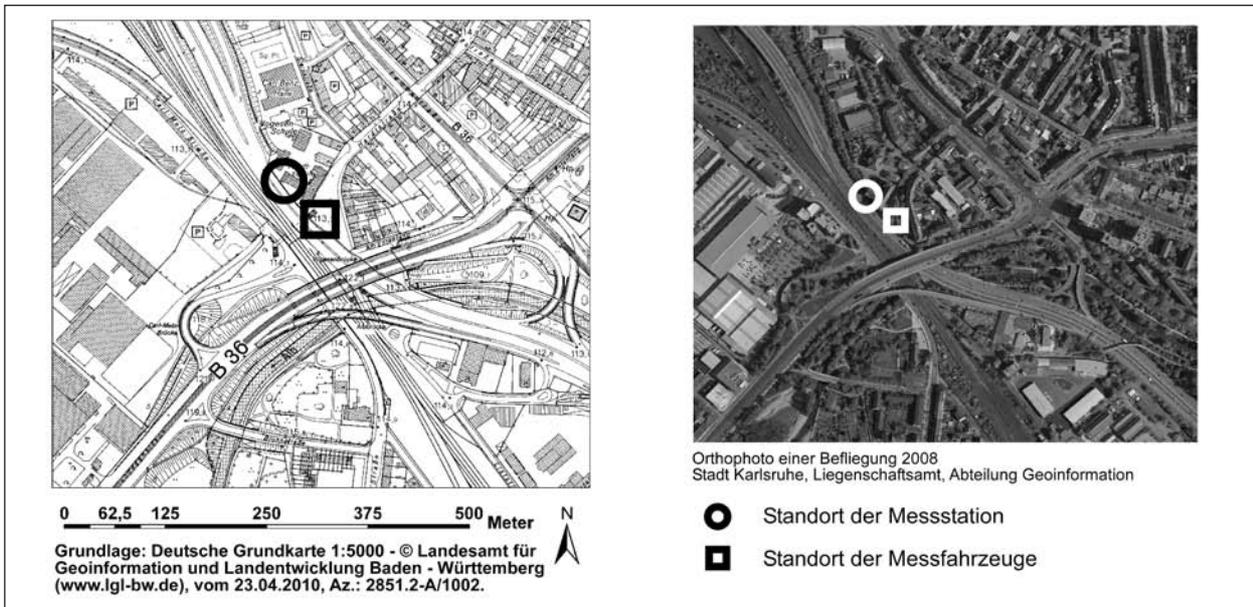


Bild 17: Lage des Standortes Vogesenschule



Bild 18: Foto von der Dauermessstation Vogesenschule vom 23.12.2007



Bild 19: Foto von den Messfahrzeugen vom Standort Vogesenschule am 02.02.2009

## 5.7 Standort Kriegs-/Hübschstraße

Der Standort Kriegs-/Hübschstraße in Karlsruhe lag an der Kreuzung von Kriegsstraße und Hübschstraße (Bild 20, 21, 22, 23 und 24). Es handelte sich um einen Standort in einer Straßenschlucht in einem Quartier, das von einer gründerzeitlichen offenen Blockrandbebauung geprägt ist. Die Kriegsstraße verläuft in diesem Bereich auf einer Strecke von 500 m in Ost-West-Richtung in einer Straßenschlucht, auf deren unbefestigtem Mittelstreifen Parkmöglichkeiten unter Bäumen bestehen. Am Messstandort wird die Kriegsstraße senkrecht von der in Nord-Süd-Richtung verlaufenden Hübschstraße gequert. Die Kriegsstraße wird in der Straßenschlucht von einer Straßenbahnlinie befahren. Das tägliche Verkehrsaufkommen betrug in

Höhe des östlich gelegenen Weinbrennerplatzes 21.000 Kfz.

An diesem Standort wurden in der Kriegsstraße  $PM_{10}$ - und  $PM_{2,5}$ -Konzentrationen sowie die nasse und trockene Deposition unterhalb einer Winterlinde (*Tilia cordata*) gemessen (Bild 21). Hier war ebenfalls eine Davis-Klimastation angebracht. Von der Winterlinde wurden an sechs Punkten aus einem Höhenniveau von etwa 5,2 m Blattproben möglichst gleichmäßig aus dem unteren Kronenraum entnommen.

In der Hübschstraße wurden 14 m von der Messposition in der Kriegsstraße entfernt auf einer Rasenfläche  $PM_{10}$ -Konzentrationen sowie die nasse und trockene Deposition gemessen, ebenso war

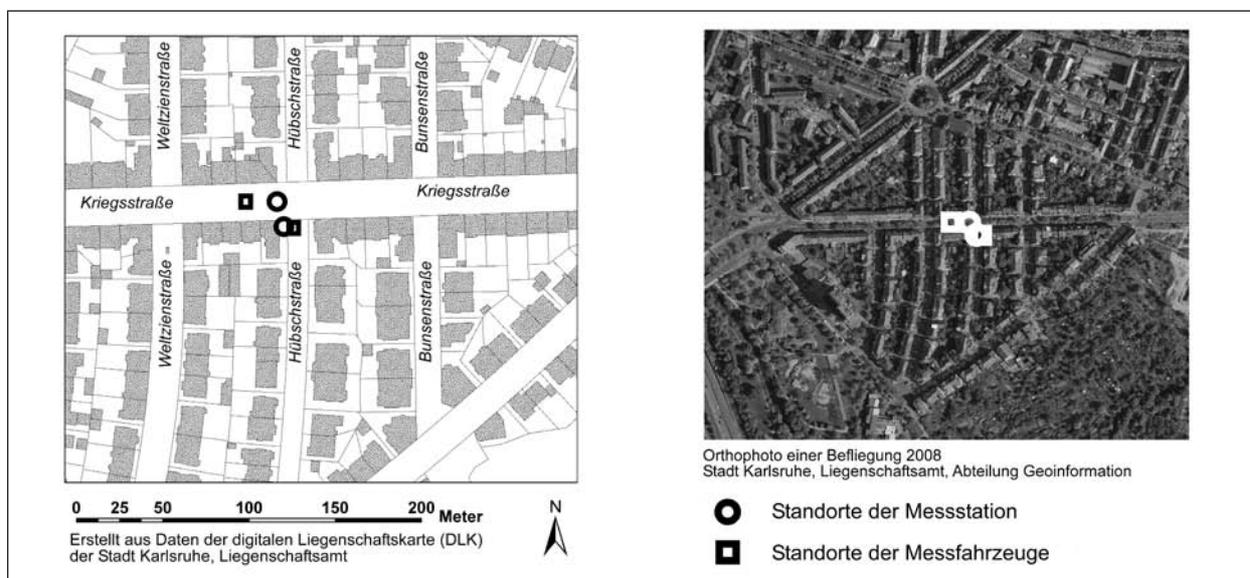


Bild 20: Lage des Standortes Kriegs-/Hübschstraße



Bild 21: Foto von der Dauermessstation in der Kriegsstraße vom 23.12.2007



Bild 22: Foto von der Dauermessstation in der Hübschstraße vom 03.07.2009

hier eine Davis-Klimastation installiert (Bild 22). Da hier zu Anfang der Messungen in einigen Fällen eine Abschaltung des Kleinfiltergerätes aufgrund einer Überbelegung des Filters zu verzeichnen war, wurde an dieser Messposition ab dem 30.01.2008 mit einem siebentägigen Probenahmeintervall die  $PM_{10}$ -Konzentration bestimmt. Die Gefahr der Überbelegung an diesem Standort war nicht auf besonders hohe  $PM_{10}$ -Konzentrationen im Vergleich zu den anderen Standorten zurückzuführen, sondern auf das Fehlen einer Kopfschaltung, durch die beispielsweise am Standort Kriegsstraße die Partikel bei ansonsten identischem Volumenstrom auf zwei Filter verteilt wurden.

Die Messfahrzeuge wurden in der Hübschstraße direkt neben der Dauermessposition platziert, in der Kriegsstraße auf dem unbefestigten Parkbereich in der Straßenmitte (Bild 23 und 24).



**Bild 23:** Foto von den Messfahrzeugen in der Kriegsstraße vom 30.03.2009



**Bild 24:** Foto von den Messfahrzeugen in der Hübschstraße vom 04.06.2009

## 6 Planung und Ablauf der Arbeiten

Zu Beginn des Projektes erfolgten die Standortauswahl sowie die Konstruktion eines Systems zur Aufstellung der Messgeräte an den Messstandorten. Gemäß der Aufgabenstellung des Projektes wurden zunächst fünf Standorte ausgewählt, der sechste Standort (Michaelbrücke) kam später hinzu. Dieser Standort stellt einen Vergleichsstandort zum Standort Mühlendamm Schleuse dar, da an letzterem aufgrund des dortigen Schiffverkehrs eine besondere Beeinflussung durch Schiffsemissionen angenommen wurde.

<p><b>1 Institutsdach</b> (Berlin): Dachfläche            PM-Messung: 1 x <math>PM_{10}</math>            Depositionsmessung: 1 x trocken            1 Davis-Klimastation (Temperatur, Feuchte, Wind)</p>
<p><b>2 Westend</b> (Berlin): verkehrsexponierte höhere Vegetation            PM-Messung: 2 x <math>PM_{10}</math>, 1 x <math>PM_{2,5}</math>, 1 x TSP, Grobstaub mit Haftfolien            Depositionsmessung: 2 x trocken, 2 x nass            Staubauflage auf Blättern            1 Davis-Klimastation (Temperatur, Feuchte, Wind, Niederschlag)</p>
<p><b>3 Mühlendamm Schleuse</b> (Berlin): Wasserstandort an der Spree im Einflussbereich versiegelter Oberflächen            PM-Messung: 1 x <math>PM_{10}</math>, 1 x <math>PM_{2,5}</math>            Depositionsmessung: 1 x trocken            1 Davis-Klimastation (Temperatur, Feuchte, Wind)</p>
<p><b>4 Michaelbrücke</b> (Berlin): Wasserstandort an der Spree im Einflussbereich versiegelter Oberflächen            PM-Messung: 1 x <math>PM_{10}</math>            Depositionsmessung: 1 x trocken            1 Davis-Klimastation (Temperatur, Feuchte, Wind)</p>
<p><b>5 Vogeschule (Karlsruhe): verkehrsexponierter Rasen/Fassadenbegrünung</b>            PM-Messung: 2 x <math>PM_{10}</math> im vertikalen Gradienten            Depositionsmessung: 1 x trocken            Staubauflage auf Blättern            1 Davis-Klimastation (Temperatur, Feuchte, Wind)</p>
<p><b>6a Kriegsstraße</b> (Karlsruhe): Straßenschlucht mit Bäumen            PM-Messung: 1 x <math>PM_{10}</math>, 1 x <math>PM_{2,5}</math>            Depositionsmessung: 1 x trocken,            1 x nass Staubauflage auf Blättern            1 Davis-Klimastation (Temperatur, Feuchte, Wind)</p>
<p><b>6b Hübschstraße</b> (Karlsruhe): Straßenschlucht mit Rasen            PM-Messung: 1 x <math>PM_{10}</math>            Depositionsmessung: 1 x trocken, 1 x nass            1 Davis-Klimastation (Temperatur, Feuchte, Wind)</p>

**Tab. 7:** Übersicht über die Ausstattung der Dauermessstationen

Jeder Messstandort war mit einer Dauermessstation ausgestattet, die aus einer Davis-Klimastation (Temperatur, Luftfeuchte und Wind), mindestens einem Kleinfiltergerät zur PM<sub>10</sub>-Messung und mindestens einem Nass-Trocken-Sammler zur Erfassung der trockenen Deposition bestand. An Standorten mit höherwüchsiger Vegetation (Kriegs-/Hübschstraße, Westend) wurde zudem die nasse Deposition erfasst. Bis auf die Nass-Trocken-Sammler waren alle Messinstrumente in oder an einem auf Edelstahlrohr-Ständern befestigten Wandgehäuse (60 x 60 x 32 cm) angebracht. In dem Wandgehäuse waren die Kleinfiltergeräte, bei Bedarf eine 2-Kopfschaltung mit Steuerung für die Messung mit zwei Ansaugköpfen, die Überwachungsschaltung für die Nass-Trocken-Sammler, die Datalogger für die Aufzeichnung der Spannungssignale von den Nass-Trocken-Sammlern, Netzgeräte sowie die Datalogger für die Meteorologie-Geber der Davis-Klimastationen untergebracht. Eine Übersicht über die an den einzelnen Dauermessstationen aufgestellten Geräte enthält Tabelle 7.

Die meisten Stationen wurden im Dezember 2007 aufgebaut, der Aufbau auf der Mühlendammschleuse verzögerte sich aufgrund einer fehlenden Aufbaugenehmigung bis März 2008 und im Mai 2008 wurde schließlich der letzte Standort (Michaelbrücke) in Betrieb genommen. Die Messungen erfolgten anschließend kontinuierlich bis Anfang Juli 2009, die genauen Messzeiträume können Tabelle 8 entnommen werden. Im Juli 2009 wurden die Messstationen wieder abgebaut.

Zusätzlich zu den kontinuierlichen Messungen wurden an den Standorten Vogesenschule, Kriegsstraße und Westend während der Vegetationsperiode Blattproben entnommen. Die Zeiten der Belaubung sind in Tabelle 8, die Anzahl der entnommenen Blattprobenkollektive und die entsprechende Kalenderwoche der Probenahme sind in Tabelle 9 zusammen gestellt. In der Kalenderwoche 43 im Jahr 2008 wurden weniger Blattprobenkollektive entnommen, da zu diesem Zeitpunkt der Laubfall an allen Standorten bereits eingesetzt hatte bzw. bereits beendet war.

Kalenderwoche/Jahr	23/08	27/08	31/08	35/08	39/08	43/08	19/09	23/09	27/09
Vogesenschule	6	6	6	6	6	4	6	6	6
Kriegsstraße	6	6	6	6	6	-	8	6	6
Westend	7	7	7	7	7	5	7	7	7

Tab. 10: Anzahl entnommener Blattprobenkollektive und Termine der Probenahme

Begleitend zu den kontinuierlichen Messungen wurden ab Juli 2008 in räumlicher Nähe zu den Dauermessstationen Messungen mit den Messfahrzeugen des Instituts für Geografie und Geoökologie des KIT und des Geografischen Instituts der Humboldt-Universität zu Berlin durchgeführt. Zunächst war nur der Einsatz des Messfahrzeuges aus Karlsruhe geplant. Am 9.8.2008 fiel jedoch durch einen Brand auf der Hauptplatine das Staubmessgerät in diesem Messfahrzeug aus. Da die Behebung des Schadens mit einem längeren Ausfall des Messfahrzeuges verbunden gewesen wäre, wurde seit September 2008 zusätzlich der Messbus aus Berlin eingesetzt. Bis zum Ausfall des Staubmessgerätes im Messfahrzeug aus Karlsruhe wurde dieses mit einem TSP-Messkopf betrieben, die Partikelmessungen mit dem Messbus aus Berlin erfolgten durchgehend in der PM<sub>10</sub>-Fraktion. Mit dem Messfahrzeug aus Karlsruhe wurden durchgängig NO<sub>x</sub>- und Ozon-Konzentrationen gemessen. Da bei den Messungen mit den Messfahrzeugen häufiger Datenausfälle als bei den Dauermessungen auftraten und um eine zweite Vollsperrung der A 100 am Westend zu erfassen, erstreckten sich die Messungen mit den Messfahrzeugen über

Standort	Messzeitraum
Institutsdach (Berlin)	19.12.2007-01.07.2009
Westend (Berlin)	19.12.2007-01.07.2009
Mühlendammschleuse (Berlin)	12.03.2008-01.07.2009
Michaelbrücke (Berlin)	07.05.2008-01.07.2009
Vogesenschule (Karlsruhe)	19.12.2007-01.07.2009
Kriegs-/Hübschstraße (Karlsruhe)	20.12.2007-01.07.2009

Tab. 8: Messzeiträume an den sechs Dauermessstationen

Standort	2008	2009
Vogesenschule	23.04.-05.11.	ab 22.04.
Kriegsstraße	23.04.-22.10.	ab 22.04.
Westend	23.04.-19.11.	ab 22.04.

Tab. 9: Zeiten der Belaubung an den Standorten mit höherwüchsiger Vegetation im Raster der 14-tägigen Probenahmeintervalle

Standort	Zeitraum	Messfahrzeuge
Vogesenschule (Karlsruhe)	01.07.2008-05.08.2008	KA
Kriegsstraße (Karlsruhe)	05.08.2008-15.09.2008	KA
Institut (Berlin)	17.09.2008-15.10.2008	KA + B
Westend (Berlin)	15.10.2008-04.12.2008	KA + B
Mühlendamm Schleuse (Berlin)	04.12.2008-17.12.2008	KA + B
Westend (Berlin)	17.12.2008-22.01.2009	KA + B
Mühlendamm Schleuse (Berlin)	29.01.2009-18.02.2009	KA + B
Vogesenschule (Karlsruhe)	20.02.2009-30.03.2009	KA + B
Kriegsstraße (Karlsruhe)	30.03.2009-27.04.2009	KA + B
Hübschstraße (Karlsruhe)	30.04.2009-04.06.2009	KA + B
Mühlendamm Schleuse (Berlin)	16.06.2009-22.07.2009	KA + B
Institut (Berlin)	22.07.2009-02.09.2009	KA + B
Westend (Berlin)	02.09.2009-09.10.2009	KA + B

Tab. 11: Übersicht über den Betrieb der Messfahrzeuge aus Karlsruhe (KA) und Berlin (B)

den Zeitraum der Dauermessungen hinaus bis Oktober 2009. Die Zeiträume des Betriebs der beiden Fahrzeuge an den verschiedenen Standorten sind aus Tabelle 11 zu entnehmen.

Begleitend zu der Probenahme an den Dauermessstationen erfolgte die gravimetrische Erfassung der  $PM_{10}$ , Depositions- und Blattproben im Labor des Instituts für Geografie und Geoökologie des KIT. Diese wurden nachfolgend aufgeschlossen und bis Januar 2010 erfolgten an 1.245 Proben Sb-Messungen mittels AAS, an 307 Proben wurden ICP-MS-Messungen am Institut für Mineralogie und Geochemie des KIT durchgeführt.

Die innerhalb des Projektes durchgeführte Literaturarbeit fokussierte sich auf die Bereiche der Depositionsmechanismen von Partikeln auf festen Oberflächen und auf Wasser, publizierte Daten zu Schwermetallkonzentrationen in  $PM_{10}$ - und Depositionsproben und Daten zu Depositionsgeschwindigkeiten auf verschiedenen Oberflächen.

## 7 Ergebnisse

### 7.1 Meteorologische Charakterisierung der Dauermessstationen

In Tabelle 12 ist eine Übersicht der wichtigsten meteorologischen Parameter zusammengestellt, die an den Dauermessstationen erhoben wurden. Da sich die Daten teilweise auf stark voneinander ab-

weichende Zeiträume beziehen, sind die meteorologischen Parameter in Tabelle 13 auf den einheitlichen Zeitraum vom 30.4.2008 bis 1.7.2009 bezogen.

Insgesamt traten an den Karlsruher Messstationen höhere Temperaturen auf als an den Berliner Messstationen. Dies ist zunächst in der allgemeinen Lage von Karlsruhe im thermisch begünstigten Oberrheingraben begründet. Am Standort Vogesenschule, an dem die höchsten Temperaturen auftraten, kam als Sonderbedingung noch die Südwestexposition an der Gebäudewand der Vogesenschule hinzu. In Berlin ist kein wesentlicher Unterschied zwischen den Stationen hinsichtlich der Temperatur zu erkennen. Die beiden Messstandorte an der Spree in Berlin-Mitte lagen zwar einerseits innerhalb der städtischen Wärmeinsel, die Wasserfläche der Spree wirkte hier jedoch andererseits als Wärmepuffer. Bei der relativen Luftfeuchte machte sich die nahe Wasserfläche jedoch nicht bemerkbar. Hier scheint der direkte, versiegelte Untergrund an diesen Standorten den Einfluss der wenige Meter entfernten Wasserfläche zu kompensieren.

Die Messung des Niederschlages am Standort Westend ergab über den gesamten Zeitraum eine Höhe von 612 mm. Die höchste Tagessumme wurde am 21.01.2008 mit 28,6 mm gemessen, die höchste Niederschlagssumme in den 14-tägigen Probenahmeintervallen fiel im Zeitraum vom 16.01. bis zum 30.01.2008 mit 77,4 mm. Diese Werte sind im Vergleich zu den für das Stadtgebiet von Berlin typischen Werten als gering einzustufen.

Deutlichere Unterschiede traten zwischen den verschiedenen Messstationen hinsichtlich des Windregimes auf. Die höchsten Windgeschwindigkeiten wurden auf dem Institutsdach gemessen. Der relativ frei anströmbare Standort Mühlendammsechleuse an der Spree wies ebenfalls hohe mittlere Windgeschwindigkeiten auf. Am Standort Michaelbrücke machte sich bereits ein wenige Meter entferntes Gebäude in geringeren Windgeschwindigkeiten bemerkbar. An den Karlsruher Standorten, in Gebäudenähe und in der Straßenschlucht, wurden vergleichsweise geringe Windgeschwindigkeiten gemessen. Am Westend, wo die Messstation unter Bäumen stand, war die Windgeschwindigkeit am geringsten.

Bei der Partikeldeposition ist für die Überwindung des aerodynamischen Widerstandes insbesondere die Reibungsgeschwindigkeit maßgeblich. Diese wiederum charakterisiert die Turbulenz in der Strömung. Einen Hinweis auf die mittlere Turbulenz an einer Messstation kann aus der Differenz zwischen der maximalen Windgeschwindigkeit und der über 30 Minuten gemittelten Windgeschwindigkeit gewonnen werden. Eine höhere Turbulenz bedingt dabei eine erhöhte Differenz. Diese Differenzen sind ebenfalls in den Tabellen 12 und 13 angegeben. Es zeigt sich, dass sich dieser Wert grundsätzlich mit steigender mittlerer Windgeschwindigkeit vergrößert. Er hatte auf dem Institutsdach den höchsten und am Westend den geringsten Wert.

Station	Institutsdach	Westend	Mühlendamm	Michaelbrücke	Vogeschule	Kriegsstraße	Hübschstraße
Messbeginn (Messende war jeweils der 01.07.2009)							
	19.12.07	19.12.07	14.03.08	30.04.08 <sup>1</sup>	19.12.07	20.12.07	19.12.07
Datenverfügbarkeit in % <sup>2</sup>							
	96	96	97	100	96	98	99
Temperatur in °C							
	10,0	10,2	11,1	11,5	11,9	11,2	11,2
Relative Luftfeuchte in %							
	76	72	68	67	66	72	74
Windgeschwindigkeit in m/s (Mittelwert ± Standardabweichung)							
	1,8 ± 1,2	0,5 ± 0,5	1,6 ± 0,9	1,1 ± 0,8	1,0 ± 0,9	0,8 ± 0,6	0,7 ± 0,5
(Maximale Windgeschwindigkeit) – (Mittlere Windgeschwindigkeit in 30 Minuten) in m/s							
	2,8 ± 1,6	1,5 ± 1,0	2,7 ± 1,5	2,2 ± 1,2	2,4 ± 1,7	1,9 ± 1,2	1,6 ± 0,9
<sup>1</sup> Die Klimamessungen begannen hier vor den Partikelmessungen							
<sup>2</sup> Aufgrund von Stromausfällen kam es teilweise zu Datenverlusten							

**Tab. 12:** Mittelwerte wichtiger meteorologischer Parameter für den gesamten Messzeitraum an den einzelnen Standorten, gemessen an den Dauermessstationen

Station	Institutsdach	Westend	Mühlendamm	Michaelbrücke	Vogeschule	Kriegsstraße	Hübschstraße
Temperatur in °C							
	11,6	12,0	12,0	11,8	13,3	12,8	12,9
Relative Luftfeuchte in %							
	73	71	67	66	66	72	73
Windgeschwindigkeit in m/s (Mittelwert ± Standardabweichung)							
	1,8 ± 1,2	0,4 ± 0,4	1,7 ± 1,0	1,2 ± 0,8	0,9 ± 0,8	0,8 ± 0,6	0,6 ± 0,4
(Maximale Windgeschwindigkeit) – (Mittlere Windgeschwindigkeit in 30 Minuten) in m/s							
	3,0 ± 1,5	1,4 ± 0,9	2,8 ± 1,4	2,2 ± 1,2	2,4 ± 1,6	1,9 ± 1,1	1,6 ± 0,9

**Tab. 13:** Mittelwerte wichtiger meteorologischer Parameter für den Zeitraum 30.4.2008 bis 17.6.2009 für diejenigen Zeiten, aus denen für alle Stationen Messwerte vorliegen (89 % des angegebenen Zeitraumes), gemessen an den Dauermessstationen

Jedoch war diese Differenz an der Vogesenschule höher als am Standort Michaelbrücke, obwohl an letzterem Standort die mittlere Windgeschwindigkeit höher war als an der Vogesenschule. Dies kann durch den erhöhten Einfluss verkehrsinduzierter Turbulenzen an der Vogesenschule erklärt werden.

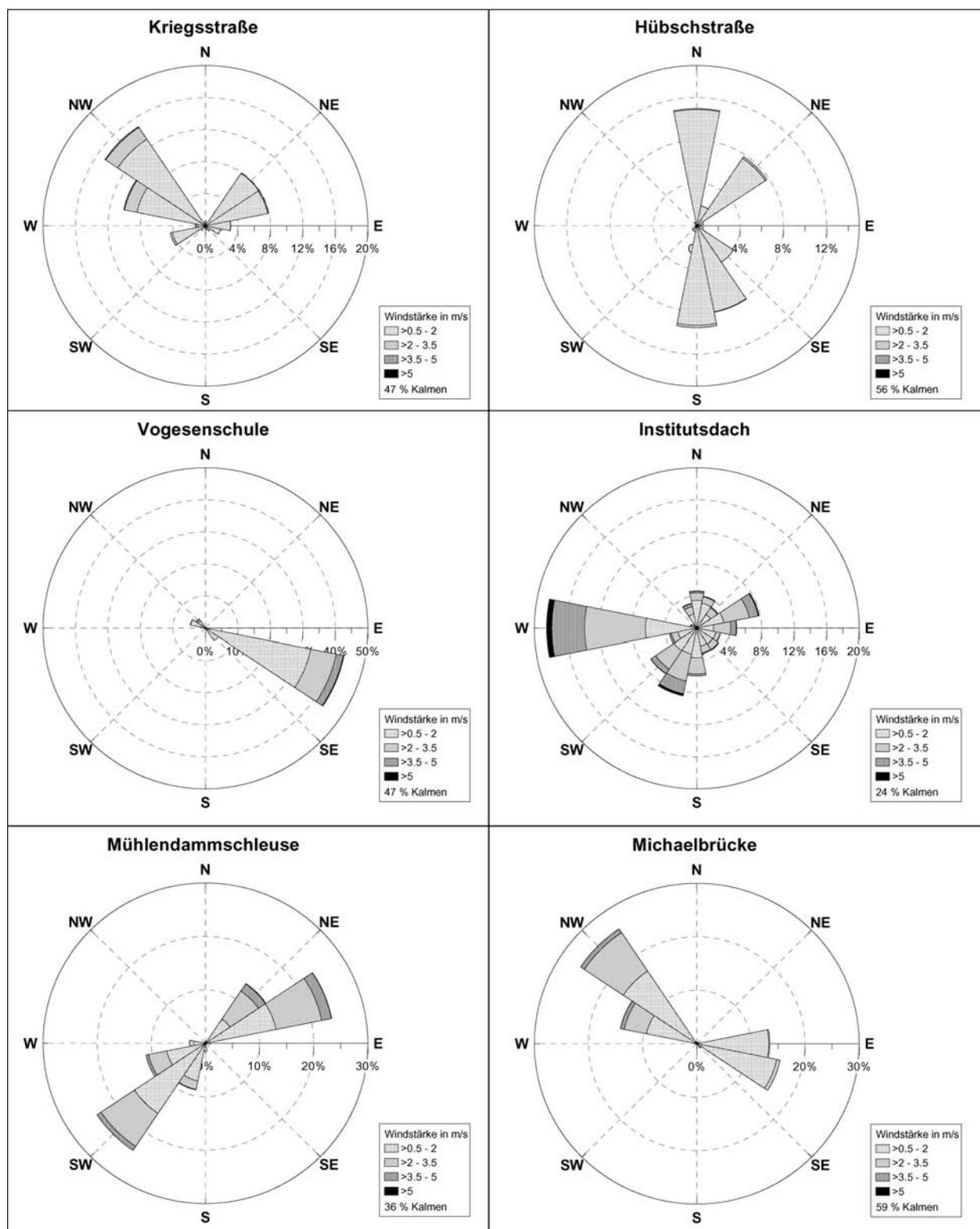
In Bild 25 sind für sechs Standorte die Verteilungen der Windrichtungen in verschiedenen Geschwindigkeitsklassen dargestellt. Vom Standort am Westend wurde aufgrund des hohen Anteils an Kalmen (Windgeschwindigkeit  $< 0,5$  m/s) keine Windrose erzeugt. Aufgrund der geringen Höhe der Windmessung ist allerdings an vielen Standorten der Anteil der Kalmen relativ hoch.

Die Messstationen in der Hübsch- und der Kriegsstraße in Karlsruhe zeigten eine deutliche Beeinflussung des Windfeldes durch die Lage in der Straßenschlucht. In der Hübschstraße herrschte bei allerdings insgesamt geringen Windgeschwindigkeiten eine straßenparallele Nord-Süd-Strömung. Bei der Station in der Kriegsstraße, die sich in der nördlichen Hälfte der Straßenschlucht befand, waren dominierende Strömungen aus nordwestlichen und nordöstlichen Richtungen erkennbar. Die Strömung wurde hier also nicht nur durch die in West-Ost-Richtung verlaufende Straßenschlucht geprägt, sondern ebenfalls durch Strömungsanteile aus nördlichen Richtungen, die größtenteils auf verkehrsinduzierte Turbulenzen zurückzuführen sind. An der Vogesenschule ist eine durch die Nähe zur Gebäudewand bedingte extreme Verteilung der Windrichtungen erkennbar. Die Strömung erfolgte nahezu ausschließlich gebäudeparallel in Fahrtrichtung der angrenzenden B 10. Ähnlich verhielt es sich am Standort Michaelbrücke. An den Standorten an der Spree zeigte sich eine kanalisierende Wirkung des Flusses, der am Standort Michaelbrücke von Südost nach Nordwest fließt. An der Mühlendammschleuse gabelt sich die Spree und umfließt anschließend die Fischerinsel. Es dominierte hier eine Anströmung aus dem südwestlichen Zweig der Spree, eine westliche Anströmung aus Richtung der Mühlendammbrücke war kaum vorhanden. Lediglich die Station auf dem Institutsdach spiegelte näherungsweise eine Windverteilung wider, wie sie bei freier Anströmung und dann vorherrschenden Westwinden zu erwarten wäre, wobei hohe Windgeschwindigkeiten mit westlicher Anströmung verbunden waren.

## 7.2 PM<sub>10</sub>- und NO<sub>x</sub>-Konzentrationen aus den Messungen mit den Messfahrzeugen

Einen Überblick über die mit den Messfahrzeugen gemessenen Partikel-, NO<sub>x</sub>- und Ozon-Konzentrationen gibt Tabelle 14. Die hohen Standardabweichungen sind hier darauf zurückzuführen, dass zur Berechnung der Werte 30-minütige Mittelwerte verwendet wurden, die im Vergleich zu Tagesmittelwerten eine höhere zeitliche Variabilität aufweisen. An der Station Westend wurden die höchsten PM<sub>10</sub>-Konzentrationen und NO<sub>x</sub>-Konzentrationen gemessen, die geringsten NO<sub>x</sub>- und PM<sub>10</sub>-Konzentrationen traten am Standort Institut auf. Sowohl am Westend als auch an der Vogesenschule lagen die NO<sub>2</sub>-Konzentrationen in allen Messzeiträumen über dem Jahrgrenzwert für den Schutz der menschlichen Gesundheit von  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , der 1-Stundengrenzwert von  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  wurde während der Messungen allerdings an keiner Messstation überschritten.

Um die verschiedenen Standorte genauer auf ihren verkehrsexponierten oder Hintergrund-Charakter hin zu untersuchen, wurden die im Projekt ermittelten Messergebnisse zu den in Tabelle 15 aufgelisteten Stationen der öffentlichen Messnetze in Beziehung gesetzt. Dabei sind in Bild 26 und Bild 28 jeweils für dieselben Zeiträume die Konzentrationsverteilungen von PM<sub>10</sub>, NO und NO<sub>2</sub> an den Messstandorten des Projektes denen aus den öffentlichen Messnetzen gegenübergestellt. Negative PM<sub>10</sub>-Konzentrationen des TEOMs waren dabei durch das Verdampfen flüchtiger Substanzen oder von Wasser von dem Filter bedingt. Weiterhin standen zur Einordnung die in Bild 27 und 29 dargestellten Konzentrationsverteilungen in Abhängigkeit von der Windrichtung zur Verfügung. Dabei wurden die Winddaten des Messfahrzeuges aus Karlsruhe benutzt, da hier die Windmessung in einer größeren Höhe als bei dem Messbus aus Berlin erfolgte. Die Windverteilungen zeigten ein von den an den Dauermessstationen gemessenen Windverhältnissen (Bild 25) teilweise deutlich abweichendes Muster und waren dann für den jeweiligen Messpunkt nur im Meterbereich repräsentativ, insbesondere an den Standorten Vogesenschule und Institut. Unter Berücksichtigung dieser durch die Bebauung bedingten kleinräumigen Variabilität der Strömungen konnten die im Folgenden beschriebenen generalen Zuordnungen vorgenommen werden.



**Bild 25:** Verteilung der Windrichtungen an sechs Standorten, gemessen an den Dauermessstationen. Aufgrund des hohen Kalmenanteils von über 75 % und der Positionierung innerhalb der höherwüchsigen Vegetation wird für den Standort Westend keine Verteilung der Windrichtungen angegeben

Standort	Zeitraum	NO	NO <sub>2</sub>	Ozon	TSP oder PM <sub>10</sub>
Vogesenschule	01.07.-05.08.08	29,4 ± 24,8	46,2 ± 23,6	43,2 ± 26,8	24,0 ± 16,51
Vogesenschule	20.02.-30.03.09	45,1 ± 45,8	52 ± 22,5	33,1 ± 21,4	18,5 ± 9,8
Kriegsstraße	05.08.-15.09.08	30,6 ± 30,8	38,7 ± 18,7	36,2 ± 25,1	-
Kriegsstraße	30.03.-27.04.09	23,4 ± 25,1	42,4 ± 20,3	52 ± 27,3	26,8 ± 12,5
Hübschstraße	30.04.-04.06.09	11,8 ± 12,6	28,3 ± 14,6	54 ± 30,0	17,6 ± 8,6
Institut	17.09.-15.10.09	13,9 ± 15,4	23,1 ± 11,9	30,6 ± 21,1	17,7 ± 9,3
Institut	22.07.-02.09.09	6,2 ± 7,2	15,7 ± 12,0	67 ± 28,3	19,9 ± 10,2
Westend	15.10.-04.12.08	97 ± 82	57 ± 24,4	14,7 ± 24,2	28,6 ± 15,9
Westend	17.12.-22.01.09 <sup>2</sup>	103 ± 85	69 ± 27,5	14,4 ± 11,3	-
Westend	02.09.-09.10.09 <sup>3</sup>	110 ± 80	76 ± 31,7	23,1 ± 14,0	38,3 ± 32,4
Mühlendamm	04.12.-17.12.08	25,4 ± 19,2	37,9 ± 9,4	9,1 ± 7,0	17,3 ± 4,54
Mühlendamm	29.01.-18.02.09	15,3 ± 18,9	36,3 ± 15,0	28,1 ± 17,6	22,0 ± 21,4
Mühlendamm	16.06.-22.07.09	8,9 ± 7,9	24,7 ± 16,7	55,2 ± 21,4	19,2 ± 11,5

1 Partikel-Konzentration als TSP  
2 Der Zeitraum der Sperrung der A 100 (19.-21.12.) blieb bei der Berechnung unberücksichtigt; für den Zeitraum standen außerdem nur teilweise PM<sub>10</sub>-Daten zur Verfügung, sodass hierfür keine Werte angegeben werden  
3 Der Zeitraum der Sperrung der A 100 (11.-14.09.) blieb bei der Berechnung unberücksichtigt  
4 Für PM<sub>10</sub> lagen Daten nur bis zum 10.12.2008 vor

Tab. 14: Konzentrationen der mit den Messfahrzeugen bestimmten Luftschadstoffe in µg/m<sup>3</sup> als Mittelwert ± Standardabweichung, berechnet aus 30-minütigen Mittelwerten

	Name der Station	Art der Station	Stationsumgebung
Berlin	Amrumer Straße	Hintergrund	Städtisches Gebiet
	Schildhornstraße	Verkehr	Städtisches Gebiet
	Harenbergplatz	Verkehr	Städtisches Gebiet
	Brückenstraße	Hintergrund	Städtisches Gebiet
	Müggelsee	Hintergrund	Ländlich stadtnah
	Grunewald	Hintergrund	Ländlich stadtnah
Karlsruhe	Mitte	Verkehr	Städtisches Gebiet
	Straße	Verkehr	Städtisches Gebiet
	Nordwest	Hintergrund	Städtisches Gebiet
	Eggenstein	Hintergrund	Ländlich stadtnah

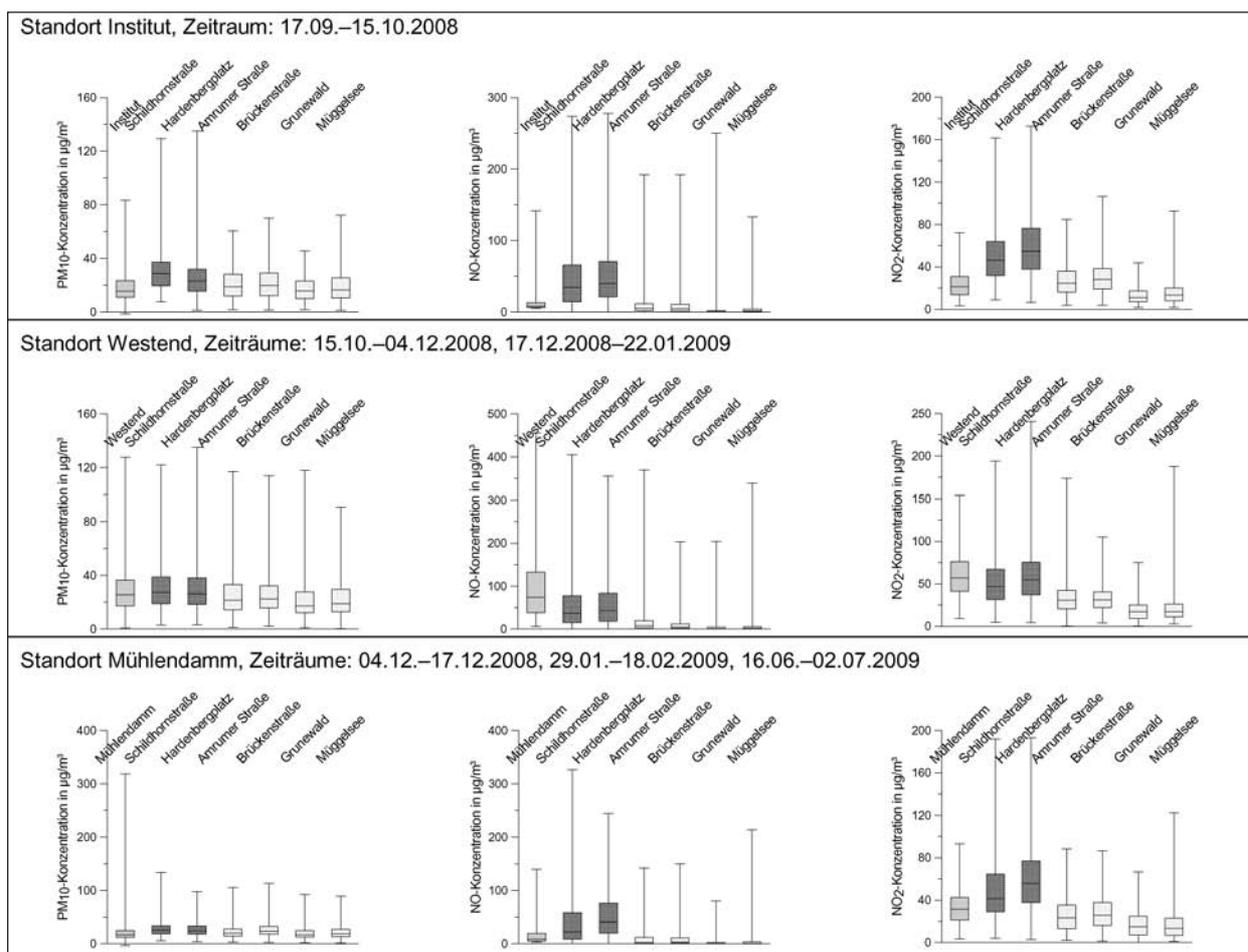
Tab. 15: Charakterisierung der Stationen aus öffentlichen Messnetzen in Berlin und Karlsruhe

### 7.2.1 Standort Institut

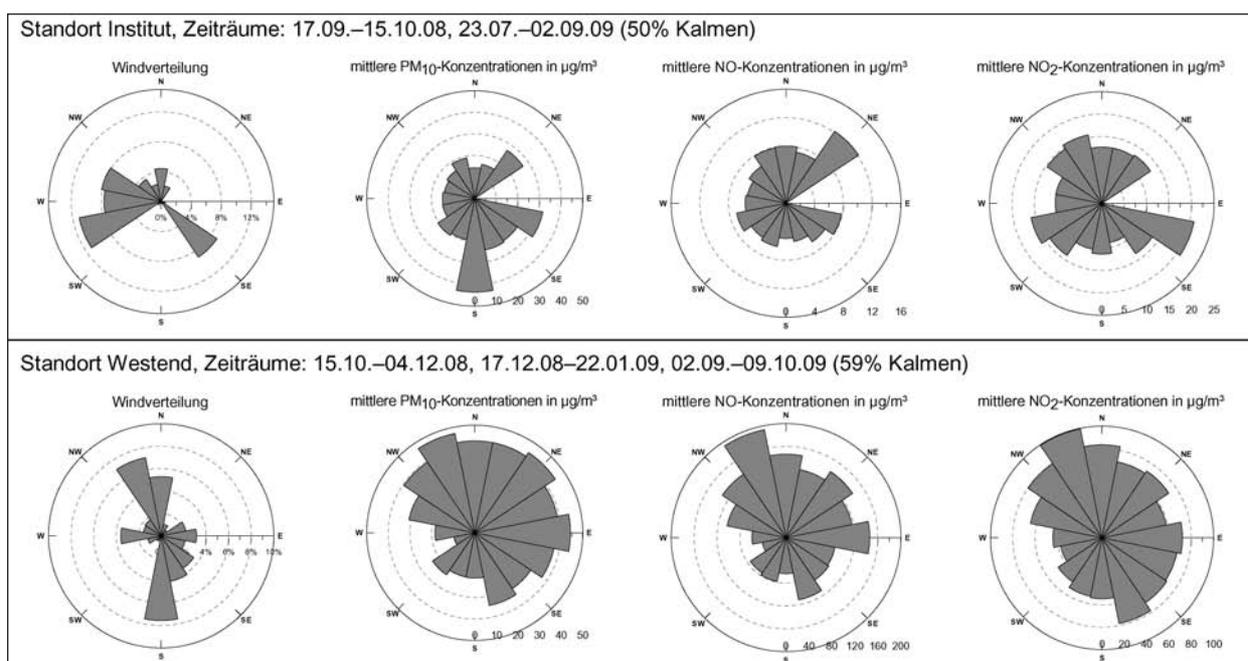
Der Standort Institut ist ein Standort mit Hintergrundcharakter; ob die Voraussetzungen zur Einordnung als Hintergrundstandort im Sinne der 22. BImSchV<sup>5</sup> vorliegen, kann aus den vorliegenden Daten jedoch nicht abgeleitet werden. Die NO<sub>x</sub>-

Konzentrationen lagen im Bereich der beiden Hintergrundstationen des städtischen Gebietes, die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen im Bereich der Hintergrundstationen des städtischen Gebietes und des Stadtrandes. Sowohl die PM<sub>10</sub>- als auch die NO<sub>x</sub>-Konzentrationen waren niedriger als an den Verkehrsstandorten. Die Konzentrationsrosen geben hier keine weiteren Aufschlüsse. Es ergaben sich relative Maxima der PM<sub>10</sub>-Konzentrationen bei Anströmungen aus südlicher und ost-südöstlicher Richtung, beim NO<sub>2</sub> aus ost-südöstlicher Richtung, also

<sup>5</sup> Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft – 22. BImSchV)



**Bild 26:** PM<sub>10</sub>-, NO- und NO<sub>2</sub>-Konzentrationen, gemessen mit den Messfahrzeugen an den Messstandorten in Berlin im Vergleich zu den an öffentlichen Messstellen ermittelten Werten; die Darstellung beruht auf Halbstundenwerten



**Bild 27:** Einfluss der Windrichtung auf die PM<sub>10</sub>-, NO- und NO<sub>2</sub>-Konzentrationen während der Messungen mit den Messfahrzeugen in Berlin, berechnet aus 30-minütigen Mittelwerten; für den Standort Mühlendammsschleuse werden aufgrund des hohen Kalmenanteils von über 75 % keine Konzentrationsrosen dargestellt, die Angaben zu den Windverhältnissen beruhen auf den Windmessungen mit dem Messfahrzeug aus Karlsruhe und wurden in 10 m Höhe vorgenommen

bei einer Anströmung von der Rudower Chaussee. Bei den NO-Konzentrationen trat ein Maximum bei einer Anströmung aus Nordosten und damit aus Richtung des Großberliner Dammes auf. Allerdings erschwerten der hohe Kalmenanteil sowie die meist sehr geringe Anzahl an Anströmungssituationen, die mit den beschriebenen Maxima verbunden waren, eine fundierte Interpretation. Der hohe Kalmenanteil ist durch den Baumbestand in unmittelbarer Nähe des Aufstellungsortes der Messfahrzeuge zu erklären.

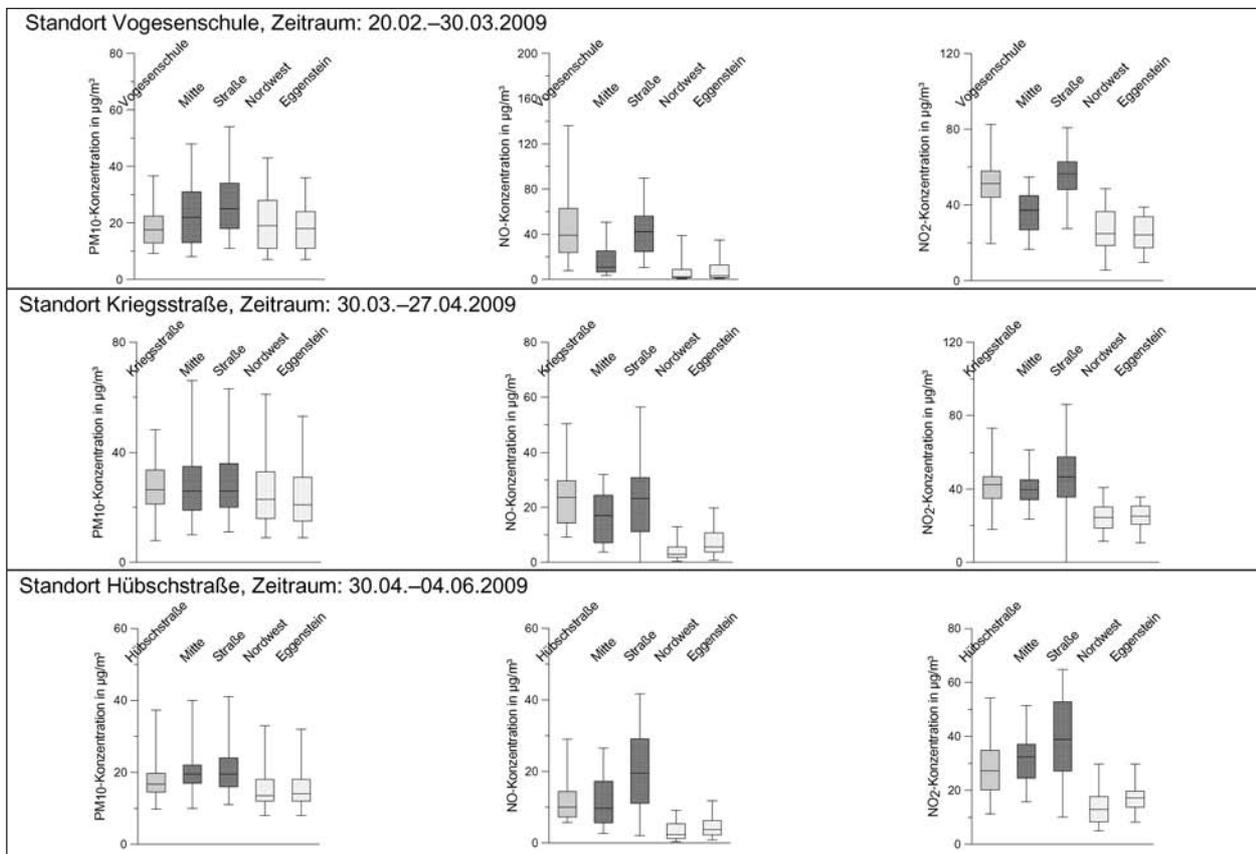
Westend-Gebüsch befand, zurückzuführen ist. Aufgrund der geringeren Windgeschwindigkeiten, die bei einer Anströmung senkrecht zur Autobahn auftraten, sind in diesen Situationen nicht die höchsten Konzentrationen gemessen worden. Lag der Messstandort bezogen auf die Autobahn im Lee, also bei Anströmungen aus Nordosten, sind die Konzentrationen jedoch deutlich höher als bei Anströmungen aus Südwesten. Die höchsten Konzentrationen traten allerdings bei einer Strömung parallel zur Fahrbahn der Autobahn auf.

### 7.2.2 Standort Westend

Der Standort Westend ist ein eindeutiger Verkehrsstandort. Die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen waren ähnlich denen der beiden Verkehrsstandorte aus dem öffentlichen Messnetz, die NO<sub>x</sub>-Konzentrationen lagen sogar darüber. Der Einfluss der Autobahn, die am Standort in NNW-SSE-Richtung verläuft, ist auch in den Konzentrationsrosen erkennbar. Hier dominierte eine straßenparallele Windrichtung, wobei dies auf den Einfluss des terrassierten Geländes und des Baumbestandes am südwestlichen Rand der Autobahn, in dem sich der Standort

### 7.2.3 Standort Mühlendammschleuse

Der Standort Mühlendammschleuse, an dem am Straßenrand einer baumbestandenen spreeparallelen Seitenstraße gemessen wurde, ist weder als verkehrsexponiert noch als Standort mit Hintergrundcharakter zu klassifizieren. Er lag mit seinen PM<sub>10</sub>-Konzentrationen im Bereich der Hintergrundstationen, die NO<sub>x</sub>-Konzentrationen lagen einerseits über denen der Hintergrundstationen, andererseits unter denen aus den Verkehrsstationen. Während der Messungen wurden in einem der benachbarten Gebäude Bauarbeiten durchgeführt, in



**Bild 28:** PM<sub>10</sub>-, NO- und NO<sub>2</sub>-Konzentrationen, gemessen mit den Messfahrzeugen an den Messstandorten in Karlsruhe im Vergleich zu den an öffentlichen Messstellen ermittelten Werten; die Darstellung beruht auf Tagesmittelwerten

deren Verlauf in unmittelbarer Nähe zum Messbus ein Bauschuttcontainer aufgestellt wurde. Die aus Bild 26 ersichtlichen Konzentrationsspitzen bei den  $PM_{10}$ -Konzentrationen waren durch Staubemissionen bei der Befüllung dieses Containers bedingt.

An diesem Standort trat ein Kalmenanteil von 76 % auf. Auf eine Darstellung der Verteilung der Windrichtungen und von Konzentrationsrosen in Bild 27 wurde daher verzichtet.

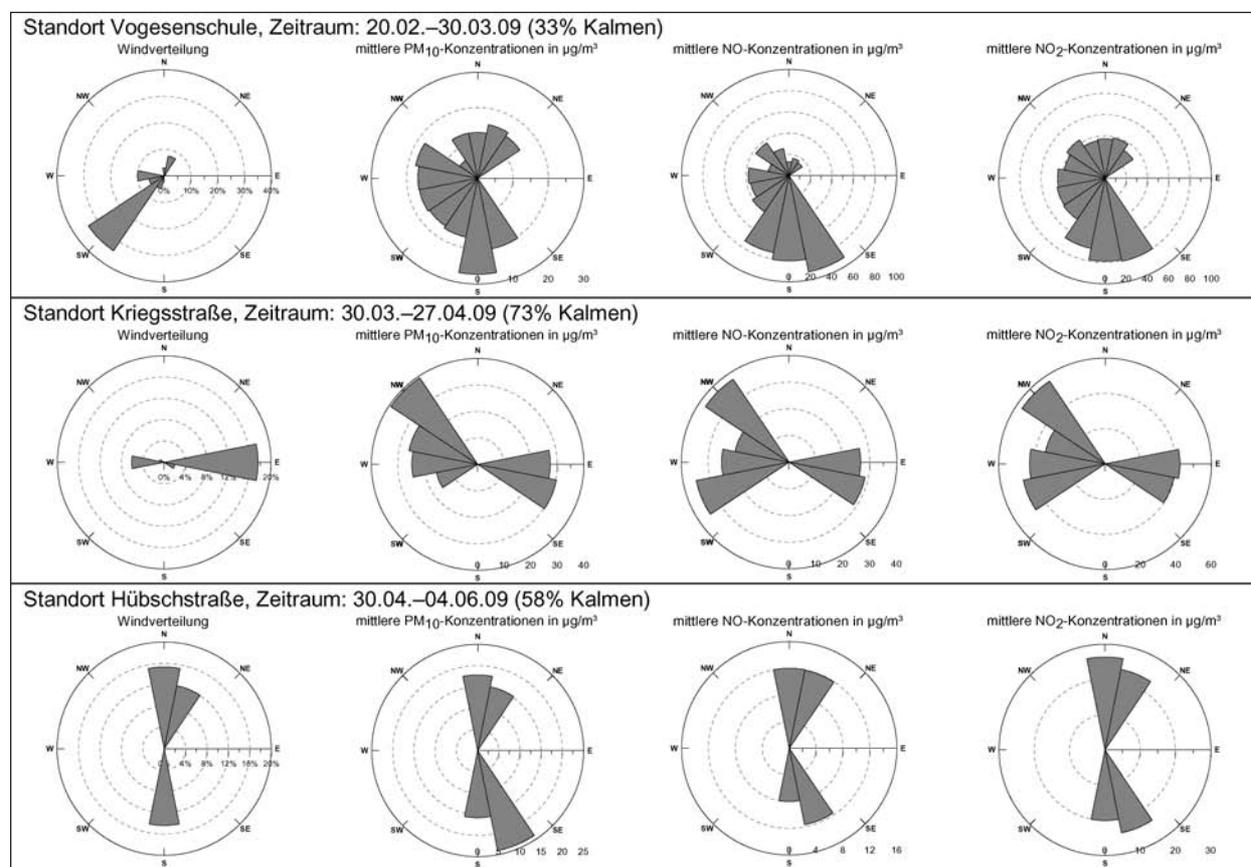
## 7.2.4 Standort Vogesenschule

Der Standort Vogesenschule, an der B 10 in Karlsruhe gelegen, ist ein Verkehrsstandort. Die  $PM_{10}$ -Konzentrationen lagen im Mittel unter denen der Verkehrsstationen aus dem öffentlichen Messnetz, die  $NO_x$ -Konzentrationen lagen jedoch im Bereich der Verkehrsstationen und deutlich über denen der Hintergrundstationen. Die hauptsächliche Anströmung erfolgte aus Südwest, also aus Richtung der B 10. Die höchsten  $PM_{10}$ - und  $NO_x$ -Konzentrationen traten bei südlichen Anströmungen auf, allerdings beruhen diese mittleren Konzentrationen nur

auf wenigen Messwerten, wie anhand der Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen zu erkennen ist. Die direkte Anströmung aus Richtung der B 10 war mit nur leicht erhöhten  $PM_{10}$ - und  $NO_x$ -Konzentrationen verbunden. Dies ist auf den Einfluss der Lärmschutzwand zurückzuführen, die sich an dieser Stelle zwischen der Fahrbahn der B 10 und den Messfahrzeugen befand und bei deren Überströmung bereits eine Verdünnung der Konzentrationen erfolgte.

## 7.2.5 Standort Kriegs- und Hübschstraße

Der Standort Kriegsstraße ist wie der Standort Vogesenschule als Verkehrsstandort zu charakterisieren. Während des Messzeitraumes waren die  $PM_{10}$ -Konzentrationen der Verkehrsstationen nur leicht, die  $NO_x$ -Konzentrationen hingegen deutlich gegenüber den Hintergrundstationen erhöht. Die am Standort gemessenen Konzentrationen lagen in beiden Fällen im Bereich der Verkehrsstationen. Das Windfeld war im Messzeitraum deutlich durch die kanalisierende Wirkung der in Ost-West-Richtung verlaufenden Straßenschlucht geprägt, durch



**Bild 29:** Einfluss der Windrichtung auf die  $PM_{10}$ -,  $NO$ - und  $NO_2$ -Konzentrationen während der Messungen mit den Messfahrzeugen in Karlsruhe, berechnet aus 30-minütigen Mittelwerten; die Angaben zu den Windverhältnissen beruhen auf den Windmessungen mit dem Messfahrzeug aus Karlsruhe und wurden in 10 m Höhe vorgenommen

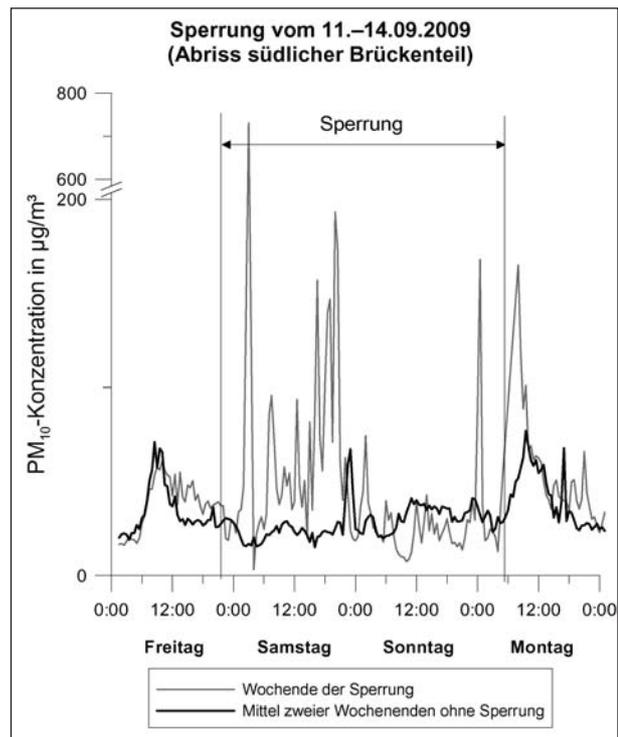
den Austrieb der Linden ist allerdings auch der Anteil der Kalmen recht hoch. Da sich der Standort der Messung weiter entfernt von der Straßenkreuzung in Richtung der Straßenschlucht im Vergleich zum Standort der Dauermessung befand, war hier die Kanalisierung der Strömung noch deutlicher ausgeprägt. Sowohl die Anströmung aus Osten als auch aus Westen führte zu  $PM_{10}$ - und  $NO_X$ -Konzentrationen in ähnlichen Größenordnungen.

Am Standort der in die Kriegsstraße im rechten Winkel kreuzenden Hübschstraße lässt sich keine eindeutige Charakterisierung in Verkehrs- oder Hintergrundstation vornehmen. Hier lagen die  $PM_{10}$ - und  $NO_X$ -Konzentrationen zwischen denen der beiden unterschiedlichen Stationskategorien.

Dies liegt darin begründet, dass sich in der Seitenstraße eine ausgeprägte straßenparallele Nord-Süd-Strömung ausbildete. Eine Anströmung aus Norden, also aus Richtung der Kriegsstraße, war mit erhöhten  $NO_X$ -Konzentrationen im Vergleich zu einer Anströmung aus Süden verbunden. In dieser Richtung ist die Hübschstraße an mehrere hundert Meter entfernt liegenden Grün- und Kleingärtenanlagen angebunden. Die  $PM_{10}$ -Konzentrationen zeigten zwar ein Maximum bei einer Anströmung aus süd-südöstlicher Richtung, dieser Maximalwert basiert allerdings nur auf 0,1 % aller Anströmungssituationen und ist daher nicht repräsentativ. Werden nur die drei Windrichtungen mit höheren Anteilen an Anströmungssituationen betrachtet, so waren auch die  $PM_{10}$ -Konzentrationen bei Anströmung aus nördlichen Richtungen gegenüber denen aus südlicher Richtung etwas erhöht. Diese Station stellt somit in Abhängigkeit von der Windrichtung einerseits eine Verkehrsstation (bei Anströmung aus Norden) oder eine Station mit Hintergrundcharakter (bei Anströmung aus Süden) dar.

#### 7.2.6 Messungen am Westend während zweier Vollsperrungen der A 100

Durch die bislang beschriebene Kategorisierung der Messstandorte kann eine qualitative Einordnung vorgenommen werden. Eine exakte quantitative Auftrennung in Hintergrund- und direkte Verkehrsbelastung war innerhalb des Projektes nicht für alle Stationen und den gesamten Zeitraum möglich. Für den Standort Westend konnte jedoch aufgrund der Sperrung der Autobahn im Zuge von Bauarbeiten an der Spandauer-Damm-Brücke an zwei Wochenenden eine Quantifizierung des Anteils der Kfz-Emission von der Autobahn an den

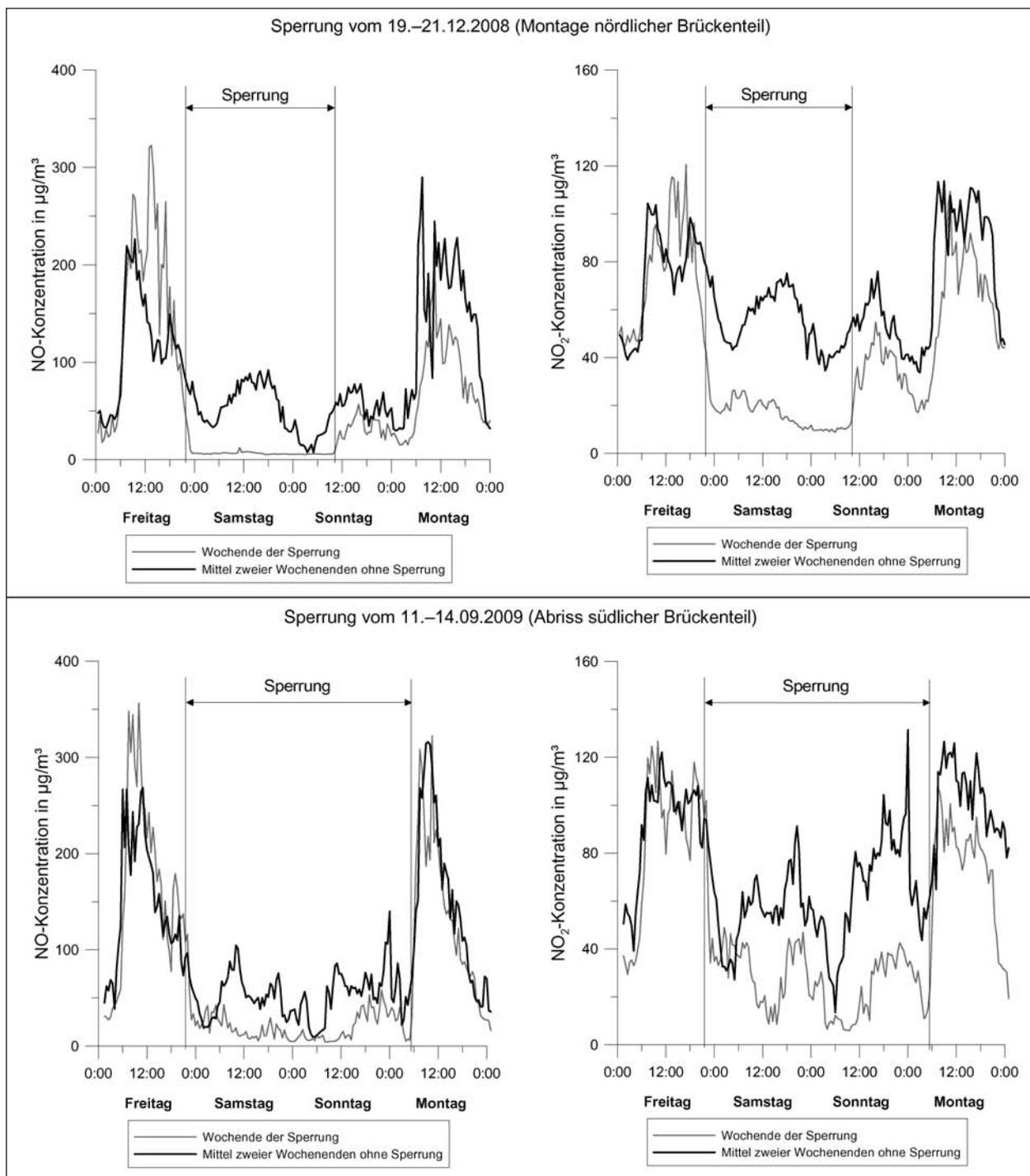


**Bild 30:** Verlauf der  $PM_{10}$ -Konzentrationen am Standort Westend während eines Wochenendes mit einer Vollsperrung der A 100 und dem mittleren Verlauf zweier Wochenenden ohne Sperrung, berechnet aus 30-minütigen Mittelwerten; die Messungen erfolgten mit dem Messbus aus Berlin

$NO_X$ -Umgebungskonzentrationen vorgenommen werden. Während der ersten Sperrung vom 19.-21.12.2008 wurden am nördlichen Teil der Brücke Brückenträger montiert, während der zweiten Sperrung vom 11.-14.09.2009 erfolgte der Abriss des südlichen Teils der Brücke.

Da während der ersten Sperrung aufgrund einer losen Steckerverbindung keine Datenaufzeichnung bei der  $PM_{10}$ -Messung erfolgte, konnte für die  $PM_{10}$ -Konzentrationen nur der Verlauf während der zweiten Sperrung aufgezeichnet werden. Die  $PM_{10}$ -Konzentrationen waren während dieser Sperrung um 64 % gegenüber zwei Vergleichswochenenden erhöht (Bild 30). Diese Erhöhung war durch die zusätzlichen Staubemissionen im Zuge der Abrissarbeiten bedingt, eine Aussage über den Einfluss von Kfz-Emissionen auf die  $PM_{10}$ -Konzentrationen am Standort Westend ist daher mit dieser Messung nicht möglich.

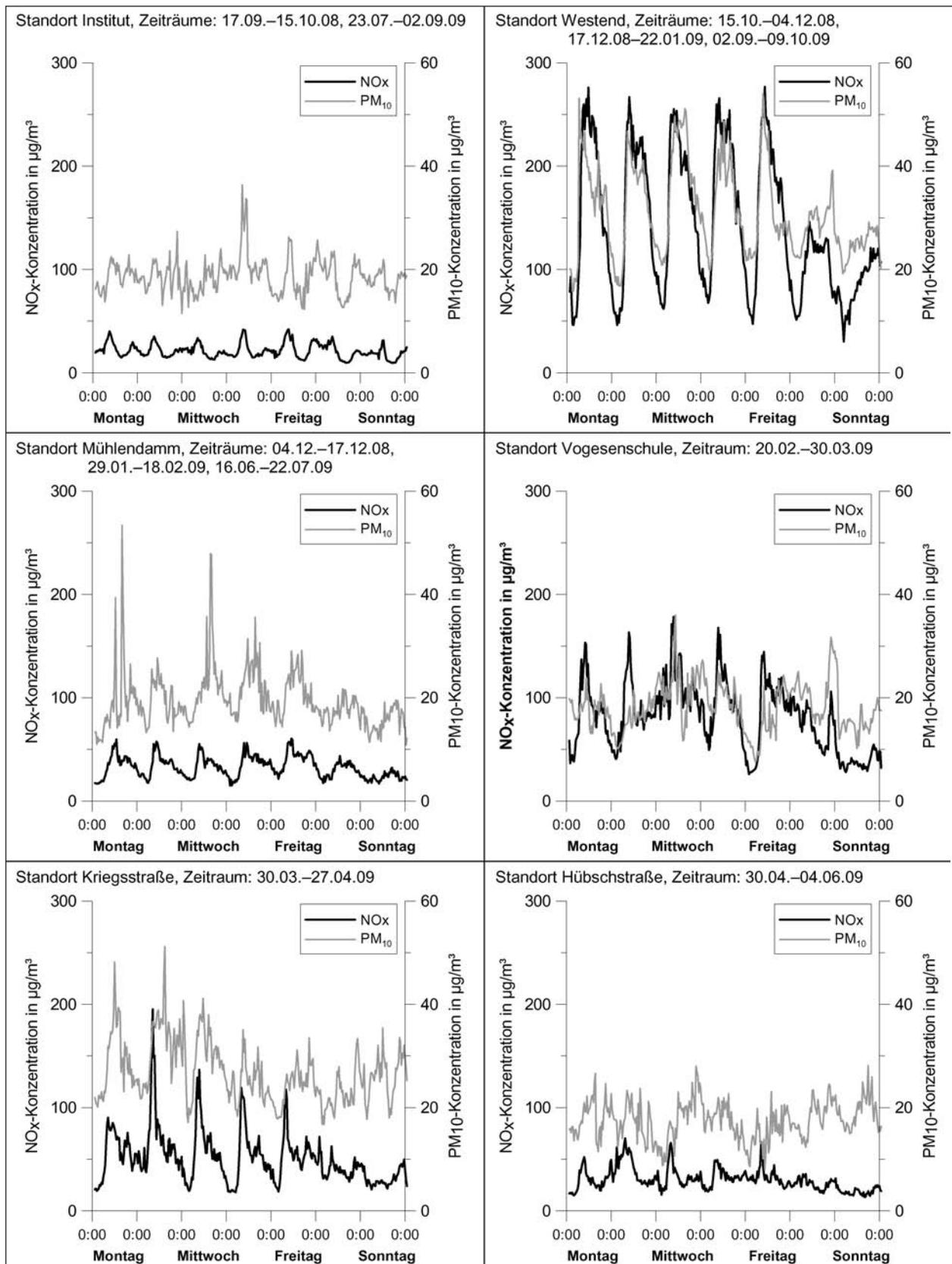
Eine solche Aussage ließ sich jedoch für die  $NO_X$ -Emissionen ableiten. Hierzu sind in Bild 31 der Verlauf der  $NO$ - und  $NO_2$ -Konzentrationen während der Wochenenden der Sperrungen und der mittlere Verlauf an zwei Wochenenden ohne Sperrung dar-



**Bild 31:** Verlauf der NO- und  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen am Standort Westend während zweier Wochenenden mit einer Vollsperrung der A 100 und dem mittleren Verlauf zweier Wochenenden ohne Sperrung, berechnet aus 30-minütigen Mittelwerten; die Messungen erfolgten mit dem Messfahrzeug aus Karlsruhe

gestellt. Im Verlauf der ersten Sperrung war die NO-Konzentration um 87 %, die  $\text{NO}_2$ -Konzentration um 74 % reduziert. Während der zweiten Sperrung war die Reduktion mit 64 % für NO und 63 % für  $\text{NO}_2$  deutlich geringer. Dies ist unter Umständen darauf zurückzuführen, dass sich die beiden unterschiedlichen Bautätigkeiten während der Sperrungen in ihren  $\text{NO}_x$ -Emissionen unterschieden.

Zur Einordnung der dargestellten Wochenendverläufe in den durchschnittlichen Wochenverlauf der  $\text{NO}_x$ - und  $\text{PM}_{10}$ -Konzentrationen am Standort Westend einerseits und zum Vergleich mit den durchschnittlichen Wochenverläufen an den anderen Standorten andererseits können die in mittleren Wochenverläufe in Bild 32 herangezogen werden.



**Bild 32:** Mittlerer Wochenverlauf der  $\text{NO}_x$ - und  $\text{PM}_{10}$ -Konzentrationen, gemessen mit den Messfahrzeugen und berechnet aus 30-minütigen Mittelwerten

### 7.3 Auswahl des Tracerelementes für PM<sub>10</sub>

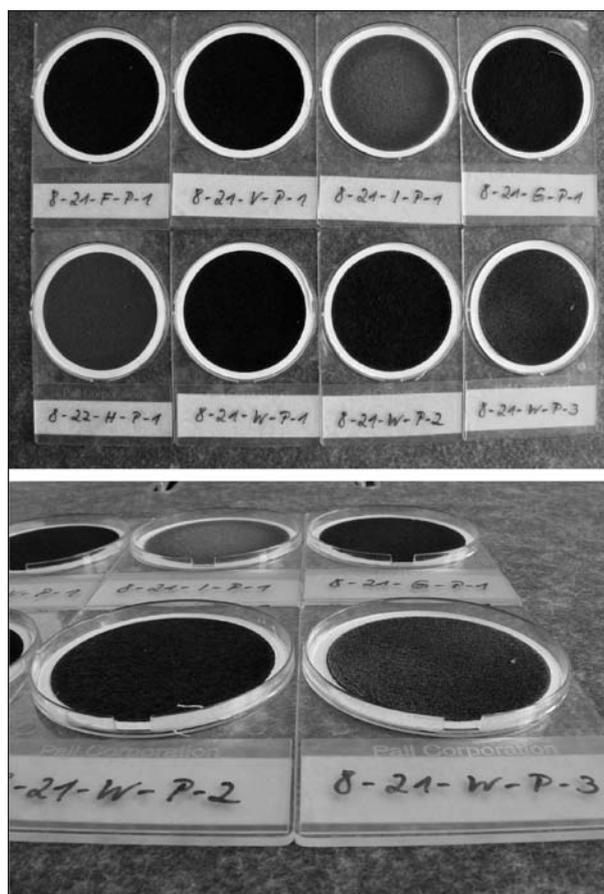
Um ein Element auszuwählen, das als Tracerelement für PM<sub>10</sub>-Depositionen geeignet ist, standen von fünf Expositionen Multielementkonzentrationen von PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>10</sub> und TSP-Proben vom Berliner Westend zur Verfügung. Auf der Datengrundlage der Tabelle 16 wurde Sb als geeignetes Element ausgewählt. Die Massenkonzentration von Sb im TSP ließ sich im Rahmen der Messgenauigkeit nicht von der im PM<sub>10</sub> unterscheiden. Damit war für dieses Element die Bedingung erfüllt, dass es fast ausschließlich im PM<sub>10</sub> vorhanden ist und nicht mehr in dem über die PM<sub>10</sub>-Fraktion hinausgehenden TSP-Anteil. Alle anderen Elemente zeigten noch deutliche Massenanteile bei den Partikeln größer als 10 µm.

Mit dem größeren Probenkollektiv, bei dem die Sb-Konzentrationen in 30 PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>10</sub> und TSP-Proben vom Westend mit der AAS gemessen wurden, konnte diese Auswahl bestätigt werden. Der mittlere Anteil der Sb-Massenkonzentration im PM<sub>10</sub> an der Sb-Massenkonzentration im TSP betrug  $96 \pm 22 \%$ , im PM<sub>2,5</sub>  $25 \pm 6 \%$ .

Die Auswahl konnte ferner dadurch untermauert werden, dass Antimon nach dem Verbot der Verwendung von Asbest in Bremsbelägen in diesen in hohen Massenanteilen vorkommt (WECKWERTH, 2005). Antimon ist daher ein Indikator für Emissionen aus Bremsabrieb (WECKWERTH, 2001, GRIESHOP et al., 2006, IJIMA et al., 2007, IJIMA et al., 2008). Aufgrund seiner Herkunft aus Abriebprozessen ist es bis zu 95 % in der Partikelfraktion zwischen PM<sub>1</sub> und PM<sub>10</sub> angereichert (PEREZ et al., 2008). Es gehört ferner sowohl im PM<sub>10</sub> als auch im PM<sub>2,5</sub> zu den Elementen mit den höchsten Anreicherungsfaktoren gegenüber der durchschnittlichen elementaren Zusammensetzung der oberen Erdkruste (WECKWERTH, 2005).

### 7.4 PM<sub>X</sub>-Konzentrationen an den Dauermessstationen

Einen Überblick über die mittleren PM<sub>X</sub>-Konzentrationen, zusammen mit den zugehörigen Sb-Konzentrationen, gibt Tabelle 17. An den als verkehrsexponiert klassifizierten Standorten finden sich erwartungsgemäß sowohl die höchsten PM<sub>10</sub>-Konzentrationen als auch die höchsten Sb-Konzentrationen im PM<sub>10</sub>, hier waren die Filter auch besonders schwarz gefärbt (Bild 33). An den in Tabelle 15



**Bild 33:** Fotos von Filtern der Probenahme vom 07.05.-21.05.2008; F und V sind Filter vom Standort Vogeschule, I vom Institutsdach, W und G vom Standort Westend und H von der Hübschstraße (hier wurde vom 14.05.-21.05.2008 exponiert); auf dem Filter vom Institutsdach waren Pollenfragmente zu erkennen

	Li	Al	V	Mn	Fe	Co	Ni
PM <sub>10</sub> /TSP	0,22 ± 0,31	0,44 ± 0,20	0,83 ± 0,13	0,70 ± 0,11	0,85 ± 0,12	0,58 ± 0,14	0,60 ± 0,31
PM <sub>2,5</sub> /TSP	0	0,01 ± 0,03	0,40 ± 0,07	0,16 ± 0,02	0,18 ± 0,02	0,08 ± 0,06	0,20 ± 0,11
	Cu	Zn	Rb	Sr	Sb	Pb	
PM <sub>10</sub> /TSP	0,96 ± 0,13	0,75 ± 0,21	0,58 ± 0,09	0,52 ± 0,12	1,02 ± 0,15	0,93 ± 0,07	
PM <sub>2,5</sub> /TSP	0,23 ± 0,02	0,32 ± 0,11	0,17 ± 0,07	0,05 ± 0,06	0,26 ± 0,02	0,60 ± 0,25	

**Tab. 16:** Mittlere Anteile der Massenkonzentrationen verschiedener Elemente im PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub> am TSP in Proben aus fünf Expositionen am Standort Westend an der Dauermessstation (aus 14-tägigen Mittelwerten)

Standort	Fraktion	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ <sup>1</sup>	Sb in $\text{ng}/\text{m}^3$	Sb in ppm
Institutsdach	PM <sub>10</sub>	18 ± 7	18 ± 6	1,2 ± 0,3	76 ± 26
Westend	TSP	40 ± 12	42 ± 12	8,6 ± 3,1	226 ± 76
Westend	PM <sub>10</sub>	28 ± 8	29 ± 8	8,5 ± 3,9	312 ± 113
Westend	PM <sub>10</sub>	17 ± 7	17 ± 7	2,2 ± 0,7	147 ± 57
Westend-Gebüsch	PM <sub>10</sub>	23 ± 6	24 ± 6	6,2 ± 2,2	287 ± 113
Mühlendammschleuse	PM <sub>10</sub>	17 ± 6	18 ± 6	1,7 ± 0,6	105 ± 34
Mühlendammschleuse	PM <sub>2,5</sub>	12 ± 6	12 ± 6	0,7 ± 0,3	66 ± 24
Michaelbrücke	PM <sub>10</sub>	19 ± 7	20 ± 7	2,1 ± 0,6	121 ± 36
Vogesenschule	PM <sub>10</sub>	25 ± 12	27 ± 12	8,4 ± 2,2	380 ± 137
Vogesenschule-Fenster	PM <sub>10</sub>	24 ± 12	26 ± 11	7,3 ± 2,1	347 ± 126
Kriegsstraße	PM <sub>10</sub>	22 ± 10	23 ± 10	4,2 ± 1,2	212 ± 61
Kriegsstraße	PM <sub>2,5</sub>	16 ± 9	17 ± 9	1,2 ± 0,5	84 ± 36
Hübschstraße	PM <sub>10</sub>	21 ± 12	22 ± 12	2,8 ± 1,1	144 ± 60

<sup>1</sup> Massenkonzentration in Normkubikmeter

Tab. 17: Mittlere PM<sub>X</sub>-Konzentrationen an den Dauermessstationen und mittlere Sb-Konzentrationen im PM<sub>X</sub> (aus 14-tägigen Mittelwerten)

Standortcharakterisierung	Sb in $\text{ng}/\text{m}^3$	Quelle
Palermo, Hintergrund	3,3	DONGARRA et al., 2007
Palermo, verkehrsexponiert, 3 Stationen	11	DONGARRA et al., 2007
Verschiedene spanische Städte, Hintergrund	5,3	QUEROL et al., 2004a
Zürich, Stadtzentrum, Hintergrund	1,4	HUEGLIN et al., 2005
Helsinki, leicht verkehrsexponiert (PM <sub>15</sub> )	1,6	PAKKANEN et al., 2001

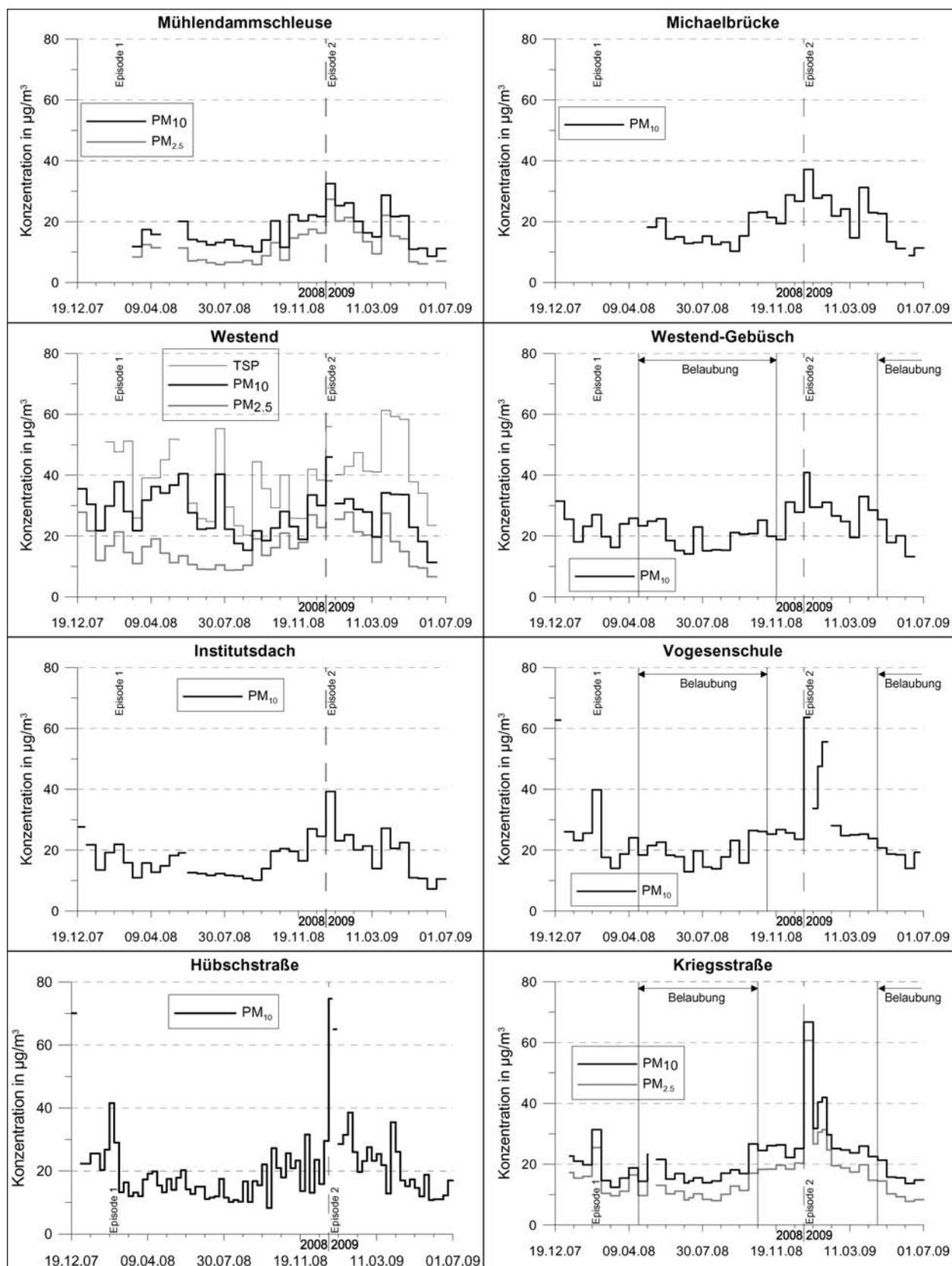
Tab. 18: Vergleichswerte zu Sb-Konzentrationen im PM<sub>10</sub> aus anderen Städten

zusammengestellten Messstationen öffentlicher Messnetze wurde im gesamten Zeitraum der Dauermessung in Berlin an Hintergrundstationen eine mittlere PM<sub>10</sub>-Konzentration von 23  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , an Verkehrsstationen eine mittlere PM<sub>10</sub>-Konzentration von 29  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen. In Karlsruhe betragen die entsprechenden Werte 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  bzw. 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  und lagen damit im Bereich der hier vorgestellten Messwerte, in Berlin waren die Messnetzwerke tendenziell etwas höher. Dies machte sich insbesondere bei einem direkten Vergleich der Werte der Messstation Brückenstraße aus dem Messnetz mit denjenigen der Stationen Michaelbrücke und Mühlendammschleuse bemerkbar. Ein Grund für diese Abweichungen könnte neben lokalen Einflüssen in den unterschiedlichen Messverfahren liegen. Während in Karlsruhe die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen ebenfalls gravimetrisch ermittelt wurden, erfolgte die PM<sub>10</sub>-Messung im Berliner Messnetz über  $\beta$ -Absorption.

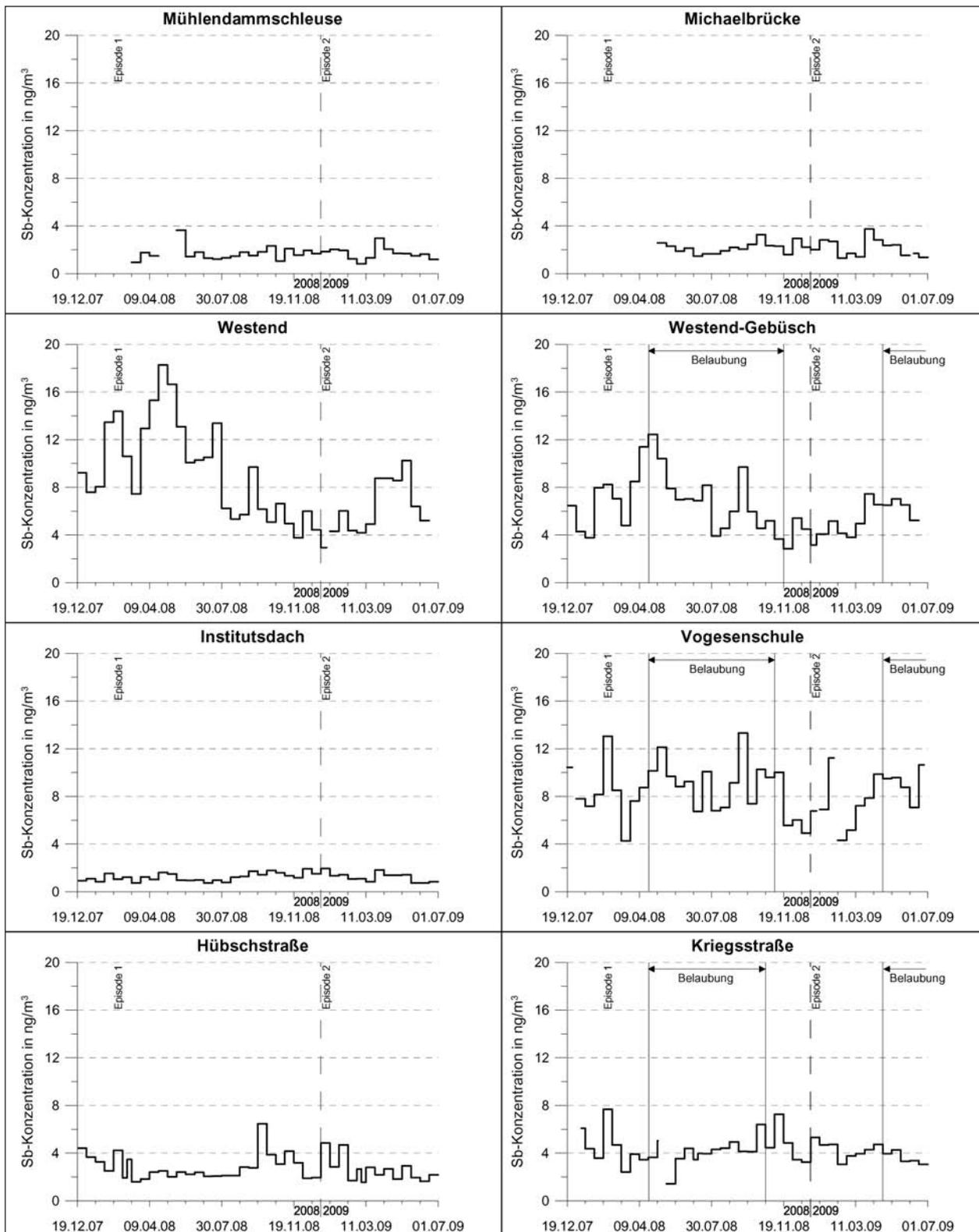
Die Sb-Konzentrationen bewegten sich im Rahmen der Werte aus Messungen aus anderen europäischen Städten, wie aus Tabelle 18 hervorgeht. Bei den gemessenen Werten fällt weiter die relative Anreicherung von Sb im PM<sub>10</sub> an den Verkehrsstationen auf, wo Werte zwischen 212 ppm und 380 ppm erreicht wurden, wohingegen an den nicht verkehrsexponierten Standorten nur Werte bis 121 ppm auftraten.

#### 7.4.1 Zeitlicher Verlauf der PM<sub>X</sub>-Konzentrationen

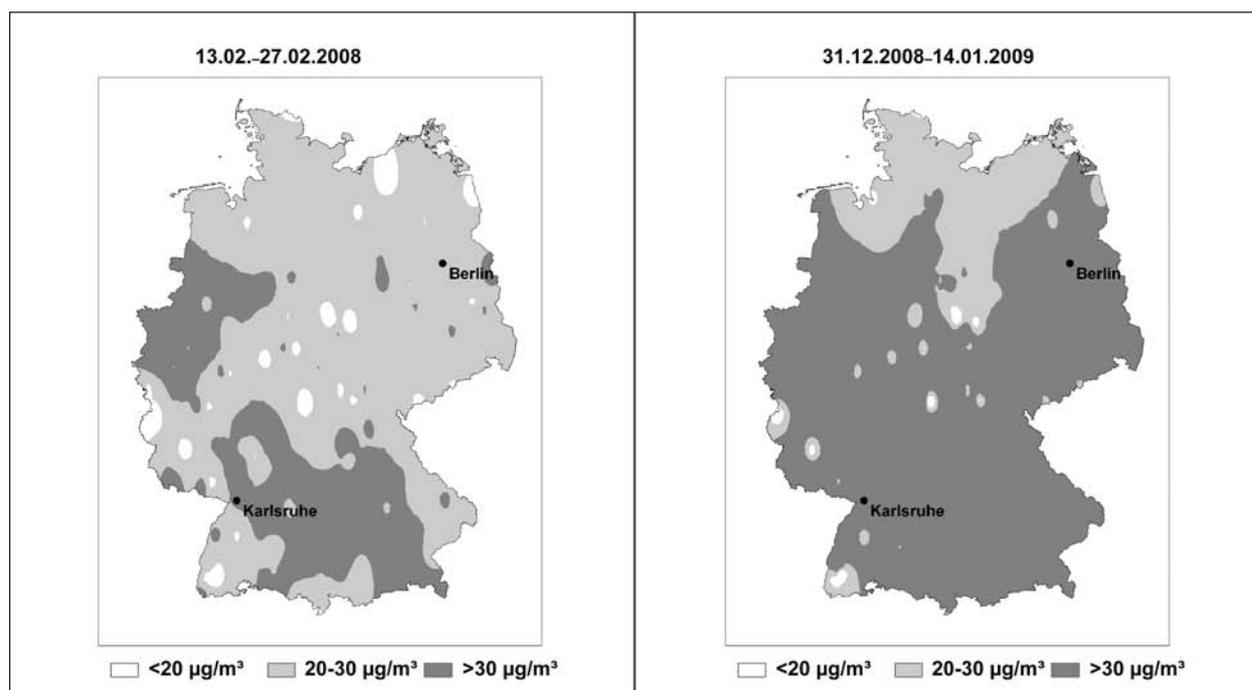
Der zeitliche Verlauf der PM<sub>X</sub>-Konzentrationen in Bild 34 zeigt besonders an den Karlsruher Stationen Konzentrationsspitzen, die zwar bei den Massenkonzentrationen, jedoch nicht immer bei den Sb-Konzentrationen sichtbar sind (Bild 35). Das Probenahmeintervall zwischen dem 13.02. und 27.02.2008 zeigte in Karlsruhe, das Probenahmein-



**Bild 34:** Zeitlicher Verlauf der  $\text{PM}_X$ -Konzentrationen an acht Messpunkten mit in der Regel 14-tägiger Probenahme. An der Vogesenschule sind nur die Konzentrationen in 2 m Höhe dargestellt. In der Hübschstraße wurde seit dem 31.1.2008 mit sieben-tägigem Intervall beprobt. Lücken in den Verläufen ergaben sich durch Fehler bei der Probenahme oder bei Ausfällen der Kleinfiltergeräte. Mit Episode 1 und Episode 2 sind die in Bild 36 dargestellten Zeiträume gekennzeichnet



**Bild 35:** Zeitlicher Verlauf der Sb-Konzentrationen in ng/m<sup>3</sup> im PM<sub>10</sub> an acht Messpunkten mit in der Regel 14-tägiger Probenahme. An der Vogesenschule sind nur die Konzentrationen in 2 m Höhe dargestellt. Wurde mit einem siebentägigen Intervall beprobt, wurden in der Regel beide Filter zusammen aufgeschlossen. Lücken in den Verläufen ergaben sich durch Fehler bei der Probenahme oder bei Ausfällen der Kleinfiltergeräte. Mit Episode 1 und Episode 2 sind die in Bild 36 dargestellten Zeiträume gekennzeichnet



**Bild 36:** Verteilung der  $\text{PM}_{10}$ -Konzentrationen über Deutschland während zweier Probenahmezeiträume. Die Darstellung basiert auf einer Interpolation der Messwerte an Hintergrundstationen, die vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellt wurden

tervall zum Jahreswechsel zwischen dem 31.12.2008 und dem 14.01.2009 zeigte an allen Standorten erhöhte  $\text{PM}_{10}$ -Konzentrationen. An der Station Hübschstraße schaltete das Kleinfiltergerät während des zweiten Zeitraumes sogar trotz nur siebentägiger Probenahme frühzeitig wegen zu hohen Druckabfalles aufgrund der hohen Massenbelegung auf dem Filter aus. In beiden Zeiträumen traten in Deutschland großräumig  $\text{PM}_{10}$ -Konzentrationen über  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  auf, wie Bild 36 zeigt. Im ersten Zeitraum waren diese flächenhaft erhöhten  $\text{PM}_{10}$ -Konzentrationen insbesondere im Südwesten und Westen von Deutschland zu finden, im zweiten Zeitraum in ganz Deutschland, ausgenommen davon waren nur Teile von Norddeutschland. Daher traten während dieses Zeitraumes die Konzentrationsspitzen an den Dauermeßstationen in Karlsruhe und in Berlin auf. In beiden Zeiträumen kann die Konzentrationserhöhung auf meteorologische Bedingungen zurückgeführt werden. Während des ersten Zeitraumes vom 13.02. bis zum 27.02.2008 lag zunächst über Westeuropa, dann über Südeuropa ein stabiles Hochdruckgebiet, der zweite Zeitraum vom 31.12.2008 bis zum 14.01.2009 war von Hochdruckgebieten über Mitteleuropa geprägt. Während solcher winterlichen Hochdruckwetterlagen wird der vertikale Luftaustausch behindert und es bilden sich häufig Inversionen aus. Hinzu kommen noch erhöhte Emissionen aus Hausbrand oder durch Feuerwerke in

der Sylvesternacht wie im zweiten Zeitraum über den Jahreswechsel 2008/2009. Insbesondere an den verkehrsexponierten Stationen wird dann der relative Einfluss der Emissionen von angrenzenden Straßen auf die  $\text{PM}_{10}$ -Gesamtkonzentration geringer. Daher gehen mit den erhöhten  $\text{PM}_{10}$ -Konzentrationen in diesen Zeiträumen nicht immer erhöhte Sb-Konzentrationen im  $\text{PM}_{10}$  einher.

Bei den Sb-Konzentrationen am Westend fällt ferner auf, dass diese in den ersten sechs Monaten der Probenahme am höchsten waren und gegen Ende des Probenahmezeitraumes wieder ansteigen. Ein ähnliches Verhalten ist an den anderen Stationen nicht vorhanden, an denen die Sb-Konzentrationen über den gesamten Probenahmezeitraum in einer bestimmten Schwankungsbreite variieren, so z. B. an der Vogeschule zwischen 4 und knapp über  $12 \text{ ng}/\text{m}^3$ .

#### 7.4.3 Partikelfractionen

Bei der Betrachtung der Korngrößenverteilungen, die für Standorte angegeben werden können, an denen neben  $\text{PM}_{10}$  auch mindestens  $\text{PM}_{2.5}$  gemessen wurde, ergab sich am Westend ein  $\text{PM}_{2.5}$ -Anteil am  $\text{PM}_{10}$  von im Mittel 60 %. An der Mühlenhammschleuse und in der Kriegsstraße lagen die Werte mit 71 % bzw. 72 % in einem vergleichbaren Bereich. An einem Verkehrsstandort wie der Kriegs-

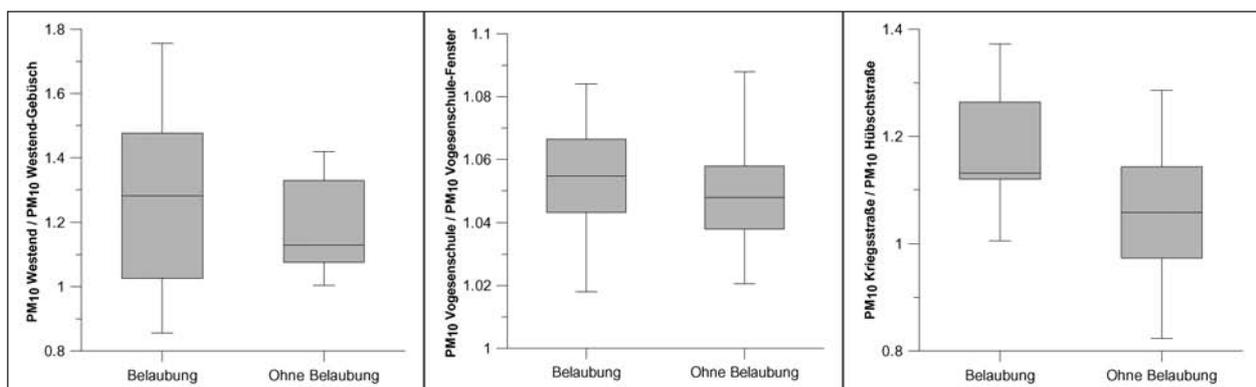
straße wäre aufgrund der durch den Verkehr resuspendierten oder durch Abrieb emittierten Partikel eigentlich ein höherer Massenanteil an gröberen Partikeln zu erwarten als an einem nicht verkehrsexponierten Standort wie der Mühlendammschleuse, wo nach QUEROL et al. (2004b) in Mitteleuropa Werte von 80 % üblich sind. Dass der gröbere Anteil im  $PM_{10}$  an der Mühlendammschleuse teilweise aus anderen Quellen stammte als an der Kriegsstraße, wird durch die unterschiedliche Zunahme der  $Sb$ -Konzentrationen deutlich. An der Kriegsstraße nahmen diese vom  $PM_{2.5}$  zum  $PM_{10}$  um den Faktor 3,5 zu, an der Mühlendammschleuse nur um den Faktor 2,4. Damit hatten Emissionen aus Bremsabrieb an der Kriegsstraße einen höheren Anteil an der gröberen Fraktion als an der Mühlendammschleuse. An der Station Kriegsstraße ist außerdem durch die Nähe zu einer Kreuzung mit Ampelsteuerung aufgrund der häufigeren Bremsvorgänge ein höherer Anteil an Bremsabrieb-Partikeln zu erwarten als an Straßenabschnitten mit fließendem Kfz-Verkehr.

Der Grund für den relativ geringen Massenanteil von feineren Partikeln am  $PM_{10}$  an der Mühlendammschleuse kann in dem durch die angrenzende Wasserfläche bedingten hygroskopischen Wachstum feinerer Partikel liegen, wodurch sich der Massenanteil gröberer Partikel erhöht. Am Westend hat die  $PM_{10}$ -Fraktion ferner einen Anteil von 70 % am TSP.

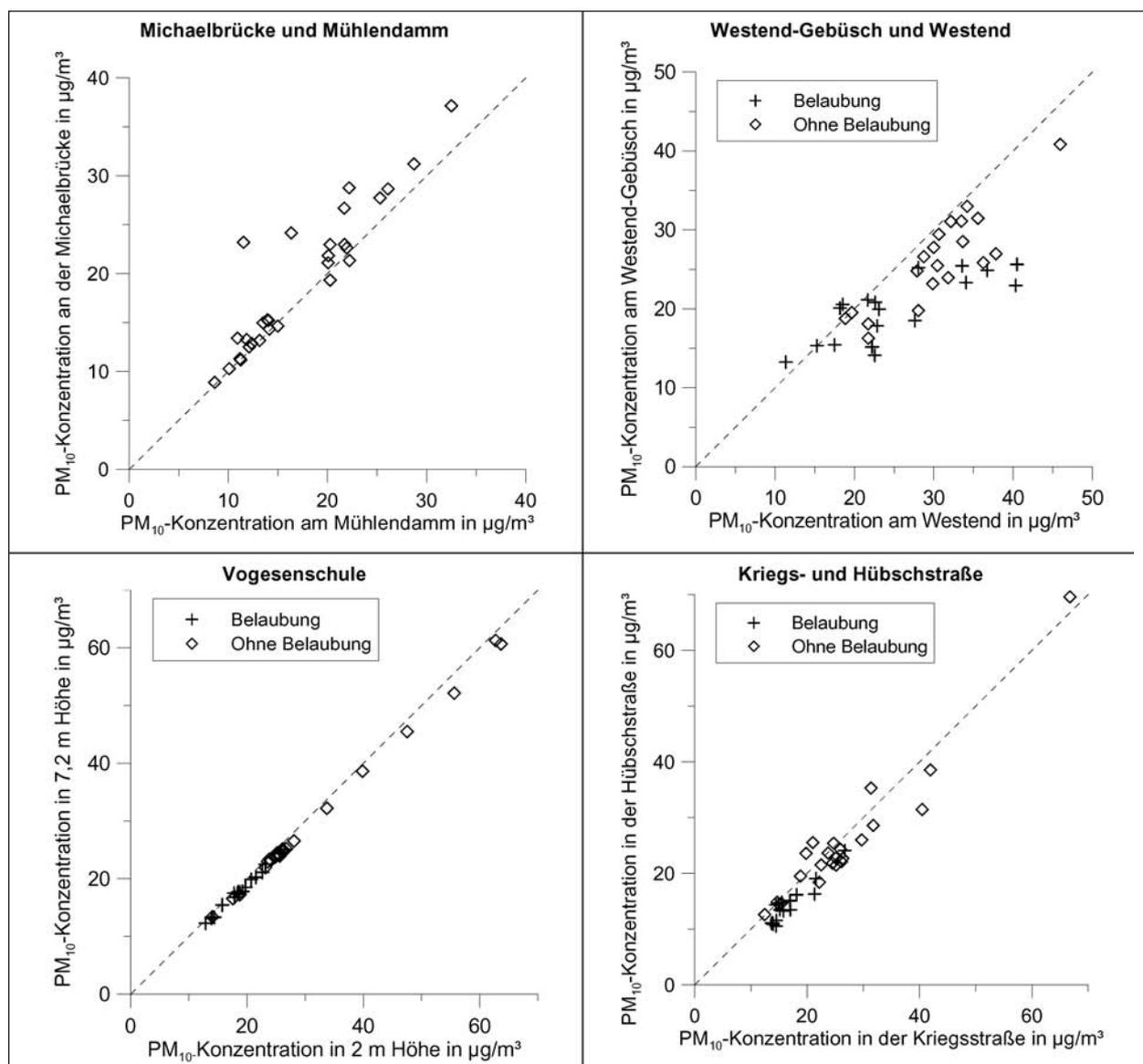
#### 7.4.4 Kleinräumige Variabilität der $PM_{10}$ -Konzentrationen

Ein weiterer wichtiger Aspekt bei der Auswertung der Ergebnisse der  $PM_{10}$ -Messungen war die kleinräumige Variabilität der  $PM_{10}$ -Konzentrationen an Standorten mit Vegetationseinfluss. Hierbei ist

besonders die Frage von Bedeutung, ob die Belaubung der Vegetation einen Einfluss auf die  $PM_{10}$ -Verteilung hat. Dazu sind in Bild 37 die Verteilungen des Verhältnisses der  $PM_{10}$ -Konzentrationen je zwei nahe beieinander liegender Messpunkte zueinander, getrennt nach Zeiträumen mit und ohne Belaubung, dargestellt. Zunächst wurde ein U-Test nach Mann-Whitney durchgeführt, um die beiden Verteilungen auf signifikante Lageunterschiede ( $p < 0,05$ ) des Mittelwertes zu untersuchen. Hierbei zeigte sich, dass sich nur in der Kriegs- und Hübschstraße die  $PM_{10}$ -Konzentrationen in Abhängigkeit von der Belaubung signifikant voneinander unterscheiden, wobei in der Kriegsstraße während der Belaubung höhere Konzentrationen im Vergleich zur Hübschstraße auftraten als in Zeiten ohne Belaubung. Am Westend waren die  $PM_{10}$ -Konzentrationen im Gebüsch während der Belaubung gegenüber der frei anströmbaren Messposition im Vergleich zu Zeiten ohne Belaubung zwar leicht erniedrigt, dieser Unterschied ist aber statistisch nicht signifikant. An der Gebäudewand der Vogeschule war eine sehr homogene räumliche Verteilung zu beobachten, auf die der Belaubungszustand der Fassadenbegrünung keinen Einfluss hatte. An der Messposition in 2 m Höhe waren die  $PM_{10}$ -Konzentrationen um 5 % höher als an der Position in 7,2 m Höhe, die Konzentrationen an beiden Punkten korrelierten mit einem Korrelationskoeffizienten von 1,0 miteinander. Zwischen den Positionen in der Kriegs- und Hübschstraße betrug der Korrelationskoeffizient 0,95, zwischen den Positionen Westend und Westend-Gebüsch 0,81. Bild 38 stellt die zugehörigen Scatter-Diagramme dar, ergänzt um einen Vergleich der Standorte Mühlendamm und Michaelbrücke. Hier ergab sich ein Korrelationskoeffizient von 0,93.



**Bild 37:** Verteilung des Verhältnisses der  $PM_{10}$ -Konzentrationen an räumlich nahe beieinander liegenden Messpunkten während der Belaubung und außerhalb der Belaubung, die Daten stammen von den Dauermessstationen aus der 14-tägigen Probe-nahme



**Bild 38:** Kleinräumige Variabilität der PM<sub>10</sub>-Konzentrationen in Scatter-Diagrammen der 14-tägigen Mittelwerte aus den Dauermessstationen

Die relative Erhöhung der PM<sub>10</sub>-Konzentrationen in der Kriegsstraße während der Belaubung verdeutlicht, dass der Effekt der Blätter als Strömungshindernis größer war als die Filterleistung, sodass die Belaubung zu erhöhten Konzentrationen in der Straßenschlucht führte. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen KEUKEN & van der VALK (2010) bei Messungen in einer Straßenschlucht in Amsterdam. An der Position Westend-Gebüsch, die während der Belaubung eine leichte, statistisch nicht signifikante relative Abnahme der PM<sub>10</sub>-Konzentration zeigte, sind die Gründe sowohl der abschirmende Effekt der Belaubung vor der Advektion von Partikeln von der Fahrbahn als auch die erhöhte Deposition auf den Blattflächen. Hier befand sich ein deutlicher Vegetationsanteil zwischen der Fahrbahn als Ort der

Partikelemission und der PM<sub>10</sub>-Messposition, in der Kriegsstraße hingegen befand sich die PM<sub>10</sub>-Messposition zwischen der Fahrbahn und der Vegetation.

## 7.5 Depositionsraten

Tabelle 19 gibt einen Überblick über die mittleren Massendepositionsraten an den Messstationen sowie über die mittleren Sb-Depositionsraten, die jeweils über den gesamten Beprobungszeitraum gemessen wurden. Lücken in den Messreihen ergaben sich bei Stromausfällen an den Stationen, wodurch die Trennung in nasse und trockene Deposition nicht mehr vorgenommen werden konnte,

	trocken			nass		
	Masse (mg/m <sup>2</sup> d)	Sb (ng/m <sup>2</sup> d)	Sb ppm	Masse (mg/m <sup>2</sup> d)	Sb (ng/m <sup>2</sup> d)	Sb ppm
Institutsdach	24 ± 18	488 ± 825	21 ± 10			
Westend	120 ± 58	4.896 ± 2.635	42 ± 12	47 ± 38	1.605 ± 1.009	41 ± 17
Westend-Gebüsch	198 ± 155	6.297 ± 3.652	37 ± 13	200 ± 141	5.076 ± 2.847	32 ± 14
Mühlendamm	34 ± 50	617 ± 229	28 ± 15			
Michaelbrücke	32 ± 28	803 ± 212	34 ± 18			
Vogesenschule	163 ± 64	6.781 ± 2.712	44 ± 16			
Kriegsstraße	161 ± 215	3.351 ± 955	40 ± 21	260 ± 466	2.957 ± 1.670	26 ± 13
Hübschstraße	53 ± 29	1.967 ± 915	42 ± 18	25 ± 16	891 ± 1.009	39 ± 50

Tab. 19: Mittlere Massendepositionsraten aus der 14-tägigen Probenahme an den Dauermessstationen, mittlere Sb-Depositionsraten und mittlere Sb-Konzentrationen in der deponierten Masse in ppm

da die Nass-Trocken-Sammler dann auf einer Position stehen blieben. In Einzelfällen, insbesondere am Standort Mühlendammschleuse, waren Proben durch Vogelkot so kontaminiert, dass sie verworfen wurden. In einem Fall war ein Glas nicht korrekt im Gläserhalter platziert, sodass durch das Aufsetzen des Deckels auf dem Rand des Glases Splitter entstanden, die eine weitere Verwertung der Probe nicht zuließen.

Auch hier traten an den Verkehrsstandorten Westend, Westend-Gebüsch, Vogesenschule und Kriegsstraße die höchsten Depositionsraten auf, sowohl bezogen auf die Masse als auch auf die Sb-Depositionsraten. Die geringsten Depositionsraten wurden auf dem Institutsdach gemessen, also an einem Standort mit Hintergrundcharakter. Der Standort Hübschstraße nimmt hier wieder eine Mittelstellung ein. Unter der höherwüchsigen Vegetation hatte die nasse Deposition in etwa die Größenordnung der trockenen Deposition, an den Vergleichsstandorten am Westend und in der Hübschstraße betrug die nasse Deposition in etwa die Hälfte der trockenen Deposition.

Zur Einordnung der gemessenen Sb-Depositionsraten liegen wenige Vergleichswerte aus städtischen Umgebungen vor. Für einen Hintergrundstandort in Venedig wurde ein mittlerer Wert von 235 ng/m<sup>2</sup>d (ROSSINI et al., 2005), für einen Dachstandort in Hongkong ein mittlerer Wert von 775 ng/m<sup>2</sup>d (ZHENG et al., 2005) angegeben. In Karlsruhe wurde auf einer Grünfläche eine mittlere Sb-Depositionsrate von 1.310 ng/m<sup>2</sup>d gemessen (LANGNER, 2006). Ein besserer Vergleich mit Literaturwerten ist mit den Ergebnissen aus den Multiementmessungen möglich, die allerdings nur an

ausgewählten Proben durchgeführt wurden und wie im Fall des Antimons deutlich erhöhte Depositionsraten an den Verkehrsstandorten aufwiesen (Tabelle 20). Der Vergleich zeigt, dass die gemessenen Depositionsraten im Bereich publizierter Werte liegen (Tabelle 21).

Der zeitliche Verlauf der Massendepositionsraten und der Sb-Depositionsraten ist in Bild 39 bzw. Bild 40 dargestellt. An allen Stationen ist eine hohe zeitliche Variabilität der Massendepositionsraten erkennbar mit nur wenigen saisonalen Mustern, die auf biogene Einflüsse zurückgehen. In der Kriegsstraße, in der im Juni 2008 die höchsten Massendepositionsraten auftraten, ist ein deutlicher Einfluss der Belaubung der Bäume in der Straßenschlucht erkennbar. Eine Besonderheit der Winterlinden, die an diesem Standort die Baumvegetation bilden, ist die ausgeprägte klebrige Oberfläche, die sich im Laufe des Frühsommers ausbildete und zu den beobachteten hohen Massendepositionsraten führte. Dass es sich dabei fast ausschließlich um biogenes, organisches Material handelte, ist daran erkennbar, dass sich dieser Peak im Verlauf der Massendepositionsrate nicht bei den Sb-Depositionsraten wieder fand. Gleiches gilt für die beiden erhöhten Werte der Massendepositionsrate im Juli bzw. August 2008 an den Standorten Mühlendammschleuse und Michaelbrücke. Zu diesen Zeiten kamen an diesen Standorten sehr viele Spinnen vor, die sich teilweise auch in den Gläsern der trockenen Deposition wieder fanden. Auch hier ist also von einem erhöhten Eintrag an biogenem Material auszugehen, der zwar die Massendeposition beeinflusste, nicht aber die Sb-Deposition. An allen drei nicht verkehrsexponierten Standorten, besonders aber auf dem Institutsdach, ist außerdem im

Standort	Mühlendamm	Michaelbrücke	Westend	Westend-Gebüsch	Institutsdach	Vogeschule	Hübschstraße	Kriegsstraße
<b>Anzahl Messwerte</b>	<b>5<sup>1</sup></b>	<b>4<sup>2</sup></b>	<b>10<sup>3</sup></b>	<b>6<sup>4</sup></b>	<b>6<sup>4</sup></b>	<b>6<sup>4</sup></b>	<b>6<sup>4</sup></b>	<b>8<sup>5</sup></b>
Al	379	556	5.510	3.580	595	3.624	1.645	1.610
V	0,7	1,0	8,5	5,6	1,0	6,0	2,2	2,2
Mn	9,9	14,9	84	57	12,7	72	30	39
Fe	418	758	4.520	3.235	480	3.490	1.690	2.517
Co	0,2	0,2	1,7	1,1	0,2	1,5	0,5	0,6
Ni	0,7	1,0	7,1	5,2	1,0	9,8	5,4	8,6
Cu	9,1	9,8	120	69	7,7	69	27	44
Zn	27	107	240	212	29	298	147	117
Rb	0,9	1,3	9,4	7,5	1,3	9,5	4,4	5,4
Sr	5,1	4,7	69	29	6,0	25	9,2	8,8
Mo	0,3	0,7	3,7	2,8	0,3	3,6	1,4	2,4
Sb	0,6	1,0	7,4	6,0	0,4	6,9	2,1	3,8
Pb	2	3,2	19	13	2,9	17	12	7,5
<sup>1</sup> Zeiträume: 4.6.08-18.6.08, 24.9.08-8.10.08, 31.12.08-14.1.09, 28.1.09-11.2.09, 6.5.09-20.5.09 <sup>2</sup> Zeiträume: 4.6.08-18.6.08, 24.9.08-8.10.08, 28.1.09-11.2.09, 6.5.09-20.5.09 <sup>3</sup> Zeiträume: 19.12.07-2.1.08, 2.1.08-16.1.08, 16.1.08-30.1.08, 30.1.08-13.2.08, 13.2.08-27.2.08, 27.2.08-12.3.08, 4.6.08-18.6.08, 24.9.08-8.10.08, 28.1.09-11.2.09, 6.5.09-20.5.09 <sup>4</sup> Zeiträume: 27.2.08-12.3.08, 4.6.08-18.6.08, 24.9.08-8.10.08, 31.12.08-14.1.09, 28.1.09-11.2.09, 6.5.09-20.5.09 <sup>5</sup> Zeiträume: 13.2.08-27.2.08, 27.2.08-12.3.08, 4.6.08-18.6.08, 18.6.08-2.7.08, 24.9.08-8.10.08, 31.12.08-14.1.09, 28.1.09-11.2.09, 6.5.09-20.5.09								

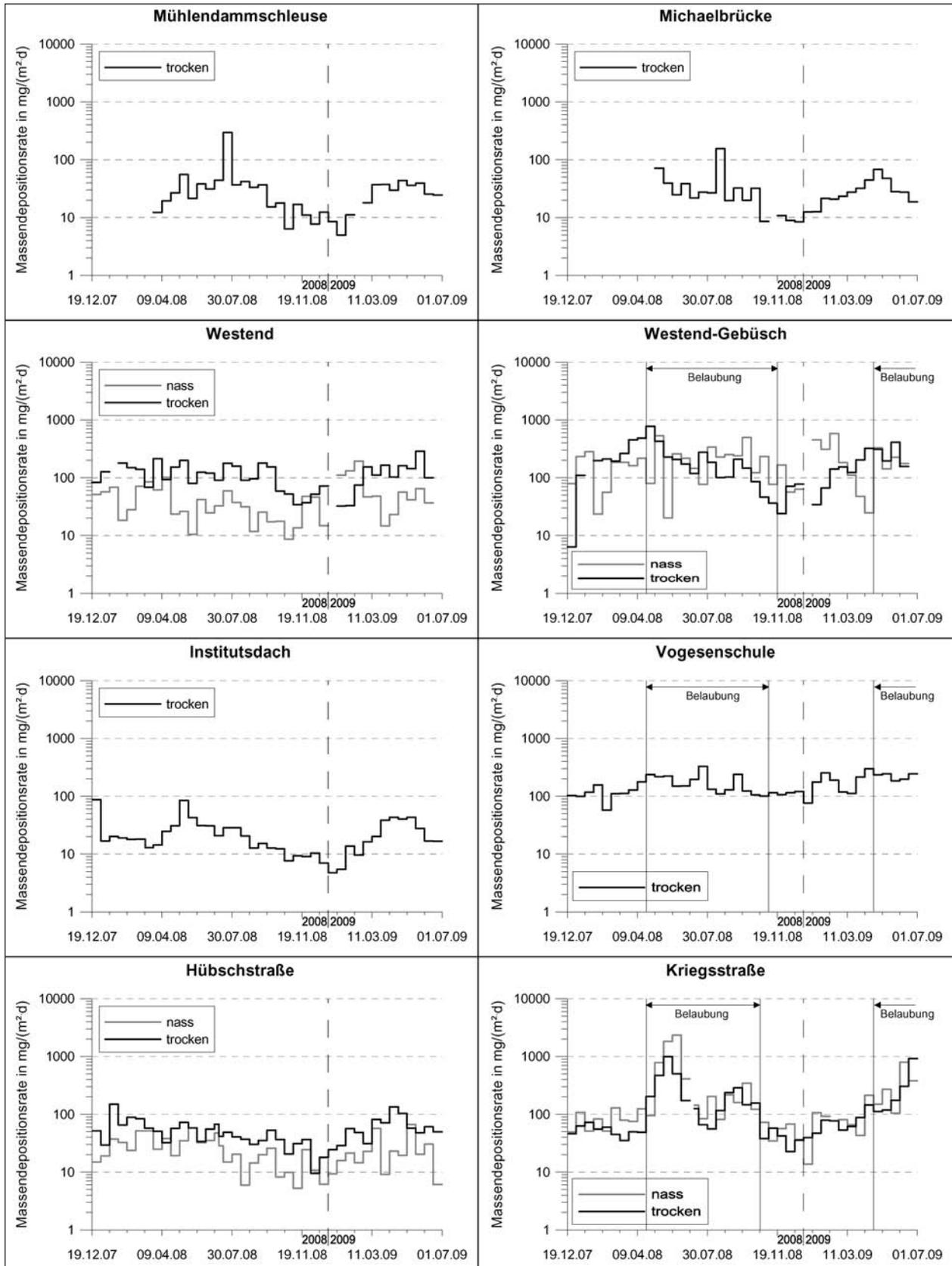
**Tab. 20:** Trockene Depositionsraten für verschiedene Spurenelemente in  $\mu\text{g}/(\text{m}^2\text{d})$  aus der 14-tägigen Probenahme an den Dauermeßstationen

	Mn	Ni	Zn	Pb	Cu	V	Fe
Venedig, Hintergrundstandort ROSSINI et al., (2005)	19,3	6,4	97,6	14,2	14,3	5,7	622
Izmir, Hintergrundstandort ODABASI et al., (2002)	135	129	1.910	220	124		12.090
Los Angeles, verschiedene städtische Standorte LIM et al., (2006)		5,2	120	19	21		
Los Angeles, 10 m Entfernung von Autobahn SABIN et al., (2006)		3,1	144	24	48		
Chicago, Hintergrundstandort PAODE et al., (1999)	100		110		80	6	
Karlsruhe, städtische Standorte NORRA & STÜBEN, (2004)	21,5	5,3	148	7	8,5	2,7	

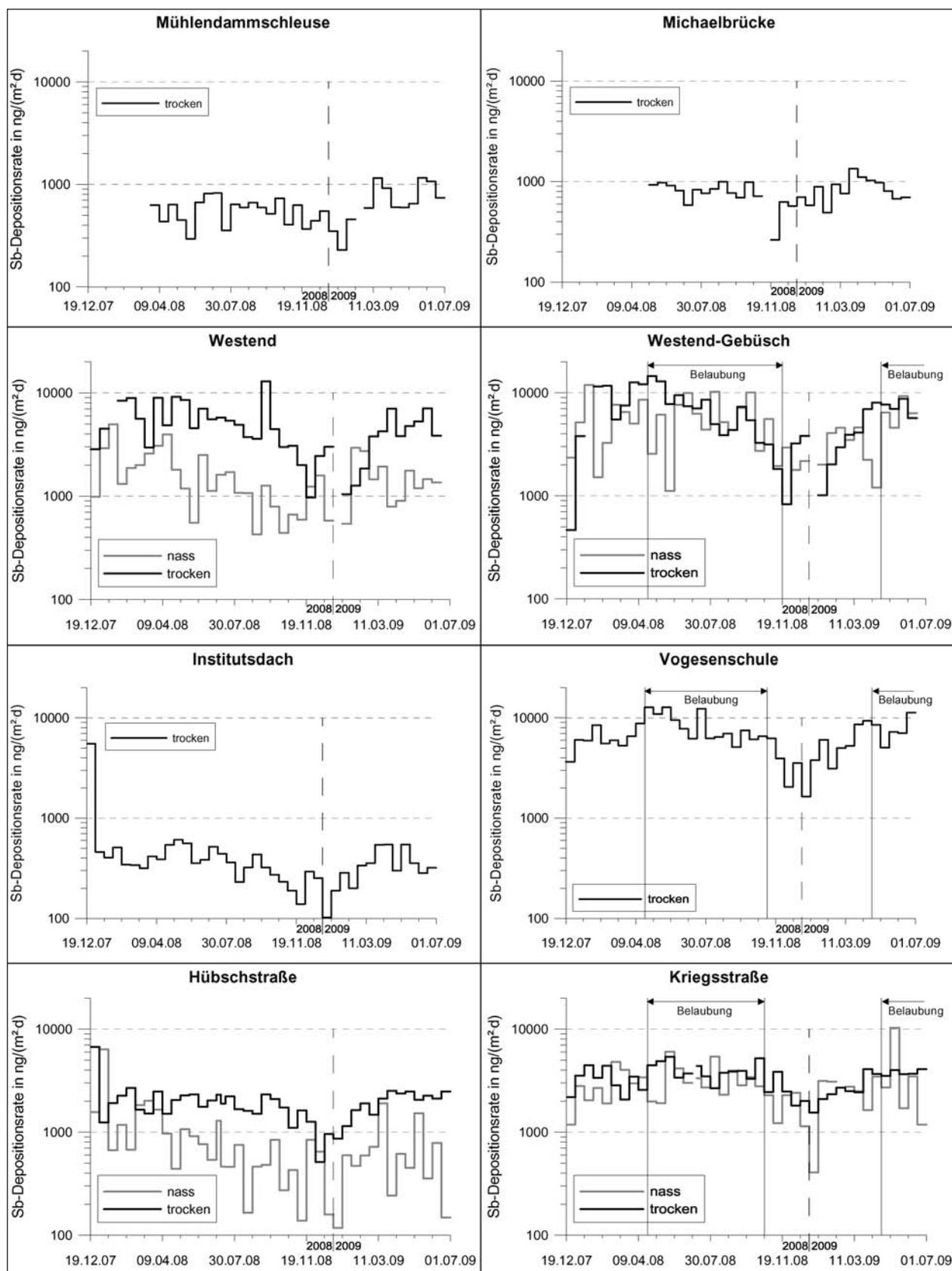
**Tab. 21:** Vergleichswerte zu Spurenelement-Depositionsraten aus anderen Städten in  $\mu\text{g}/(\text{m}^2\text{d})$

Frühjahr ein leichter Anstieg der Massendepositionsraten erkennbar, der teilweise durch auch makroskopisch in den Gläsern erkennbare Pollen bedingt war. Dieser Einfluss war auch an den anderen Stationen gegeben, er wurde dort aber aufgrund der generell höheren Depositionsraten maskiert.

Auf dem Institutsdach war zu Beginn der Probenahme ein extrem hoher Wert der Depositionsraten zu beobachten. Dieser Wert wurde bei der späteren Berechnung der Depositionsgeschwindigkeiten nicht weiter berücksichtigt.



**Bild 39:** Zeitlicher Verlauf der Massendepositionsraten an den acht Dauermessstationen. Zur besseren Vergleichbarkeit sind die Depositionsraten immer auf den gesamten Zeitraum der in der Regel 14-tägigen Probenahme bezogen



**Bild 40:** Zeitlicher Verlauf der Sb-Depositionsraten an den acht Dauermessstationen. Zur besseren Vergleichbarkeit sind die Depositionsraten immer auf den gesamten Zeitraum der in der Regel 14-tägigen Probenahme bezogen

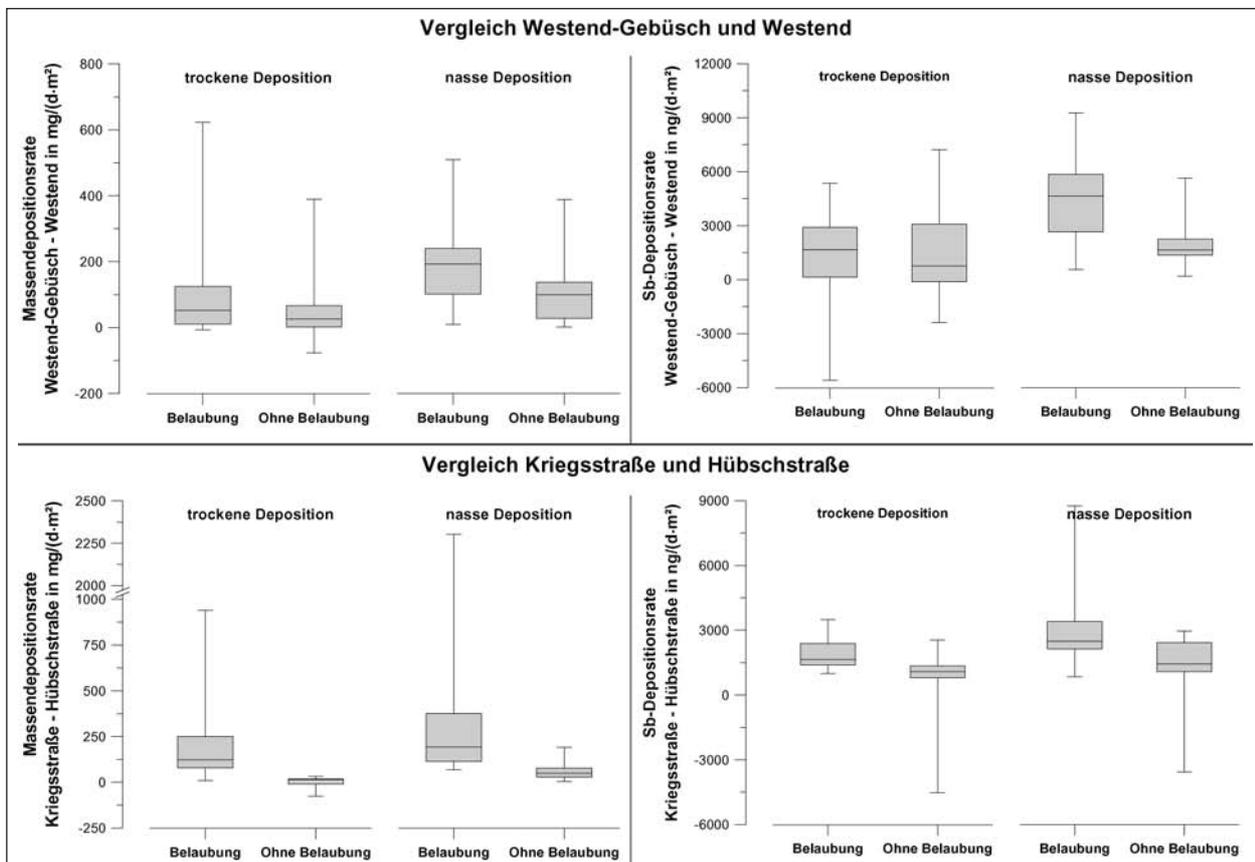
### 7.5.1 Einfluss der Belaubung auf die Massendepositionsraten

Die Untersuchung des Einflusses der Belaubung auf die nasse und trockene Deposition an den Standorten Westend und Kriegsstraße erfolgte über die Bildung der Differenz zwischen der Messposition unterhalb der Vegetation und der freien Messposition, jeweils getrennt nach dem Zeitraum ohne und mit Belaubung. Es ergaben sich für alle Standorte und alle Zeiträume im Mittel erhöhte Depositionsraten unter der höherwüchsigen Vegetation. Auch ohne Belaubung war hier durch das Geäst der Stoffeintrag erhöht. Die Verteilung dieser positiven Differenzen in Bild 41 ergab weiterhin für den Vergleich von Kriegs- und Hübschstraße sowohl für die trockenen als auch die nassen Depositionsraten eine signifikante Erhöhung während der Belaubung (U-Test nach Mann-Whitney,  $p < 0,05$ ). Am Westend waren demgegenüber nur die nassen Depositionsraten während der Belaubung signifikant erhöht an der Messposition Gebüsch. Die trockenen Depositionsraten waren zwar erhöht, diese Zunahme war jedoch zum gegebenen Niveau nicht signifikant. Unter der Vegetation war somit durch Abwa-

schungsvorgänge von den darüber befindlichen Blattoberflächen deutlich ein zusätzlicher Partikeleintrag gegeben, der später bei der Bewertung der Depositionsgeschwindigkeiten zu berücksichtigen sein wird. In der Kriegsstraße betraf dies auch die trockene Deposition. Dies ist dadurch zu erklären, dass der von den Lindenblättern abtropfende Zuckersaft auch in die trockenen Depositionsgläser fiel, da diese Form der Absetzung nicht immer vom Regensensor als Niederschlag detektiert wurde.

### 7.5.2 Haftfolienmessungen, Partikelkonzentrationen und Depositionsraten

Die Haftfolien-Messungen sollten schwerpunktmäßig dazu dienen, den Einfluss verschiedener Partikelgrößen auf die Depositionsraten zu evaluieren. Da bei dieser Methode aus den auf der Folie ermittelten Depositionsraten von Partikeln verschiedener Größe deren Konzentrationen in der Umgebungsluft berechnet werden, stellt sie ein Bindeglied zwischen den reinen Konzentrationsmessungen und den Depositionsmessungen dar. Bild 42 zeigt beispielhaft zwei Fotos von Haftfolien mit unterschiedlicher Partikelbeladung.



**Bild 41:** Verteilung der Differenzen der Depositionsraten aus der 14-tägigen Probenahme an den Dauermessstationen unter höherwüchsiger Vegetation und an der Vergleichsposition in Abhängigkeit von der Belaubung der Vegetation

Die durchschnittliche Verteilung der Partikelkonzentrationen, berechnet für verschiedene Partikelgrößen und getrennt nach opaken und transparenten Partikeln, ist dazu in Bild 43 dargestellt. Ein direkter Vergleich mit Aktivmessungen war allerdings nicht möglich. Während die mit den Kleinfiltergeräten aktiv gemessenen mittleren Konzentrationen für die Fraktionen  $PM_{2,5}$  bis  $PM_{10}$  und  $PM_{10}$  bis TSP  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bzw.  $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$  betragen, lieferten die Haftfolienmessungen Werte von  $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bzw.  $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , wobei das Verhältnis von passiv zu aktiv gemessenen Werten zeitlichen Schwankungen unterlag.

Mit den Haftfolien wurden auch sehr große Partikel erfasst, die zwar zur Massendepositionsrate in den Gläsern beitrugen, unter Umständen aber von der TSP-Probenahme nicht erfasst wurden, bei welcher die mit Partikeln beladene Seite des Filters nach unten zeigte. Die Haftfolienmessungen überstiegen die aktiven Partikelmessungen sowohl im Bereich von  $2,5$  bis  $10 \mu\text{m}$  als auch im Bereich von Partikeln größer  $10 \mu\text{m}$  um einen ähnlichen Betrag. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass sich diese Differenzen aus den unterschiedlichen Methoden der Partikelmessung ergaben und nicht wesentlich dadurch beeinflusst wurden, dass bei der aktiven TSP-Messung ein größerer Teil größerer Partikel nicht erfasst wurde.

Ein Vergleich der mit den Haftfolien gemessenen Partikelkonzentrationen und der Depositionsraten ließ keine deutlichen Zusammenhänge erkennen, hier waren Korrelationen nur sehr schwach ausgeprägt. Die Massendepositionsraten waren besser mit den Gesamtkonzentrationen von Partikeln zwi-

schen  $2,5$  und  $80 \mu\text{m}$  korreliert als mit der Konzentrationen von Partikeln zwischen  $2,5$  und  $10 \mu\text{m}$  ( $R^2 = 0,15$  bzw.  $R^2 = 0,01$ ). Auch waren die Konzentrationen von Partikeln zwischen  $2,5$  und  $10 \mu\text{m}$  besser mit den Sb-Depositionsraten als mit den Massendepositionsraten korreliert ( $R^2 = 0,05$  bzw.  $R^2 = 0,01$ ). Die Unterschiedlichkeit der Messmethoden ließ es aber schlussendlich nicht zu, die in den Gläsern gemessenen Depositionsraten mit den auf den Haftfolien ermittelten Konzentrationen in eine auswertbare Beziehung zu setzen.

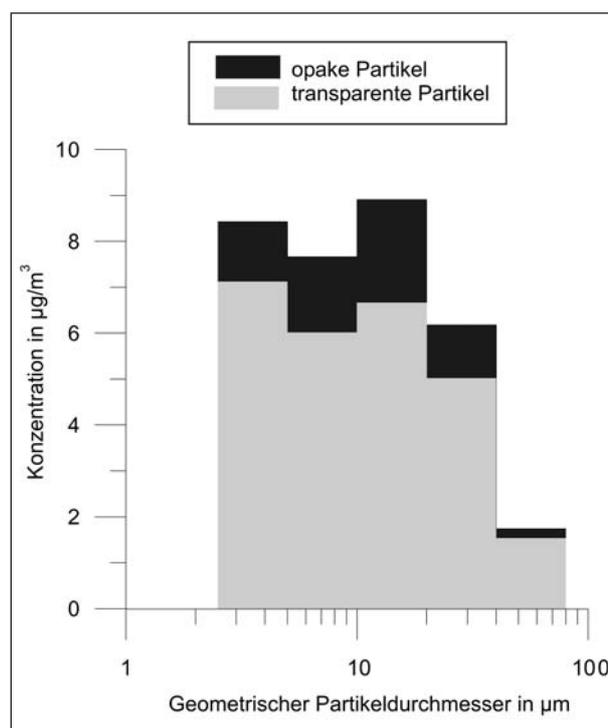


Bild 43: Mittlere Korngrößenverteilung der auf Haftfolien gemessenen Partikelkonzentrationen am Westend

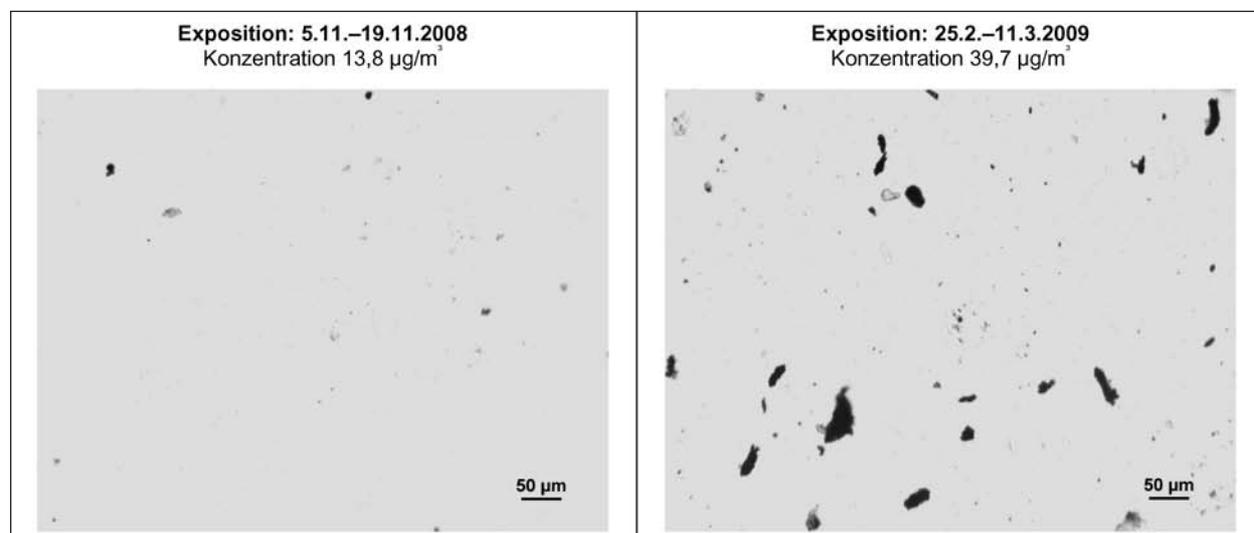


Bild 42: Zwei unterschiedlich belegte Haftfolien von Messungen am Standort Westend

## 7.6 Staubauflage auf den Blättern der höherwüchsigen Vegetation

In Tabelle 22 sind die Ergebnisse der Analyse der Staubauflagen auf den Blättern der Winterlinde (*Tilia cordata*) am Standort Kriegsstraße, der fasadenbegründenden Dreispitzigen Jungfernebe (*Parthenocissus tricuspidata*) am Standort Vogeschule und des Spitzahorns (*Acer platanoides*), teilweise auch des Bergahorns (*Acer pseudoplatanus*), am Standort Westend zusammengefasst.

Die Baumgattungen *Acer* und *Tilia* sind nach Angaben der Deutschen Gartenamtsleiterkonferenz die häufigsten Straßenbaumgattungen in Deutschland (GALK, 2008) und zählen sowohl in Berlin als auch in Karlsruhe zu den die Straßenbäume dominierenden Gattungen (Tabelle 23). Neben dem Efeu (*Hedera helix*) ist *Parthenocissus tricuspidata* die häufigste Kletterpflanze, die in mitteleuropäischen Städten zur Fassadenbegrünung angepflanzt wird (THÖNNESEN, 2006). Damit sind die beprobten Pflanzen repräsentative Vertreter des Stadtgrüns in deutschen Städten.

Während die Winterlinde besonders kleine Blätter aufwies, waren die Blätter der Jungfernebe und des Ahorns ähnlich groß. Es sei hier nochmals an-

gemerkt, dass sich die Blattflächen immer auf die Fläche einer Seite der Blattspreite beziehen, die gesamte Blattoberfläche ist hingegen doppelt so groß. Die Winterlinde hatte die höchste Massenbelegung mit im Mittel über 2.000 mg/m<sup>2</sup>, Jungfernebe und Spitzahorn wiesen deutlich geringere Werte auf. Der Staubbelag auf der Winterlinde setzte sich aber größtenteils aus biogenem, organischem Material zusammen und nicht aus vom Kfz-Verkehr oder aus anderen anthropogenen Quellen emittierten Partikeln. Dies ist an der geringen Konzentration von Spurenelementen in der Staubauflage in der Kriegsstraße im Vergleich zu den beiden anderen Standorten erkennbar. Die geringen Konzentrationen ergaben sich aus der hohen Gesamtmassenbelegung einerseits und den vergleichsweise geringen Belegungen mit Spurenelementen (Tabelle 24) andererseits. So war hier auch die Antimon-Konzentration in der gesamten Staubauflage mit 14 ppm am geringsten. Die höchste Sb-Auflage mit 70 µg/m<sup>2</sup> und 87 ppm fand sich auf den Blättern der Fassadenbegrünung an der Vogeschule.

Die gemessenen Werte der Massenbelegung sind mit Literaturwerten vergleichbar, bewegen sich dabei aber im oberen Bereich. So fand HEINE (1994) in Luzern auf *Acer platanoides* eine mittlere Staubauflage von 221 mg/m<sup>2</sup>, von RÖßLER (1999)

	Blattgröße in cm <sup>2</sup>	Staubauflage in mg/m <sup>2</sup>	Sb in ng/m <sup>2</sup>	Sb in ppm
Kriegsstraße ( <i>Tilia cordata</i> )	14,9 ± 5,0	2007 ± 1.514	22 233 ± 11 029	14 ± 7,8
Vogeschule ( <i>Parthenocissus tricuspidata</i> )	62 ± 22	790 ± 281	69 874 ± 31 084	87 ± 21
Westend-Gebüsch ( <i>Acer platanoides</i> )	66 ± 38	560 ± 288	39 607 ± 22 391	71 ± 22

Tab. 22: Blattgrößen, mittlere Staubauflagen und mittlere Sb-Auflagen auf den geernteten Blattproben

	Berlin		Karlsruhe	
	Anzahl	Anteil an Straßenbäumen in %	Anzahl	Anteil an Straßenbäumen in %
<i>Tilia</i> (Linde)	153.918	36	3.650	8
<i>Acer</i> (Ahorn)	83.549	20	13.809	30
<i>Quercus</i> (Eiche)	36.147	8	4.488	10
<i>Platanus</i> (Platane)	25.379	6	2.828	6
<i>Aesculus</i> (Kastanie)	21.346	5	1.822	4
<i>Prunus</i> (Kirsche, Pflaume)	7.776	2	2.858	6
<i>Carpinus</i> (Hainbuche)	5.113	1	3.237	7

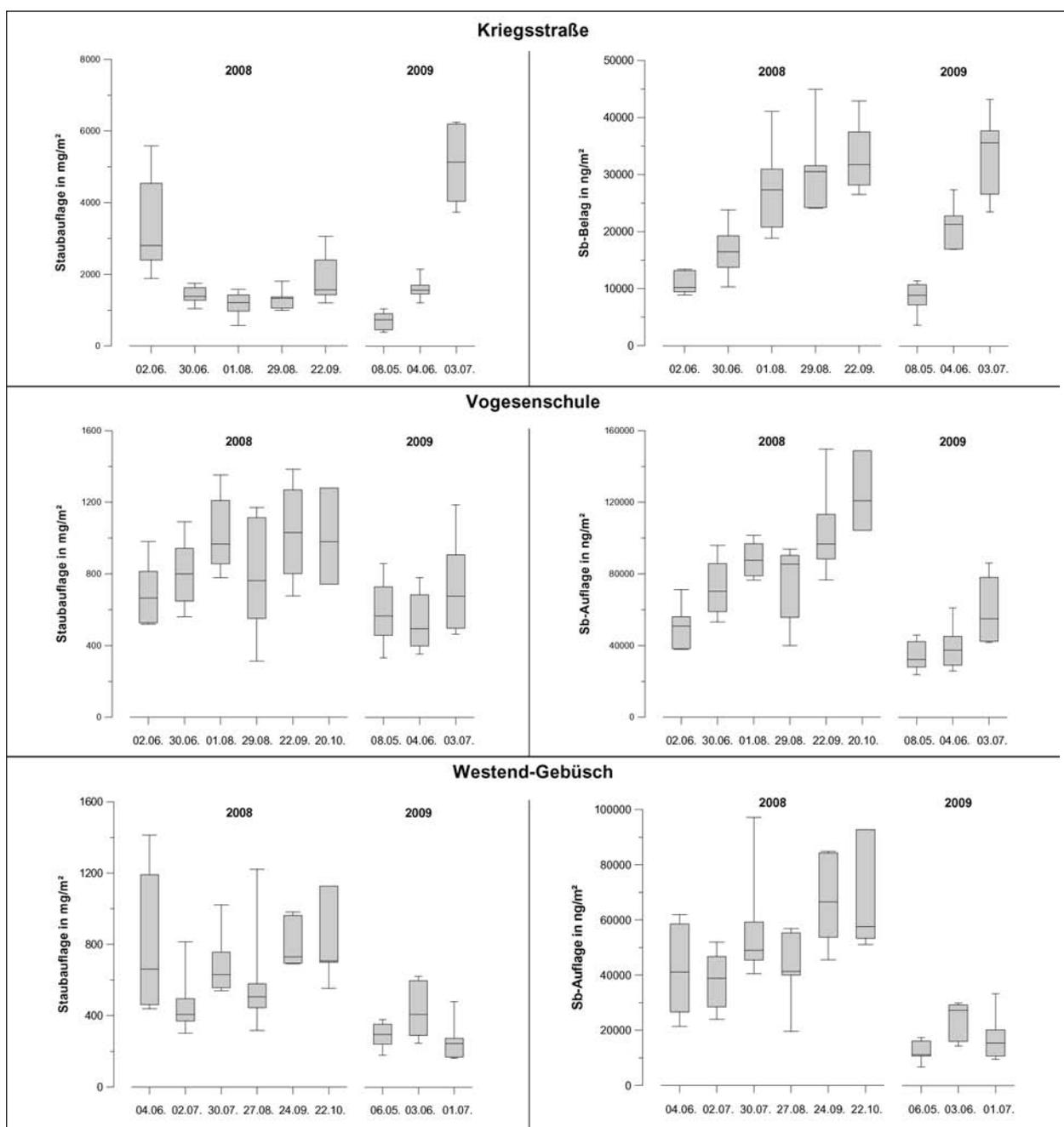
Tab. 23: Die häufigsten Baumgattungen bei Straßenbäumen in Berlin (aus [http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/stadtgruen/stadtbaeume/de/daten\\_fakten/hauptgattungen/index.shtml](http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/stadtgruen/stadtbaeume/de/daten_fakten/hauptgattungen/index.shtml), abgerufen am 23.04.2010) und in Karlsruhe (Stadt Karlsruhe, 1998); aufgeführt sind Gattungen, die in mindestens einer der beiden Städte mit einem Anteil von 5 % vertreten sind

wurde in Karlsruhe eine mittlere Staubbelastung von  $595 \text{ mg/m}^2$  gemessen. Bei einer straßennahen Heckenpflanzung aus Feldahorn ermittelten STEUBING & KIRSCHBAUM (1976) in einer Höhe von 1 m einen Wert von  $3.900 \text{ mg/m}^2$ .

### 7.6.1 Die raum-zeitliche Dynamik der Staubauflage auf den Blättern

Da an jedem Standort zu verschiedenen Zeitpunkten und Positionen beprobt wurde, können Aussagen über die raum-zeitliche Dynamik der Staubauf-

lage getroffen werden. Der zeitliche Verlauf der Staubauflage in Bild 44 lässt erkennen, dass sich die drei Arten bezüglich der gesamten Staubauflage im Laufe der Vegetationsperiode unterschiedlich verhielten. Nur die Jungfernrebe an der Vogesenschule zeigte hier einen deutlich zunehmenden Trend im Lauf der Vegetationsperiode, beim Ahornbestand am Westend war nur eine geringe Zunahme zu erkennen. Bei der Linde in der Kriegsstraße nahm die Staubauflage nach dem Blattaustrieb im Frühjahr stark zu, wobei diese Zunahme auf den angesprochenen organischen Belag zurückzu-



**Bild 44:** Zeitlicher Verlauf der Staubauflage und der Sb-Auflage an den drei Standorten mit höherwüchsiger Vegetation

führen ist, der zumindest im Jahr 2008 wieder durch Niederschläge abgewaschen wurde. Im Jahr 2009 nahm die Staubauflage bis zur letzten Probenahme am 03.07. kontinuierlich zu. Es ist jedoch zu vermuten, dass die Staubauflage im weiteren Jahresgang einen ähnlichen Verlauf wie in 2008 nahm. Bezogen auf die Belegung mit Sb-haltigen Partikeln ließ sich jedoch für keine der drei Arten eine selbstreinigende Blattoberfläche nachweisen. Die Linde in der Kriegsstraße hatte hier den höchsten Akkumulationseffekt. Andere Spurenelemente verhielten sich ähnlich, wie die Multielementmessungen der Proben der vorletzten Probenahme 2008 und der ersten Probenahme 2009 ergaben (Tabelle 24). Hier zeigten alle Elemente höhere Auflagen am

Ende der Vegetationsperiode im Vergleich zum Beginn der Vegetationsperiode im folgenden Jahr.

Die räumliche Verteilung der Staubauflage auf der Fassadenbegrünung an der Vogesenschule, an der in zwei Höhenprofilen und einer Einzelposition in 2 m Höhe beprobt wurde, zeigt Bild 45. In den Höhenprofilen nahm die Staubauflage im Mittel um 34 % von 2 m auf 6 m ab, die Sb-Auflage hatte eine mittlere Reduktion von 26 %. Im Vergleich dazu war die mittlere PM<sub>10</sub>-Massenkonzentration bis in 7 m Höhe nur um 5 % reduziert, die Sb-Konzentration im PM<sub>10</sub> um 13 %. Die Staubbelegung auf den Blättern hatte somit einen höheren vertikalen Gradienten als die PM<sub>10</sub>-Umgebungskonzentrationen. Dies

Standort	Kriegsstraße		Westend-Gebüsch		Vogesenschule	
Probenahme	22.09.08	08.05.09	24.09.08	01.07.09	22.09.08	08.05.09
Messwerte	6	8	7	7	6	6
Li (µg/m <sup>2</sup> )	8,3 ± 1,8	3,5 ± 0,7	9,6 ± 2,5	3,3 ± 1,0	17,9 ± 3,5	8,9 ± 2,6
Al (mg/m <sup>2</sup> )	7,7 ± 1,6	3,4 ± 1,1	13,3 ± 4,1	5,1 ± 1,6	22,7 ± 6,9	9,6 ± 2,9
P (mg/m <sup>2</sup> )	5,9 ± 3,1	1,5 ± 0,4	2,3 ± 0,5	2,0 ± 0,9	2,5 ± 0,7	1,9 ± 0,5
V (µg/m <sup>2</sup> )	13,4 ± 2,8	4,9 ± 1,8	25 ± 7,2	8,5 ± 2,7	43 ± 9,6	17,2 ± 5,0
Mn (µg/m <sup>2</sup> )	185 ± 56	81 ± 29	290 ± 92	86 ± 27	530 ± 153	216 ± 68
Fe (mg/m <sup>2</sup> )	13,2 ± 2,8	4,1 ± 1,5	20,6 ± 5,3	5,7 ± 1,6	33 ± 8,6	11,1 ± 3,1
Co (µg/m <sup>2</sup> )	3,0 ± 0,6	1,2 ± 0,5	6,8 ± 2,2	1,7 ± 0,6	14,2 ± 3,2	4,4 ± 1,2
Ni (µg/m <sup>2</sup> )	43 ± 11	21 ± 6,3	30 ± 9,8	9,1 ± 2,4	103 ± 31	34 ± 9,5
Cu (µg/m <sup>2</sup> )	257 ± 49	106 ± 30	404 ± 115	110 ± 36	860 ± 223	265 ± 69
Zn (µg/m <sup>2</sup> )	421 ± 58	63 ± 67	776 ± 275	169 ± 96	2.800 ± 688	959 ± 359
Rb (µg/m <sup>2</sup> )	29 ± 11	10 ± 2,8	36 ± 6,4	15 ± 4,4	45 ± 13	25 ± 7,1
Sr (µg/m <sup>2</sup> )	47 ± 14	28 ± 8,8	83 ± 27	24 ± 8,0	145 ± 38	73 ± 20
Mo (µg/m <sup>2</sup> )	18 ± 3,4	5,2 ± 1,4	31 ± 6,5	6,6 ± 1,9	53 ± 12,7	16,3 ± 4,3
Sb (µg/m <sup>2</sup> )	33 ± 6,2	8,4 ± 2,4	67 ± 16	12 ± 3,6	03 ± 26	4 ± 8,5

Tab. 24: Spurenelementgehalte in der Staubauflage bei der vorletzten Probenahme 2008 und der ersten Probenahme 2009

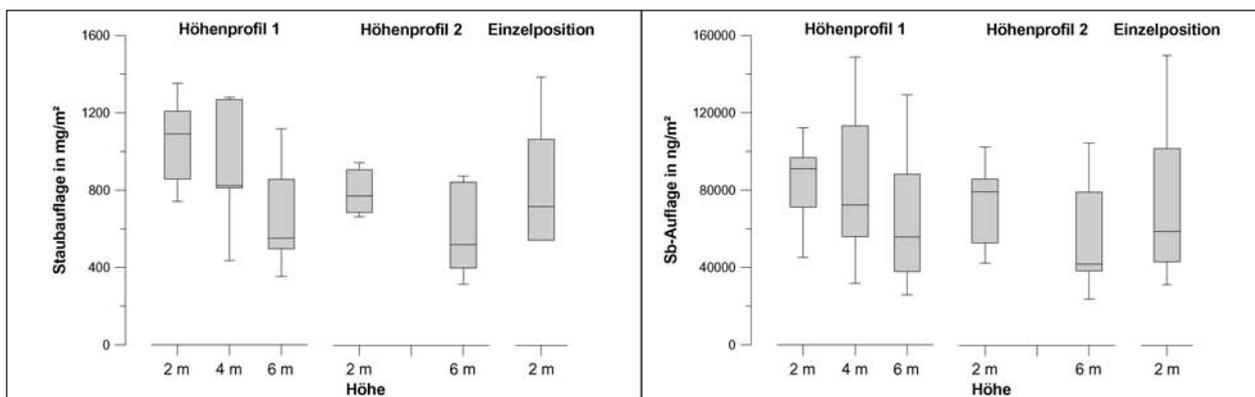
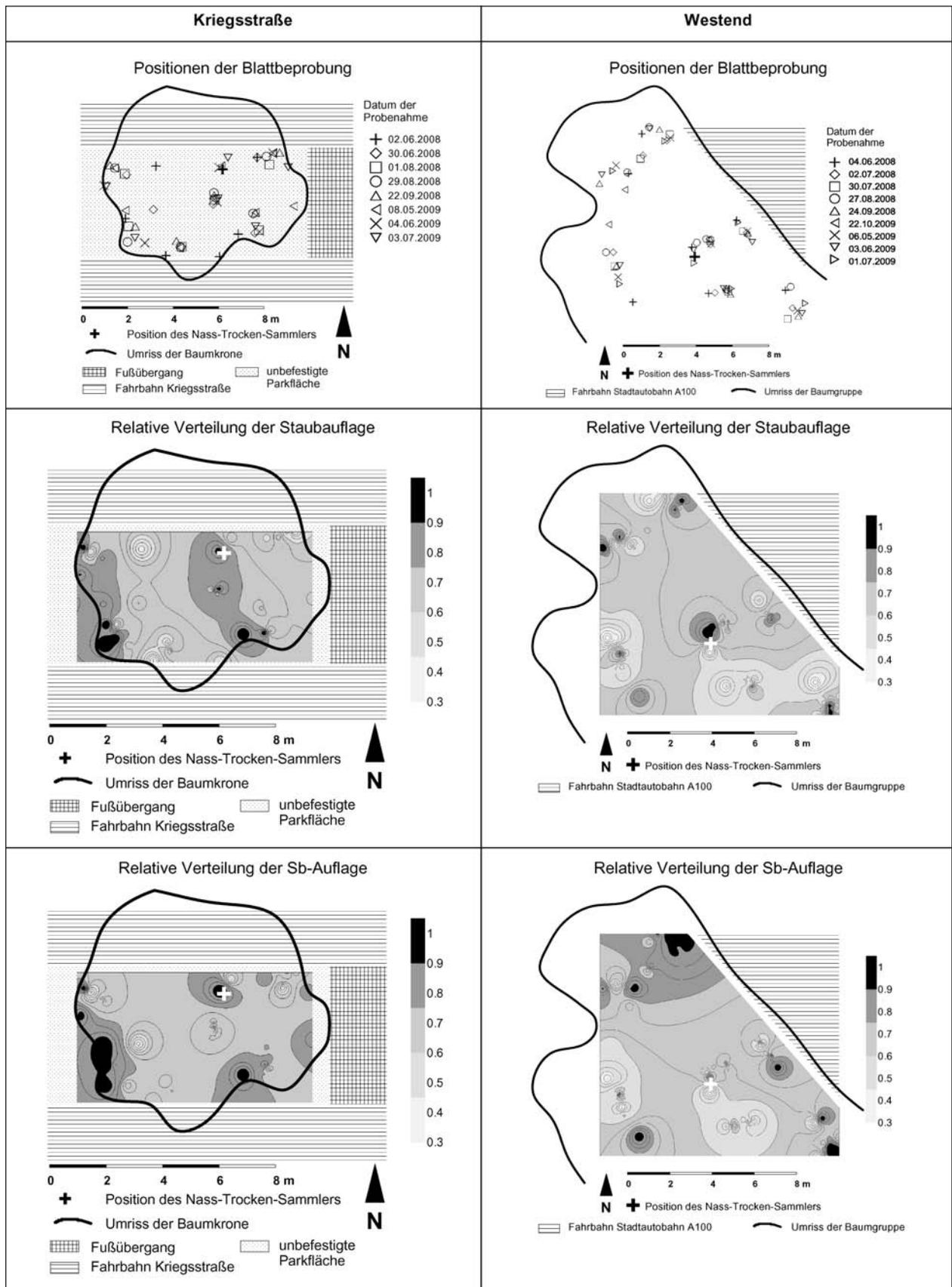


Bild 45: Räumliche Verteilung der Staubauflage und der Sb-Auflage an der Fassadenbegrünung der Vogesenschule entlang der beiden Höhenprofile und an der Einzelposition in 2 m Höhe



**Bild 46:** Räumliche Verteilung der relativen Staubauflage und der relativen Sb-Auflage am Standort Westend und am Standort Kriegsstraße. Zur Erstellung der Abbildung wurden zunächst für jede Probenahme die Werte durch den jeweiligen Maximalwert dividiert, anschließend wurde interpoliert

spricht zunächst für eine deutliche vertikale Verlagerung von Partikeln innerhalb der Fassadenbegrünung nach unten, allerdings zeigte die zeitliche Entwicklung des vertikalen Gradienten der Staubaufgabe keinen klaren Trend. Bei einer kontinuierlichen Verlagerung von Partikeln nach unten müsste sich jedoch der Gradient im Zeitablauf vergrößern. Es ist daher wahrscheinlich, dass es neben der Vertikalverlagerung von Partikeln aufgrund der verkehrsinduzierten Turbulenz zu einer erhöhten Deposition durch Impaktions- und Interzeptionsvorgänge in Bodennähe kam. Davon waren insbesondere die größeren, Antimon enthaltenden Partikel betroffen. Daher war auch die vertikale Reduktion der Sb-Konzentration im  $PM_{10}$  im Vergleich zur Reduktion der  $PM_{10}$ -Massenkonzentration größer.

An dem Standort Westend-Gebüsch und in der Kriegsstraße erfolgte die Probenahme in einer relativ konstanten Höhe. Diese betrug in der Kriegsstraße knapp über 5 m, am Westend ca. 6 m, jeweils bezogen auf das Niveau der Fahrbahn. Um eine mittlere horizontale Verteilung der Staubaufgabe an diesen Standorten zu erhalten, wurden die Werte der einzelnen Probenahmen durch den jeweiligen Maximalwert dividiert. Die sich ergebenden relativen Verteilungen sind in Bild 46 dargestellt. Die Maximalwerte der Staubaufgabe traten am Westend an unterschiedlichen Stellen auf. Bei der Linde in der Kriegsstraße lagen diese Werte teilweise in einem Band, das durch die Kronenmitte verläuft, teilweise lagen sie an der südwestlichen Kronenecke. Da die Staubaufgabe an der Kriegsstraße aber durch die biogenen Anteile dominiert wurde, lassen sich aus der Verteilung der Staubaufgabe keine Rückschlüsse auf die abgelagerten  $PM_{10}$ -Partikel ziehen.

Das ist eher bei Betrachtung der Sb-Auflage möglich. Diese zeigte am Westend die meisten Maxima an Probenahmepositionen in Fahrbahnnähe, an der Kriegsstraße zumeist im äußeren Kronenbereich. Es fanden sich am Westend aber auch Maximalwerte auf der der Fahrbahn abgewandten Seite des Probenahmebereiches. Dies spricht dafür, dass sich in dieser Höhe von der Fahrbahn aus kein konstant abnehmender  $PM_{10}$ -Konzentrationsgradient innerhalb der Vegetation ausbildete. Insbesondere bei Anströmungen aus nördlichen Richtungen kann der Gehölzbestand umströmt werden und so vermehrt Partikel im südwestlichen Probenahmebereich deponiert werden. Direkt über der Position des Nass-Trocken-Sammlers traten keine Maximalwerte der Sb-Auflage auf.

## 7.7 Depositionsgeschwindigkeiten

### 7.7.1 Depositionsgeschwindigkeiten aus den Messungen der Deposition in den Nass-Trocken-Sammlern

Die aus der Division von trockener Sb-Depositionsrate durch die Sb-Konzentrationen im  $PM_{10}$  errechneten mittleren Depositionsgeschwindigkeiten bewegen sich für die verschiedenen Standorte in engen Grenzen (Tabelle 25). Bei der Berechnung dieser Mittelwerte und der weiteren statistischen Auswertung wurden zwei Extremwerte an den Standorten Institutsdach (0,07 cm/s) und Kriegsstraße (4,9 cm/s) nicht berücksichtigt. Die nicht verkehrsexponierten Standorte Mühlendammschleuse, Michaelbrücke und Institutsdach weisen nahezu identischen Werte zwischen 0,4 und 0,5 cm/s auf, die höchsten Depositionsgeschwindigkeiten werden an dem verkehrsexponierten Standort Westend-Gebüsch unter höherwüchsiger Vegetation erreicht mit 1,3 cm/s als maximalem Wert und mit 1,1 cm/s in der Kriegsstraße sowie an der Vogeschule.

Die Sb-Depositionsgeschwindigkeiten zeigten in ihrem zeitlichen Verlauf an allen Stationen wenige Auffälligkeiten (Bild 48). Über den gesamten Jahresverlauf betrachtet gab es nur wenige einzelne Extremwerte, wie auf dem Institutsdach das absolute Minimum aller Einzelwerte während der Probenahme zwischen dem 31.12.2008 und dem 14.01.2009 mit einem Wert von 0,07 cm/s sowie der Maximalwert aller Einzelwerte an der Kriegsstraße zwischen dem 21.05. und 08.06.2008 mit 4,9 cm/s. Letzterer ist auf den Einfluss des Blattlausbefalls der Linde mit der Folge der so genannten „Honigtau“-Ausscheidung der Parasiten zurückzuführen, die aus Zuckerlösung und weiteren, verharzenden Stoffen besteht. Diese Ausscheidungen wurden teilweise auch in der trockenen Deposition mit erfasst, sie führten dort zu deutlich erhöhten Massendepositionsraten und konnten auch zu einer erhöhten  $PM_{10}$ -Deposition führen. Ihr Einfluss ist auch im Vergleich der Depositionsgeschwindigkeiten an den Standorten mit höherwüchsiger Vegetation für Zeiträume mit und ohne Belaubung erkennbar. Die Depositionsgeschwindigkeiten waren während der Belaubung leicht erhöht, unterschieden sich aber an den Standorten Westend-Gebüsch und Vogeschule statistisch nicht signifikant voneinander (U-Test nach MANN-WHITNEY,  $p < 0,05$ ), wohl aber an der Kriegsstraße (Bild 47). Hier waren die Depositionsgeschwindigkeiten

Standort	Kurzcharakteristik	Sb-Depositionsgeschwindigkeit in cm/s	
		Gesamtzeitraum	Getrennt nach Belaubungszustand der höherwüchsigen Vegetation
Mühlendamm Schleuse	Wasserstandort an der Spree in Berlin im Einflussbereich versiegelter Oberflächen, nicht verkehrsexponiert	0,5 ± 0,3	
Michaelbrücke	Wasserstandort an der Spree in Berlin im Einflussbereich versiegelter Oberflächen, nicht verkehrsexponiert	0,5 ± 0,1	
Westend	Verkehrsstandort in Berlin	0,8 ± 0,3	
Westend-Gebüsch	Verkehrsstandort mit höherwüchsiger Vegetation in Berlin	1,3 ± 0,5	1,3 ± 0,3 belaubt 1,4 ± 0,6 unbelaubt
Institutsdach	Standort mit Hintergrundcharakter auf einem Flachdach in Berlin	0,4 ± 0,2	
Vogesenschule	Verkehrsstandort auf einer Rasenfläche mit angrenzender Fassadenbegrünung in Karlsruhe	1,1 ± 0,3	1,1 ± 0,3 belaubt 1,1 ± 0,4 unbelaubt
Hübschstraße	teilweise verkehrsexponierter Standort auf einer Rasenfläche in unmittelbarer Nähe zum Standort Kriegsstraße in einer Straßenschlucht in Karlsruhe	1,0 ± 0,5	
Kriegsstraße	Verkehrsstandort mit Bäumen in einer Straßenschlucht in Karlsruhe	1,1 ± 0,3	1,2 ± 0,2 belaubt 1,0 ± 0,3 unbelaubt

Tab. 25: Mittlere Sb-Depositionsgeschwindigkeiten, gemessen an den Dauermessstationen anhand der trockenen Deposition in den Nass-Trocken-Sammlern

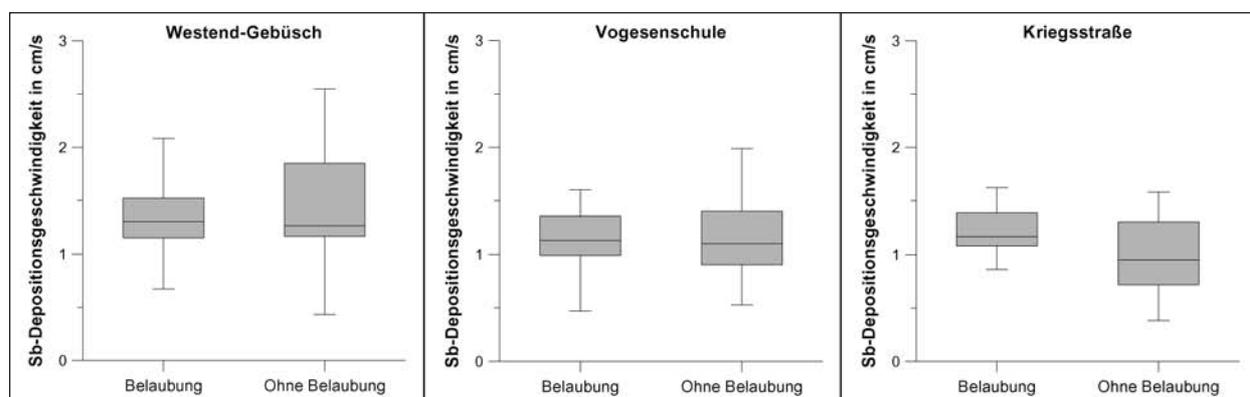


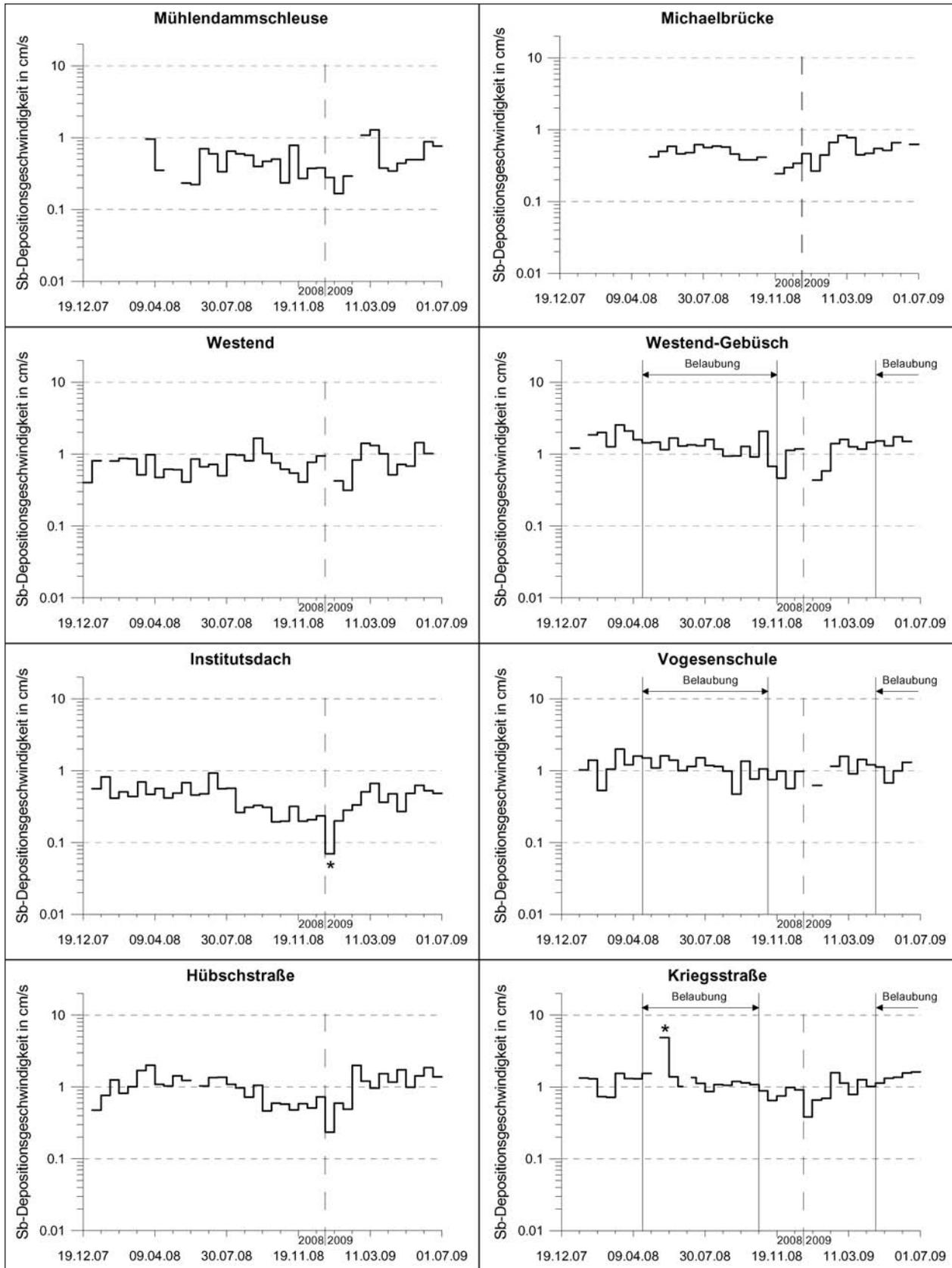
Bild 47: Einfluss der Belaubung auf die Sb-Depositionsgeschwindigkeiten bei 14-tägiger Probenahme an den drei Standorten mit höherwüchsiger Vegetation

während der Belaubung signifikant höher als im Zeitraum ohne Belaubung der Linde, der Honigtau führte also während der gesamten Vegetationsperiode zu einer leicht erhöhten  $PM_{10}$ -Abscheidung.

In den Zeiträumen, in denen für die einzelnen Standorte sowohl für die  $PM_{10}$ - als auch für die Depositionsproben Multielementmessungen vorlagen, wurden zur weiteren Evaluierung der Ergebnisse die Depositionsgeschwindigkeiten für die verschiedenen Elemente berechnet (Tabelle 26). Hier traten an allen Standorten für Antimon im Vergleich zu den anderen Elementen die geringsten Depositionsgeschwindigkeiten auf. Messungen von HOLSEN et al. (1993) zeigten für verschiedene Ele-

mente, dass für über 98 % des Depositionsflusses Partikel größer  $6,5 \mu m$  verantwortlich waren. Waren nun die Elemente in deutlichen Anteilen in der Partikelgrößenfraktion zwischen  $PM_{10}$  und TSP vertreten, so trugen diese Anteile überproportional zur Depositionsrate bei, wurden aber in den  $PM_{10}$ -Konzentrationen nicht erfasst. Somit ergaben sich höhere Depositionsgeschwindigkeiten. Als Indikator für die  $PM_{10}$ -Depositionsgeschwindigkeiten eignete sich daher tatsächlich nur Antimon, wie in Kapitel 7.3 beschrieben.

Zwar ist nicht auszuschließen, dass Antimon vereinzelt mit Partikeln größer als  $PM_{10}$  assoziiert war. In diesen Fällen würde die Sb-Depositionsge-



**Bild 48:** Zeitlicher Verlauf der Sb-Depositionsgeschwindigkeit an den acht Dauermessstationen aus der in der Regel 14-tägigen Probenahme; die beiden mit einem Stern gekennzeichneten Werte (an den Standorten Institutsdach und Kriegsstraße) gingen nicht in die weitere Auswertung ein

Standort	Mühlen- damm	Michael- brücke	Westend	Westend- Gebüsch	Instituts- dach	Vogesen- schule	Hübsch- straße	Kriegs- straße
Anzahl Messwerte	5 <sup>1</sup>	4 <sup>2</sup>	10 <sup>3</sup>	6 <sup>4</sup>	6 <sup>4</sup>	6 <sup>4</sup>	6 <sup>4</sup>	8 <sup>5</sup>
Al	2,9	4,2	49	21	6,4	68	23,5	18,7
V	0,7	0,9	6,5	5,6	1,1	13,9	4,8	2,7
Mn	1,7	1,2	7,7	6,5	2,8	14,1	6,5	4,7
Fe	1,3	2,2	5,5	7,8	2,5	8,3	5,9	4,1
Co	1,9	1,6	9,9	8,8	3,5	18,2	6,9	5,0
Ni	0,9	2,3	4,0	3,5	1,3	12,2	6,7	5,4
Cu	0,7	1,2	2,6	1,7	0,9	3,3	2,0	1,6
Zn	1,0	0,7	7,5	5,9	1,6	18,6	10,1	5,4
Rb	2,4	3,0	17,7	20	3,4	42	10,9	10,3
Sr	2,7	3,7	16,1	13,6	4,8	35	8,9	6,4
Sb	0,4	0,5	0,9	1,1	0,4	2,1	1,0	1,0
Ba	2,9	7,8	8,5	4,7	8,4	13,1	9,5	4,1
Pb	0,4	0,6	2,1	2,4	0,6	8,2	3,1	1,5
<sup>1</sup> Zeiträume: 4.6.08-18.6.08, 24.9.08-8.10.08, 31.12.08-14.1.09, 28.1.09-11.2.09, 6.5.09-20.5.09 <sup>2</sup> Zeiträume: 4.6.08-18.6.08, 24.9.08-8.10.08, 28.1.09-11.2.09, 6.5.09-20.5.09 <sup>3</sup> Zeiträume: 19.12.07-2.1.08, 2.1.08-16.1.08, 16.1.08-30.1.08, 30.1.08-13.2.08, 13.2.08-27.2.08, 27.2.08-12.3.08, 4.6.08-18.6.08, 24.9.08-8.10.08, 28.1.09-11.2.09, 6.5.09-20.5.09 <sup>4</sup> Zeiträume: 27.2.08-12.3.08, 4.6.08-18.6.08, 24.9.08-8.10.08, 31.12.08-14.1.09, 28.1.09-11.2.09, 6.5.09-20.5.09 <sup>5</sup> Zeiträume: 13.2.08-27.2.08, 27.2.08-12.3.08, 4.6.08-18.6.08, 18.6.08-2.7.08, 24.9.08-8.10.08, 31.12.08-14.1.09, 28.1.09-11.2.09, 6.5.09-20.5.09								

**Tab. 26:** Depositionsgeschwindigkeiten für verschiedene Spurenelemente in cm/s, berechnet aus den Konzentrationen im PM<sub>10</sub> und den trockenen Depositionsraten bei 14-tägiger Probenahme an den Dauermessstationen

schwindigkeit die wahre PM<sub>10</sub>-Depositionsgeschwindigkeit leicht überschätzen. Es waren allerdings im Untersuchungszeitraum und an den Messstationen keine Bedingungen erkennbar, die zu einer generellen Überschätzung der PM<sub>10</sub>-Depositionsgeschwindigkeiten durch die Sb-Depositionsgeschwindigkeiten führten.

Insgesamt lässt sich schlussfolgern, dass an den nicht verkehrsexponierten Standorten ohne höherwüchsige Vegetation keine Unterschiede bezüglich der Depositionsgeschwindigkeiten für PM<sub>10</sub> bestanden. An verkehrsnahen Standorten waren die Depositionsgeschwindigkeiten höher als an den nicht verkehrsexponierten Standorten. Hier war insbesondere durch die höherwüchsige Vegetation ein signifikanter Austrag von Sb-haltigen Partikeln feststellbar. Dies ist hauptsächlich auf einen größeren Anteil gröberer Partikel im PM<sub>10</sub> zurückzuführen. Gleichzeitig fanden sich an den verkehrsexponierten Standorten Unterschiede bezüglich der Depositionsgeschwindigkeiten für PM<sub>10</sub>. Am Standort Westend-Gebüsch erhöhte sich durch das Vorhandensein höherwüchsiger Vegetation die Deposi-

tionsgeschwindigkeit gegenüber dem Vergleichsstandort Westend ohne höherwüchsiger Vegetation, ein Vergleich der Standorte Hübschstraße (ohne höherwüchsige Vegetation) und Kriegsstraße (mit höherwüchsiger Vegetation) ließ einen Einfluss höherwüchsiger Vegetation auf die Depositionsgeschwindigkeiten hingegen nicht erkennen.

### 7.7.2 Abschätzung der Depositionsgeschwindigkeiten auf den Blattoberflächen

Die Depositionsgeschwindigkeiten in Tabelle 25 beziehen sich auf die Deposition in den aufgestellten Gläsern. Für die Blattoberflächen der höherwüchsigen Vegetation konnten die Depositionsgeschwindigkeiten nicht direkt berechnet werden, es ließ sich aber die folgende Abschätzung treffen. Aus den in den Gläsern gemessenen Sb-Depositionsraten und der maximalen Sb-Auflage am Ende der Vegetationsperiode 2008 wurde der Zeitraum berechnet, der nötig wäre, um diese maximale Staubaufgabe zu erreichen. So betrug beispielsweise die mittlere Sb-Auflage in der Kriegsstraße am Ende der Vege-

tationsperiode  $34 \mu\text{g}/\text{m}^2$ , die mittlere Sb-Depositionsratesrate betrug während der Vegetationsperiode 2008  $4,0 \mu\text{g}/(\text{d}\cdot\text{m}^2)$ . Daraus ließ sich ein hypothetischer Zeitraum von 8,5 Tagen errechnen, der nötig wäre, um die gemessene Staubaufgabe zu erreichen. Für das Ahorngebüsch am Westend betrug dieser Zeitraum 9,1 Tage, für die Fassadenbegrünung an der Vogeschule 12,8 Tage. In Anbetracht der Länge der Vegetationsperiode, die zwischen 180 und 210 Tagen betrug, kann die auf den Blättern befindliche Sb-Auflage für die weitere Berechnung vernachlässigt werden. Die Sb-Auflage nahm zwar während der Vegetationsperiode zu, dennoch wurde der Großteil der deponierten Partikel wieder abgewaschen. Der Beitrag der Belaubung zur Sb-Deposition wurde daher allein aus der Differenz zwischen der nassen Sb-Deposition unter der höherwüchsigen Vegetation und der nassen Sb-Deposition am von höherwüchsiger Vegetation unbeeinflussten Referenzstandort bestimmt.

Um diesen Beitrag zu berechnen, wurden zunächst die mittleren Differenzen zwischen der nassen Sb-Depositionsratesrate für die Zeiträume mit und ohne Belaubung gebildet. Die nachfolgende Berechnung ist auch in Tabelle 27 zusammengestellt. Für den Standort Westend betragen diese Differenzen  $4,70$  bzw.  $1,98 \mu\text{g}/(\text{dm}^2)$ , an der Kriegsstraße  $2,87$  bzw.  $1,37 \mu\text{g}/(\text{dm}^2)$ . Wird aus diesen Differenzen wieder

um die Differenz gebildet, erhält man den Depositionsfluss, der auf die Abwaschung von Partikeln von den Blättern zurückzuführen ist. Dieser betrug am Westend  $2,72 \mu\text{g}/(\text{dm}^2)$  und in der Kriegsstraße  $1,50 \mu\text{g}/(\text{d}\cdot\text{m}^2)$ . Dieser Depositionsfluss kann nun zu der mittleren trockenen Sb-Depositionsratesrate während der Vegetationsperiode in Beziehung gesetzt werden. So betrug in der Kriegsstraße die trockene Sb-Depositionsratesrate  $3,96 \mu\text{g}/(\text{dm}^2)$ , der Sb-Fluss durch nasse Abwaschung von den Blättern  $1,5 \mu\text{g}/(\text{dm}^2)$ . Der Sb-Umsatz durch Abwaschung machte also 38 % der trockenen Deposition bei einer trockenen Sb-Depositionsgeschwindigkeit von  $1,2 \text{ cm}/\text{s}$  während der Belaubung aus, am Westend betrug dieser Wert 39 % bei einer trockenen Sb-Depositionsgeschwindigkeit von  $1,3 \text{ cm}/\text{s}$ . Daraus ließ sich die Sb-Depositionsgeschwindigkeit auf die Blattoberflächen abschätzen, die sowohl für die Linde in der Kriegsstraße als auch für die Ahorne am Westend  $0,5 \text{ cm}/\text{s}$  betrug. Dieser Wert stellt jeweils das Mittel über den gesamten Kronenraum dar.

Die ermittelten Werte liegen somit im Bereich dessen, was einerseits durch die Depositionsmodelle (Bild 1) zu erwarten wäre. Andererseits würde eine allgemeine Anwendung von Werten um  $1 \text{ cm}/\text{s}$  für Depositionsgeschwindigkeiten auf Vegetation, was einem durchschnittlichen Literaturwert entspräche

	Kriegsstraße		Westend	
	Kriegsstraße	Hübschstraße (Referenzstandort)	Westend-Gebüsch	Westend (Referenzstandort)
Mittlere nassen Sb-Depositionsratesraten in $\mu\text{g}/(\text{dm}^2)$				
Belaubung	3,51	0,64	5,89	1,19
Ohne Belaubung	2,48	1,11	3,84	1,86
Differenz (Standort unter höherwüchsiger Vegetation) – (Referenzstandort) in $\mu\text{g}/(\text{dm}^2)$				
Belaubung	2,87	4,70		
Ohne Belaubung	1,37	1,98		
Nasse Sb-Depositionsratesraten aufgrund der Belaubung in $\mu\text{g}/(\text{dm}^2)$				
	1,50	2,72		
Mittlere trockene Sb-Depositionsratesrate während der Belaubung in $\mu\text{g}/(\text{dm}^2)$ unter höherwüchsiger Vegetation				
	3,96	6,89		
Anteil der nassen Sb-Deposition durch Abwaschung von Blättern an der trockene Sb-Deposition				
	38 %	39 %		
Abgeschätzte Depositionsgeschwindigkeit auf Blattoberflächen				
	$0,38 \cdot 1,2 \text{ cm}/\text{s} = 0,5 \text{ cm}/\text{s}$	$0,39 \cdot 1,3 \text{ cm}/\text{s} = 0,5 \text{ cm}/\text{s}$		

Tab. 27: Berechnungen zur Abschätzung der Depositionsgeschwindigkeiten auf den Blattoberflächen

(LITSCHKE & KUTTLER, 2008), an den hier beprobten Standorten zu einer Überschätzung der tatsächlichen Deposition führen.

Bei der Berechnung von Abscheidungsmengen muss der ermittelte Wert dann auf die horizontale Grundfläche des Vegetationsbestandes bezogen werden und nicht auf die einzelnen Blattoberflächen oder die gesamte Vegetationsoberfläche.

Außerdem muss bei solchen Berechnungen berücksichtigt werden, dass sich die angegebene Depositionsgeschwindigkeit von 0,5 cm/s nur auf den Kronenraum bezieht. Die Berechnung von flächenbezogenen Abscheidungsmengen muss dann zusätzlich die Deposition unterhalb der Vegetation berücksichtigen, wie sie aus Tabelle 25 zu entnehmen ist. Für den Standort Westend-Gebüsch ergibt sich somit während der Belaubung eine gesamte Depositionsgeschwindigkeit von 1,8 cm/s während der Belaubung und von 1,4 cm/s ohne Belaubung. Am Standort Kriegsstraße betragen diese Werte 1,7 cm/s bzw. 1,0 cm/s.

## 7.8 Zusammenfassung der Ergebnisse

Durch die Einsätze der Messfahrzeuge konnten über einen Vergleich mit den Daten aus den öffentlichen Messnetzen die drei Messstationen Westend, Vogeschule und Kriegsstraße als verkehrsexponierte Stationen klassifiziert werden. Am Standort Michaelbrücke wurden die Messfahrzeuge nicht aufgestellt. Es ist aufgrund der ähnlichen Lage wie die der Station Mühlendammschleuse aber davon auszugehen, dass es sich hier ebenfalls um einen nicht direkt verkehrsexponierten Standort handelt. Der Standort in der Hübschstraße ließ sich nicht eindeutig zuordnen. Hier tritt je nach Richtung der Anströmung ein verkehrsexponierter oder nicht verkehrsexponierter Charakter in den Vordergrund.

Durch eine zweimalige Sperrung der A 100 am Standort Westend konnten hier zusätzlich die durch die Autobahn emittierten  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen von den Hintergrundkonzentrationen abgegrenzt werden. Für die  $\text{PM}_{10}$ -Konzentrationen war dies nicht möglich, da an dem einen Wochenende die Datenverbindung zwischen dem Messgerät und dem Computer unterbrochen war, am zweiten Wochenende kam es durch die Bautätigkeiten zu enorm hohen Staubkonzentrationen.

Die  $\text{PM}_{10}$ -Konzentrationen an den Verkehrsstationen betragen im Mittel zwischen 22 und 28  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , an den nicht verkehrsexponierten Stationen zwischen 17 und 19  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Für die Sb-Konzentrationen ergaben sich im Mittel an den Verkehrsstationen zwischen 4,2 und 8,5  $\text{ng}/\text{m}^3$ , an den nicht verkehrsexponierten Stationen zwischen 1,2 und 2,1  $\text{ng}/\text{m}^3$ . Bei der kleinräumigen Variabilität zeigte sich an den Standorten Westend und Kriegsstraße ein signifikanter Einfluss der Belaubung auf die  $\text{PM}_{10}$ -Verteilung. In der Kriegsstraße ergaben sich durch die verminderte Durchströmung während der Belaubung erhöhte Konzentrationen, am Westend im Gebüsch verminderte Konzentrationen.

Bei den Depositionsraten fanden sich bezogen auf die Massendeposition unter der höherwüchsigen Vegetation an den Verkehrsstationen die höchsten Werte. Die Sb-Depositionsraten betragen an den Verkehrsstationen zwischen 3,4 und 6,8  $\mu\text{g}/(\text{m}^2\text{d})$ , an den nicht verkehrsexponierten Stationen zwischen 0,5 und 0,8  $\mu\text{g}/(\text{m}^2\text{d})$ .

Die Analyse der Staubauflage auf den Blättern zeigte bezogen auf die Massenbelegung für die Linde in der Kriegsstraße die größte Dynamik. Durch einen Honigtau-Belag waren die Blätter im Frühsommer sehr klebrig. Diese organische Auflage wurde im Verlauf des Sommers 2008 durch Niederschläge abgewaschen, wodurch die Staubauflage deutlich abnahm. An den anderen beiden Standorten nahm die Massenbelegung über die Vegetationsperiode tendenziell zu. Demgegenüber verzeichneten alle drei Standorte eine Zunahme der Sb-Belegung während der Vegetationsperiode. Diese war im Mittel an der Vogeschule mit 70  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  am höchsten und in der Kriegsstraße mit 22  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  am niedrigsten.

Die als Indikator für  $\text{PM}_{10}$ -Depositionsgeschwindigkeiten anzusehenden Sb-Depositionsgeschwindigkeiten belaufen sich an verkehrsbeeinflussten Standorten auf Werte zwischen 0,8 und 1,3 cm/s, an den anderen Standorten fanden sich Werte zwischen 0,4 und 0,5 cm/s. Werden Depositionsgeschwindigkeiten auf der Basis von anderen Elementen berechnet, so ergeben sich durchweg höhere Werte als beim Antimon. Dies ist durch den Eintrag von Partikeln größer als 10  $\mu\text{m}$  bedingt, in denen diese Elemente enthalten sind.

Für die Blattoberflächen wurden, bezogen auf den gesamten Kronenraum, Depositionsgeschwindigkeiten von 0,5 cm/s abgeleitet. Um diesen Betrag

erhöht sich die auf eine horizontale Grundfläche bezogene Gesamtdositionsgeschwindigkeit an den betreffenden Standorten.

Die erhöhten Depositionsgeschwindigkeiten an den Verkehrsstationen sind auf den dort vorhandenen größeren Massenanteil gröberer Partikel zurückzuführen.

## 8 Schlussfolgerungen, weiterer Forschungsbedarf und Handlungsempfehlungen

Die nicht verkehrsexponierten Standorte zeigen keine Unterschiede in den Depositionsgeschwindigkeiten für  $PM_{10}$ . Nicht verkehrsexponierte Wasserflächen im Einflussbereich von versiegelten Oberflächen und extensiv begrünte Dachflächen unterscheiden sich somit nicht hinsichtlich ihrer Depositionseigenschaften für  $PM_{10}$ -Partikel. Es ist zu vermuten, dass sich auch auf anderen rein technischen Oberflächen wie Hausfassaden oder Asphaltflächen, die nicht verkehrsexponiert sind, die Depositionsgeschwindigkeiten nicht wesentlich von denen an den Standorten Institutsdach, Mühlendamm Schleuse und Michaelbrücke gemessenen Depositionsgeschwindigkeiten unterscheiden. Aus planerischer Sicht ergeben sich jedenfalls bezüglich einer Steigerung der Deposition von  $PM_{10}$ -Partikeln keine Handlungsmöglichkeiten, sofern eine Wahl zwischen Wasserflächen und extensiv begrünten Dachflächen besteht. Das Anlegen von Wasserflächen auf Flachdächern anstelle von extensiver Begrünung hätte beispielsweise keinen Einfluss auf die  $PM_{10}$ -Deposition und somit auf die  $PM_{10}$ -Konzentrationen.

An nicht verkehrsexponierten Standorten erfolgte keine Bestimmung der Depositionsgeschwindigkeiten auf Blattoberflächen. Aus den Messungen an den verkehrsexponierten Standorten mit höherwüchsiger Vegetation konnte gezeigt werden, dass sich dort durch die Belaubung die Depositionsgeschwindigkeiten bezogen auf die horizontale Grundfläche insgesamt um 0,5 cm/s erhöhen. An diesen Standorten sind die Depositionsgeschwindigkeiten generell deutlich gegenüber den nicht verkehrsexponierten Standorten erhöht. Daher muss davon ausgegangen werden, dass an den nicht verkehrsexponierten Standorten auch die Depositionsgeschwindigkeiten auf Blattoberflächen geringer sind als an den Verkehrsstandorten und

somit hier mit Werten kleiner als 0,5 cm/s zu rechnen ist. Die Depositionsgeschwindigkeiten können aber dennoch durch die Pflanzung höherwüchsiger Vegetation an nicht verkehrsexponierten Standorten deutlich gesteigert werden.

Unterschiede in den Depositionsgeschwindigkeiten lassen jedoch keinen direkten Rückschluss darauf zu, inwieweit sich verschiedene Oberflächen in ihrer Leistungsfähigkeit bezogen auf eine Belastungsminderung unterscheiden. Aus exemplarischen Berechnungen lassen sich hierzu erste Hinweise gewinnen. So errechnete NOWAK (1994) für den gesamten Baumbestand von Chicago eine Reduktionsleistung von 0,4 % bezogen auf  $PM_{10}$  bei einer mittleren  $PM_{10}$ -Konzentration von  $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Hierbei wurde von Depositionsgeschwindigkeiten für die belaubte Vegetation in der Größenordnung von 0,3-0,4 cm/s ausgegangen. Auf einer kleinräumigeren Skala berechneten LITSCHKE & KUTTLER (2008) die Filterleistung von Vegetationsoberflächen bezüglich  $PM_{10}$  in einer Straße von 100 m Länge bei einem Verkehrsfluss von 40 000 Kfz pro Tag und einem Emissionsfaktor von 100 mg/(kmKfz) für verschiedene Depositionsgeschwindigkeiten. Werden die aus der vorliegenden Untersuchung abgeleiteten Depositionsgeschwindigkeiten von 0,5 cm/s für den gesamten Kronenraum zugrunde gelegt, würden bei einer maximal möglichen Bepflanzung der Straße mit einer doppelten Baumreihe und einer Begrünung der gesamten zur Verfügung stehenden Fassade weniger als 10 % der vom Kfz-Verkehr auf der Straße emittierten Partikel auf den Blättern abgeschieden. In Kombination mit denen in dieser Untersuchung gemessenen  $PM_{10}$ -Konzentrationen an Standorten mit höherwüchsiger Vegetation, die keine signifikante Reduktion während der Belaubung erkennen ließen, deuten diese Abschätzungen darauf hin, dass durch eine Oberflächengestaltung mit höherer Vegetation im lokalen Maßstab keine signifikanten Auswirkungen auf die  $PM_{10}$ -Konzentrationen zu erwarten sind.

Inwiefern eine planerische Gestaltung von Städten mit verschiedenen Oberflächenstrukturen, die unterschiedliche Depositionsgeschwindigkeiten aufweisen, einen Einfluss auf die Höhe der  $PM_{10}$ -Umggebungskonzentrationen hat, kann nur im Zuge von Modellrechnungen abgeschätzt werden, die sich auf die Ergebnisse dieser Studie stützen können. Erst dann lassen sich beispielsweise Aussagen darüber erzielen, welchen Effekt eine deutliche Erhöhung des Baumbestandes in einer Stadt auf die  $PM_{10}$ -Konzentrationen hat, ob mit einer solchen

Maßnahme eine Belastungsminderung bezogen auf Tages- oder Jahresmittelwerte möglich ist und wie hoch der gegebenenfalls dazu notwendige zusätzliche Baumbestand ist. Auch sind erst dann Fragen nach der Verhältnismäßigkeit solcher Maßnahmen beantwortbar. Solche Modellrechnungen müssten mindestens auf zwei Skalen durchgeführt werden, zum einen auf der Maßstabsebene einer gesamten Stadt, um so die Auswirkungen auf die Hintergrundbelastung zu erfassen, zum anderen auf der Maßstabsebene einzelner Straßen, um die Effekte auf belastete Verkehrsstandorte zu quantifizieren. Antworten auf diese Fragen können im Rahmen der vorliegenden Studie nicht gegeben werden.

Aus den Untersuchungen lässt sich jedoch ableiten, dass bei planerischen Maßnahmen zunächst besonderes Augenmerk auf den Straßenraum zu richten ist, da hier einerseits die Depositionsgeschwindigkeiten am höchsten sind und sich andererseits deutlich voneinander unterscheiden. Hier tut sich aus planerischer Sicht jedoch ein Dilemma auf. Einerseits kann durch höherwüchsige Vegetation in Straßennähe die Deposition von Partikeln aus dem Straßenverkehr erhöht und somit eine Minderung der Partikelkonzentration erzielt werden, die allerdings als häufig nicht signifikant einzustufen ist. Gleichzeitig stellt die Vegetation in Straßenschluchten ein Hindernis für den Luftaustausch dar, sodass sich die  $PM_{10}$ -Konzentration in der Straßenschlucht signifikant während der Belaubung der Vegetation erhöht. Wenn Hotspots der Partikelbelastung, wie sie häufig an verkehrsnahen Standorten auftreten, beseitigt werden sollen, so kann dies nicht durch intensive Begrünung mit höherwüchsiger Vegetation erreicht werden. Eine gute Durchmischung hoch belasteter Standorte hat jedoch auch zur Folge, dass die Hintergrundbelastung ansteigt.

Diesen Überlegungen liegt als planerische Leitlinie die  $PM_{10}$ -Massenkonzentration zugrunde, für die relevante Grenzwerte existieren. Unberücksichtigt bleibt dabei die Frage, ob dies die richtige Zielgröße für den Gesundheitsschutz der Bevölkerung ist, da nicht alle Partikel die gleiche Gesundheitsrelevanz besitzen. Gerade von Partikeln, die vom Kfz-Verkehr emittiert werden, kann eine besondere Gesundheitsgefahr ausgehen. Dies betrifft nicht nur die Verbrennungspartikel, sondern auch antimonhaltige Abriebspartikel. Da die Unterschiede in den Depositionsgeschwindigkeiten bezüglich solcher Partikel im Straßenraum besonders hoch sind, soll-

ten hier Strukturen mit hohen Depositionsgeschwindigkeiten gefördert werden, um die Belastung mit solchen Partikeln zu senken.

Die Ergebnisse dieser Studie legen es nahe, dass eine strukturierte Bepflanzung des Straßenraumes, die einerseits die Durchlüftung nicht behindert, andererseits jedoch eine erhöhte Depositionsfläche bietet und die Resuspension von abgelagerten Partikeln vermindern kann, hierfür eine anzustrebende Konfiguration darstellt. Eine solche Art der Bepflanzung sollte aus niederwüchsiger Vegetation bestehen, die möglichst ganzjährig den Boden bedeckt und somit eine Wiederaufwirbelung der Partikel minimiert. Höherwüchsige Vegetation in Form von Straßenbäumen sollte nicht zu dicht gepflanzt werden, ist aber für einen beschleunigten quellnahen Partikelaustrag aus der Atmosphäre notwendig.

Da insgesamt von einem nicht signifikanten Minderungseffekt von Baumpflanzungen auf die  $PM_{10}$ -Konzentration im Straßenraum auszugehen ist, erscheint es wahrscheinlich, dass vorhandene Unterschiede einzelner Baumarten hinsichtlich der Depositionsgeschwindigkeiten für  $PM_{10}$  in ihrer Auswirkung auf die  $PM_{10}$ -Konzentrationen vernachlässigbar sind. Bezüglich der Artauswahl kann daher die Empfehlung ausgesprochen werden, dass sich diese nach Kriterien wie der Standortverträglichkeit der Art, ihrem Wert für das urbane Ökosystem oder ihrer Pflegeintensität richten sollte.

## 9 Literatur

- ALDRIN, M., I. H. HAFF & P. ROSLAND (2008): The effect of salting with magnesium chloride on the concentration of particular matter in a road tunnel. *Atmospheric Environment* 42 (8): 1762-1776
- Amt für Statistik Berlin-Brandenburg (Hrsg.) (2009): Statistisches Jahrbuch 2009. Online abrufbar unter [http://www1.karlsruhe.de/Stadtentwicklung/siska/statistisches\\_jahrbuch.htm](http://www1.karlsruhe.de/Stadtentwicklung/siska/statistisches_jahrbuch.htm) (06.02.2010)
- BAUER, H., S. SMIDT, S. STOPPER, F. HERMAN & H. PUXBAUM (2008): Heavy metal deposition in the North Tyrolean Limestone Alps. *Austrian Journal of Forest Science* 125 (2): 103-120

- BRUCKMANN, P. & T. EIKMANN (2007): Particulate matter and human health. *Chemie in Unserer Zeit* 41(3): 248-253
- BRUCKMANN, P., D. GLADTKE, W. KAPPERT, K. VOGT, S. WURZLER & A. BRANDT (2007): The effectiveness of local abatement measures on air quality – five cases from the Rhine Ruhr region, Germany. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 67 (11-12): 481-489
- CHAMBERLAIN, A.C. (1967): Transport of Lycopodium Spores and Other Small Particles to Rough Surfaces. *Proceedings of the Royal Society of London Series a-Mathematical and Physical Sciences* 296 (1444): 45-70
- DASCH, J.M. & S.H. CADLE (1986): Dry Deposition to Snow in an Urban Area. *Water Air and Soil Pollution* 29 (3): 297-308
- de KOK, T.M.C.M., H.A.L. DRIECE, J.G.F. HOGERVORST & J.J. BRIEDE (2006): Toxicological assessment of ambient and traffic-related particulate matter: A review of recent studies. *Mutation Research – Reviews in Mutation Research* 613 (2-3): 103-122
- DIETZE, V., M. FRICKER, M. GOLTZSCHE & E. SCHULTZ (2006): Air quality measurement in German health resorts – Part 1: Methodology and verification. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 66 (1-2): 45-53
- DOLLARD, G.J., M.H. UNSWORTH & M.J. HARVE (1983): Pollutant Transfer in Upland Regions by Occult Precipitation. *Nature* 302 (5905): 241-243
- DONGARRA, G., E. MANNO, D. VARRICA & M. VULTAGGIO (2007): Mass levels, crustal component and trace elements in PM<sub>10</sub> in Palermo, Italy. *Atmospheric Environment* 41 (36): 7977-7986
- DORSEY, J.R., E. NEMITZ, M.W. GALLAGHER, D. FOWLER, P.I. WILLIAMS, K.N. BOWER & K.M. BESWICK (2002): Direct measurements and parameterisation of aerosol flux, concentration and emission velocity above a city. *Atmospheric Environment* 36 (5): 791-800
- DIN EN 12341 (1998): Luftbeschaffenheit – Ermittlung der PM<sub>10</sub>-Fraktion von Schwebstaub – Referenzmethode und Feldprüfverfahren zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Messverfahren und Referenzmethode. Deutsche Fassung EN 12341:1998. Beuth Verlag. Berlin, Köln
- DIN EN 14902 (2005): Außenluftbeschaffenheit – Standardisiertes Verfahren zur Bestimmung von Pb/Cd/As/Ni als Bestandteil der PM<sub>10</sub>-Fraktion des Schwebstaubes. Deutsche Fassung EN 14902:2005. Beuth Verlag. Berlin, Köln
- FREER-SMITH, P.H., K.P. BECKETT & G. TAYLOR (2005): Deposition velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* X *trichocarpa* 'Beaupre', *Pinus nigra* and *X Cupressocyparis leylandii* for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment. *Environmental Pollution* 133 (1): 157-167
- GALK (Deutsche Gartenamtsleiterkonferenz) (2008): Straßenbäume im Test. Papier des GALK-Arbeitskreises „Stadtbaeume“. Online abrufbar unter [http://www.galk.de/arbeitskreise/ak\\_stadtbaeume/down/StrBaumTest\\_NL\\_0811.pdf](http://www.galk.de/arbeitskreise/ak_stadtbaeume/down/StrBaumTest_NL_0811.pdf) (23.04.2010)
- GALLAGHER, M.W., K.M. BESWICK, J. DUYZER, H. WESTRATE, T.W. CHOULARTON & P. HUMMELSHOJ (1997): Measurements of aerosol fluxes to Speulder forest using a micrometeorological technique. *Atmospheric Environment* 31 (3): 359-373
- GRIESHOP, A.P., E.M. LIPSKY, N.J. PEKNEY, S. TAKAHAMA & A.L. ROBINSON (2006): Fine particle emission factors from vehicles in a highway tunnel: Effects of fleet composition and season. *Atmospheric Environment* 40: 287-298
- GROMKE, C. & B. RUCK (2009): On the Impact of Trees on Dispersion Processes of Traffic Emissions in Street Canyons. *Boundary-Layer Meteorology* 131 (1): 19-34
- HEINE, K. (1994): Untersuchungen zur Staubfilterwirkung von Straßenbäumen am Beispiel Luzern. Berlin. Unveröffentlichte Diplomarbeit
- HOLSEN, T.M., K.E. NOLL, G.C. FANG, W.J. LEE, J.M. LIN & G.J. KEELER (1993): Dry Deposition and Particle-Size Distributions Measured during the Lake-Michigan Urban Air Toxics Study. *Environmental Science & Technology* 27 (7): 1327-1333
- HUEGLIN, C., R. GEHRIG, U. BALTENSPERGER, M. GYSEL, C. MONN & H. VONMONT (2005):

- Chemical characterisation of PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub> and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland. *Atmospheric Environment* 39 (4): 637-651
- IIJIMA, A., K. SATO, K. YANO, H. TAGO, M. KATO, H. KIMURA & N. FURUTA (2007): Particle size and composition distribution analysis of automotive brake abrasion dusts for the evaluation of antimony sources of airborne particulate matter. *Atmospheric Environment* 41 (23): 4908-4919
- IIJIMA, A., K. SATO, K. YANO, M. KATO, K. KOZAWA & N. FURUTA (2008): Emission factor for antimony in brake abrasion dusts as one of the major atmospheric antimony sources. *Environmental Science & Technology* 42 (8): 2937-2942
- JONSSON, L., E. KARLSSON & P. JONSSON (2008): Aspects of particulate dry deposition in the urban environment. *Journal of Hazardous Materials* 153 (1-2): 229-243
- KEUKEN, M. & K. van der VALK (2010): The effects of trees and hedges on air quality in a street-canyon in Amsterdam. *Proceedings of the international conference on Local Air Quality and its Interactions with Vegetation*. January 21-22, 2010:88-92. Antwerpen
- KUTTLER, W. (2008): The Urban Climate – Basic and Applied Aspects. In: MARZLUFF, J.M., E. SHULENBERGER, W. ENDLICHER, M. ALBERTI, G. BRADLEY, C. RYAN, C. ZUMBRUNNEN & U. SIMON (Hrsg.): *Urban Ecology – An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*: 233-248. New York
- LANGNER, M. (2002): Analysen zur Staubauflage auf Bäumen (*Acer platanoides*) innerstädtischer Standorte. *Karlsruher Berichte zur Geografie und Geoökologie* 15. Karlsruhe
- LANGNER, M. (2006): Exponierter innerstädtischer Spitzahorn (*Acer platanoides*) – eine effiziente Senke für PM<sub>10</sub>? *Karlsruher Schriften zur Geografie und Geoökologie* 21. Karlsruhe
- LFU & UMEG (Hrsg.) (1998): *Schwebstaubbeltung in Baden-Württemberg*. Karlsruhe
- LIM, J.H., L.D. SABIN, K.C. SCHIFF & K.D. STOLZENBACH (2006): Concentration, size distribution, and dry deposition rate of particle-associated metals in the Los Angeles region. *Atmospheric Environment* 40 (40): 7810-7823
- LITSCHKE, T. & W. KUTTLER (2008): On the reduction of urban particle concentration by vegetation – a review. *Meteorologische Zeitschrift* 17 (3): 229-240
- MCDONALD, A.G., W.J. BEALEY, D. FOWLER, U. DRAGOSITS, U. SKIBA, R.I. SMITH, R.G. DONOVAN, H.E. BRETT, C.N. HEWITT & E. NEMITZ (2007): Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM<sub>10</sub> in two UK conurbations. *Atmospheric Environment* 41 (38): 8455-8467
- MÖLLER, D. (2003): *Luft: Chemie, Physik, Biologie, Reinhaltung, Recht*. Berlin, New York
- NORMAN, M. & C. JOHANSSON (2006): Studies of some measures to reduce road dust emissions from paved roads in Scandinavia. *Atmospheric Environment* 40 (32): 6154-6164
- NORRA, S. & D. STUBEN (2004): Trace element patterns and seasonal variability of dust precipitation in a low polluted city – The example of Karlsruhe/Germany. *Environmental Monitoring and Assessment* 93 (1-3): 203-228
- NOWAK, D.J. (1994): Air Pollution Removal by Chicago's Urban Forest. In: McPHERSON, E.G., D.J. NOWAK & R.A. ROWNTREE (Hrsg.): *Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project*. General Technical Report NE-186: 63-81. USDA Forest Service. Radnor, Pennsylvania
- ODABASI, M., A. MUEZZINOGLU & A. BOZLAKER (2002): Ambient concentrations and dry deposition fluxes of trace elements in Izmir, Turkey. *Atmospheric Environment* 36 (38): 5841-5851
- PAKKANEN, T.A., K. LOUKKOLA, C.H. KORHONEN, M. AURELA, T. MAKELA, R.E. HILLAMO, P. AARNIO, T. KOSKENTALO, A. KOUSA & W. MAENHAUT (2001): Sources and chemical composition of atmospheric fine and coarse particles in the Helsinki area. *Atmospheric Environment* 35 (32): 5381-5391
- PAODE, R.D., U.M. SHAHIN, J. SIVADECHATHEP, T.M. HOLSEN & W.J. FRANEK (1999): Source

- apportionment of dry deposited and airborne coarse particles collected in the Chicago area. *Aerosol Science and Technology* 31 (6): 473-486
- PELUCCHI, C., E. NEGRI, S. GALLUS, P. BOFFETTA, I. TRAMACERE & C. la VECCHIA (2009): Long-term particulate matter exposure and mortality: a review of European epidemiological studies. *BMC Public Health* 9: 8 Seiten. Open Access: doi:10.1186/1471-2458-9-453
- PEREZ, N., J. PEY, X. QUEROL, A. ALASTUEY, J.M. LOPEZ & M. VIANA (2008): Partitioning of major and trace components in PM<sub>10</sub>-PM<sub>2.5</sub>-PM<sub>1</sub> at an urban site in Southern Europe. *Atmospheric Environment* 42 (8): 1677-1691
- PRYOR, S.C., M. GALLAGHER, H. SIEVERING, S.E. LARSEN, R.J. BARTHELMIE, F. BIRSAN, E. NEMITZ, J. RINNE, M. KULMALA, T. GROENHOLM, R. TAIPALE & T. VESALA (2008a): A review of measurement and modelling results of particle atmosphere-surface exchange. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology* 60 (1): 42-75
- PRYOR, S.C., S.E. LARSEN, L.L. SORENSEN & R.J. BARTHELMIE (2008b): Particle fluxes above forests: Observations, methodological considerations and method comparisons. *Environmental Pollution* 152 (3): 667-678
- QUEROL, X., A. ALASTUEY, S. RODRIGUEZ, M.M. VIANA, B. ARTINANO, P. SALVADOR, E. MANTILLA, S.G. do SANTOS, R.F. PATIER, J. de la ROSA, A.S. de la CAMPA, M. MENENDEZ & J.J. GIL (2004a): Levels of particulate matter in rural, urban and industrial sites in Spain. *Science of the Total Environment* 334-35: 359-376
- QUEROL, X., A. ALASTUEY, C.R. RUIZ, B. ARTINANO, H.C. HANSSON, R.M. HARRISON, E. BURINGH, H.M. TEN BRINK, M. LUTZ, P. BRUCKMANN, P. STRAEHL & J. SCHNEIDER (2004b): Speciation and origin of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> in selected European cities. *Atmospheric Environment* 38 (38): 6547-6555
- RIES, K. & J. EICHHORN (2001): Simulation of effects of vegetation on the dispersion of pollutants in street canyons. *Meteorologische Zeitschrift* 10 (4): 229-233
- ROSSINI, P., S. GUERZONI, E. MOLINAROLI, G. RAMPAZZO, A. de LAZZARI & A. ZANCANARO (2005): Atmospheric bulk deposition to the lagoon of Venice – Part I. Fluxes of metals, nutrients and organic contaminants. *Environment International* 31 (7): 959-974
- RÖßLER, M. (1999): Untersuchung des Staubfilterpotenzials ausgewählter Pflanzenarten und Vegetationstypen unter besonderer Berücksichtigung verkehrsemittierter Stäube am Beispiel Karlsruhe. Karlsruhe. Unveröffentlichte Diplomarbeit
- SABIN, L.D., J.H. LIM, M.T. VENEZIA, A.M. WINER, K.C. SCHIFF & K.D. STOLZENBACH (2006): Dry deposition and resuspension of particle-associated metals near a freeway in Los Angeles. *Atmospheric Environment* 40 (39): 7528-7538
- SCHRETZENMAYR, M. & T. ULLRICH (1979): Staubfilterwirkung von Baum- und Straucharten an Waldrändern. *Sozialistische Forstwirtschaft* 29 (4): 117-119
- SEINFELD, J.H. & S.N. PANDIS (2006): *Atmospheric chemistry and physics*. Hoboken
- SLINN, W.G.N. (1982): Predictions for Particle Deposition to Vegetative Canopies. *Atmospheric Environment* 16 (7): 1785-1794
- Stadt Karlsruhe (Hrsg.) (1998): *Bäume in unserer Stadt*. – Informationsbroschüre
- Stadt Karlsruhe (Hrsg.) (2009): *Statistisches Jahrbuch der Stadt Karlsruhe 2009*. Online abrufbar unter [http://www1.karlsruhe.de/Stadtenwicklung/siska/statistisches\\_jahrbuch.htm](http://www1.karlsruhe.de/Stadtenwicklung/siska/statistisches_jahrbuch.htm) (06.02.2010)
- STUEBING, L. & U. KIRSCHBAUM (1976): Immissionsbelastung der Straßenrandvegetation. *Natur und Landschaft* 51 (9): 239-244
- STUEBING, L. & R. KLEE (1970): Vergleichende Untersuchungen zur Staubfilterwirkung von Laub- und Nadelgehölzen. *Angewandte Botanik* 44: 73-85
- TASDEMIR, Y. & C. KURAL (2005): Atmospheric dry deposition fluxes of trace elements measured in Bursa, Turkey. *Environmental Pollution* 138 (3): 462-472

- THÖNNESEN, M. (2006): Feinstaub und Vegetation – die EU-Feinstaubverordnung als Impuls für mehr Grün in den Städten. Das TASPO-Magazin 3: 8-11
- VDI-Richtlinie 2119/4 (1997): Messung partikelförmiger Niederschläge – Mikroskopische Unterscheidung und größenfraktionierte Bestimmung der Partikeldeposition auf Haftfolien – Probenahmegerät Sigma-2. Beuth-Verlag. Köln
- VDI-Richtlinie 2119/2 (1996): Messung partikelförmiger Niederschläge – Bestimmung des Staubniederschlags mit Auffanggefäßen aus Glas (Bergerhof-Verfahren) oder Kunststoff. Beuth-Verlag. Köln
- VDI-Richtlinie 2267/15 (2005): Stoffbestimmung an Partikeln in der Außenluft – Messen der Massenkonzentration von Al, As, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, K, Mn, Ni, Pb, Sb, V und Zn als Bestandteile des Staubniederschlags mit Hilfe der Massenspektrometrie (ICP-MS). Beuth-Verlag. Köln
- VDI-Richtlinie 2267/16 (2007): Stoffbestimmung an Partikeln in der Außenluft – Messen der Massenkonzentration von As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, V und Zn als Bestandteile des Staubniederschlags mit Hilfe der Atomabsorptionsspektrometrie (AAS). Beuth-Verlag. Köln
- WECKWERTH, G. (2001): Verification of traffic emitted aerosol components in the ambient air of Cologne (Germany). Atmospheric Environment 35 (32): 5525-5536
- WECKWERTH, G. (2005): Von Asbest zu Antimon – Das weiterhin bestehende Krebsrisiko von Bremsbelägen. Immissionsschutz 10 (1): 15-20
- WICHMANN, H.E. (2008): Schützen Umweltzonen unsere Gesundheit oder sind sie unwirksam? Umweltmedizin in Forschung und Praxis 13 (1): 7-10
- WILLIAMS, R.M. (1982): A Model for the Dry Deposition of Particles to Natural-Water Surfaces. Atmospheric Environment 16 (8): 1933-1938
- WU, Y.L., C.I. DAVIDSON, D.A. DOLSKE & S.I. SHERWOOD (1992): Dry Deposition of Atmospheric Contaminants – the Relative Importance of Aerodynamic, Boundary-Layer, and Surface Resistances. Aerosol Science and Technology 16 (1): 65-81
- YANG, H.H., L.T. HSIEH & S.K. CHENG (2005): Determination of atmospheric nitrate particulate size distribution and dry deposition velocity for three distinct areas. Chemosphere 60 (10): 1447-1453
- ZHANG, L.M., D.V. MICHELANGELI & P.A. TAYLOR (2004): Numerical studies of aerosol scavenging by low-level, warm stratiform clouds and precipitation. Atmospheric Environment 38 (28): 4653-4665
- ZHENG, M., Z.G. GUO, M. FANG, K.A. RAHN & D.R. KESTER (2005): Dry and wet deposition of elements in Hong Kong. Marine Chemistry 97 (1-2): 124-139
- ZUFALL, M.J. & C.I. DAVIDSON (1998): Dry Deposition of Particles. In: HARRISON, R.M. & R. van GRIEKEN (Hrsg.): Atmospheric Particles. IUPAC Series on Analytical and Physical Chemistry of Environmental Systems: 425-473. Chichester et al.

## Schriftenreihe

### Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen

#### Unterreihe „Verkehrstechnik“

### 2007

- V 144: Umsetzung der Neuerungen der StVO in die straßenverkehrsrechtliche und straßenbauliche Praxis  
Baier, Peter-Dosch, Schäfer, Schiffer € 17,50
- V 145: Aktuelle Praxis der Parkraumbewirtschaftung in Deutschland  
Baier, Klemp, Peter-Dosch € 15,50
- V 146: Prüfung von Sensoren für Glättemeldeanlagen  
Badelt, Breitenstein, Fleisch, Häusler, Scheurl, Wendl € 18,50
- V 147: Luftschadstoffe an BAB 2005  
Baum, Hasskelo, Becker, Weidner € 14,00
- V 148: Berücksichtigung psychologischer Aspekte beim Entwurf von Landstraßen – Grundlagenstudie –  
Becher, Baier, Steinauer, Scheuchenpflug, Krüger € 16,50
- V 149: Analyse und Bewertung neuer Forschungserkenntnisse zur Lichtsignalsteuerung  
Boltze, Friedrich, Jentsch, Kittler, Lehnhoff, Reusswig € 18,50
- V 150: Energetische Verwertung von Grünabfällen aus dem Straßenbetriebsdienst  
Rommeiß, Thrän, Schlägl, Daniel, Scholwin € 18,00
- V 151: Städtischer Liefer- und Ladeverkehr – Analyse der kommunalen Praktiken zur Entwicklung eines Instrumentariums für die StVO  
Böhl, Mause, Kloppe, Brückner € 16,50
- V 152: Schutzeinrichtungen am Fahrbahnrand kritischer Streckenabschnitte für Motorradfahrer  
Gerlach, Oderwald € 15,50
- V 153: Standstreifenfreigabe – Sicherheitswirkung von Umnutzungsmaßnahmen  
Lemke € 13,50
- V 154: Autobahnverzeichnis 2006  
Kühnen € 22,00
- V 155: Umsetzung der Europäischen Umgebungslärmrichtlinie in Deutsches Recht  
Bartolomaeus € 12,50
- V 156: Optimierung der Anfeuchtung von Tausalzen  
Badelt, Seliger, Moritz, Scheurl, Häusler € 13,00
- V 157: Prüfung von Fahrzeugrückhaltesystemen an Straßen durch Anprallversuche gemäß DIN EN 1317  
Klößner, Fleisch, Balzer-Hebborn, Ellmers, - Friedrich, Kübler, Lukas € 14,50
- V 158: Zustandserfassung von Alleebäumen nach Straßenbaumaßnahmen  
Wirtz € 13,50
- V 159: Luftschadstoffe an BAB 2006  
Baum, Hasskelo, Siebertz, Weidner € 13,50
- V 160: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2005 – Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen  
Fitschen, Koßmann € 25,50
- V 161: Quantifizierung staubedingter jährlicher Reisezeitverluste auf Bundesautobahnen – Infrastrukturbedingte Kapazitätsengpässe  
Listl, Otto, Zackor € 14,50
- V 162: Ausstattung von Anschlussstellen mit dynamischen Wegweisern mit integrierter Stauinformation – dWiSta  
Grahl, Sander € 14,50

- V 163: Kriterien für die Einsatzbereiche von Grünen Wellen und verkehrsabhängigen Steuerungen  
Brilon, Wietholt, Wu € 17,50
- V 164: Straßenverkehrszählung 2005 – Ergebnisse  
Kathmann, Ziegler, Thomas € 15,00

### 2008

- V 165: Ermittlung des Beitrages von Reifen-, Kupplungs-, Brems- und Fahrbahnabrieb an den PM<sub>10</sub>-Emissionen von Straßen  
Quass, John, Beyer, Lindermann, Kuhlbusch, - Hirner, Sulkowski, Sulkowski, Hippler € 14,50
- V 166: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2006 – Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen  
Fitschen, Koßmann € 26,00
- V 167: Schadstoffe von Bankettmaterial – Bundesweite Datenauswertung  
Kocher, Brose, Siebertz € 14,50
- V 168: Nutzen und Kosten nicht vollständiger Signalisierungen unter besonderer Beachtung der Verkehrssicherheit  
Frost, Schulze € 15,50
- V 169: Erhebungskonzepte für eine Analyse der Nutzung von alternativen Routen in übergeordneten Straßennetzen  
Wermuth, Wulff € 15,50
- V 170: Verbesserung der Sicherheit des Betriebspersonals in Arbeitsstellen kürzerer Dauer auf Bundesautobahnen  
Roos, Zimmermann, Riffel, Cypra € 16,50
- V 171: Pilotanwendung der Empfehlungen für die Sicherheitsanalyse von Straßennetzen (ESN)  
Weinert, Vengels € 17,50
- V 172: Luftschadstoffe an BAB 2007  
Baum, Hasskelo, Siebertz, Weidner € 13,50
- V 173: Bewertungshintergrund für die Verfahren zur Charakterisierung der akustischen Eigenschaften offenporiger Straßenbeläge  
Altreuther, Beckenbauer, Männel € 13,00
- V 174: Einfluss von Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann kostenpflichtig unter [www.nw-verlag.de](http://www.nw-verlag.de) heruntergeladen werden. -  
Düring, Lohmeyer, Moldenhauer, Knörr, Kutzner, - Becker, Richter, Schmidt € 29,00
- V 175: Maßnahmen gegen die psychischen Belastungen des Personals des Straßenbetriebsdienstes  
Fastenmeier, Eggerdinger, Goldstein € 14,50

### 2009

- V 176: Bestimmung der vertikalen Richtcharakteristik der Schallabstrahlung von Pkw, Transportern und Lkw  
Schulze, Hübelt € 13,00
- V 177: Sicherheitswirkung eingefräster Rüttelstreifen entlang der BAB A24  
Lerner, Hegewald, Löhe, Velling € 13,50
- V 178: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2007 – Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen  
Fitschen € 26,00
- V 179: Straßenverkehrszählung 2005: Methodik  
Kathmann, Ziegler, Thomas € 15,50
- V 180: Verteilung von Tausalzen auf der Fahrbahn  
Hausmann € 14,50
- V 181: Voraussetzungen für dynamische Wegweisung mit integrierten Stau- und Reisezeitinformationen  
Hülsemann, Krems, Henning, Thiemer € 18,50

V 182: Verkehrsqualitätsstufenkonzepte für Hauptverkehrsstraßen mit straßenbündigen Stadt-/Straßenbahnkörpern  
Sümmermann, Lank, Steinauer, M. Baier, R. Baier, Klemps-Kohnen € 17,00

V 183: Bewertungsverfahren für Verkehrs- und Verbindungsqualitäten von Hauptverkehrsstraßen  
Lank, Sümmermann, Steinauer, Baur, Kemper, Probst, M. Baier, R. Baier, Klemps-Kohnen, Jachtmann, Hebel € 24,00

V 184: Unfallrisiko und Regelakzeptanz von Fahrradfahrern  
Alrutz, Bohle, Müller, Prahlow, Hacke, Lohmann € 19,00

V 185: Möglichkeiten zur schnelleren Umsetzung und Priorisierung straßenbaulicher Maßnahmen zur Erhöhung der Verkehrssicherheit  
Gerlach, Kesting, Thiemeyer € 16,00

V 186: Beurteilung der Streustoffverteilung im Winterdienst  
Badelt, Moritz € 17,00

V 187: Qualitätsmanagementkonzept für den Betrieb der Verkehrsrechnerzentralen des Bundes  
Kirschfink, Aretz € 16,50

## 2010

V 188: Stoffeinträge in den Straßenseitenraum – Reifenabrieb  
Kocher, Brose, Feix, Görg, Peters, Schenker € 14,00

V 189: Einfluss von verkehrsberuhigenden Maßnahmen auf die PM10-Belastung an Straßen  
Düring, Lohmeyer, Pöschke, Ahrens, Bartz, Wittwer, - Becker, Richter, Schmidt, Kupiainen, Pirjola, - Stojiljkovic, Malinen, Portin € 16,50 -

V 190: Entwicklung besonderer Fahrbahnbeläge zur Beeinflussung der Geschwindigkeitswahl  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann kostenpflichtig unter [www.nw-verlag.de](http://www.nw-verlag.de) heruntergeladen werden.  
Lank, Steinauer, Busen € 29,50

V 191: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2008  
Fitschen, Nordmann € 27,00  
Dieser Bericht ist als Buch und als CD erhältlich oder kann ferner als kostenpflichtiger Download unter [www.nw-verlag.de](http://www.nw-verlag.de) heruntergeladen werden.

V 192: Anprall von Pkw unter großen Winkeln gegen Fahrzeugrückhaltesysteme  
Gärtner, Egelhaaf € 14,00

V 193: Anprallversuche an motorradfahrerfreundlichen Schutzeinrichtungen  
Klößner € 14,50

V 194: Einbindung städtischer Verkehrsinformationen in ein regionales Verkehrsmanagement  
Ansorge, Kirschfink, von der Ruhren, Hebel, Johanning € 16,50

V 195: Abwasserbehandlung an PWC-Anlagen  
Londong, Meyer € 29,50  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann kostenpflichtig unter [www.nw-verlag.de](http://www.nw-verlag.de) heruntergeladen werden.

V 196: Sicherheitsrelevante Aspekte der Straßenplanung  
Bark, Kutschera, Baier, Klemps-Kohnen € 16,00

V 197: Zählungen des ausländischen Kraftfahrzeugverkehrs auf den Bundesautobahnen und Europastraßen 2008  
Lensing € 16,50

V 198: Stoffeintrag in Straßenrandböden – Messzeitraum 2005/2006  
Kocher, Brose, Chlubek, Karagüzel, Klein, Siebertz € 14,50

V 199: Stoffeintrag in Straßenrandböden - Messzeitraum 2006/2007  
Kocher, Brose, Chlubek, Görg, Klein, Siebertz € 14,00

V 200: Ermittlung von Standarts für anforderungsgerechte Datenqualität bei Verkehrserhebungen  
Bäumer, Hautzinger, Kathmann, Schmitz, Sommer, Wermuth € 18,00 -

V 201: Quantifizierung der Sicherheitswirkungen verschiedener Bau-, Gestaltungs- und Betriebsformen auf Landstraßen  
Viets, Dohmen, Dürhager, Legge € 16,00

## 2011

V 202: Einfluss innerörtlicher Grünflächen und Wasserflächen auf die PM10-Belastung  
Endlicher, Langner, Dannenmeier, Fiedler, Herrmann, Ohmer, Dalter, Kull, Gebhardt, Hartmann € 16,00 -

Alle Berichte sind zu beziehen beim:

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

Dort ist auch ein Komplettverzeichnis erhältlich.