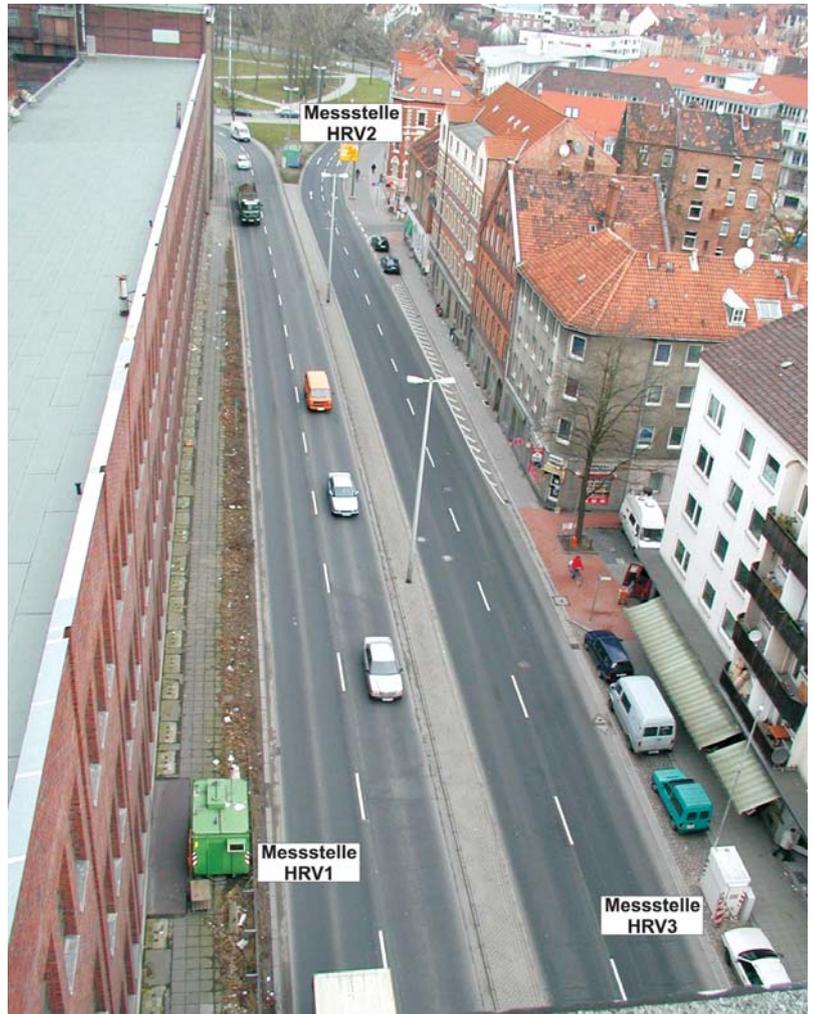
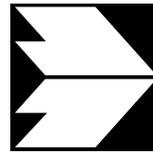




Niedersächsisches  
Landesamt für  
Ökologie



### 1. Materialband für Maßnahmenpläne nach der EU-Richtlinie zur Luftqualität **Feinstaub und Schadgas- belastungen in der Göttinger Straße, Hannover**



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

An der Roßweid 3  
76229 Karlsruhe

Telefon: 0721 / 6 25 10 -0  
Telefax: 0721 / 6 25 10 30  
E-Mail: info.ka@lohmeyer.de  
USt-IdNr.: DE 143545044

## **FEINSTAUB UND SCHADGASBELASTUNGEN IN DER GÖTTINGER STRASSE, HANNOVER**

Auftraggeber: Niedersächsisches Landesamt  
für Ökologie (NLÖ)  
Göttinger Straße 14  
30449 Hannover

In Zusammenarbeit

**Ingenieurbüro  
Dr.-Ing. Achim Lohmeyer,  
Karlsruhe**

Dr.-Ing. W. Bächlin  
Dipl.-Met. H. Frantz  
Dr.-Ing. A. Lohmeyer

**Institut für Verfahrenstechnik  
und Dampfkesselwesen,  
Universität Stuttgart**

Dipl.-Ing. A. Dreiseidler  
Prof. Dr.-Ing. G. Baumbach

**Ingenieurbüro Theurer  
Dr.-Ing. W. Theurer**

**Niedersächsisches Lan-  
desamt für Ökologie  
(NLÖ), Hannover**

Dr. B. Heits  
Dipl.-Met. W.J. Müller  
Dr. K.-P. Giesen

April 2003  
Projekt 1847

## INHALTSVERZEICHNIS

<b>1</b>	<b>EINLEITUNG - BESCHREIBUNG DES PROJEKTES</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>AUSGANGSSITUATION EU-RICHTLINIEN</b> .....	<b>4</b>
	2.1 Datenqualitätsziele - Anforderung der Messgenauigkeit.....	4
	2.2 Betrachtung PM10 hinsichtlich der EU-Grenzwerte gemäß der 1. TRL 1999/ 30/EG.....	5
	2.3 Orientierende Messungen für PM2.5 .....	7
<b>3</b>	<b>EINGANGSDATEN UND ÖRTLICHE VERHÄLTNISSE</b> .....	<b>8</b>
	3.1 Lage des Untersuchungsgebietes.....	8
	3.2 Meteorologische Daten.....	12
	3.2.1 Monatsdaten Januar – Dezember 2002.....	12
	3.2.2 Tagesmittelwerte während der Intensivmessphasen.....	14
	3.3 Schadstoffvorbelastung .....	15
	3.4 Verkehrsdaten.....	15
<b>4</b>	<b>MESSTECHNISCHE UNTERSUCHUNGEN ZUR PMX-BELASTUNG IN DER GÖTTINGER STRASSE, HANNOVER</b> .....	<b>22</b>
	4.1 Beschreibung der eingesetzten Mess- und Analyseverfahren .....	22
	4.1.1 Erfassung der PM10- und PM2.5-Konzentrationen – KleinfILTERGERÄTE.....	22
	4.1.2 Erfassung von Partikelgrößenanzahlverteilungen – Optische Partikelzähler.....	22
	4.1.3 Erfassung der Straßenstaubbelastung PM75 und PM10.....	23
	4.1.4 Integrale Erfassung von Gasen sowie Messung von PM10 – OPSIS.....	31
	4.1.5 Analyse der Filter und des Straßenstaubes.....	33
	4.2 Qualitätssicherung .....	35
	4.2.1 KleinfILTERGERÄTE.....	35
	4.2.2 Optische Partikelzähler.....	36
	4.2.3 Filteranalytik .....	36
<b>5</b>	<b>MESSUNGEN LUFTHYGIENISCHES ÜBERWACHUNGSSYSTEM NIEDERSACHSEN (LÜN) IN DER GÖTTINGER STRASSE, HANNOVER</b> .....	<b>39</b>
	5.1 Langzeitentwicklung.....	39

5.2	Kurzzeitentwicklung - Datenübersicht 2001 / 2002 .....	47
5.2.1	Stickstoffdioxid.....	47
5.2.2	Feinstaub.....	47
5.3	Genauigkeit der Messergebnisse der LÜN-Stationen.....	56
5.3.1	Vergleichsmessungen LML und LÜN .....	56
5.3.2	Auswertung der PM10- und PM2.5-Messungen an ausgewählten Tagen .....	57
5.4	Auswertungen der Messergebnisse des OPSIS-Messsystems .....	59
5.4.1	Stickstoffdioxid.....	59
5.4.2	Feinstaubmessungen PM10 in der Göttinger Straße.....	62
5.4.3	Monatsmittelwerte der Schadgase in der Göttinger Straße .....	64
<b>6</b>	<b>DURCHFÜHRUNG DER MESSUNGEN .....</b>	<b>69</b>
6.1	Messorte und Messzeiten des Messkampagnen .....	69
6.2	Probenahme mit Kleinfiltergeräten.....	69
6.3	Messungen mit optischen Partikelzählern während der Mess- kampagnen .....	70
6.4	Kontinuierliche Messungen (OPIS-System und Daten aus den LÜN-Messstationen) .....	70
6.5	Straßenabsaugung .....	71
<b>7</b>	<b>ERGEBNISSE DER MESSUNGEN.....</b>	<b>74</b>
7.1	PM10- und PM2.5-Konzentrationen, Stationen HRSW, HRV1, HRV2 und HRV5 .....	74
7.1.1	Gravimetrie – Konzentrationen der Messungen mit den Klein- filtergeräten.....	74
7.1.2	Analyse Inhaltsstoffe.....	80
7.2	Partikelgrößenanzahlverteilungen, Stationen HRSW und HRV1 .....	81
7.2.1	Tagesgänge.....	82
7.2.2	Unterschiede zwischen den Stationen HRV1 und HRSW .....	84
7.3	Straßenabsaugung .....	90
7.3.1	Straßenstaubbelastung TSP, PM75 und PM10.....	90
7.3.2	Straßenstaubinhaltsstoffe und Materialanalysen .....	98
<b>8</b>	<b>AUSBREITUNGSRECHNUNG .....</b>	<b>101</b>
8.1	Verfahren .....	101

---

8.1.1 Emissionsmodellierung.....	101
8.1.2 Ausbreitungsmodellierung nahes Umfeld mit Modell MISKAM.....	105
8.1.3 Immissionsmodellierung weiteres Umfeld mit Netzmodell PROKAS	107
8.2 Ergebnisse.....	108
8.2.1 Strömungsfeld in der Göttinger Straße.....	108
8.2.2 Immissionsprognosen.....	112
8.2.3 Sensitivitätsbetrachtung Emissionsmodellierung.....	122
8.2.4 Ergebnisdiskussion.....	127
<b>9 ERMITTLUNG VON PMX-QUELLEN - REZEPTORBETRACHTUNG .....</b>	<b>131</b>
9.1 Möglichkeiten der Quellzuordnung.....	131
9.2 Ergebnisse aus den Straßenstaub-, Straßenmaterial- und Grünstreifenanalysen.....	132
9.2.1 Faktorenanalyse.....	135
9.2.2 Vorgehensweise der Faktorenanalyse .....	137
9.2.3 Eingangsdaten .....	137
9.2.4 Berechnung.....	138
9.2.5 Ergebnisse .....	145
9.2.6 Weitere Berechnungen.....	147
9.2.7 Zusammenfassung.....	149
<b>10 URSACHENANALYSE, STAND DER TECHNIK, MINDERUNGSMASSNAHMEN .....</b>	<b>151</b>
10.1 Ursachenanalyse.....	151
10.1.1 Auspuffbedingte Emissionsfaktoren, Stand der Technik.....	151
10.1.2 Nicht auspuffbedingte Emissionsfaktoren, Stand der Technik .....	154
10.2 Minderungsmaßnahmen.....	157
<b>11 ZUSAMMENFASSUNG UND FAZIT.....</b>	<b>162</b>
<b>12 LITERATUR .....</b>	<b>166</b>

**A N H A N G**

<b>A KORRELATIONEN ZWISCHEN DEN MESSWERTEN OPSIS UND DEN MESSWERTEN DER ANDEREN STATIONEN .....</b>	<b>171</b>
<b>B GEMESSENE PM10- BZW. PM2.5-KONZENTRATIONEN WÄHREND DES OSTERZEITRAUMS 30.03 BIS 01.04.2002.....</b>	<b>176</b>

**Hinweise:**

Die Tabellen und Abbildungen sind kapitelweise durchnummeriert.

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

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

## 1 EINLEITUNG - BESCHREIBUNG DES PROJEKTES

Die EU-Richtlinie zur Luftqualität (96/62/EG), zusammen mit ihren Tochter-Richtlinien (99/30/EG, 2000/69/EG, 2002/3/EG) geben Grenzwerte für Luftschadstoffe vor. Weitere Tochter-Richtlinien zu Grenzwerten anderer Schadstoffe sind auf EU-Ebene in Vorbereitung. Neben der Festsetzung von Grenzwerten werden in den Tochter-Richtlinien auch die Bedingungen der Datengüte (DQO), wie Datenverfügbarkeit, Messgenauigkeit Nachweisgrenze, festgelegt. Die bereits verabschiedeten EU-Richtlinien wurden in Form der siebten Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes sowie der 22. Bundes-Immissionsschutzverordnung in nationales Recht umgesetzt.

Vor dem Hintergrund dieser neuen EU-Luftqualitätsstandards und der geforderten Darstellung der Immissionsverhältnisse in Form von Belastungskarten wurde im Rahmen des Forschungsprogramms AFO2000, gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung, das Verbundprojekt VALIUM (Entwicklung und **VAL**idierung von Instrumenten zur **Um**setzung der Europäischen Luftqualitäts-Politik) eingerichtet. Ziel dieses Projektverbundes ist die Entwicklung einer für verschiedene Skalen einsetzbaren Modellkette zur Erstellung der geforderten Belastungskarten. Zur Validierung dieser Modellkette wird ein Validierungsdatensatz erarbeitet, der u.a. umfangreiche Messungen verschiedener Schadstoffe und meteorologischer Größen sowie Tracerexperimente in der Natur und im Windkanal beinhaltet. Als Untersuchungsgebiet wurde Hannover ausgewählt, wobei sich die mikroskalige Betrachtung auf die Göttinger Straße in Hannover in Höhe des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie (NLÖ) bezieht. Dort liegen vom NLÖ umfangreiche Messungen bereits vor, die im Rahmen des Verbundprojektes VALIUM ergänzt werden. Für das Gebiet mit einem Radius von ca. einem Kilometer um das Gebäude des NLÖ wird im Projekt VALIUM ein detaillierter Datensatz erstellt, der sowohl die relevanten Eingangsgrößen als auch die entsprechenden Schadstoffmesswerte enthält.

In Ergänzung zu diesem Programm wurde vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLÖ) eine Studie in Auftrag gegeben mit dem Ziel, detailliertere Aussagen zu den Entstehungsmechanismen des Feinstaubes im Straßenraum zu liefern. Diese Detailbetrachtung wird innerhalb des oben beschriebenen Untersuchungsraumes im Umkreis der Göttinger Straße durchgeführt. Basis dieser Studie bilden die Messungen und Informationen des NLÖ, die durch zusätzliche Messungen und Modellierungen ergänzt werden. Die Vorgehensweise ist nachfolgend beschrieben.

Die Emissionen des Staubes (PM<sub>x</sub>) im Straßenbereich setzen sich zusammen aus Anteilen der direkten Auspuffabgase und Anteilen durch Aufwirbelung von Straßenstaub sowie Beiträgen, die von außen in den Straßenraum eingetragen werden. Es gilt daher, die einzelnen Komponenten zu erfassen.

Der Staubbelag auf der Straße ist abhängig von dem Zustand der Straße, dem Verkehr, der Meteorologie (Regen) und dem Eintrag aus der Umgebung. Zur Erfassung des verfügbaren Staubbelages wurden an insgesamt vier Terminen Straßenstaubabsaugungen vorgenommen und daraus die PM<sub>75</sub>- und PM<sub>10</sub>-Anteile sowie deren Inhaltsstoffe bestimmt. Die Emissionsanteile aus den Auspuffabgasen können über eine Emissionsmodellierung auf der Basis vorhandener Verkehrszahlen und entsprechender Emissionsfaktoren (UBA, 1999) beschrieben werden.

Um die immissionsseitigen Verhältnisse besser erfassen zu können, erfolgten ergänzend zu den Messungen mit den BETA-Staubmonitoren des NLÖ im Zeitraum April 2002 bis August 2002 zusätzliche Feinstaubmessungen mit Kleinfiltergeräten (24h-Probennahme) im Straßenraum und an der Station HRSW auf dem Dach des NLÖ-Gebäudes in der Göttinger Straße. Die Filter wurden gravimetrisch und bzgl. der Inhaltsstoffe ausgewertet. Neben den gravimetrischen Anteilen sind bei der Betrachtung des Feinstaubes auch Kenntnisse über die Größenverteilung der emittierten und in der Straßenschlucht aus den Vorläufersubstanzen gebildeten Fein- und Feinststäuben erforderlich. Diese wurden zeitaufgelöst mittels zweier optischer Partikelzähler innerhalb der Straßenschlucht und auf dem Dach (städtischer Hintergrund) erfasst und verglichen. Diese Messungen erfolgten während zweier Intensivmessphasen von jeweils ca. 14 Tage Dauer.

Mit den Ergebnissen aus den zuvor dargestellten Untersuchungen liegen die Eingangsinformationen für eine Ursachenanalyse vor. Diese erfolgt nach zwei unterschiedlichen Methoden, einer Ausbreitungs- und einer Rezeptormodellierung.

Bei der Ausbreitungsmodellierung wurde die Göttinger Straße und die nähere Umgebung detailliert mit einem numerischen Strömungs- und Ausbreitungsmodell abgebildet. Die PM<sub>10</sub>-Emissionen wurden mit einem dem Stand der Technik entsprechenden Emissionsmodell beschrieben und mit Hilfe des Ausbreitungsmodells die Immissionen berechnet. Diese wurden verglichen mit den tatsächlich gemessenen, gravimetrisch ermittelten Immissionen, anhand einer Sensitivitätsbetrachtung diskutiert und Rückschlüsse bzgl. des Verkehrsanteils an der Gesamtfinstaubbelastung geliefert.

Die zweite Methode stellt die Rezeptormodellierung dar. Eingangsdaten für rezeptororientierte Modelle sind die Ergebnisse der chemischen Analysen am Immissionsort (Rezeptor). Dafür eignen sich Inhaltsstoffe, die für bestimmte Emissionsquellgruppen spezifisch sind, keine chemische Änderung erfahren und somit Rückschlüsse auf die jeweilige Quelle ermöglichen. Als Ergebnis erhält man Informationen zwischen Rezeptor und den Emissionen wichtiger Quellen bzw. Quellgruppen. Mittels dieser Matrizen waren Aussagen über den Beitrag zur Partikelbelastung am Immissionsort möglich.

Aufbauend auf den zuvor ausgeführten Betrachtungen wird eine Ursachenanalyse durchgeführt und diskutiert. Diese liefert die Grundlagen zur Erstellung eines Maßnahmenkataloges zur Reduzierung der PM10-Immissionen im Bereich der Göttinger Straße als typisches Beispiel für ein städtisches Quartier.

## 2 AUSGANGSSITUATION EU-RICHTLINIEN

Die Europäische Union definiert derzeit in einer zweiten Generation von Richtlinien die Beurteilungsmaßstäbe von Luftschadstoffimmissionen neu. Die EU-Richtlinie zur Luftqualität (96/62/EG), zusammen mit ihren Tochter-Richtlinien (99/30/EG, 2000/69/EG, 2002/3/EG) geben Grenzwerte für Luftschadstoffe vor, wie z.B. Stickstoffoxide, Schwefeldioxid, Ozon, Benzol, Kohlenmonoxid, Feinstaub (PM10) oder auch Partikelinhaltsstoffe (z.B. Blei (Pb), Arsen (As), Cadmium (Cd), Zink (Zn)). In den Tochter-Richtlinien werden neben der Festsetzung von Grenzwerten auch die Bedingungen der Datengüte, wie z.B. Datenverfügbarkeit, Messgenauigkeit, Nachweisgrenze, festgelegt. Die bereits verabschiedeten EU-Richtlinien wurden in Form der siebten Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes sowie der 22. Bundes-Immissionsschutzverordnung in nationales Recht umgesetzt.

Für einen Großteil der ab dem Jahr 2005 einzuhaltenden EU-Grenzwerte besteht kein akuter Handlungsbedarf zur Minderung der Immissionsbelastung. Dies gilt jedoch nicht hinsichtlich des Feinstaubes (PM10). Nach derzeitigen Messungen und Abschätzungen wird vor allen Dingen der zukünftige Kurzzeitgrenzwert für Feinstaub an mehreren Messstellen z.T. deutlich überschritten. Deshalb besteht Handlungsbedarf speziell hinsichtlich der Minderung von Feinstaub.

Die oben genannten EU-Richtlinien, die in nationales Recht umgesetzt wurden und werden, stellen den Bund und die Länder vor besondere Herausforderungen. Die bestehenden Luftgüte-Messnetze der Länder müssen derzeit überprüft werden, ob sie den Anforderungen der neuen Gesetze (BImSchG, 2002) und Verordnungen (22. BImSchV, 2002) genügen. Besondere Beachtung finden hierbei die Vorschriften zur Messgenauigkeit, zu den neuen Grenzwerten sowie zu den orientierenden Messungen weiterer Luftgütegrößen (PM2.5). Neben Feinstaub werden bei der Betrachtung der Ausgangssituation in der Göttinger Straße die Stickoxide beschrieben, deshalb werden im Folgenden auch für Stickstoffoxide die Qualitätsziele mit aufgeführt.

### 2.1 Datenqualitätsziele - Anforderung der Messgenauigkeit

Zum ordnungsgemäßen Betrieb eines Luftgüte-Messnetzes gehört die ständige Überprüfung und Validierung der hierbei gesammelten Daten. Die neuen Vorschriften beschreiben konkret die Ziele für die Datenqualität hinsichtlich der erforderlichen Genauigkeit der Beurteilungsmethoden sowie der Mindestzeitdauer und der Messdatenerfassung. In **Tab. 2.1** sind die Angaben zur Genauigkeit und der Mindestdatenerfassung für kontinuierliche und orientierende Messungen für Partikel aufgeführt.

	<b>Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide</b>	<b>Partikel und Blei</b>
Kontinuierliche Messung Genauigkeit Mindestdatenerfassung	15 % 90 %	25 % 90 %
Orientierende Messung Genauigkeit Mindestdatenerfassung Mindestzeitdauer	25 % 90 % 14 % (eine Messung wöchentlich nach dem Zufallsprinzip gleichmäßig über das Jahr verteilt oder acht Wochen gleichmäßig über das Jahr verteilt)	50 % 90 % 14 % (eine Messung wöchentlich nach dem Zufallsprinzip gleichmäßig über das Jahr verteilt oder acht Wochen gleichmäßig über das Jahr verteilt)
Modellberechnung Genauigkeit: Stundenmittelwerte Tagesmittelwerte Jahresmittelwerte	50 – 60 % 50 % 30 %	noch nicht festgelegt <sup>(1)</sup> 50 %
Objektive Schätzung Genauigkeit:	75 %	100 %

<sup>(1)</sup> Änderungen zur Anpassung dieses Punkts an den wissenschaftlichen und technischen Fortschritt werden nach dem Verfahren des Artikels 12 Absatz 2 der Richtlinie 96/62/EG erlassen.

Tab. 2.1: Geforderte Messgenauigkeit nach den neuen Vorschriften für ausgewählte Gase und Partikel (als PM10) (Richtlinie 1999/30/EG, 22. BImSchV, 2002)

Die Überprüfung der Messgenauigkeit und der Mindestdatenerfassung für Messungen im Luftgüte-Messnetz erfolgt in speziell konzipierten Qualitätssicherungsprogrammen.

## **2.2 Betrachtung PM10 hinsichtlich der EU-Grenzwerte gemäß der 1. TRL 1999/30/EG**

In der Novellierung der 22. Bundes-Immissionsschutzverordnung (22. BImSchV, 2002) sind erste Grenzwerte der Europäischen Union (Richtlinie 1999/30/EG) in nationales Recht umgesetzt worden. In **Tab. 2.2** sind einige dieser Werte dargestellt. Zum Schutz von Ökosystemen oder der Vegetation sind weitere Grenzwerte festgelegt worden.

Der in der vorhergehenden 22. BImSchV festgelegte Grenzwert für Gesamtstaub wird nun in den neuen Vorschriften durch einen Grenzwert für PM10 (Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner 10 µm) ersetzt. Hiermit wird epidemiologischen Unter-

suchungen Rechnung getragen, die insbesondere Feinstaub für gesundheitlich relevant erachten (Dockery et al., 1993).

Luftgütekomponente	Mittelungszeitraum für jeweiligen Grenzwert	Grenzwert	max. erlaubte Anzahl der Überschreitungen	Zeitpunkt zum Erreichen des Grenzwertes
Stickstoffdioxid (NO <sub>2</sub> )	1 Stunde	200 µg/m <sup>3</sup>	18	01.01.2010
	Kalenderjahr	40 µg/m <sup>3</sup>	-	01.01.2010
Partikel (PM <sub>10</sub> ), Stufe 1	24 Stunden	50 µg/m <sup>3</sup>	35	01.01.2005
	Kalenderjahr	40 µg/m <sup>3</sup>	-	01.01.2005
	24 Stunden	30 µg/m <sup>3</sup>	7	Obere Beurteilungsschwelle <sup>1</sup>
	24 Stunden	20 µg/m <sup>3</sup>	7	Untere Beurteilungsschwelle <sup>2</sup>
	Kalenderjahr	14 µg/m <sup>3</sup>	-	Obere Beurteilungsschwelle <sup>1</sup>
	Kalenderjahr	10 µg/m <sup>3</sup>	-	Untere Beurteilungsschwelle <sup>2</sup>
Partikel (PM <sub>10</sub> ), Stufe 2 <sup>3</sup>	24 Stunden	50 µg/m <sup>3</sup>	7	01.01.2010
	Kalenderjahr	20 µg/m <sup>3</sup>	-	01.01.2010

Tab. 2.2: Immissions-Grenzwerte (Richtlinie 1999/30/EG)

<sup>1</sup> Die obere Beurteilungsschwelle gibt einen Wert gemäß Anhang V der Richtlinie 1999/30/EG, unterhalb dessen nach Artikel 6 Absatz 3 der Richtlinie 96/62/EG eine Kombination von Messungen und Modellrechnungen zur Beurteilung der Luftqualität angewandt werden kann.

<sup>2</sup> Die untere Beurteilungsschwelle gibt einen Wert gemäß Anhang V der Richtlinie 1999/30/EG, unterhalb dessen nach Artikel 6 Absatz 4 der Richtlinie 96/62/EG für die Beurteilung der Luftqualität nur Modellrechnungen oder Techniken der objektiven Schätzung angewandt zu werden brauchen.

<sup>3</sup> Die in der Richtlinie 99/30/EG für das Jahr 2010 genannten PM<sub>10</sub>-Werte der 2. Stufe in **Tab. 2.2** sind nicht in die 22. BImSchV übernommen worden. Laut EG-Richtlinie sind diese Werte der 2. Stufe als Richtgrenzwerte aufzufassen, die nach Artikel 10 der EG-Richtlinie im Rahmen der Revision hinsichtlich Verbindlichkeit zu überprüfen sind.

In **Abb. 2.1** ist gezeigt, wie sich die Grenzwerte und weitere relevante Größen für PM<sub>10</sub> in der Richtlinie 1999/30/EG bzw. in der Novellierung der 22. BImSchV darstellen. Als Zeitpunkt zum Erreichen des Grenzwertes ist für PM<sub>10</sub> das Jahr 2005 vorgesehen. Bis zum Jahr 2005 sind Toleranzmargen zulässig. Dies sind Prozentsätze des Grenzwertes, um den dieser unter den in der Richtlinie festgelegten Bedingungen überschritten werden darf. In **Abb. 2.1** sind diese Toleranzmargen mit berücksichtigt.

In Anhang VI der Richtlinie 1999/30/EG sind auch Vorgaben zu der Lage der Probenahmestellen für Messungen von Partikeln, Stickstoffdioxid und Stickstoffdioxid sowie Schwefeldioxid und Blei zu finden. Dabei wurde unterschieden zwischen großräumigen und lokalen Standortkriterien.

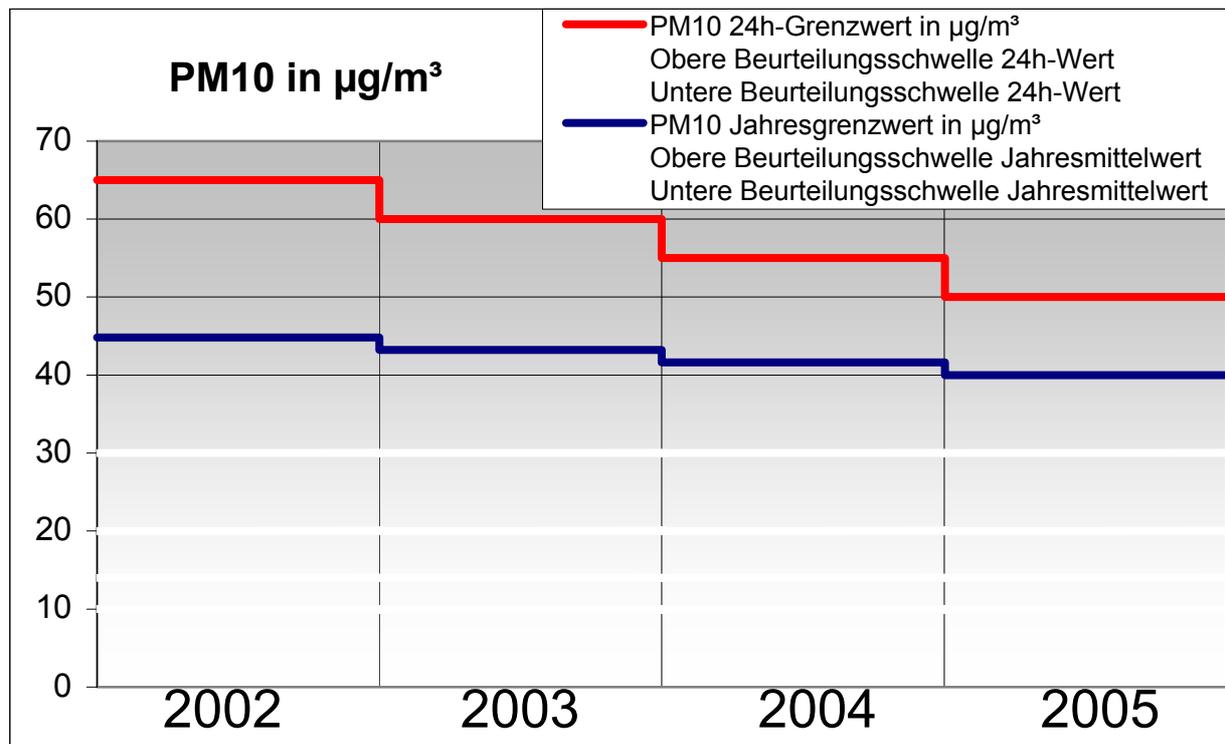


Abb. 2.1: Verlauf der PM10-Beurteilungswerte (Grenzwert und Toleranzmarge) in Abhängigkeit der Jahre von 2002 – 2005

### 2.3 Orientierende Messungen für PM2.5

Ebenfalls sind die EU-Mitgliedsstaaten aufgefordert, nach Artikel 5 der Richtlinie 1999/30/EG Messstationen zur Bereitstellung von Daten über PM2.5-Konzentrationen (PM2.5; Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner  $2.5 \mu\text{m}$ ) einzurichten und zu betreiben. Die PM2.5-Konzentrationen sollen dabei innerhalb des Landes repräsentativ erfasst werden. In Stufe 2 der Grenzwerte für Partikel sollen weitere Informationen über die Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt berücksichtigt werden, was sich unter anderem in der Einführung eines Grenzwertes für PM2.5 niederschlagen könnte.

### 3 EINGANGSDATEN UND ÖRTLICHE VERHÄLTNISSE

#### 3.1 Lage des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet liegt im Südwesten von Hannover im Stadtteil Linden. Der Kernbereich umfasst eine Fläche von 1 km x 1 km (siehe **Abb. 3.1**) und liegt zwischen dem Bahnhof Hannover Linden im Süden und dem Deister Platz im Norden. Im Westen wird er begrenzt durch das südliche Ende der Hanomagstraße und im Osten durch die Ritter-Brüning-Straße. Das Areal wird geprägt durch das frühere Hanomag-Industriegelände, heute Fa. Komatsu-Hanomag AG, westlich der Göttinger Straße und städtische 4-6 stöckige Bebauung östlich der Göttinger Straße. Teile der Industriegebäude wurden in den letzten Jahren zurückgebaut, es haben sich Baumärkte und Speditionen mit großen Frei- und Parkplatzflächen angesiedelt. Das erweiterte Untersuchungsgebiet umschließt mit einer Fläche von ca. 2 km x 2 km das Kerngebiet und ist in **Abb. 3.1** dargestellt. Es erstreckt sich vom Lindener Berg im Westen bis zum Niedersachsenstadion im Osten. In meridionaler Richtung umfasst es den Schlorumpsweg im Süden und die Straßenkreuzung Schwarzer Bär im Norden.

Im näheren Umkreis um die Göttinger Straße befinden sich derzeit sieben Immissionsmessstationen, die vom Lufthygienischen Überwachungssystem Niedersachsen (LÜN) bzw. von Teilnehmern des Verbundprojektes VALIUM betrieben werden. In **Abb. 3.2** ist der nördliche Teil der Göttinger Straße rund um das NLÖ mit allen LÜN-Messstationen dargestellt. Die Station HRSW befindet sich auf dem Dach des NLÖ-Gebäudes (RW 35 48 800, HW 58 03 100, Höhe 32 m über Grund). Sie gilt als Referenzstation für die übergeordnete Meteorologie sowie immissionsseitig für die Hintergrundbelastung in der Göttinger Straße. Die Stationen HRVS, HRV1, HRV2 und HRV3 befinden sich in der Göttinger Straße und sind stark verkehrsgeprägt, wobei die Station HRV2 am nördlichen Eingang zur Göttinger Straße auf dem Mittelstreifen liegt und die anderen Stationen auf Höhe des NLÖ-Gebäudes seitlich der Fahrbahnen stehen. Die Stationen HRV4 und HRV5 liegen außerhalb und damit nicht im direkten Einfluss der Göttinger Straße. HRV4 befindet sich etwa 75 m östlich in der Behnsenstraße. HRV5 steht auf dem Hof des NLÖ-Gebäudes in einer Entfernung zur Göttinger Straße von ca. 165 m. Die beiden Panoramabilder in **Abb. 3.3** vermitteln einen Eindruck bzgl. der Verhältnisse im Bereich der Messstationen HRVS, HRV1 und HRV3 sowie im Bereich der Messstation HRV2 (Deister Platz). Eine ausführliche Dokumentation der an der Verkehrsstation HRSV seit 1989 durchgeführten Untersuchungen enthält der Straßenschlucht-Bericht des NLÖ (NLÖ, 1993).

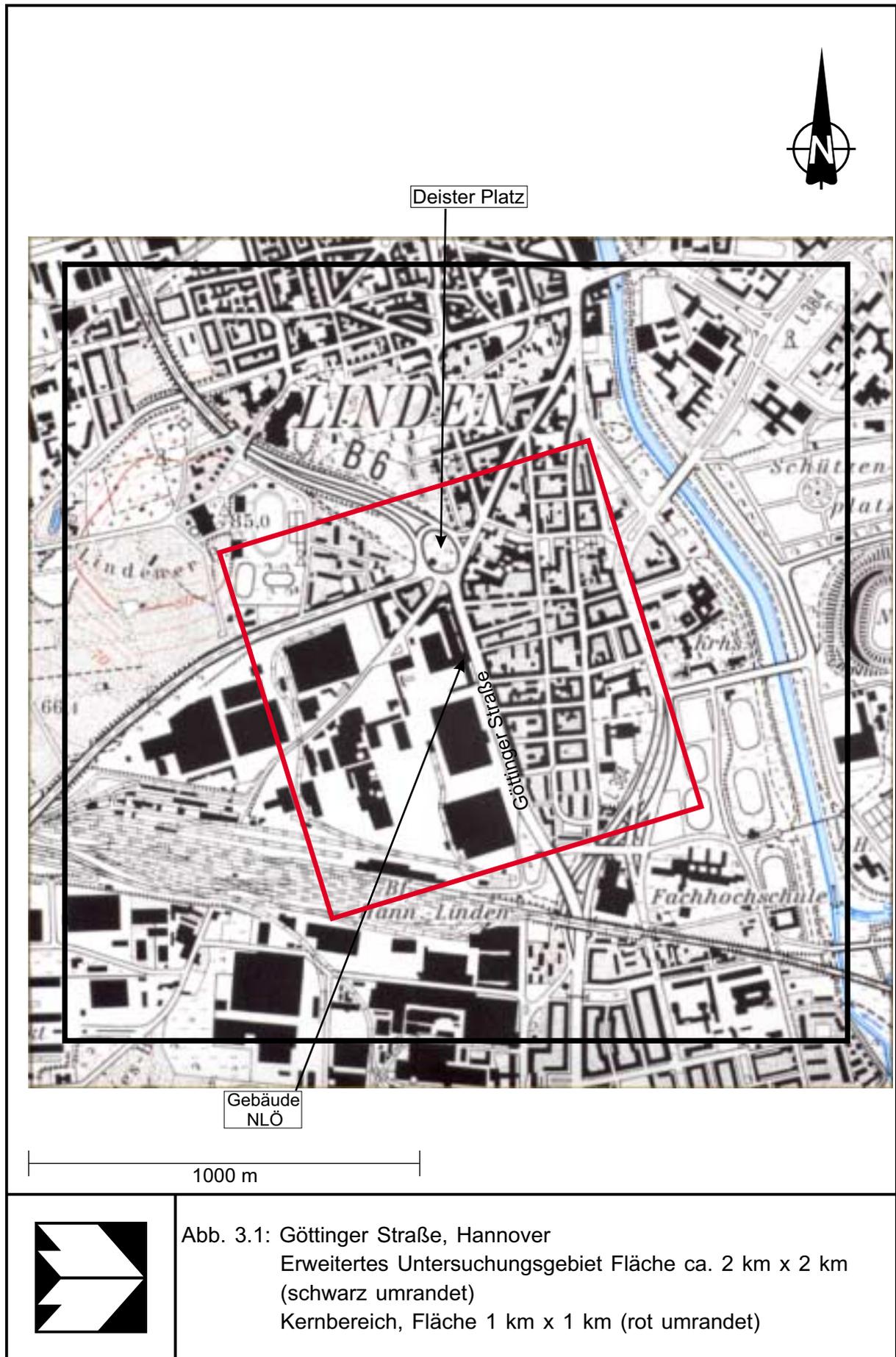


Abb. 3.1: Göttinger Straße, Hannover  
Erweitertes Untersuchungsgebiet Fläche ca. 2 km x 2 km  
(schwarz umrandet)  
Kernbereich, Fläche 1 km x 1 km (rot umrandet)



Abb 3.2: Lage der Immissionsmessungen des LÜN im Bereich der Göttinger Straße

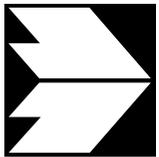
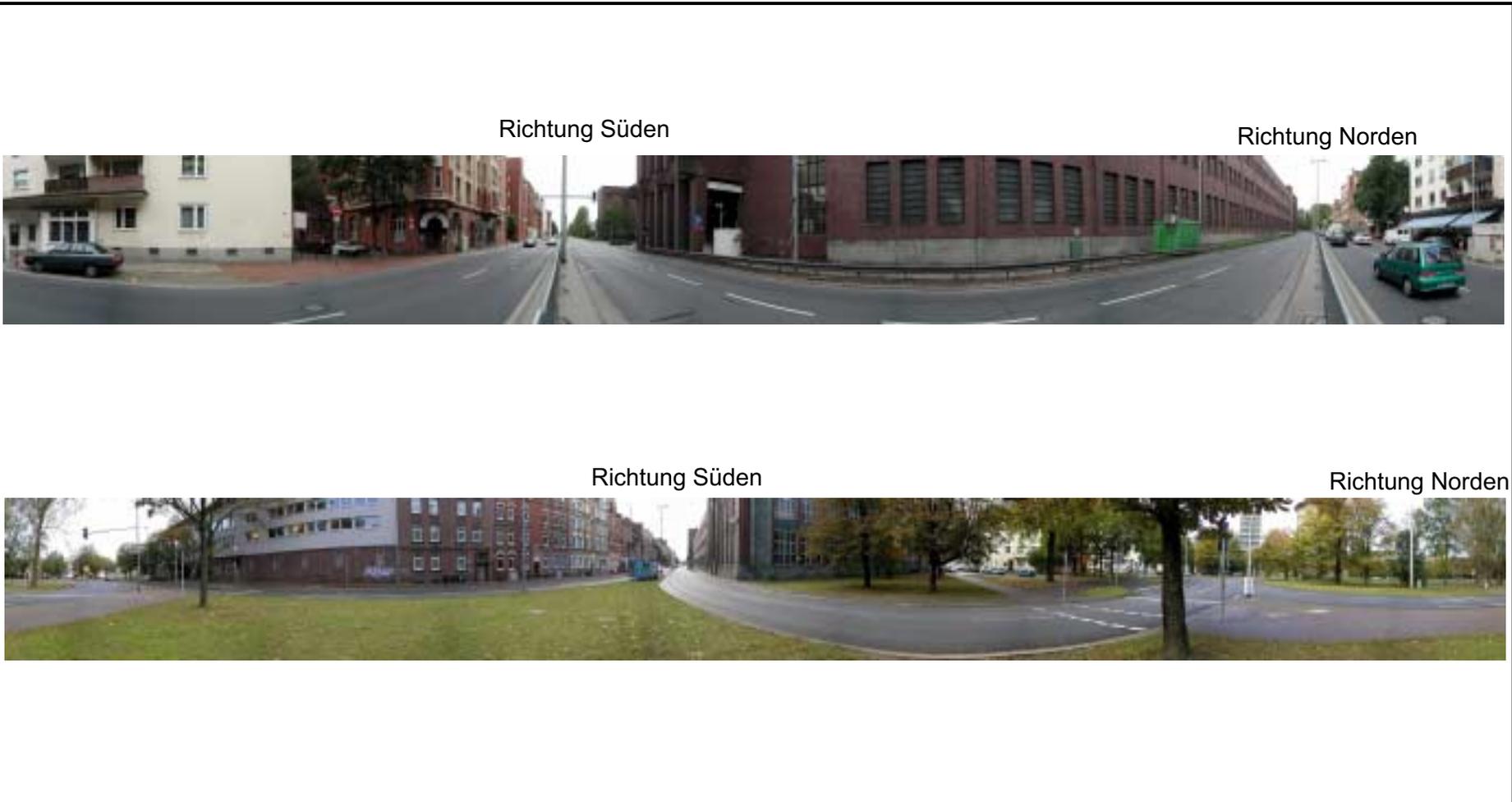


Abb. 3.3: Panoramabilder, Aufnahme NLÖ-Thauer  
oben : Standort Göttinger Straße auf Höhe Meßstation HRV1  
unten : Standort Deister Kreisel

## 3.2 Meteorologische Daten

### 3.2.1 Monatsdaten Januar – Dezember 2002

Auf dem Dach des NLÖ-Gebäudes in der Göttinger Straße 14 befindet sich die LÜN-Station HRSW (RW 35 48 800 , HW 58 03 100, Höhe 32 m über Grund). Hier werden kontinuierlich die meteorologischen Parameter Regenmenge sowie Windrichtung und Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe über Dach in Form von Halbstunden-Mittelwerten erfasst. Eine Windrose für das Jahr 2002 ist in **Abb. 3.4** dargestellt. Die großräumigen Windverhältnisse im Untersuchungsgebiet sind geprägt durch einen hohen prozentualen Anteil von Anströmungen aus einem westlichen bis nordwestlichen Sektor mit häufig hohen Windgeschwindigkeiten. Windrichtungen aus Ost werden hingegen dominiert von niedrigeren Windgeschwindigkeiten. Die mittlere Windgeschwindigkeit für den Zeitraum von Januar 2002 bis Dezember 2002 beträgt 3.8 m/s. Betrachtet man Windrichtung und Windgeschwindigkeit monatsweise ergeben sich starke Unterschiede in den Verteilungen. Die mittleren Windgeschwindigkeiten der einzelnen Monate des Jahres 2002 sind in **Tab. 3.1** aufgeführt.

Monat 2002	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
Mittlere Windgeschwindigkeit [m/s]	5.1	5.9	4.2	3.5	3.1	3.5	3.6	2.5	2.9	4.5	3.5	4.0

Tab. 3.1: Mittlere Windgeschwindigkeit an der Station HRSW

Der Anteil der Tage, an denen der Niederschlag mehr als 0.1 mm beträgt, liegt für den Zeitraum von Januar bis Dezember 2002 bei 52 %. Ebenso wie beim Wind ergeben sich auch hier starke Unterschiede bei der Betrachtung der einzelnen Monate. In **Tab. 3.2** sind die Anteile der Tage mit Niederschlag > 0.1 mm für die einzelnen Monate des Jahres 2002 aufgeführt.

Monat 2002	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
Anteil Tage mit Niederschlag > 0.1 mm [%]	52	61	35	43	39	53	65	48	-	48	53	58

Tab. 3.2: Anteil der Tage mit Niederschlag > 0.1 mm an der Station HRSW

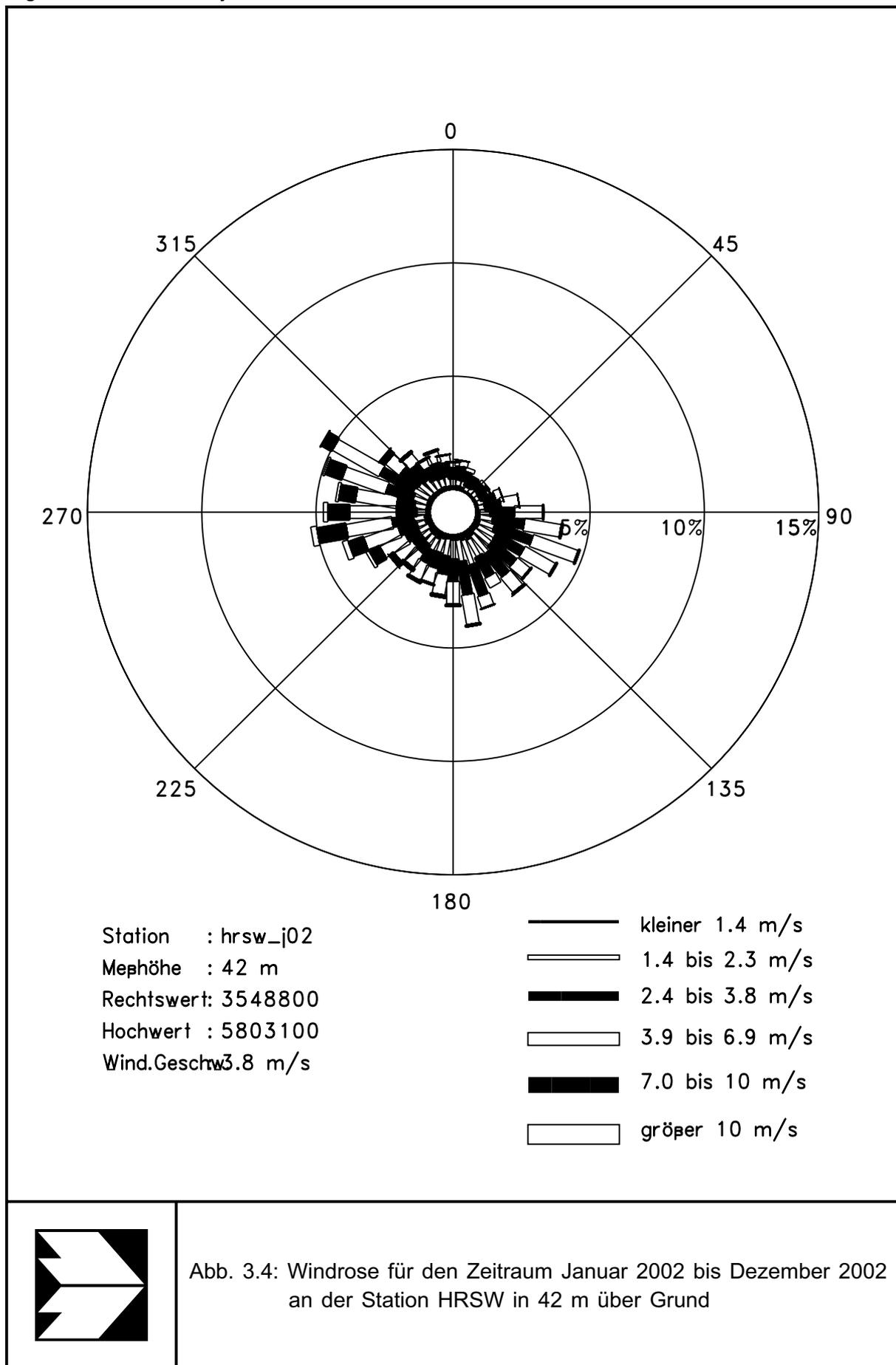


Abb. 3.4: Windrose für den Zeitraum Januar 2002 bis Dezember 2002 an der Station HRSW in 42 m über Grund

### 3.2.2 Tagesmittelwerte während der Intensivmessphasen

Bei den Messungen der Partikelgrößenanzahlverteilungen wurden Tagesverläufe erfasst. **Tab. 3.3** und **Tab. 3.4** liefern die meteorologischen Bedingungen während der beiden Intensivmessphasen mit den optischen Partikelzählern.

Datum	Temp.	Druck	mittlere Global- strahlung pro 24 h	Hauptwind- richtung	Windgeschwindigkeit			relative Luft- feuchte	Re- gen- dauer
	°C	hPa			W/m <sup>2</sup>	mittlere	min.		
	°C	hPa	W/m <sup>2</sup>		m/s	m/s	m/s	%	h
15.04.2002	7.7	998.2	42.0	West-Nordwest	3.3	1.0	4.7	96.5	18.4
16.04.2002	7.2	1000.2	47.2	Nord-Nordost	1.8	1.0	3.0	97.3	21.7
17.04.2002	7.4	1002.4	57.0	West-Nordwest	1.4	0.4	2.7	87.4	7.3
18.04.2002	10.8	1004.3	175.9	Süd-Südwest	2.0	0.2	4.9	74.4	6.6
19.04.2002	10.7	1007.8	134.6	West-Nordwest	2.0	0.2	3.0	73.4	4.3
20.04.2002	10.3	1016.2	174.6	Nord	2.0	0.7	3.7	71.4	0.0
21.04.2002	12.5	1023.7	158.6	Ost-Südost	1.4	0.1	2.6	61.9	0.0
22.04.2002	14.7	1020.6	256.3	Süd-Südost	2.2	1.3	5.4	54.0	0.0
23.04.2002	14.7	1015.0	139.0	Nord-Nordwest	4.0	1.5	5.9	55.3	1.8
24.04.2002	12.9	1013.9	45.4	West-Nordwest	2.1	0.3	3.9	89.8	10.2
25.04.2002	15.7	1008.4	219.5	West-Nordwest	2.8	0.2	6.2	63.2	0.0
26.04.2002	11.8	995.9	120.2	West-Nordwest	3.9	2.0	7.0	71.6	3.8

Tab. 3.3: Meteorologische Bedingungen während der 1. Intensivmessphase. Tagesmittelwerte

Datum	Temp.	Druck	mittlere Global- strahlung pro 24 h	Hauptwind- richtung	Windgeschwindigkeit			relative Luft- feuchte	Re- gen- dauer
	°C	hPa			W/m <sup>2</sup>	mittlere	min.		
	°C	hPa	W/m <sup>2</sup>		m/s	m/s	m/s	%	h
04.08.2002	20.4	1003.9	199.1	Ost-Südost	2.0	0.2	5.0	75.5	2.7
05.08.2002	19.5	1003.6	139.1	West	2.4	1.5	4.0	73.4	0.6
06.08.2002	20.6	1003.3	228.9	Süd-Südwest	1.6	0.6	2.5	59.9	0.0
07.08.2002	19.6	1003.8	145.6	Nord-Nordwest	2.4	1.5	4.3	79.8	2.1
08.08.2002	19.7	1003.5	107.0	Süd	1.6	0.6	3.7	86.8	1.9
09.08.2002	20.5	998.8	177.6	Süd	2.4	1.4	4.0	69.1	0.1
10.08.2002	19.3	995.6	123.0	Nord-Nordwest	2.0	0.2	6.2	82.7	6.2
11.08.2002	20.2	995.1	150.0	West-Nordwest	2.4	1.1	4.3	84.4	3.1
12.08.2002	19.0	996.0	73.1	Nord-Nordwest	5.3	3.1	7.4	80.8	3.0
13.08.2002	19.4	1004.6	199.1	Nord-Nordwest	5.1	2.5	7.5	67.7	0.1
14.08.2002	20.9	1009.2	124.5	West-Nordwest	2.8	1.9	4.7	70.0	0.0
15.08.2002	23.1	1009.5	247.9	Ost	1.5	0.1	2.8	55.9	0.0
16.08.2002	23.6	1009.7	269.4	Ost	1.6	0.4	2.4	52.6	0.0

Tab. 3.4: Meteorologische Bedingungen während der 2. Intensivmessphase. Tagesmittelwerte

### 3.3 Schadstoffvorbelastung

Die Schadstoffvorbelastung bezeichnet die Belastung, die ohne Emissionen im eigentlichen Untersuchungsgebiet vorhanden wäre. Zur Abschätzung der Vorbelastung dienen mehrere LÜN-Messstellen, die sich nicht im direkten Einfluss der Göttinger Straße befinden. Dies ist zum einen die Station HRSW auf dem Dach des NLÖ-Gebäudes in einer Höhe von ca. 35 m über der Göttinger Straße und einer horizontalen Entfernung zur Göttinger Straße von ca. 30 m. Des Weiteren befindet sich die Station HRV4 in der Behnsenstraße, etwa 75 m östlich der Göttinger Straße in einer verkehrsberuhigten Wohngebietszone. Als dritte Station steht HRV5 zur Verfügung. Sie befindet sich auf dem Hinterhof des NLÖ-Gebäudes, ca. 165 m westlich der Göttinger Straße. An allen drei Stationen werden diskontinuierliche Messungen der PM10-Konzentration nach einem gravimetrischen Messverfahren durchgeführt. Zudem werden an HRSW und HRV4 kontinuierliche Messungen mittels BETA-Staubmonitor durchgeführt. Bekannterweise unterschätzen die Messergebnisse nach dem BETA-Absorptionsverfahren die PM10-Konzentrationen. Deshalb müssen die Ergebnisse mit einem Korrekturfaktor beaufschlagt werden. Die EU schlägt einen Korrekturfaktor von 1.3 vor. Dieser wurde nach Angaben vom NLÖ (Dr. Heits, persönliche Mitteilungen 2002) an der Messstation HRSW bei Vergleichsmessungen reproduziert.

Die **Tab. 3.5** zeigt die an der Station HRSW mit BETA\_Staubmonitoren gemessenen und mit dem Faktor 1.33 korrigierten Vorbelastungswerte für PM10.

Monat 2002	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	24	19	35	39	25	25	25	39	24	21	23	46

Tab. 3.5: Korrigierte Vorbelastungswerte von PM10 an der Station HRSW im Jahr 2002

### 3.4 Verkehrsdaten

Die Göttinger Straße ist eine stark befahrene 4-spurige Ein-/Ausfallstraße von Hannover. Sie ist Nordnordwest-Südsüdost ( $343^\circ / 163^\circ$ ) orientiert. Die Straße mündet im Norden in den mit Lichtsignalanlagen geregelten Verkehrskreis am Deister Platz. Eine Verkehrsmessstelle befindet sich ca. 200 m südlich des Kreisels. Der Mittelstreifen zwischen den Fahrspuren nach Nord und Süd ist ca. 1 m breit, mit Verbundsteinen belegt und ca. 10 cm hoch. Auf der westlichen Seite befindet sich zwischen dem westlichen Fahrstreifen und dem Gehweg ein unbefestigter Streifen, der teilweise mit Gras bewachsen ist. Auf der östlichen Straßenseite befindet sich zwischen Fahrspur und Gehweg teilweise ein Parkstreifen. Südlich der Messstelle befindet sich eine Lichtsignalanlage für Fußgänger. **Abb. 3.5** zeigt einen Blick Richtung Deister Platz vom NLÖ-Gebäude in die Göttinger Straße, **Abb. 3.6** zeigt einen Blick von Süden und **Abb. 3.7** einen Blick von Norden mit Blick auf Messstelle HRV1.



Abb. 3.5: Blick Richtung Deister Platz vom NLÖ-Gebäude in die Göttinger Straße



Abb. 3.6: Blick von Süden in die Göttinger Straße



Abb. 3.7: Blick auf HRV1 von Norden in die Göttinger Straße

In der Göttinger Straße sind vor dem Gebäude des NLÖ Induktionsschleifen in allen 4 Fahrspuren eingelassen. Die Induktionsschleifen registrieren die passierenden Fahrzeuge. Für das Jahr 2002 beträgt das durchschnittliche tägliche Verkehrsaufkommen (DTV<sup>1</sup>) werktags 29520 Fahrzeuge. Vergleicht man die einzelnen Fahrspuren untereinander, so erkennt man, dass die äußeren Fahrspuren NS1 und SN1 höhere DTV-Werte aufweisen als die beiden inneren Fahrspuren NS2 und SN2. In **Tab. 3.6** sind die DTV-Werte als Monatsmittelwerte sowie als Mittelwert für das Jahr 2002 aufgelistet.

In **Abb. 3.8** sind die DTV-Monatsmittelwerte in der Göttinger Straße von 1990 bis 2002 dargestellt.

<b>Monat 2002</b>	<b>NS 1</b>	<b>NS 2</b>	<b>SN 2</b>	<b>SN 1</b>
	<b>DTV</b>	<b>DTV</b>	<b>DTV</b>	<b>DTV</b>
Januar	7 920	5 232	6 576	8 208
Februar	8 448	5 712	6 960	8 784
März	8 544	5 568	6 816	8 832
April	8 544	5 712	7 056	8 832
Mai	8 832	6 048	7 008	9 120
Juni	8 640	5 664	6 432	9 216
Juli	8 496	4 848	5 616	9 216
August	9 216	5 856	6 864	9 504
September	8 928	5 904	6 816	9 216
Oktober	8 688	5 712	6 816	8 976
November	8 496	5 952	7 152	8 640
Dezember	7 392	4 608	5 760	7 632
Januar-Dezember	8 496	5 568	6 624	8 832

Tab. 3.6: Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärken DTV in Kfz/24 h auf den 4 Fahrspuren der Göttinger Straße. NS1: Nord-Süd außen, NS2 : Nord-Süd innen, SN2 Süd-Nord innen, SN1 : Süd-Nord außen.

<sup>1</sup> Der DTV-Wert ist definiert als das mittlere Verkehrsaufkommen in der Zeit 0:00 bis 24:00 Uhr

### VERKEHRSSSTATION HANNOVER VERKEHRSTÄRKE - KFZ

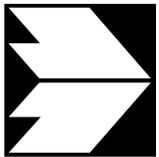
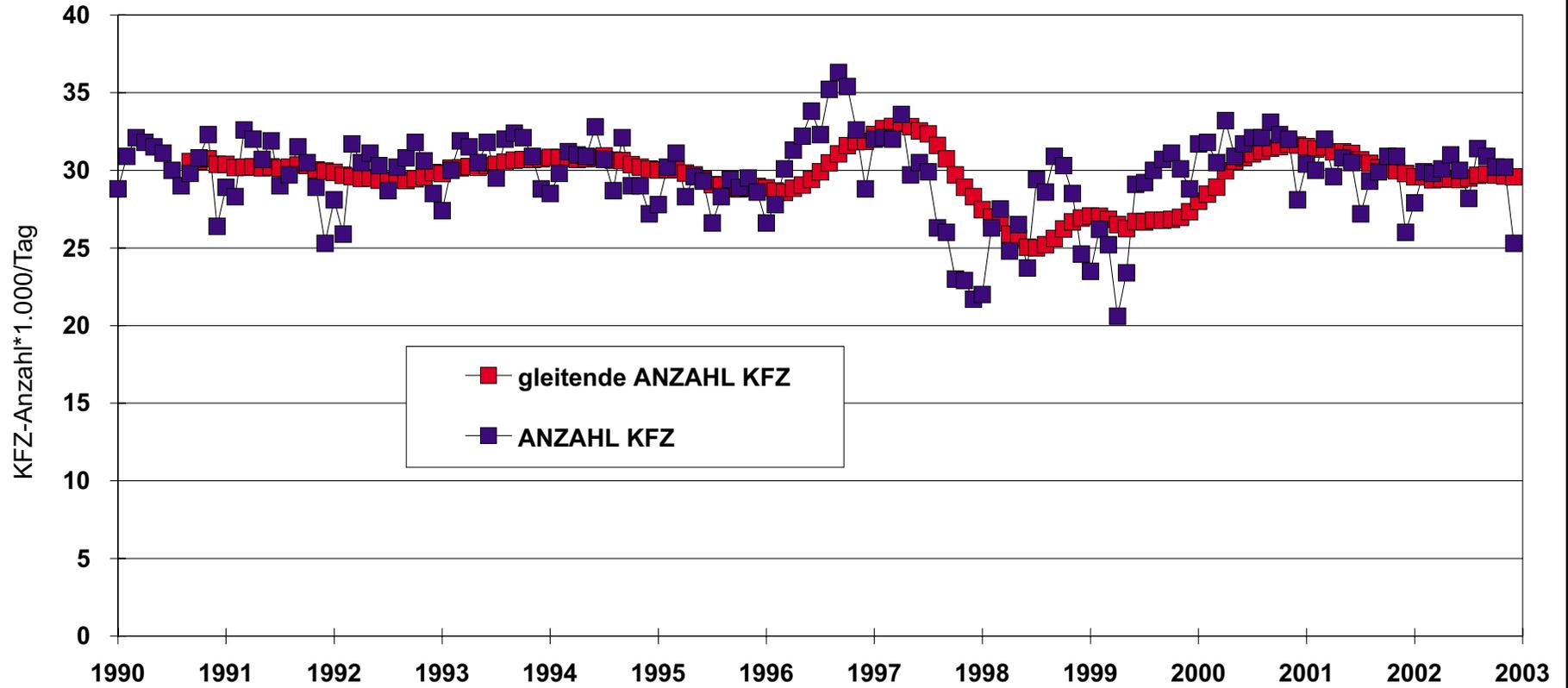


Abb. 3.8: Anzahl der KFZ an der Verkehrsstation Hannover in der Göttinger Straße von 1990-2002

Im Rahmen des Projektes VALIUM sind am 13.08.2002 Vergleichszählungen in der Göttinger Straße per Videoaufzeichnung (IER, Universität Stuttgart) durchgeführt worden. Die Vergleichszählungen haben eine gute Übereinstimmung der Gesamtverkehrszahlen ergeben. Auf Basis der Vergleichszählungen wird innerhalb dieser Studie für den Schwerverkehranteil (Gewicht > 3.5t) ein Wert von 8 % angenommen.

Weitere Verkehrsstärke-Daten im Untersuchungsgebiet sind vom IER (Kühlwein, persönliche Mitteilung) am 09.08.2001 ermittelt worden. An allen in **Abb. 3.9** mit einer Nummer gekennzeichneten Messorten ist jeweils auf Basis einer 5-Minuten-Zählung ein Wert für Werktags-DTV und –LKW-Anteil ermittelt worden. Aufgrund der kurzen Zähldauer sind dies keine stark belastbaren Werte. Zur Modellierung der Hintergrundkonzentration der Göttinger Straße sind sie jedoch hinreichend geeignet.

Bei Messungen der Fahrgeschwindigkeit aller Fahrzeuge in der Göttinger Straße ist eine für alle Fahrspuren mittlere Fahrgeschwindigkeit von ca. 36 km/h für LKW und ca. 39 km/h für alle übrigen Fahrzeuge ermittelt worden. Nach dem Handbuch für Emissionsfaktoren (UBA, 1999) wurde der gesamten Göttinger Straße vor dem NLÖ-Gebäude die Straßenkategorie IO\_HVS3 (innerorts Hauptverkehrsstraße, vorfahrtsberechtigt mit mittleren Störungen) zugeordnet. Allerdings besitzen die beiden Fahrtrichtungen unterschiedliche Charaktere. Die Fahrspuren in Richtung Norden sind geprägt durch einen Rückstau vor der Lichtsignalanlage am Deister Platz, der gut 100 m Länge und mehr erreicht. Die Fahrspuren Richtung Süden sind hingegen von wenig Störungen geprägt. Hier findet hauptsächlich ein Beschleunigungsvorgang statt. Auf Grund dieser Beobachtungen werden innerhalb dieser Untersuchung die Fahrspuren Richtung Norden mit IO\_HVS4 (innerorts Hauptverkehrsstraße, vorfahrtsberechtigt mit starken Störungen) und die Fahrspuren Richtung Süden mit IO\_HVS2 (innerorts Hauptverkehrsstraße, vorfahrtsberechtigt mit geringen Störungen) kategorisiert.

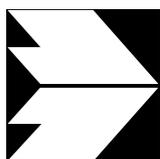
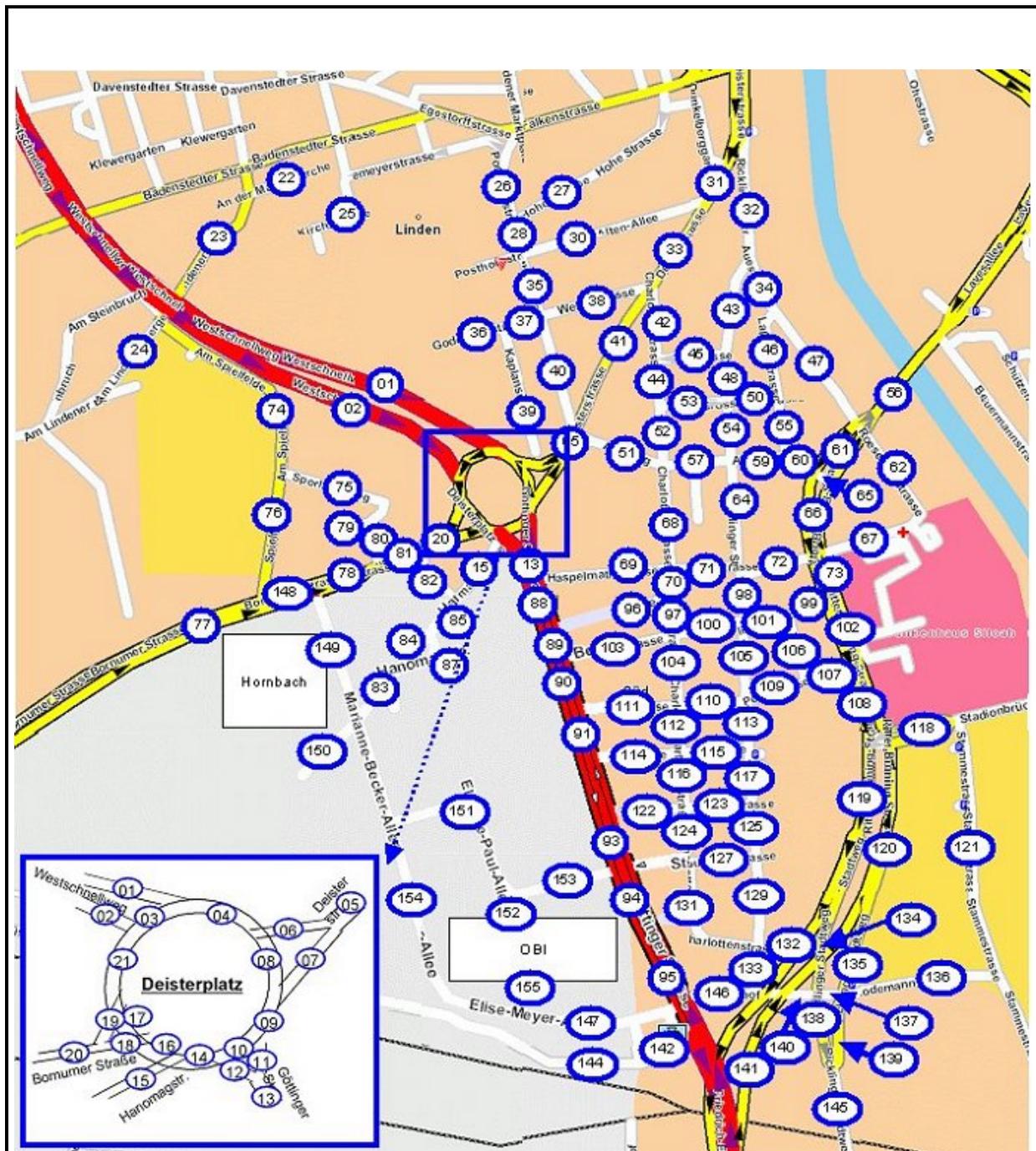


Abb. 3.9: Messpunkte der Verkehrszählung am 09.08.2001, an allen mit einer Zahl gekennzeichneten Orten ist eine Verkehrszählung durch Kühlwein (IER) durchgeführt worden.

## 4 MESSTECHNISCHE UNTERSUCHUNGEN ZUR PMX-BELASTUNG IN DER GÖTTINGER STRASSE, HANNOVER

### 4.1 Beschreibung der eingesetzten Mess- und Analyseverfahren

#### 4.1.1 Erfassung der PM10- und PM2.5-Konzentrationen – Kleinfiltergeräte

Zur Erfassung der PM10- und PM2.5-Konzentrationen wurden vier handelsübliche Kleinfiltergeräte (Low Volume Sampler, LVS) bei einem Durchsatz von 2.3 m<sup>3</sup>/h verwendet. Es handelt sich um Geräte ohne Filterwechsler sowie ohne spezielle Konditionierung der Umgebungsluft bzw. des Filterbereichs (wie z.B. temperaturkonstanter Filterbereich). Die Kleinfiltergeräte wurden mit PM10- bzw. PM2.5-Köpfen bestückt, um auf diese Weise die Trenngrenze  $d_{50}$  von 10 bzw. 2.5  $\mu\text{m}$  aerodynamischer Partikeldurchmesser zur Bestimmung der Feinstaubanteile zu erreichen. Zeitgleich wurden jeweils an zwei Messstellen (HRSW und HRV1, HRV2 bzw. HRV5) sowohl PM10- als auch PM2.5-Konzentrationsmessungen mit den Kleinfiltergeräten durchgeführt.

Das in den Kleinfiltergeräten eingesetzte Filtermaterial sind Filter aus Cellulosenitrat der Firma Sartorius mit einer Porengröße von 5  $\mu\text{m}$  und Durchmesser 50 mm. Die beprobte Filterfläche besitzt einen Durchmesser von 41 mm. Das gleiche Filter-Material (Cellulosenitrat, Fa. Sartorius, Porengröße 5  $\mu\text{m}$ ) wird vom LÜN auch beim Einsatz der Digital High-Volume-Sampler (HVS) DHA 80 verwendet, wenn anschließend bestimmte Partikel-Inhaltsstoffe wie z.B. Schwermetalle bestimmt werden sollen. Die gewählten Filter aus Cellulosenitrat zeichnen sich durch geringe Blindwerte, insbesondere geringe Schwermetallgehalte aus.

Die PM10- bzw. PM2.5-Immissionsmessungen mit den Kleinfiltergeräten, einschließlich der gravimetrischen Bestimmung der Filterbeladung, wurden gemäß VDI 2063 Blatt 1 (1999) bzw. DIN EN 12341 (1999) durchgeführt.

#### 4.1.2 Erfassung von Partikelgrößenanzahlverteilungen – Optische Partikelzähler

Neben der Bestimmung der Massenkonzentrationen von PM10 und PM2.5 in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  wurden Untersuchungen zur Partikelanzahlkonzentrationsverteilung (Anzahl Partikel/dm<sup>3</sup>) durchgeführt. Zum Einsatz kamen hierbei optische Partikelzähler, die mit insgesamt 15 Kanälen ein Partikelgrößenspektrum von 0.3  $\mu\text{m}$  bis > 10  $\mu\text{m}$  umfassen. Dies ist der im allgemeinen bei Immissionsmessungen interessante Bereich, der zur Bestimmung der Massenkonzentrationen wie PM2.5 und PM10 relevant ist. **Tab. 4.1** zeigt den Partikelgrößenbereich der Kanäle. Soweit nicht explizit bezeichnet, erfolgt die Angabe der Partikelkonzentrationen der optischen Partikelzähler als Partikelanzahl pro Liter (Luftvolumen).

Kanal	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
untere Grenze ( $\mu\text{m}$ )	0.3	0.4	0.5	0.65	0.8	1.0	1.6	2.0	3.0	4.0	5.0	7.5	10	15	20
Obere Grenze ( $\mu\text{m}$ )	0.4	0.5	0.65	0.8	1.0	1.6	2.0	3.0	4.0	5.0	7.5	10	15	20	30

Tab. 4.1: Partikelgrößenkanäle der eingesetzten optischen Partikelzähler

Das Messprinzip der optischen Partikelzähler beruht auf dem Prinzip der Streulichtmessung am Einzelpartikel. Die Partikel gelangen einzeln in ein intensiv beleuchtetes Messvolumen. Als Lichtquelle zur Erzeugung des Messvolumens wird eine Laserdiode verwendet. Der das Messvolumen durchquerende Partikel erzeugt ein Streulicht, das in einem bestimmten Winkel von einer Empfängerapertur gesammelt und auf einen Detektor geleitet wird. Die Intensität, mit der das Streulicht auf den Detektor trifft, ist ein Maß für die Partikelgröße. Die Anzahl der Streulichtimpulse – bei bekanntem Probevolumenstrom – gibt eine Aussage über die Partikelanzahlkonzentration. **Abb. 4.1** zeigt das Prinzip eines optischen Partikelzählers.

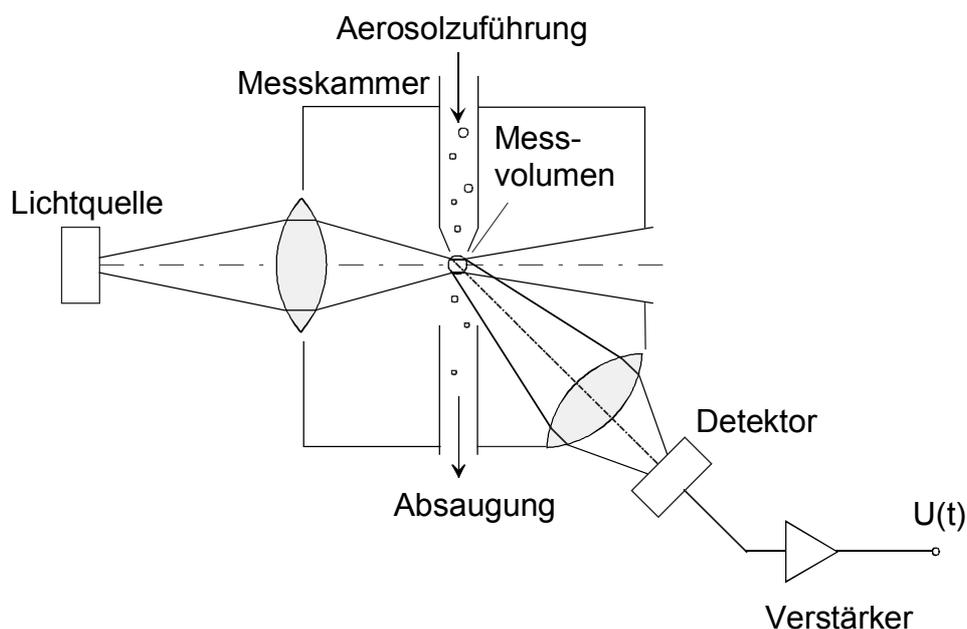


Abb. 4.1: Prinzipskizze eines optischen Partikelzählers nach Fissan (1998)

#### 4.1.3 Erfassung der Straßenstaubbelastung PM<sub>75</sub> und PM<sub>10</sub>

Die Erfassung der Straßenstaubbelastung PM<sub>75</sub> (Staub mit einer Partikelgrößenfraktion < 75  $\mu\text{m}$ ) sowie PM<sub>10</sub> (Partikel mit einer Größenfraktion < 10  $\mu\text{m}$  aerodynamischer Durchmesser) erfolgt in mehreren Schritten, die nachfolgend im Einzelnen beschrieben werden.

#### 4.1.3.1 Straßenabsaugung

Die Vorgehensweise bei der Erfassung des sich auf der Straßenoberfläche befindlichen, aufwirbelbaren Staubes orientierte sich an den einschlägigen Empfehlungen der EPA (1993) und an ähnlichen bisher durchgeführten Messungen (Rauterberg-Wulff, 2000; Sieker und Grottker, 1988). Das Verfahren wurde bei Messungen in der Lützner Strasse in Leipzig und in der Schildhornstraße in Berlin ebenfalls eingesetzt.

Die Straßenabsaugung wurde durch Herrn Dr. Theurer vom Ingenieurbüro Theurer, Speyer durchgeführt. Herr Dr. Theurer hat auch die früheren Messungen in Berlin und Leipzig durchgeführt. Es ist somit gewährleistet, dass die Ergebnisse vergleichbar sind.

Für die Staubabsaugung von der Straßenoberfläche wurde ein Handstaubsauger Typ MIELE S141 mit 750 Watt Saugleistung eingesetzt (siehe **Abb. 4.2**). Auf Grund des kurzen Abstandes zwischen der Saugdüse und dem Staubbeutel (ca. 20 cm) werden Handstaubsauger für derartige Staubmessungen empfohlen (EPA, 1993 und Rauterberg-Wulff, 2000).

Der Handstaubsauger war mit einer ca. 25 cm breiten Saugdüse für glatte Bodenoberflächen versehen. Das Leergewicht der verwendeten Papierstaubbeutel vom Typ SWIRL M52 betrug ca. 25 g. Der Staubsauger war, neben dem Papierstaubbeutel mit zwei weiteren Staubrückhaltesystemen ausgestattet. Zwischen Staubbeutel und Motor befand sich ein grobporiger Motorschutzfilter, hinter dem Motor ein feinporiger Abluftfilter. Nach Angaben der Firma Miele hält ein „Super-Air-Clean“-Abluftfilter Partikel größer als 1 µm Durchmesser zu 99.5 % zurück.

Mit dem beschriebenen Absauggerät wurden die Fahrbahnoberflächen des zu betrachtenden Teilbereichs der Göttinger Straße parzellenweise abgesaugt. Die Aufteilung der Teilflächen war bei den insgesamt 4 Straßenabsaugungen unterschiedlich. Sie ist in Abschnitt 6.1.4. näher beschrieben. Die Durchführung der einzelnen Absaugungen wurde jeweils protokolliert, **Abb. 4.3** zeigt ein derartiges Protokollblatt. Neben den äußeren Bedingungen wie z.B. Wetter, Straßenzustand, Uhrzeit werden die entsprechenden Absaugflächen protokolliert. Das Gewicht der Staubsaugerdüse, des Motorschutzfilters und des Abluftfilters wird vor und nach der Absaugung erfasst. Zusätzlich wird das Gewicht des leeren Staubbeutels vor dem Versuch und das Gewicht des Beutels nach der Absaugung erfasst.



Abb. 4.2: Straßenabsaugungen in der Göttinger Straße in Hannover  
 oben: Straßenflächen  
 unten: Straßenrandbereich

**Bestimmung PM75 und PM10**

Projektnr.:  Datum:

Probennummer:

**Allgemeines:**

Versuchsgerät:  Miele S141 Einstellung:  750W  
 Ort:  Hannover, Göttinger Straße, NLÖ

Äußere Bedingungen:

Absaugflächen: 

1	2	3	4
<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
m <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>

**Probennahme:**

Gewicht der Düse vor dem Versuch:  g  
 Gew. d. Motorschutzfilters v.d.V.:  g  
 Gew. d. Abluffilters v.d.V.:  g  
 Gew. d. leeren Beutels **Nr.**   
 vor dem Versuch:  g

Gewichtssumme des Beutels und des abgesaugten Staubes je Fläche:  
 1. Übergang 

1	2	3	4
<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
g	g	g	g

  
 2. Übergang 

1	2	3	4
<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
g	g	g	g

Gewicht der Düse nach dem Versuch:  g  
 Gew. d. Motorschutzfilters n.d.V.:  g  
 Gew. d. Abluffilters n.d.V.:  g  
 Gewicht des Transportbeutel:  g

**Siebanalyse:**

Gew. d. Transp.beutels vor der Analyse:  g  
 Gew. d. geleerten Beutels **Nr.**   
 vor der Analyse:  g

Probengewicht vor der Analyse  g  
 Gewicht der Fraktion >= 0.075 mm  g  
 Gewicht der Fraktion < 0.075 mm  g  
 Siebverluste  g

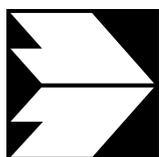


Abb. 4.3: Protokollblatt Straßenabsaugung für jede Probe

Bei der Bestimmung der mittleren Gesamtstaubbelastung werden die bei der Probennahme vor und nach dem Versuch festgestellten Gewichtsunterschiede bei der Saugdüse, dem Motorschutzfilter und dem Abluffilter nicht berücksichtigt, da sie, bezogen auf die Probengewichte ohne Staubbeutel, maximal ca. 3 % ausmachen.

Partikel mit Größen  $> 75 \mu\text{m}$  sind mindestens feinsandgroße Partikel und entsprechend sichtbar. Sie wurden bei dem Beutelwechsel weder in der Saugdüse noch im Motorschutzfilter, noch im Abluffilter festgestellt. Die geringen Gewichtsunterschiede bei der Saugdüse, dem Motorschutzfilter und dem Abluffilter werden daher der Staubfraktion PM75 zugeordnet. Hierbei wurden auch negative Differenzen in der Massenbilanz mit berücksichtigt, um z.B. den Abrieb von der Saugdüse in der Gesamtmassenbilanz zu erfassen. Gleiches gilt für die Gewichtsunterschiede des Transportbeutels vor und nach dem Transport. Weiter lagert sich in dem Papierstaubbeutel Material an, welches bei der Entleerung auch durch Klopfen nicht mehr lösbar ist, und das für einen Gewichtsunterschied des leeren Staubbeutels vor dem Versuch zu dem entleerten Beutel danach in einer Größenordnung von ca. 1 g sorgt. Auch dieses Material wird der Staubfraktion PM75 zugeschlagen. Schließlich ergeben sich Siebverluste bei der Analyse, z.B. durch Schwebstaubverluste, die durch die durchgeführten Massenbilanzierungen, allerdings im Rahmen der Gesamtgenauigkeit des Verfahrens, bestimmt werden.

Die korrigierte mittlere Staubbelastung PM75 in  $\text{g}/\text{m}^2$  errechnet sich dann zu:

$$\begin{aligned} & \text{Gewicht der Düse nach dem Versuch} && - && \text{Gewicht der Düse vor dem Versuch} \\ + & \text{Gewicht des Motorschutzfilters nach dem Versuch} && - && \text{Gewicht des Motorschutzfilters vor dem Versuch} \\ + & \text{Gewicht des Abluffilters nach dem Versuch} && - && \text{Gewicht des Abluffilters vor dem Versuch} \\ + & \text{Gewicht des Transportbeutels nach dem Transport} && - && \text{Gewicht des Transportbeutels vor dem Transport} \\ + & \text{Gewicht des entleerten Staubbeutels} && - && \text{Gewicht des leeren Staubbeutels vor dem Versuch} \\ + & \text{Siebverluste} && && \\ & \text{dividiert durch die Größe der Absaugflächen} && && \end{aligned}$$

Betrachtet wurden dabei die 4 Fahrspuren, die 4 Rinnen parallel zu den Gehwegen bzw. zum Mittelstreifen und der Mittelstreifen selbst. Bei der ersten Messung wurde darüber hinaus auch eine Parkfläche definierter Größe auf der Ostseite der Göttinger Straße abgesaugt.

#### 4.1.3.2 Siebung – Bestimmung der Fraktion PM75

Im Labor des Instituts für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen der Universität Stuttgart (IVD) wurde für den in den Absaugungen erfassten Straßenstaub zunächst durch eine trockene Siebanalyse, angelehnt an DIN 18123, die Staubfraktion PM75 gravimetrisch bestimmt. Hierzu wurden die Staubproben auf einer Siebmaschine mit einem Sieb mit 75 µm Maschenweite etwa 10 Minuten lang gesiebt. Es folgte eine Pause von einigen Minuten, um eine Absetzung des Schwebstaubes zu ermöglichen. Danach wurde nochmals über einen Zeitraum von 10 Minuten gesiebt. Um die Verluste vor allem der feineren Fraktionen durch die Siebung möglichst gering zu halten, wurde nach der zweiten Siebung mindestens 30 Minuten gewartet, um die Schwebstaubabsetzung zu gewährleisten.

Nach der Siebung wurden die Fraktionen  $> 75 \mu\text{m}$ , PM75 ( $< 75 \mu\text{m}$ ) und etwaige Siebverluste bestimmt. Die PM75 Fraktion wurde anschließend einem weiteren Partikelgrößentrennverfahren zugeführt.

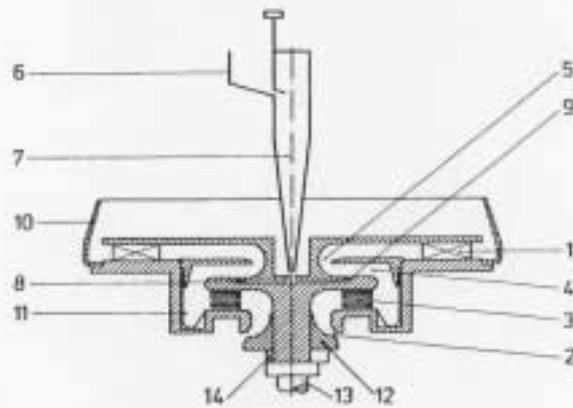
#### 4.1.3.3 BAHCO-Sichter – Bestimmung der Fraktion PM10

Für trockene Staubfraktionierungen kleiner 30 µm Partikeldurchmesser ist eine klassische Siebanalyse nicht mehr geeignet. Verfahren zur Staubklassierung in Fraktionen  $< 30 \mu\text{m}$ , die eine weitere Verwendung der Staubproben zur Inhaltsstoff-Bestimmung zulassen, sind mechanische Trennverfahren der Strömungsklassierung. Die Trennung in verschiedene Fraktionen erfolgt hierbei unter Ausnutzung der Massenträgheit der Partikel. Zu den Verfahren der Strömungsklassierung gehört auch der BAHCO-Sichter der Firma Etabliss, Frankreich (**Abb. 4.4**). **Abb. 4.5** zeigt den schematischen Aufbau des BAHCO-Sichters. Das angewandte Trennverfahren ist im Fall des BAHCO-Sichters die Fliehkraft-Gegenstromsichtung. Hierzu wird der BAHCO-Sichter in Rotation versetzt. Die Sichtluft wird durch einen ringförmigen Spalt angesaugt, passiert einen Strömungsgleichrichter, tritt nach einer Umlenkung in den eigentlichen Sichter ein und verlässt den Sichter anschließend durch einen weiteren Ringspalt.

Der zu fraktionierende Staub wird durch einen Aufgabetrichter auf die rotierende Platte des Sichters gegeben. Durch die Zentrifugalkraft werden die einzelnen Partikel im Ringspalt auf ihre stationäre Sinkgeschwindigkeit beschleunigt und in den Sichter geschleudert. Im Sichter werden die Partikel der Sichtluftströmung ausgesetzt, wodurch das aufgebene Material fraktioniert wird. Die Partikel die kleiner als der Trenndurchmesser sind, werden mit der Luftströmung nach innen transportiert und mit der Sichtluft als Feingut ausgetragen.



Abb. 4.4: BAHCO-Sichter der Fa. Etabliss, Frankreich



- |                          |                                  |
|--------------------------|----------------------------------|
| 1-Gebälse                | 8-zylindrische Kammer            |
| 2-ringförmiger Spalt     | 9-ringförmiger Spalt             |
| 3-Strömungsgleichrichter | 10-obere Auffangschale           |
| 4-Sichtraum              | 11-untere Auffangschale          |
| 5-Ringspalt              | 12-Drosselkörper                 |
| 6-Vibrator               | 13-Sichterachse                  |
| 7-konischer Trichter     | 14-hufeisenförmiges Distanzstück |



Abb. 4.5: Schematischer Aufbau des BAHCO-Sichters

Die größeren Partikel bewegen sich entgegen der Sichtluftströmung nach außen und werden im Grobgutbehälter abgeschieden. Die Trenngrenze des Sichters kann durch Veränderung des Luftdurchsatzes eingestellt werden. Dies wird durch die Drosselung der angesaugten Luft im veränderlichen Ringspalt im unteren Sichterbereich ermöglicht, indem die Spaltweite durch auswechselbare Distanzstücke variiert wird.

Im Labor des IVD wurde nach der Siebanalyse zur PM75-Fraktionierung auch die Klassierung in die Partikelgröße PM10 und PM75-10 durchgeführt. PM75-10 ist die Fraktion mit Partikeldurchmesser  $d$   $10 \mu\text{m} < d < 75 \mu\text{m}$ . Zur Einstellung der Ringspaltweite zur PM10-Fraktionierung wurde ein passendes Distanzstück in der Werkstatt des IVD angefertigt.

Zur Vermeidung von Überladungen – und damit unkontrollierten Austragungen der gröberen Fraktion PM75-10 aus dem Grobgutbehälter – erfolgte die Klassierung der PM75-Fraktion aus der Siebanalyse in PM10 und PM75-10 für jede Probe in mehreren Teilschritten. Das zu sichtende Material wurde mit maximal 5 g Gesamtmasse in den Materialbehälter des BAHCO-Sichters vorsichtig eingefüllt. Nachdem die rotierende Platte eine kontinuierliche Drehgeschwindigkeit von 3 000 U/min erreicht hatte, wurde der Vibrator in Betrieb genommen, der das zu sichtende Material kontinuierlich in den eigentlichen Aufgabetrichter (konischer Trichter) befördert. Die Sichtung des aufgegebenen Materials nach dem oben beschriebenen Verfahren war nach etwa 5 bis 8 Minuten abgeschlossen. Der Vibrator wurde gestoppt, die rotierende Platte ausgeschaltet und mittels einer Handbremse vorsichtig zum Stillstand gebracht.

Der Grobanteil des Staubes (PM75-10) befindet sich nach der Sichtung im Grobgutbehälter. Das Material wurde mit einem Haarpinsel aus dem Grobgutbehälter in ein Probengefäß umgefüllt und gravimetrisch bestimmt.

Der Feinanteil des Staubes (PM10) befindet sich nach der Sichtung hauptsächlich an den Wandungen im oberen Teil des Sichters. Mit einem Haarpinsel wurden die Sichterwandungen sorgfältig gereinigt, das gesammelte Material in ein Probengefäß umgefüllt und ebenfalls gravimetrisch bestimmt.

Nicht zu vermeiden ist bei diesem Verfahren zur Partikelfraktionierung, dass Feinstpartikel mit der Sichtluftströmung ausgetragen werden können. Um eine Abschätzung des bei der PM10-Fraktionierung ausgetragenen Feinstanteils vorzunehmen, wurde der BAHCO-Sichter testweise mit der kleinstmöglichen Ringspaltweite betrieben. Bei der kleinstmöglichen Ringspaltweite erfolgt die Partikelklassierung bei etwa  $3 \mu\text{m}$ , d.h. alle Partikel  $> 3 \mu\text{m}$  befinden

sich im Grobgutbehälter, während sich feinere Partikel an den Wandungen im oberen Teil des Sichters niederschlagen. Nach einem Sichtungsvorgang beim Trenndurchmesser 3 µm erfolgte praktisch keine Ablagerung von Feingut an den oberen Sichterwandungen. Es ist deshalb anzunehmen, dass der Feinstanteil der PM10-Fraktion, der bei der Sichtung ausgetragen wird, zur Masse keinen nennenswerten Anteil liefert.

#### 4.1.3.4 Aufbereitung der Materialproben „Straße“ und „Erde“

Zur späteren Analyse der in der Göttinger Straße gesammelten Proben des Materials der Fahrbahnoberfläche und der aus dem Grünstreifen entnommenen Erde erfolgte eine Aufmahlung des Probenmaterials. Die Aufmahlung erfolgte als Trockenmahlung in einer Fliehkraftkugelmühle der Firma Retsch, Haan (Deutschland). Zur Vermeidung von Kontaminationen, speziell hinsichtlich Schwermetallen durch den Mahlvorgang, erfolgte die Aufmahlung mit einem Einsatz aus Achat. Nach der Aufmahlung wurden die Proben verschiedenen Analysen zugeführt.

### 4.1.4 Integrale Erfassung von Gasen sowie Messung von PM10 – OPSIS

#### 4.1.4.1 Gase (NO<sub>2</sub>, Ozon, SO<sub>2</sub>, Benzol)

Übliche Verfahren zur Ermittlung bestimmter Schadstoffkonzentrationen in der Außenluft einer Immissions-Messstation sind im allgemeinen Punktmessungen, d.h. die zu untersuchende Umgebungsluft wird an einem bestimmten Punkt angesaugt, den Analysatoren zugeleitet und die jeweiligen Konzentrationen kontinuierlich ermittelt. Das Funktionsprinzip der OPSIS-Analysatoren lässt sich als Linienmessung oder integrale Messung beschreiben. Im Gegensatz zur Punktmessung gibt es beim OPSIS-System eine Messstrecke von bis zu mehreren hundert Metern Länge, innerhalb der die Analyse der einzelnen Komponenten integral entlang der gesamten Messstrecke erfolgt.

Der grundsätzliche Aufbau eines OPSIS-Systems ist in **Abb. 4.6** dargestellt. Es besteht aus einer Lichtquelle (Sender), einem Empfänger, einem Glasfaserkabel sowie einer Analysatoreinheit. Der mit der Lichtquelle (hier: eine Xenon-Hochdrucklampe), erzeugte Lichtstrahl wird auf einen Empfänger gerichtet. Das am Empfänger gesammelte Licht wird über das Glasfaserkabel zum Analysator weitergeleitet. Das beim Analysator eintreffende Licht wird in ein Spektrometer geleitet, wo das Licht in verschiedene Wellenlängenbereiche zerlegt wird. Ein Detektor erfasst die Lichtintensität des ausgewählten Wellenlängenbereichs und wandelt diese in ein Stromsignal um.

Die Intensität des Lichtstrahls erfährt auf dem Weg durch die Atmosphäre (vom Sender zum Empfänger) eine Beeinflussung durch die in der Umgebungsluft vorhandenen Moleküle und Partikel (Streuung und Absorption). Das Lambert-Beer-Gesetz beschreibt das Verhältnis zwischen der Lichtintensität vor und nach Passieren der Messstrecke

- in Abhängigkeit der Molekularkonzentration eines Gases,
- einer bekannten Messstreckenlänge sowie
- den aus der Optik bekannten Absorptionskoeffizienten des Gases bei einer bestimmten Wellenlänge.

Aus diesem Zusammenhang kann über Rechenalgorithmen die Konzentration von Gasen ermittelt werden, die innerhalb der untersuchten Wellenlängenbereiche Absorption erfahren. Das hier im Einsatz befindliche OPSIS-System bestimmt die Konzentrationen der Gase NO<sub>2</sub>, Ozon, SO<sub>2</sub> und Benzol.

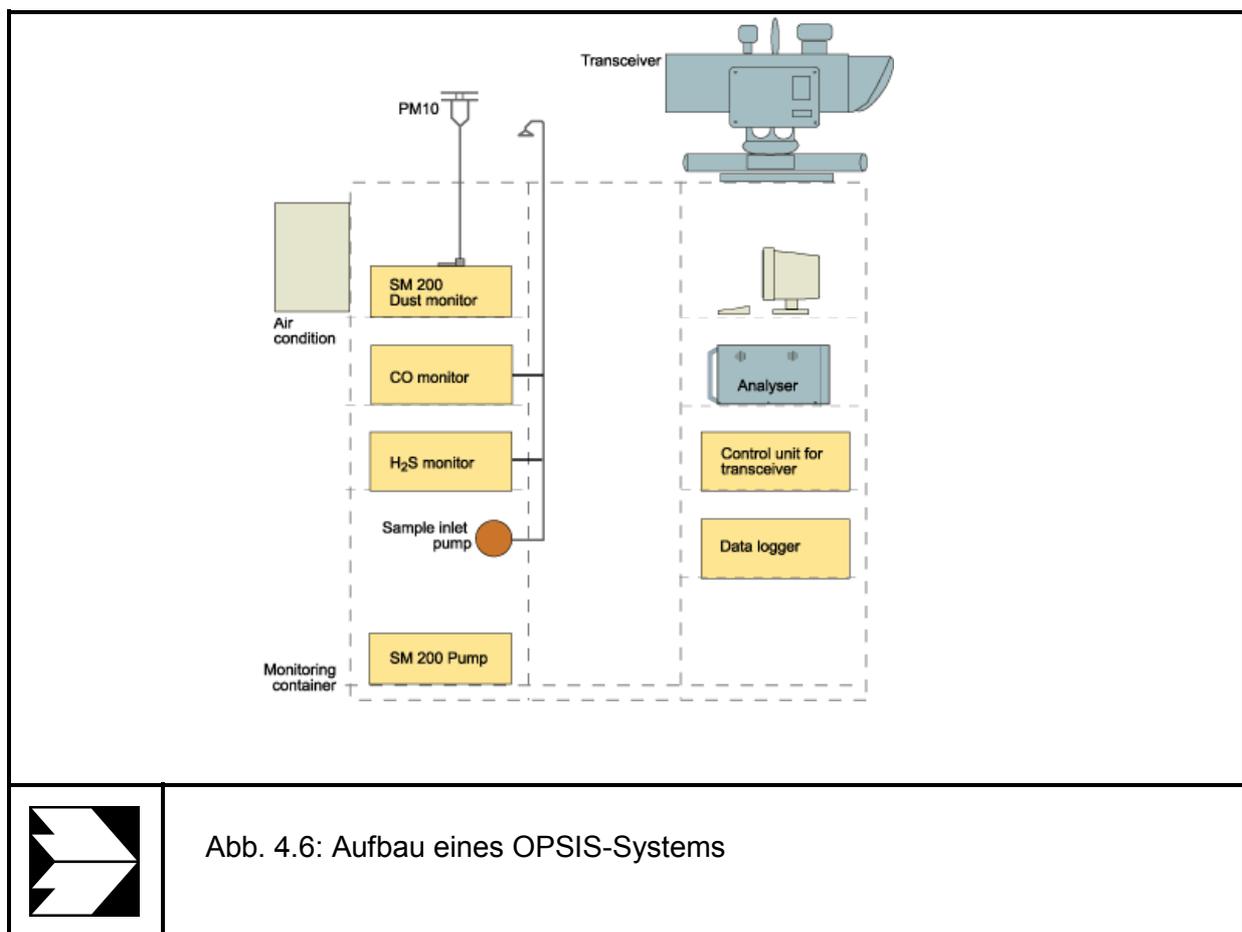


Abb. 4.6: Aufbau eines OPSIS-Systems

#### 4.1.4.2 Partikel (PM10)

Die Bestimmung der Partikelkonzentration erfolgt im OPSIS-System halb-kontinuierlich als Punktmessung. Ein Filter (47 mm Durchmesser) wird vom Filtermagazin für Leerfilter in den Probenahmebereich transportiert und kontinuierlich über einen bestimmten Zeitraum beprobt. Nach der Beprobung erfolgt ein Transport des Filters zur Lagerung im Filtermagazin der beprobten Filter.

Das Messprinzip basiert auf der Absorption der von einer radioaktiven Quelle emittierten Beta-Strahlung durch Partikel, die aus der Umgebungsluft gesammelt wurden. In Abhängigkeit ihrer Energie werden die emittierten Beta-Strahlen (Elektronen) von jedem Material (fest, flüssig, gasförmig) absorbiert. Die Absorptionskonstante beruht daher sowohl auf der Energie der emittierten Elektronen als auch auf der chemischen Zusammensetzung des Absorptionsmaterials.

Das eingesetzte OPSIS-System verwendet einen C-14-Strahler als radioaktive Quelle. Als Detektor dient ein Geiger-Müller-Zählrohr. Es wird eine Differenzen-Messung vorgenommen. Dazu wird zunächst die Beta-Absorption des unbeprobten Filters bestimmt. Über eine Pumpe wird Umgebungsluft angesaugt. Partikel größer 10 µm werden im eingesetzten PM10-Kopf bereits abgeschieden, so dass nur Partikel kleiner 10 µm in das Probenahmesystem gelangen. Die Umgebungsluft wird durch den Filter gesaugt, Partikel scheiden sich auf dem Filter ab und schwächen dabei die Intensität der Beta-Strahlung. Die Absorption der Beta-Strahlung ist dabei direkt proportional zur auf dem Filter abgeschiedenen Staubmasse und ermöglicht über die Proportionalitätsgleichung die Bestimmung der Staubkonzentration, hier der PM10-Konzentration.

#### 4.1.5 Analyse der Filter und des Straßenstaubes

Die an den Messstationen HRSW und HRVx (HRV1, HRV2, HRV5) beprobten Filter der Partikelfraktionen PM10 und PM2.5 wurden auf verschiedene Elemente (Minerale sowie Metalle) mittels Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) sowie auf Sekundäraerosole (Chlorid, Sulfat, und Nitrat) mittels Ionenchromatographie untersucht.

Aufgabe der Röntgenfluoreszenzanalyse war es, ein Screening über möglichst viele Elemente durchzuführen, um diese als Grundlage einer Quellenzuordnung („Source Apportionment“) zu verwenden. Von besonderer Bedeutung sind, neben charakteristischen Schwermetallen wie Eisen und Kupfer, auch mineralische Elemente wie Silizium, Kalium und Kalzium als

charakteristische Elemente für bodenoriginären Staub, sowie das Element Aluminium zur Bestimmung von Anreicherungsfaktoren („Enrichment Factors“).

Die Bestimmung der Anionen-Konzentration (Chlorid, Sulfat, Nitrat) als typische anorganische Sekundäraerosole diente als ergänzende Analyse, um den Anteil der Sekundäraerosole an den Stationen HRSW und HRV1 sowie in den Fraktionen PM10 und PM2.5 an Tagen mit besonders hohen Konzentrationen bestimmen zu können. Eine direkte Quellenzuordnung ist für Sekundäraerosole nach der hier angewendeten Methode der Quellenzuordnung nicht möglich, dient jedoch als wertvolle Information zur Abschätzung des Beitrages von Sekundäraerosolen zur PMx-Belastung an den jeweiligen Stationen HRSW und HRVx sowie der Fraktionen PM10 und PM2.5.

Der Straßenstaub wurde in den Fraktionen PM75 und PM10 ebenfalls mittels Röntgenfluoreszenzanalyse zur Ermittlung von Komponenten des Mineralstaubes und der Metalle untersucht. Die Ergebnisse der Straßenstaubanalysen dienten als Kontroll- bzw. Ergänzungsinstrument zur Quellenzuordnung.

#### 4.1.5.1 Röntgenfluoreszenzanalyse – RFA

Bei der Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) wird die zu untersuchende Probe mit Röntgenstrahlung aus einer Röntgenröhre bestrahlt und dadurch zur Eigenstrahlung angeregt. Die von der Probe kommende Röntgenstrahlung besteht aus verschiedenen, von den einzelnen Elementen der Probe erzeugten charakteristischen Wellenlängen. Durch die qualitative Bestimmung dieser charakteristischen Wellenlängen lässt sich feststellen, welche Elemente in der Probe vorliegen. Durch die quantitative Bestimmung der Intensität der einzelnen Wellenlängen kann ermittelt werden, welche Konzentration des jeweiligen Elementes in der Probe vorhanden ist.

Die Röntgenfluoreszenzanalytik wurde im vorliegenden Fall als vergleichende Untersuchungsmethode eingesetzt. Um aus der gemessenen Intensität der Röntgenstrahlung auf die Konzentration des Elementes in der Probe schließen zu können, wurde für jedes interessierende Element eine Kalibrierung durchgeführt.

#### 4.1.5.2 Ionenchromatographie – IC

Mit Hilfe der Ionenchromatographie (IC) lassen sich die Beiträge der sekundären wasserlöslichen Anionen (Fluorid, Chlorid, Sulfat, Nitrat, Phosphat;  $F^-$ ,  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$ ,  $PO_4^{3-}$ ) aus den Filterproben der Fraktionen von PM10 und PM2.5 ermitteln. Es handelt sich hier um die sogenannten Ionenaustausch-Chromatographie, die vor allem zur Bestimmung mehrerer Kom-

ponenten besonders geeignet sind. Das Herzstück eines Ionenchromatographs ist eine niederkapazitive Trennsäule, ein nachgeschalteter, hochkapazitiver Suppressor (zur Unterdrückung der Grundleitfähigkeit der Trägerlösung) sowie ein Leitfähigkeitsdetektor.

Eine mittels Ionenchromatographie zu analysierende Probe muss dabei als Lösung vorliegen. Hierzu wurden Teile der PM10- und PM2.5-Filterproben in ein Kunststoffreagenzglas gegeben und mit destilliertem Wasser bedeckt. Zur Elution wurden die Proben für 20 Minuten in ein Ultraschallbad eingebracht, der anschließend mindestens eine Stunde Ruhephase folgte, bevor die ionenchromatographische Analyse durchgeführt wurde. Zur Eichung der Messsignale wurden für jede Messgröße Standards unterschiedlicher Konzentration verwendet.

## **4.2 Qualitätssicherung**

### **4.2.1 Kleinfiltergeräte**

Die Qualitätssicherung und Betreuung der Kleinfiltergeräte erfolgte direkt am Niedersächsischen Landesamt für Ökologie, Hannover (NLÖ). Ein wichtiger Aspekt zur Sicherstellung der korrekten Funktionsweise der Kleinfiltergeräte ist die Überprüfung und Kontrolle der Volumenströme. Im Labor des NLÖ wurden daher vor Beginn der Messungen alle Kleinfiltergeräte mit Hilfe einer Gasuhr getestet. Die Einhaltung des Volumenstroms (hier: 2.3 m<sup>3</sup>/h) über den jeweiligen Probenahmezeitraum ist zum einen von Bedeutung, um mit dem jeweils eingesetzten Probenahmekopf (PM10 bzw. PM2.5) die gewünschte Trenncharakteristik für d<sub>50</sub> (10 µm bzw. 2.5 µm) zu gewährleisten. Zum anderen ist ein konstanter Volumenstrom zur korrekten Bestimmung eines 24h-Konzentrationswertes notwendig.

Abweichungen der Volumenstromangabe der eingesetzten Kleinfiltergeräte vom tatsächlichen – über die nasse Gasuhr bestimmten – Wert wurden in den Voruntersuchungen im Labor des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie bestimmt und über die Bildung von Korrekturfaktoren in der späteren Auswertung berücksichtigt.

Die Qualitätssicherung der gravimetrischen Bestimmung der Filterbeladungen erfolgte ebenfalls am Niedersächsischen Landesamt für Ökologie, Hannover. Die Konditionierung der Filter vor und nach Beprobung erfolgte im temperaturklimatisierten Wägeraum des NLÖ. Eventuelle systematische Abweichungen bei der Gravimetrie wurden über die Bestimmung von Feldblindwerten dokumentiert.

Speziell bei Cellulosenitrat-Filtern sind Einflüsse durch die relative Luftfeuchtigkeit bekannt. Bei Zunahme der relativen Luftfeuchtigkeit ist eine Zunahme des Filtergewichts von Cellulosenitratfiltern festzustellen. Um den Einfluss der relativen Luftfeuchte auf die gravimetrische Bestimmung der beprobten Filter weitgehend ausschließen zu können, wurde bei Wägungen im Labor des NLÖ ein Referenzfilter mitbestimmt. Dieser Referenzfilter aus demselben Material (hier: Cellulosenitrat) verblieb dabei ständig im Wägeraum des NLÖ. Das Gewicht des Referenzfilters wurde bei jeder Wägung mitbestimmt. Die Massendifferenz des Referenzfilters wurde bei Ein- und Auswaage der eigentlichen Filterproben berücksichtigt und die Filterproben damit korrigiert.

#### **4.2.2 Optische Partikelzähler**

Zur Qualitätssicherung der Daten, die mit Hilfe der optischen Partikelzähler des IVD erfasst wurden, erfolgten jeweils zwei Qualitätssicherungs-Messphasen, direkt vor sowie direkt nach den Intensivmessphasen I und II (IMP-I (April 2002) und IMP-II (August 2002)). Für die Intensivmessphase I wurde der optische Partikelzähler an der Station Hannover Südwest (HRSW; „städtischer Hintergrund“) für die Qualitätssicherung als Referenzgerät verwendet. Für die Intensivmessphase II wurde der optische Partikelzähler an der Station Hannover Verkehrsstation 1 (HRV1) für die Qualitätssicherung als Referenzgerät verwendet.

Eine Qualitätssicherungs-Messphase erfolgt als eine Vergleichsmessung an einem Standort über einen Zeitraum von mehreren Tagen. Diese Vergleichsmessungen dienen dazu, etwaige Abweichungen der Partikelgrößenkanäle der optischen Partikelzähler über die Bildung von Korrekturfaktoren abzugleichen, sowie den Vertrauensbereich bzw. die Messunsicherheit festzulegen, um später die Differenzen der optischen Partikelzähler an den verschiedenen Standorten miteinander vergleichen zu können.

Es wurden Korrekturfaktoren für alle Partikelgrößenkanäle (von 0.3  $\mu\text{m}$  bis > 10  $\mu\text{m}$  Partikeldurchmesser), für die Bestimmung von PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> und PM<sub>1</sub>, sowie zur Bestimmung „kleiner“ (0.3-0.5  $\mu\text{m}$ ), „mittlerer“ (0.5-2.0  $\mu\text{m}$ ) und „großer“ (>2.0  $\mu\text{m}$ ) Partikel für die Intensivmessphasen I und II ermittelt.

#### **4.2.3 Filteranalytik**

Zur Qualitätssicherung in der Filteranalytik wurden verschiedene Voruntersuchungen durchgeführt. Vorrangig wurden zwei Fragestellungen behandelt.

1. Aufgrund seiner guten Eigenschaften für die Metallanalytik und speziell für das Verfahren der Röntgenfluoreszenzanalyse war als Filtermaterial Cellulosenitrat zur

PM10/PM2.5-Probenahme und -analyse gewählt worden. Es bestand Untersuchungsbedarf, ob sich bei der Aufbereitung der Cellulosenitratfilter für die ionenchromatographische Analyse Nitrat aus dem Filtermaterial löst und dabei zu hohen Blindwerten führt, die speziell eine Nitratbestimmung des gesammelten Staubes nicht mehr zulassen.

2. Die Röntgenfluoreszenzanalyse gilt als ein nicht-zerstörendes Verfahren. Zunächst war geplant, die beprobten Filter nach der Röntgenfluoreszenzanalyse zu eluieren und der ionenchromatographischen Analyse zuzuführen. Für die Röntgenfluoreszenzanalyse werden die Filterproben unter Vakuum gemessen und der Röntgenstrahlung ausgesetzt. Es bestand Untersuchungsbedarf, ob durch eine vorherige Röntgenfluoreszenzanalyse eines beprobten Filters Verluste sekundärer wasserlöslicher Ionen auftraten.

zu 1.: Zur Untersuchung des Filterblindwertes für wasserlösliche Ionen wurden mehrere unbeprobte Filter desselben Materials und der für die spätere Probenahme verwendeten Charge eluiert und ionenchromatografisch analysiert. Zusätzlich wurden aus mehreren bereits beprobten Filtern aus Digital High Volume Samplern der Station HRSW kreisförmige Proben mit einem Durchmesser von 50 mm ausgestanzt, eluiert und ionenchromatografisch analysiert. Für Chlorid und Sulfat lag der Blindwert unter bzw. in der Nähe der Nachweisgrenze. Für Nitrat war ein erhöhter Filter-Blindwert festzustellen, der jedoch deutlich unter den mit den beprobten Filterstücken festgestellten und für die messtechnischen Untersuchungen zu erwartenden Real-Messwerten lag. Eine Nitrat-Bestimmung aus beprobten Cellulosenitrat-Filtern war nach dieser Vorbetrachtung für die ausgewählten Stationen HRSW und HRVx unter Berücksichtigung eines mittleren Filter-Blindwertes möglich.

zu 2.: Aus mehreren bereits beprobten Filtern aus Digital High Volume Samplern (Durchmesser der beprobten Fläche: 140 mm) der Station HRSW wurden jeweils zwei kreisförmige Proben mit einem Durchmesser von 50 mm ausgestanzt. Eine Filterteilprobe durchlief eine RFA-Messung bevor sie anschließend ionenchromatografisch analysiert wurde, die andere Filterteilprobe wurde direkt ionenchromatografisch analysiert. Es zeigten sich deutliche, nicht quantifizierbare Verluste bei den sekundären Anionen, wenn die Probe zuvor eine RFA-Messung durchlaufen hatte. Die Voruntersuchung ergab somit, dass beprobte Filter, die zuvor mittels Röntgenfluoreszenzanalyse analysiert worden waren, nicht mehr für eine korrekte ionenchromatografische Analyse zur Verfügung standen. Als Konsequenz daraus wurde beschlossen, eine Teilung der beprobten Filter vorzunehmen, bevor sie den einzelnen Ana-

lysen zugeführt werden. Für die Röntgenfluoreszenzanalyse wurde ein Filterstück mit einem Durchmesser von 30 mm ausgestanzt. Der übrige Kreisring (beprobte Fläche: Durchmesser (41-30 mm)) wurde für die ionenchromatografische Analyse verwendet.

#### 4.2.3.1 Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA)

Für die Analyse der beprobten Filter mittels Röntgenfluoreszenzanalyse wurden zur Kalibrierung spezielle Filterstandards hergestellt. Das Verfahren zur Herstellung solcher Filterstandards ist in Eberspächer und Schreiber (1976) beschrieben. Für die Herstellung der Filterkalibrierstandards wurden Multielementstandards verwendet, wie sie im allgemeinen für die Verfahren der ICP/OES oder ICP/MS zu Einsatz kommen. Die Filterstandards wurden für den gesamten zu erwartenden Konzentrationsbereich der untersuchten Elemente hergestellt. Zur Erstellung der Kalibrierkurven für die Filteranalysen der interessierenden Elemente wurden Leerfilter der gleichen Charge mit unterschiedlichen Konzentrationen der Standards beaufschlagt und für jedes einzelne Element eine Kalibrierkurve erstellt sowie deren Nachweisgrenze bestimmt. Zur Qualitätssicherung und Kontrolle wurden bei jeder Analyse einer Probenserie Standards aus der Kalibrierung mitgemessen.

#### 4.2.3.2 Ionenchromatographie (IC)

Die Qualitätssicherung in der ionenchromatografischen Analyse wurden bei jeder Probenserie Standardlösungen mitgemessen, die den Konzentrationsbereich der extrahierten Filterteilproben abdeckten. Zur weiteren Kontrolle wurden zwischen den Immissionsproben immer wieder Standardlösungen aufgegeben, um eine Drift innerhalb der Messung einer Probenserie bei der IC-Analyse ausschließen zu können. Bei Auftreten unplausibler Abweichungen der innerhalb der Probenserie mitgemessenen Standards wurde die ionenchromatografische Analyse für die Probenserie wiederholt.

## 5 MESSUNGEN LUFTHYGIENISCHES ÜBERWACHUNGSSYSTEM NIEDERSACHSEN (LÜN) IN DER GÖTTINGER STRASSE, HANNOVER

Die Beschreibung der Ausgangssituation Göttinger Straße erfolgt durch Aufzeigen der Langzeitentwicklung für Feinstaub und weitere Luftschadstoffe. Des Weiteren ist eine Betrachtung insbesondere der aktuellen Konzentrationsdaten von Bedeutung, um den „Status Quo“ für die einzelnen Komponenten aufzuzeigen.

### 5.1 Langzeitentwicklung

Die nachfolgenden Abbildungen geben eine Übersicht der Langzeitentwicklung der Luftschadstoffe, erfasst durch das Lufthygienische Überwachungssystem Niedersachsen LÜN an der Station HRSW (allgemeine Luftbelastung von Hannover) und der Station HRVS (Verkehrsstation Göttinger Straße). Für die Komponente Staub ist hierbei zu beachten, dass bis zum Jahre 1998 der Gesamtstaub (TSP) erfasst wurde. Ab Januar 1999 erfolgte an der Station HRSW eine Umstellung auf den Feinstaub PM10. Längere Vergleichsmessungen mit TSP- und PM10-Probenahme an der Station HRSW ergaben, dass der PM10-Anteil am Gesamtstaub an dieser Station etwa 90% beträgt. Um die Datenreihe hinsichtlich Trendbetrachtungen fortsetzen zu können, wird der früher gemessene Gesamtstaub mit diesem Faktor umgerechnet (siehe LÜN-Jahresberichte 1999 und 2000).

Für nahezu alle Luftschadstoffkomponenten ist in der Langzeitentwicklung eine Abnahme festzustellen. Da die Verkehrsstation HRVS seit 1989 in Betrieb ist, wird hier der Zeitraum ab 1990 betrachtet, auch wenn für HRSW Daten seit 1978 vorliegen (NLÖ (1998)).

Die Werte für Schwefeldioxid (**Abb. 5.1 oben**) liegen in ganz Niedersachsen weit unterhalb der für 2005 festgelegten Grenzwerte der EU-Richtlinie 1999/30/EG und sind damit als unproblematisch anzusehen. Anders stellt sich die Situation für PM10 und Stickstoffdioxid dar. Während der Jahresmittelwert für PM10 in den letzten beiden Jahren praktisch gleich geblieben ist (**Abb. 5.1 unten**), ist die Überschreitungshäufigkeit des Tagesmittelwertes von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  höher als der ab 2005 geltende Grenzwert (siehe **Tab. 5.1**).

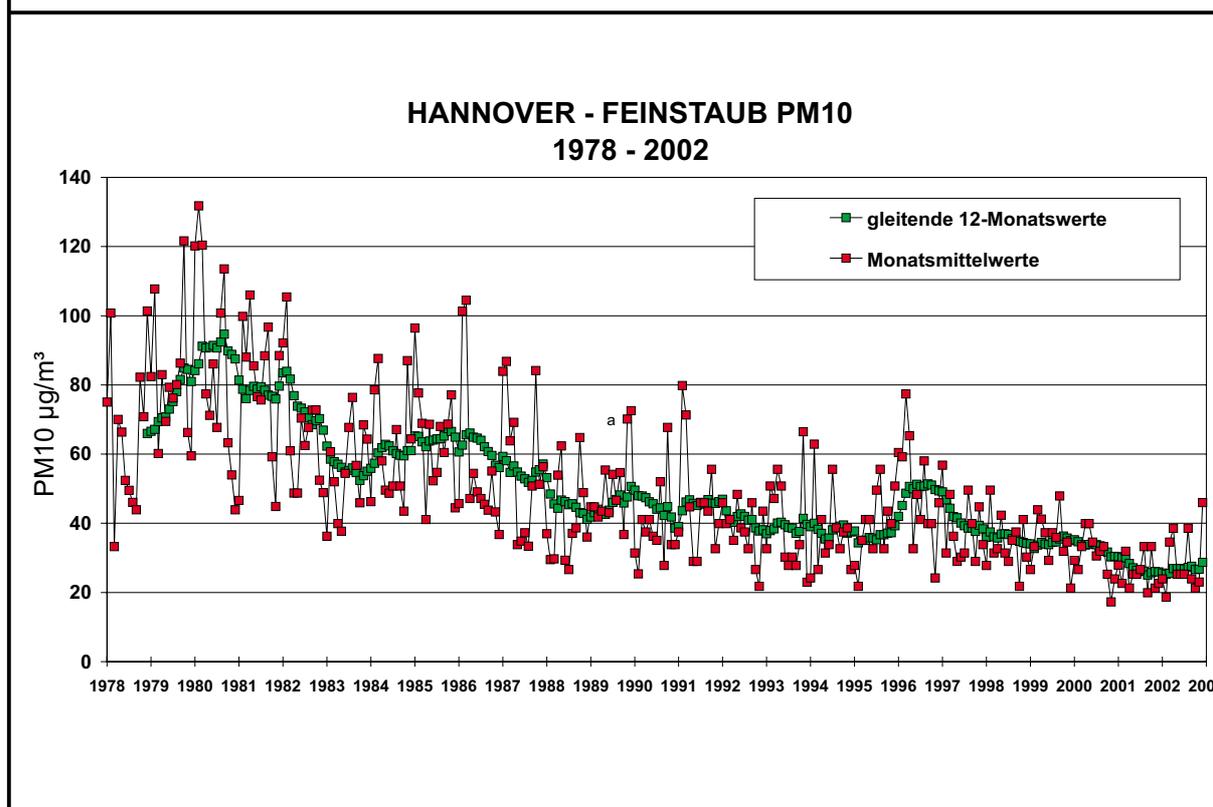
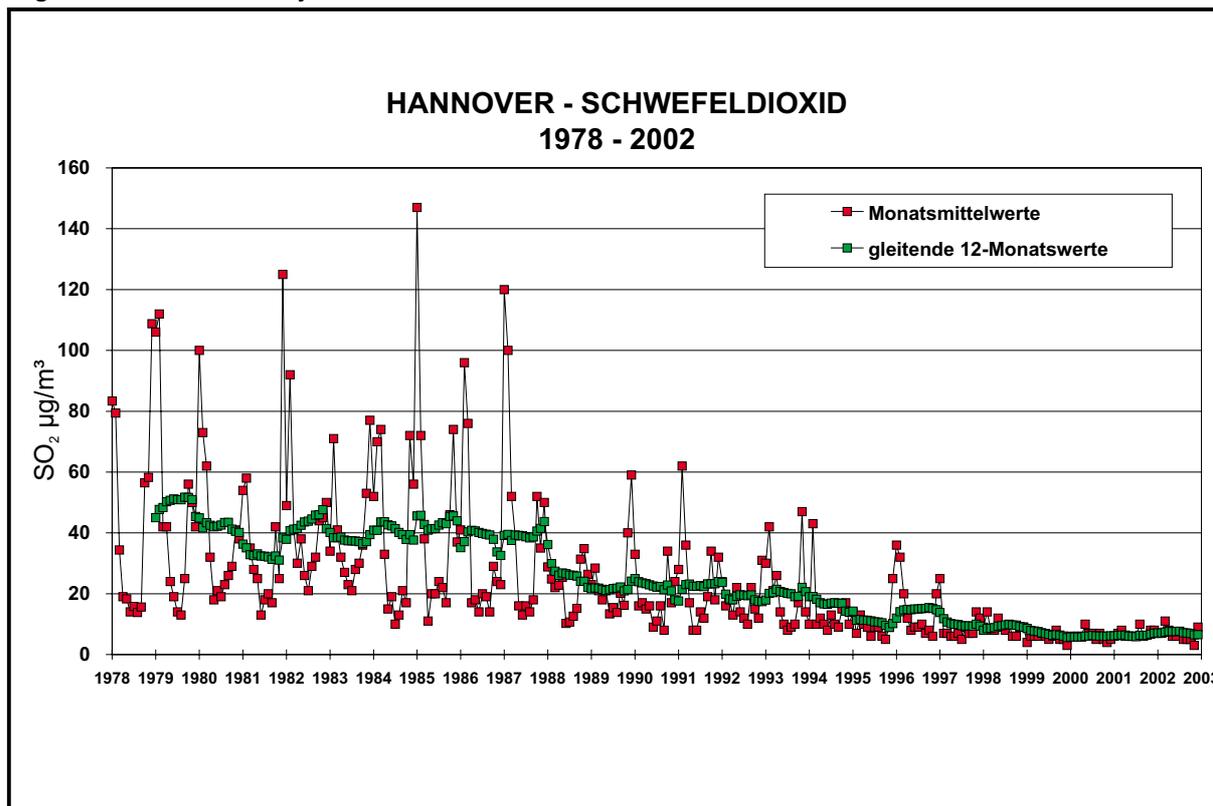


Abb. 5.1: Entwicklung der Konzentrationswerte an der Überdachstation HRSW in Hannover, Göttinger Straße  
oben : Schwefeldioxid  
unten: Feinstaub PM10

LÜN-Stationen		1999			2000			2001			2002		
		JMW	JTHW	ÜT	JMW	JTHW	ÜT	JMW	JTHW	ÜT	JMW	JTHW	ÜT
Ostfriesische Inseln	NYNO	39	128	66	35	141	56	35	112	65	30	195	43
Ostfriesland	ENCC	32	133	47	36	152	70	30	114	43	27	116	35
Jadebusen	WNCC	25	152	30	22	90	13	23	129	24	20	171	17
Nordenham	NMCC	35	235	63	27	82	26	28	120	39			
Elbmündung	CXSO	23	131	30	23	94	14	27	124	32	26	171	32
Altes Land	JKCC	36	259	57	28	81	32	31	147	39	26	94	39
Südoldenburg	CGCC	21	86	16	33	153	50	26	112	30	26	153	35
Emsland	LNCC	35	122	54	40	128	94	32	145	51	29	123	46
Osnabrück	OKCC	35	144	57	28	112	31	26	101	22	30	135	51
Lüneburger Heide	LG00	29	142	41	28	166	28	28	140	33	27	128	43
Wendland	LWSO	24	166	28	24	109	18	25	137	30	26	139	41
Allertal	WASS	25	106	22	31	168	36	30	193	38	25	112	32
Wolfsburg	WGCC	32	116	50	33	149	46	30	100	33	28	145	31
Braunschweig	BGSW	29	148	41	28	136	31	25	87	23	26	123	37
Salzgitter	SRCC	29	102	46	27	105	38	27	85	29	28	141	42
<b>Hannover</b>	<b>HRSW</b>	<b>35</b>	<b>125</b>	<b>58</b>	<b>31</b>	<b>110</b>	<b>38</b>	<b>27</b>	<b>103</b>	<b>28</b>	<b>29</b>	<b>118</b>	<b>42</b>
Weserbergland	RNCC	30	96	31	23	95	13	27	92	29	29	110	45
Göttingen	GNCC	24	75	15	23	90	14	22	69	10	22	89	15
Eichsfeld	DUCC	24	123	28	24	88	22	23	87	19	24	119	29
Oker/Harlingerode	OGCC	25	100	36	23	116	15	23	91	20	23	109	31
Bösel	BLWW										34	128	57
Wesermündung	BHV1										27	130	23
Solling	DLSW	19	61	12	19	114	8	16	57	2	16	73	9
Wurmberg	BRNN	17	73	13	16	79	11	14	118	6	15	78	12
<b>Verkehrsstationen</b>													
Braunschweig	BGVS							41	105	85	40	141	93
<b>Hannover</b>	<b>HRV1</b>							<b>43</b>	<b>108</b>	<b>105</b>	<b>43</b>	<b>139</b>	<b>102</b>
<b>Hannover</b>	<b>HRV2</b>							<b>39</b>	<b>102</b>	<b>64</b>	<b>41</b>	<b>129</b>	<b>104</b>
<b>Hannover</b>	<b>HRV3 *)</b>							<b>46</b>	<b>120</b>	<b>50</b>	<b>40</b>	<b>127</b>	<b>90</b>
<b>Hannover</b>	<b>HRV4</b>										<b>28</b>	<b>119</b>	<b>34</b>
Hildesheim	HIVS	61	185	192	55	150	164						

\*) HRV3 ab Juli 2001

Umrechnungsfaktor PM<sub>10</sub>: FH 62 IN mit PM<sub>10</sub>-Probenahme multipliziert mit **1,33** ab 2001: nur PM<sub>10</sub>-Probenahme

Umrechnungsfaktor TSP: FH 62 IN mit Gesamtstaub-Probenahme multipliziert mit **1,1**

Jahresmittel Nds.:	Jahr 1999	29	Jahr 2000	28	Jahr 2001	27	Jahr 2002	27
Mittelwert ÜT Nds.:	Jahr 1999	41	Jahr 2000	34	Jahr 2001	32	Jahr 2002	36
(ohne Waldstationen)								

Tab. 5.1: Auswertung Partikel (PM<sub>10</sub>) 1999 bis 2002, LÜN - gemäß EU-Tochterrichtlinie 1999/30/EG. Jahresmittelwerte (JMW), Jahrestageshöchstwerte (JTHW) in µg/m<sup>3</sup>. ÜT: Anzahl der Überschreitungstage mit TMW > 50 µg/m<sup>3</sup>.

Die Langzeitentwicklung für Stickstoffdioxid an den Stationen HRSW und HRVS zeigt **Abb. 5.2**. Während an der Überdachstation HRSW die gleitenden Monatsmittelwerte eine leicht abfallende Tendenz von 1990 bis 2000 zeigen (siehe **Abb. 5.2 oben**), sind sie ab Mitte 2000 recht konstant geblieben. An der Verkehrsstation HRVS (**Abb. 5.2 unten**) ist keine eindeutige Tendenz zu sehen. Nach Abschluss der Straßenbelagserneuerungsmaßnahmen in den Jahren 1997 bis 1999 ist eher ein geringer Anstieg der  $\text{NO}_2$ -Werte zu sehen. Die Zusatzbelastung  $\text{NO}_2$  in der Straßenschlucht im Vergleich zur allgemeinen Belastung in Hannover kann durch eine Differenzbildung der Monatsmittelwerte HRVS und HRSW recht gut abgeschätzt werden. Diese durch den Straßenverkehr in der Göttinger Straße verursachte Zusatzbelastung ist über den betrachteten Zeitraum von jetzt dreizehn Jahren bemerkenswert konstant und liegt bei ca.  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (siehe **Abb. 5.3**).

Die weiteren an der Verkehrsstation HRVS erfassten Komponenten zeigen in der Langzeitbetrachtung folgendes Verhalten:

**Benzol:** Seit der Umsetzung der EU-Richtlinie, die den Aromatengehalt im Benzin auf 1 % beschränkt, ist ab Januar 1999 ein starker Rückgang der Benzol-Immissionsbelastung in Straßenschluchten festzustellen. Auch in der Göttinger Straße werden jetzt Jahresmittelwerte um  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ermittelt (**Abb. 5.4 oben**). Der in der EU-Richtlinie 2000/69/EG festgelegte Grenzwert von  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  als Jahresmittelwert wird unterschritten. Auch die allgemeine Benzolbelastung in Hannover, die an HRSW seit 1991 mittels der Passivsammlertechnik ermittelt wird, ist deutlich zurückgegangen und liegt jetzt bei  $1.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Kohlenmonoxid:** Während des Zeitraumes 1990 bis 1998 war eine kontinuierliche Abnahme der  $\text{CO}$ -Konzentrationen von 3 auf etwa  $1 \text{ mg}/\text{m}^3$  im Jahresmittel festzustellen; seitdem sind die Werte weitgehend gleichbleibend (**Abb. 5.4 unten**).

**Stickstoffmonoxid:** Wie **Abb. 5.5 oben** zeigt, ist die Tendenz beim  $\text{NO}$  ähnlich zu der beim  $\text{CO}$ . Seit dem Jahr 2000 ist die jährliche Belastung recht konstant bei  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Die starken Schwankungen bei den über 12 Monate gleitenden Monatswerten während des Zeitraumes 1997 bis 1999 resultieren, wie auch beim  $\text{CO}$ , aus Straßenbaumaßnahmen in der Göttinger Straße mit längerfristigen Sperrungen von jeweils zwei der vier Fahrspuren und daraus resultierenden Staus.

**Ruß:** Für Ruß liegt erst seit Januar 2000 eine Messreihe vor. Die Rußbelastung liegt über dem Konzentrationswert von  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , wie **Abb. 5.5 unten** zeigt.

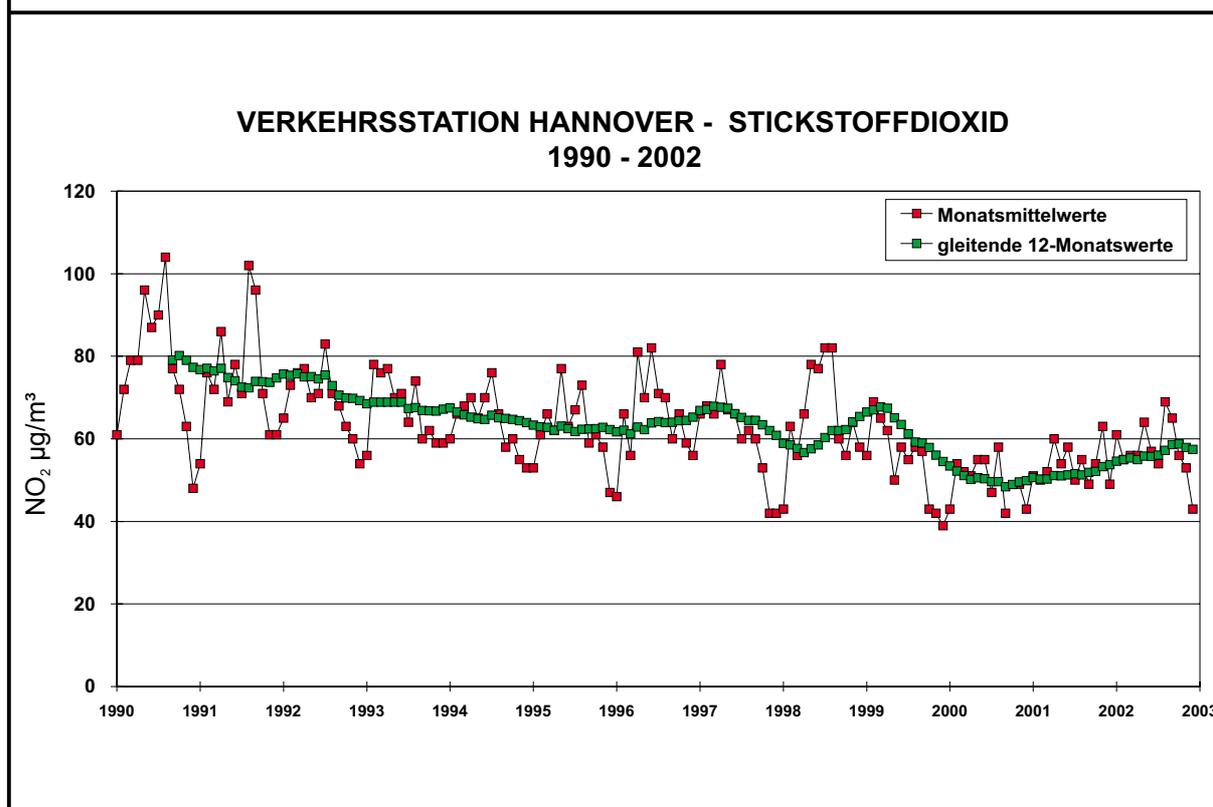
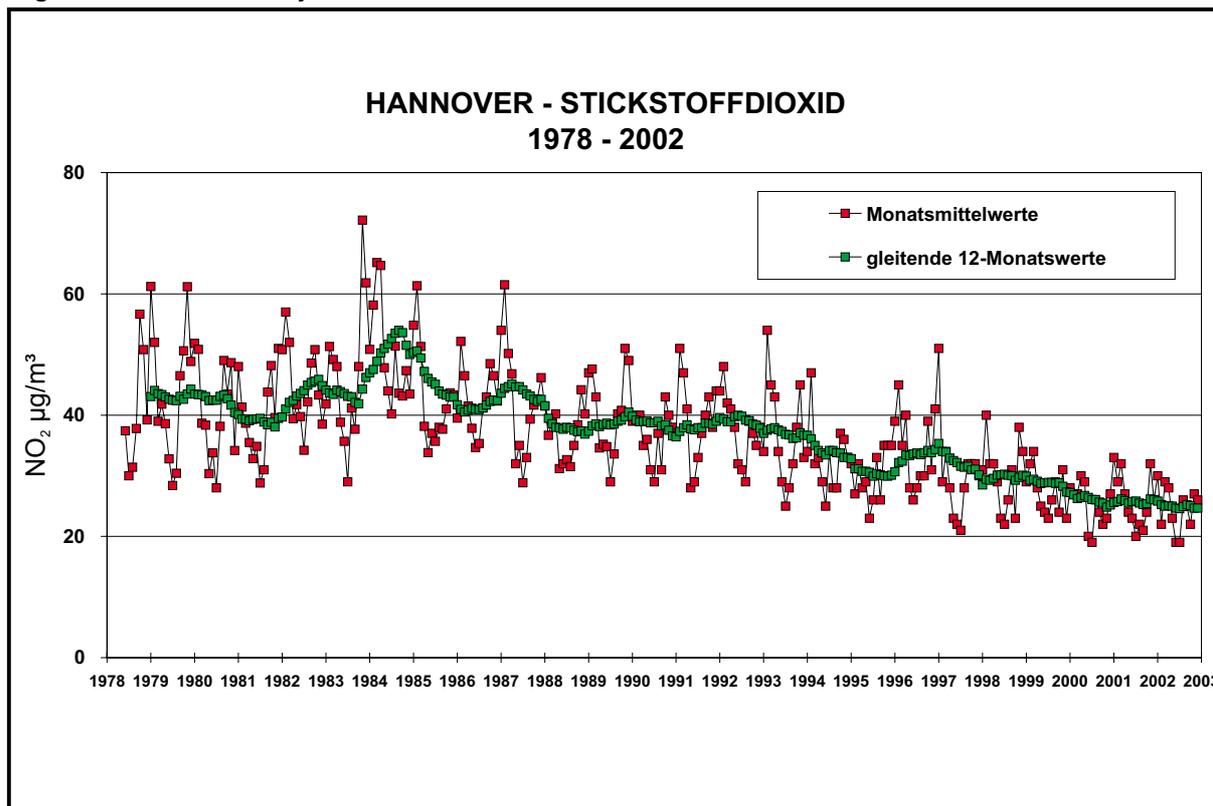


Abb. 5.2: Entwicklung der Konzentrationswerte HRSW in Hannover, Göttinger Straße  
oben : Stickstoffdioxid - Überdachstation HRSW  
unten: Stickstoffdioxid - Verkehrsstation HRVS

### VERKEHRSSTATION HANNOVER DIFFERENZ STICKSTOFFDIOXID (Straßenschlucht minus "über Dach")

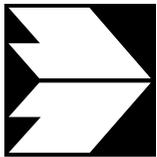
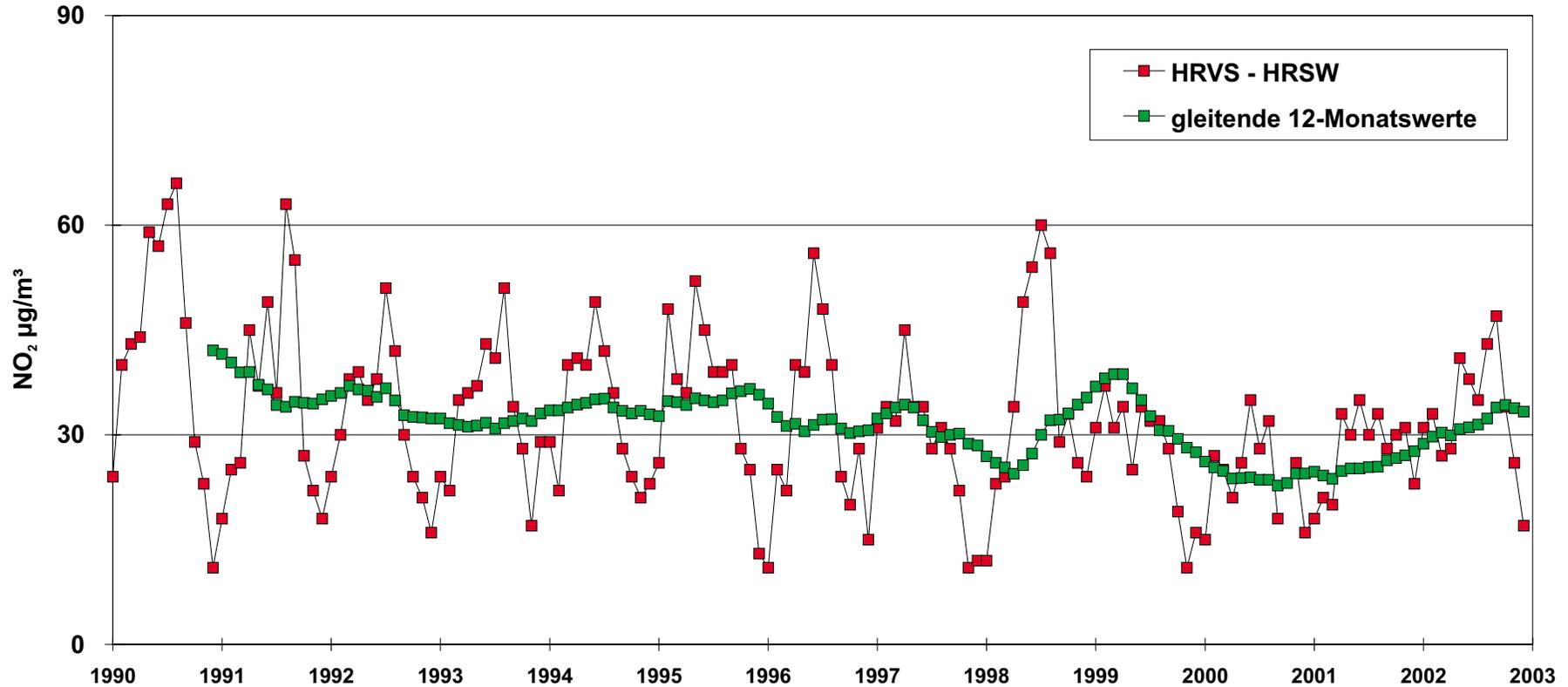


Abb. 5.3: Konzentrationsdifferenzen Stickstoffdioxid zwischen den Monatsmittelwerte HRVS und HRSW

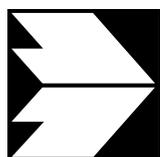
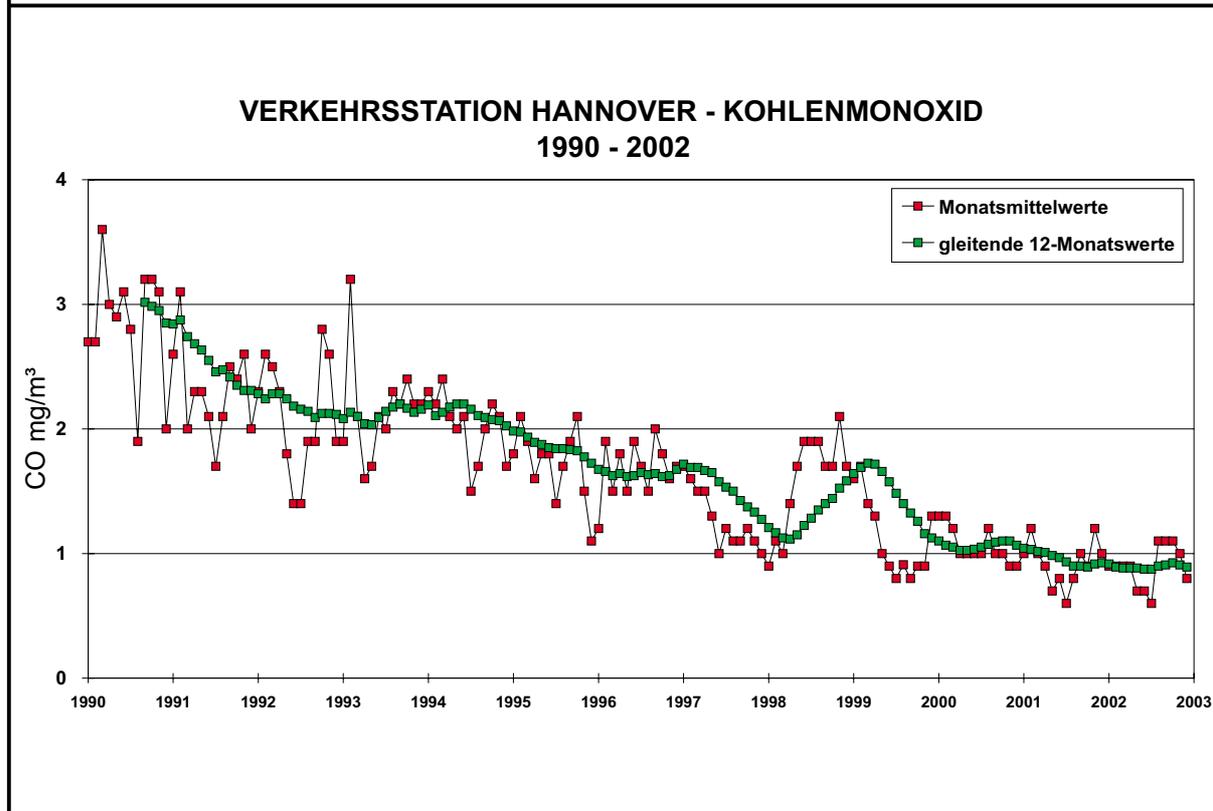
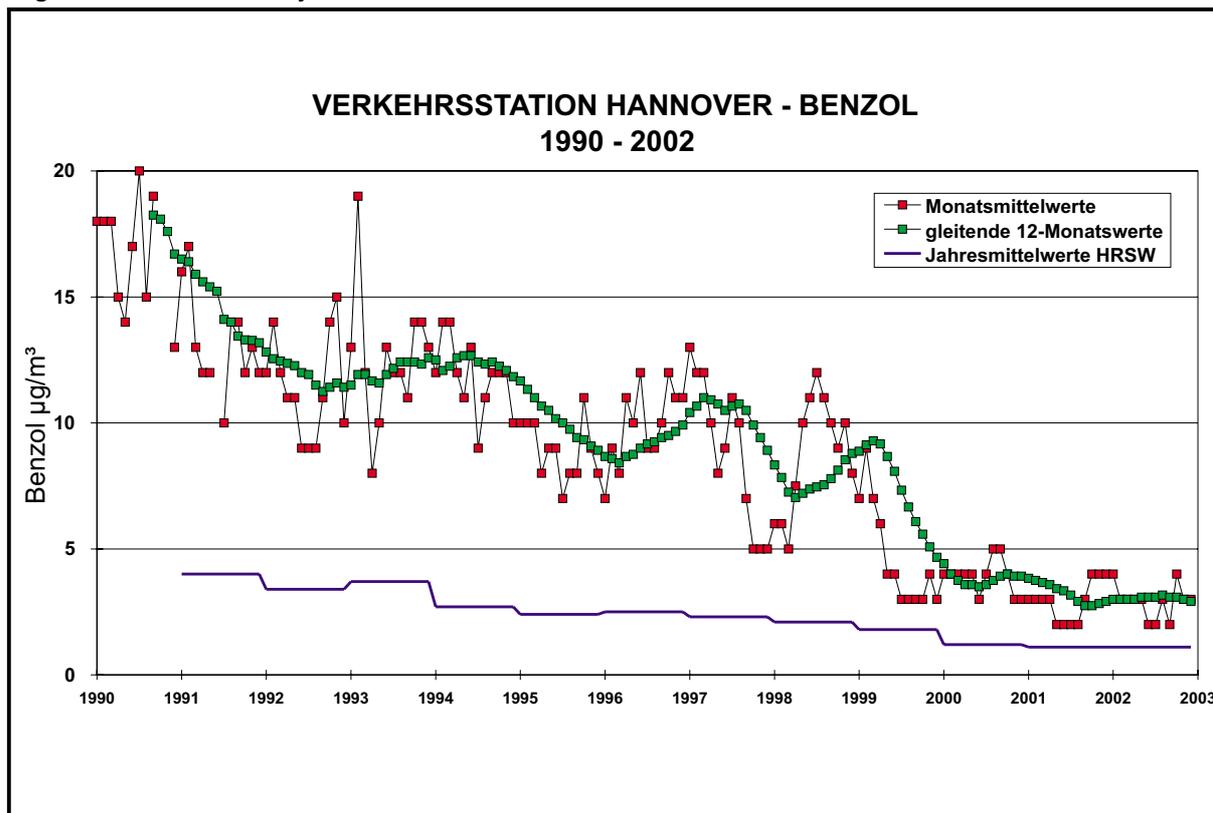
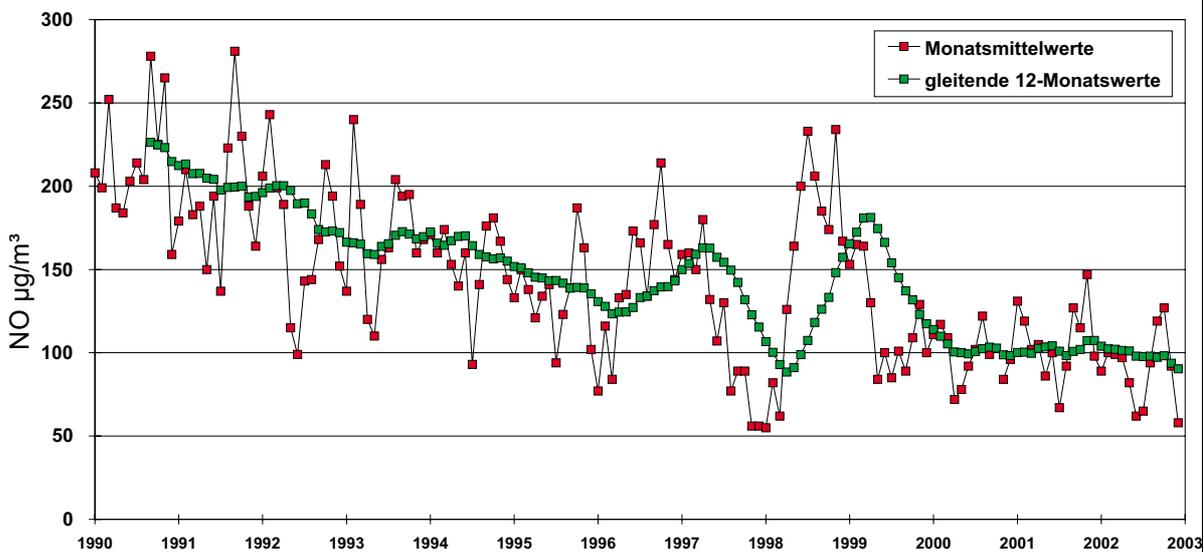


Abb. 5.4: Entwicklung der Konzentrationswerte an der Verkehrsstation in Hannover, Göttinger Straße  
oben : Benzol  
unten: Kohlenmonoxid

### VERKEHRSSATION HANNOVER - STICKSTOFFMONOXID 1990 - 2002



### VERKEHRSSATION HANNOVER - RUSS 2000 - 2002

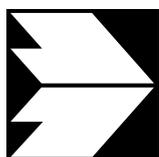
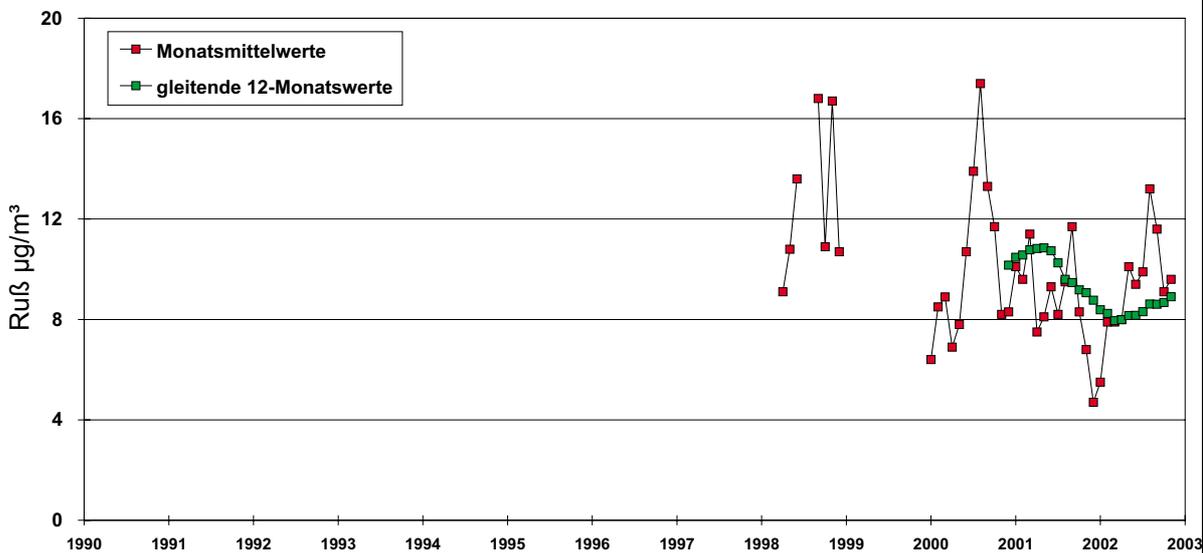


Abb. 5.5: Entwicklung der Konzentrationswerte an der Verkehrsstation in Hannover, Göttinger Straße  
oben : Stickstoffmonoxid  
unten: Ruß

## 5.2 Kurzzeitentwicklung - Datenübersicht 2001 / 2002

Die Betrachtung des kürzeren Zeitraums 2001/2002 liefert detailliertere Informationen darüber, ob sich in der jüngsten Zeit die Trends bestätigen oder ob sich, z.B. infolge technologischer Entwicklungen bei den Kfz, Änderungen der Trends ergeben. In Ergänzung zu dem in Kap. 1 vorgestellten Untersuchungsprogramm VALIUM erfolgten an mehreren Positionen in der Göttinger Straße und auf dem Dach des NLÖ-Gebäudes Messungen der Stickoxide und des PM10. Die genauen Positionen der Messstationen sind in **Abb. 3.2** dargestellt.

### 5.2.1 Stickstoffdioxid

Die Messergebnisse für die jeweiligen Stationen sind für Stickstoffdioxid in der **Abb. 5.6** gezeigt. Ergänzend zu den Ergebnissen an den einzelnen Messstellen sind auch die OPSIS-Werte mit aufgenommen, die auf der Strecke zwischen der Verkehrsstation HRVS und der Station HRV2 am Deister Kreisel erfasst wurden. Die OPSIS-Werte geben den Verlauf der Straßenmessstellen gut wieder, in der zweiten Jahreshälfte 2002 lagen sie am unteren Rand der Konzentrationswerte der punktuellen Messungen. Die gemessenen Werte an der Überdachmessstation HRSW und an den beiden weiter ab von der Straße gelegenen Messstationen HRV4 und HRV5 (Hinterhöfe) zeigen ähnliche Verläufe und Werte. Außer jahreszeitlicher Schwankungen sind keine Trends erkennbar. In **Tab. 5.2** sind die Auswertungen für Stickstoffdioxid und für die Stickstoffoxide für die Messstationen Niedersachsens für die Jahre 1999 bis 2002 dargestellt. In den Jahren 2001 und 2002 lagen an allen Straßenmessstellen der Göttinger Straße die Jahresmittelwerte über dem für das Jahr 2010 anzusetzenden Grenzwert, unter Berücksichtigung der Toleranzmarge sind die aktuellen Grenzwerte eingehalten. Überschreitungen des Einstundenwertes von  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gab es in 2001 4 Stunden an der Station HRV3 und in 2002 4 Stunden an der Station HRV2 und 3 Stunden an HRV3. An den Hintergrundstationen liegen die gemessenen mittleren Werte deutlich unter dem Grenzwert.

### 5.2.2 Feinstaub

Die in den Jahren 2001 und 2002 gemessenen PM10-Konzentrationen sind in der **Abb. 5.7** gezeigt. Die Werte wurden mit dem BETA-Staubmonitor „FH 62 IN“ mit PM10-Probenahme erfasst. Sie sind mit einem Faktor zu multiplizieren, der im Mittel 1.33 beträgt. Mit Blick auf die in Abschnitt 2.3 geforderten orientierenden Messungen für PM2.5 liefert **Abb. 5.8** die entsprechenden Werte. Es zeigen sich wie auch bei den Stickoxiden bei den PM10- bzw. PM2.5-Messwerten jahreszeitliche bzw. monatliche Schwankungen, ein eindeutiger Trend ist nicht zu erkennen. Bei den PM10- und PM2.5-Verläufen sind die Korrelationen zwischen den

### FEINSTAUB-PROGRAMM GÖTTINGER STRASSE Monatsmittelwerte Stickstoffdioxid

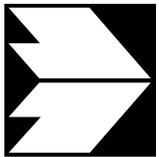
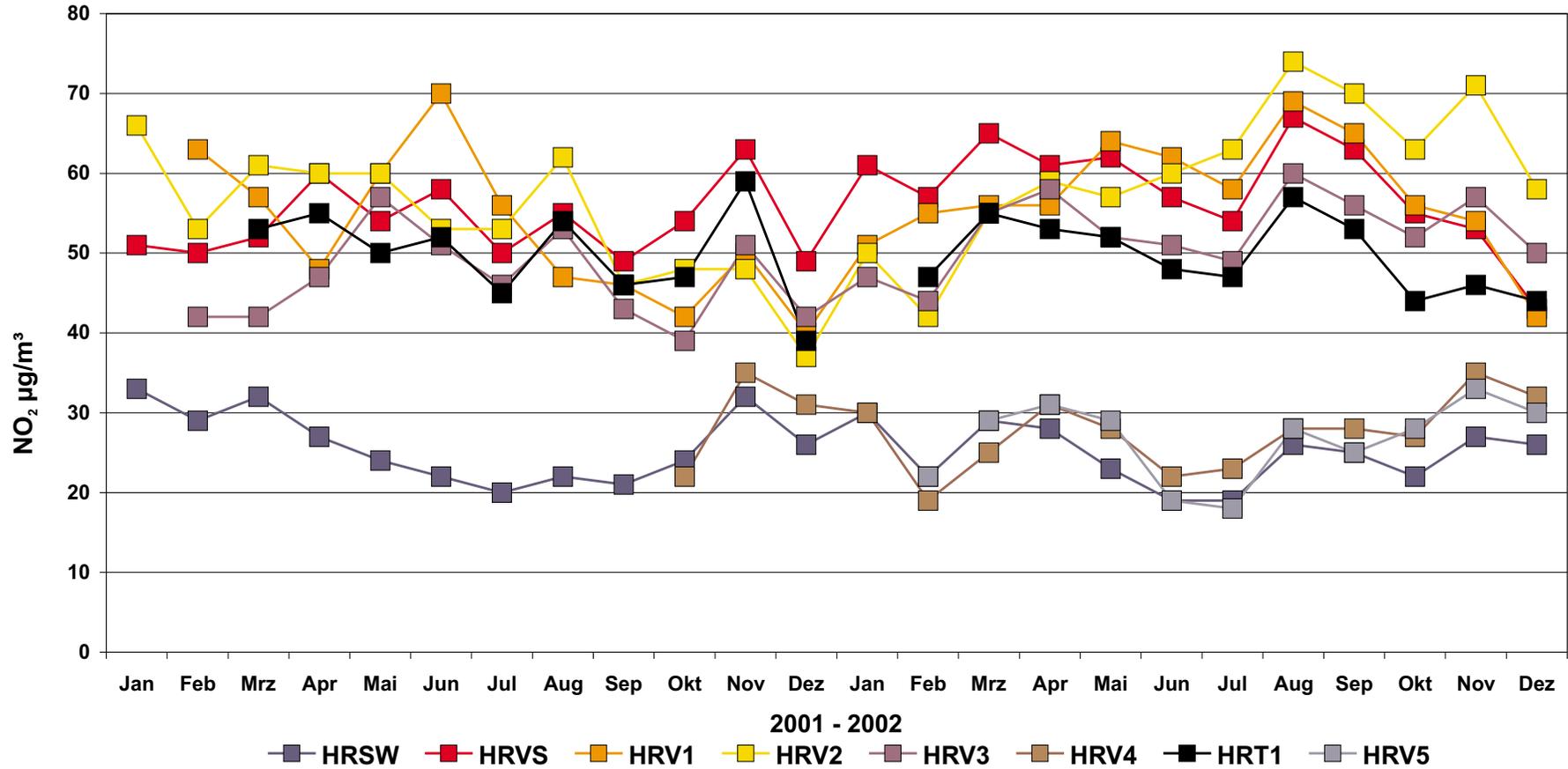


Abb. 5.6: Monatsmittelwerte für die Jahre 2001 / 2002 für Stickstoffdioxid NO<sub>2</sub> für verschiedene Messstationen im Bereich der Göttinger Straße

**Auswertung Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide 1999, 2000, 2001 und 2002  
gemäß EU-Tocherrichtlinie 1999/30/EG**

 Jahresmittelwerte (JMW) und Jahreshöchstwerte (JHW) in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 

 (NO<sub>x</sub> = NO + NO<sub>2</sub> mit NO bezogen auf NO<sub>2</sub>)

LÜN-Stationen		1999				2000				2001				2002			
		JMW	JHW	JMW	JMW	JMW	JHW	JMW	JMW	JMW	JHW	JMW	JMW	JMW	JHW	JMW	JMW
Verkehrsstationen		NO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	NO	NO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	NO	NO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	NO	NO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	NO
Braunschweig	BGVS	52	267	225	113	34	119	182	97	42	193	179	90	50	133	162	73
Hildesheim	HIVT	58	199	230	75	53	172	207	106								
<b>Hannover</b>	<b>HRVS</b>	<b>54</b>	<b>181</b>	<b>234</b>	<b>117</b>	<b>51</b>	<b>158</b>	<b>199</b>	<b>97</b>	<b>54</b>	<b>147</b>	<b>216</b>	<b>106</b>	<b>58</b>	<b>180</b>	<b>182</b>	<b>80</b>
<b>Hannover</b>	<b>HRVU</b>	<b>49</b>	<b>121</b>	<b>139</b>	<b>60</b>	<b>51</b>	<b>190</b>	<b>133</b>	<b>54</b>								
<b>Hannover</b>	<b>HRV</b>	<b>64</b>	<b>176</b>	<b>190</b>	<b>82</b>	<b>55</b>	<b>146</b>	<b>184</b>	<b>84</b>								
<b>Hannover</b>	<b>HRV1</b>									<b>53</b>	<b>174</b>	<b>237</b>	<b>119</b>	<b>58</b>	<b>198</b>	<b>213</b>	<b>101</b>
<b>Hannover</b>	<b>HRV2</b>									<b>53</b>	<b>184</b>	<b>220</b>	<b>110</b>	<b>61</b>	<b>253</b>	<b>190</b>	<b>85</b>
<b>Hannover</b>	<b>HRV3</b>									<b>47</b>	<b>284</b>	<b>135</b>	<b>57</b>	<b>53</b>	<b>252</b>	<b>141</b>	<b>58</b>
<b>Hannover</b>	<b>HRV4</b>													<b>27</b>	<b>116</b>	<b>40</b>	<b>8</b>
Allg. Stationen																	
Ostfriesische Inseln	NYNO	11	107	14	2	11	62	12	1	10	64	11	1	10	63	12	1
Borkum	BMN	10	62	12	1	10	84	12	< 1	8	50	9	1	11	55	14	2
Wangerooge	WEN					10	69	14	2	10	52	14	2				
Ostfriesland	ENCC	20	91	26	4	18	72	25	5	18	87	24	4	17	109	23	4
Jadebusen	WNC	13	86	17	2	13	64	17	2	11	60	14	2	12	74	15	2
Nordenham	NMC	19	161	31	7	19	74	31	7	18	83	28	7				
Elbmündung	CXSO	13	88	15	2	12	75	14	2	10	76	12	2	12	170	15	2
Altes Land	JKCC	14	98	18	3	14	84	17	3	14	131	18	3	14	88	18	2
Süddoldenburg	CGCC	17	82	21	3	15	68	20	3	17	69	24	5	18	76	25	5
Emsland	LNCC	18	204	24	4	17	98	23	4	16	73	23	5	17	73	25	5
Osnabrück	OKCC	24	122	31	5	24	138	32	5	23	135	33	7	23	101	33	7
Allertal	WASS	17	71	23	4	16	68	23	4	14	62	19	4	15	64	21	4
Lüneburger Heide	LGOO	19	128	29	6	18	100	28	6	18	83	27	6	18	106	26	5
Wendland	LWSO	15	103	17	1	12	74	14	2	12	90	16	3	12	64	16	2
Wolfsburg	WGC	21	92	31	6	20	93	31	7	21	93	29	5	20	100	29	6
Braunschweig	BGS	17	97	20	2	16	68	20	3	17	85	21	3	17	75	21	3
Salzgitter	SRCC	24	110	38	10	23	103	37	10	22	95	37	10	21	120	35	9
<b>Hannover</b>	<b>HRS</b>	<b>27</b>	<b>98</b>	<b>38</b>	<b>7</b>	<b>25</b>	<b>88</b>	<b>38</b>	<b>9</b>	<b>26</b>	<b>90</b>	<b>39</b>	<b>8</b>	<b>25</b>	<b>91</b>	<b>36</b>	<b>8</b>
Sehnde	SESW					21	90	26	3								
Weserbergland	RNCC	18	78	21	3	16	73	18	2	15	56	18	2	17	81	21	3
Göttingen	GNCC	20	94	28	5	18	70	26	5	19	83	26	5	18	92	25	4
Eichsfeld	DUCC	14	68	17	2	13	66	15	2	13	64	15	2	12	59	15	2
Oker/Harlingerode	OGC	12	69	14	2	10	60	12	2	11	68	15	3	13	66	17	3
Bösel	BLW													21	82	24	2
Wesermündung	BHV1													16	65	31	10
Sollina	DLSW	9	69	11	< 1	9	61	9	< 1	9	55	9	< 1	9	66	9	1
Wurmburg	BRNN	7	62	8	< 1	7	54	8	< 1	7	71	8	< 1	7	76	7	< 1

 Überschreitungshäufigkeiten Einstundenwert NO<sub>2</sub> größer 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ :

1999: LNCC 1 Stunde, BGVS 1 Stunde

2000: keine

2001: HRV3 4 Stunden

2002: HRV2 4 Stunden; HRV3 3 Stunden

Tab. 5.2: Auswertung Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide für die Jahre 1999 – 2002 an den LÜN-Messstellen

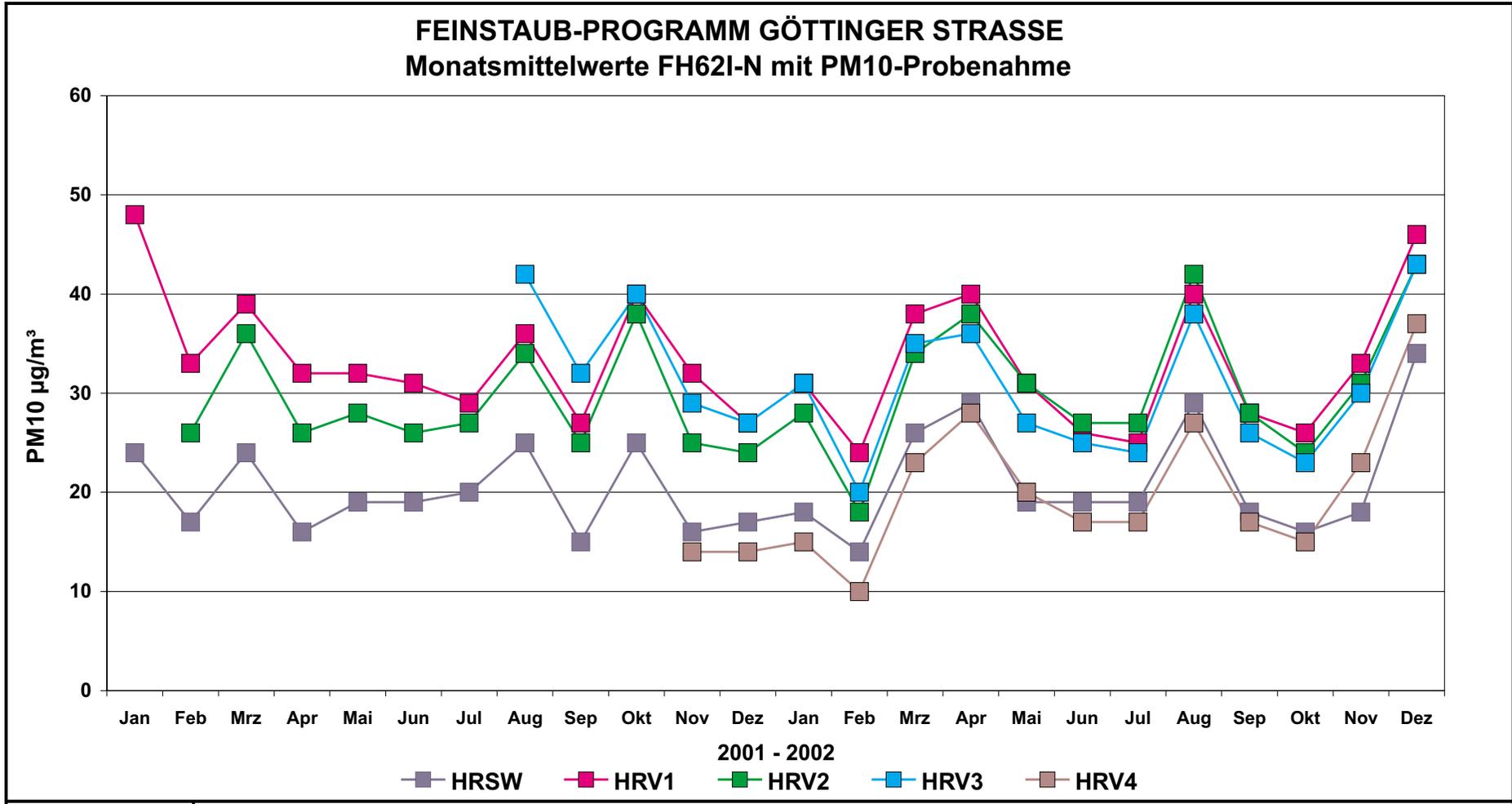


Abb. 5.7: Monatsmittelwerte für Stickstoffdioxid PM10 für verschiedene Messstationen im Bereich der Göttinger Straße - erfaßt mit FH 62 IN mit PM10-Probenahme - diese Werte sind mit einem mittleren Faktor von 1.3 zu multiplizieren

### FEINSTAUB-PROGRAMM GÖTTINGER STRASSE Monatsmittelwerte FH62I-N mit PM2,5-Probenahme

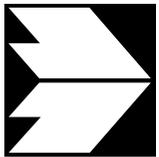
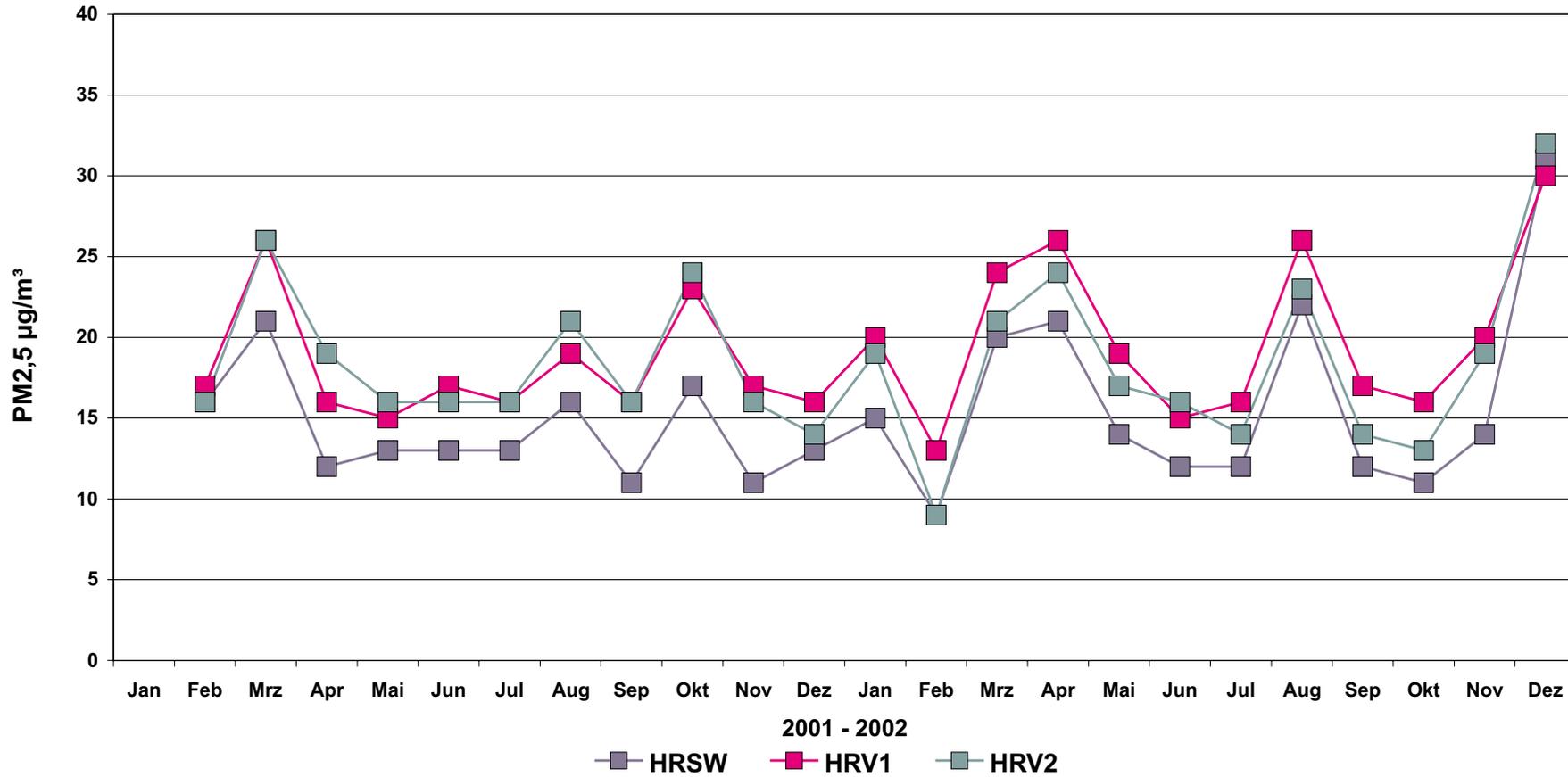


Abb. 5.8: Monatsmittelwerte für Stickstoffdioxid PM2.5 für verschiedene Messstationen im Bereich der Göttinger Straße - diese Werte sind mit einem Korrekturfaktor zu multiplizieren, der Faktor ist derzeit nicht bekannt

Hintergrundstationen HRSW und HRV4 und den Verkehrsstationen ausgeprägter als bei Stickstoffdioxid. Hohe Konzentrationen an den Verkehrsstationen sind korreliert mit hohen Werten an den Hintergrundstationen. In **Abb. 5.9 oben** sind die Zusammenhänge zwischen der Station HRSW und den anderen Stationen gezeigt. Für die Verkehrsstationen HRV1, HRV2 und HRV3 ergibt sich ein deutlicher Offset von im Mittel ca.  $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , d.h. umgerechnet auf PM10 ca.  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Die beiden eher als Hintergrundstationen einstuftbaren Messstationen HRV4 und HRV5 zeigen ähnliche Werte wie die Station HRSW. **Abb. 5.9 unten** liefert die entsprechenden Werte für PM2.5, hier liegt der Offset im Mittel zwischen 4 und  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Der Korrekturfaktor für PM2.5 ist derzeit nicht bekannt. Die Jahresmittelwerte für 2001 und 2002 sind in **Abb. 5.10** sowohl für Stickstoffdioxid  $\text{NO}_2$  als auch für PM10 bzw. PM2.5 dargestellt. Die Verkehrsstationen HRVS, HRV1, HRV2 und HRV3 zeigen sowohl bei den  $\text{NO}_2$ -Werten als auch bei den PM10- bzw. PM2.5-Werten ähnliche Verläufe. Die gemessenen Größen bei HRV3 sind etwas niedriger, was durch die Lage bzgl. der Hauptwindrichtung bedingt ist. An den eher als Hintergrundstationen einzustufenden Messstellen HRSW, HRV4 und HRV5 sind deutlich niedrigere Messwerte registriert. **Tab. 5.1** gibt einen Überblick der gemessenen PM10-Werte an den LÜN-Stationen für die Jahre 1999 bis 2002. Neben den gemessenen Jahresmittelwerten ist auch die Anzahl der Überschreitungstage von Tagesmittelwerten  $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  aufgelistet. An den Verkehrsmessstellen HRV1 und HRV3 wurde in den Jahren 2001 und 2002 der Grenzwert für den Jahresmittelwert erreicht bzw. überschritten, bei HRV2 wurde dieser in 2002 überschritten und in 2001 mit  $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$  knapp erreicht. Ein deutlicheres Bild ergibt sich bei der Betrachtung der Anzahl der Überschreitungstage. Diese lagen bei den Verkehrsmessstellen innerhalb der Göttinger Straße zwischen 50 und 105 Überschreitungstage mit  $\text{TMW} > 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . In **Abb. 5.11** sind die Tage mit Überschreitungen graphisch dargestellt. Die zulässige Anzahl von 35 Überschreitungen wird an allen Verkehrsmessstellen deutlich überschritten. Auch an der Überdachstation HRSW kam es in den Jahren 1999, 2000 und 2002 zu mehr als 35 Überschreitungstage. Wie **Tab. 5.1** zeigt, kommt es auch an anderen Messstellen in Niedersachsen vor allem im Jahr 2002 zu deutlichen Überschreitungen der zulässigen Tage mit  $\text{TMW} > 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Der Anteil PM2.5 an PM10 ist für die Überdachstation und die Verkehrsmessstellen unterschiedlich. Die Werte für 2001 und 2002 sind nachfolgend aufgelistet:

	HRSW	HRV1	HRV2
<b>2001</b>	70 %	55 %	62 %
<b>2002</b>	73 %	63 %	61 %

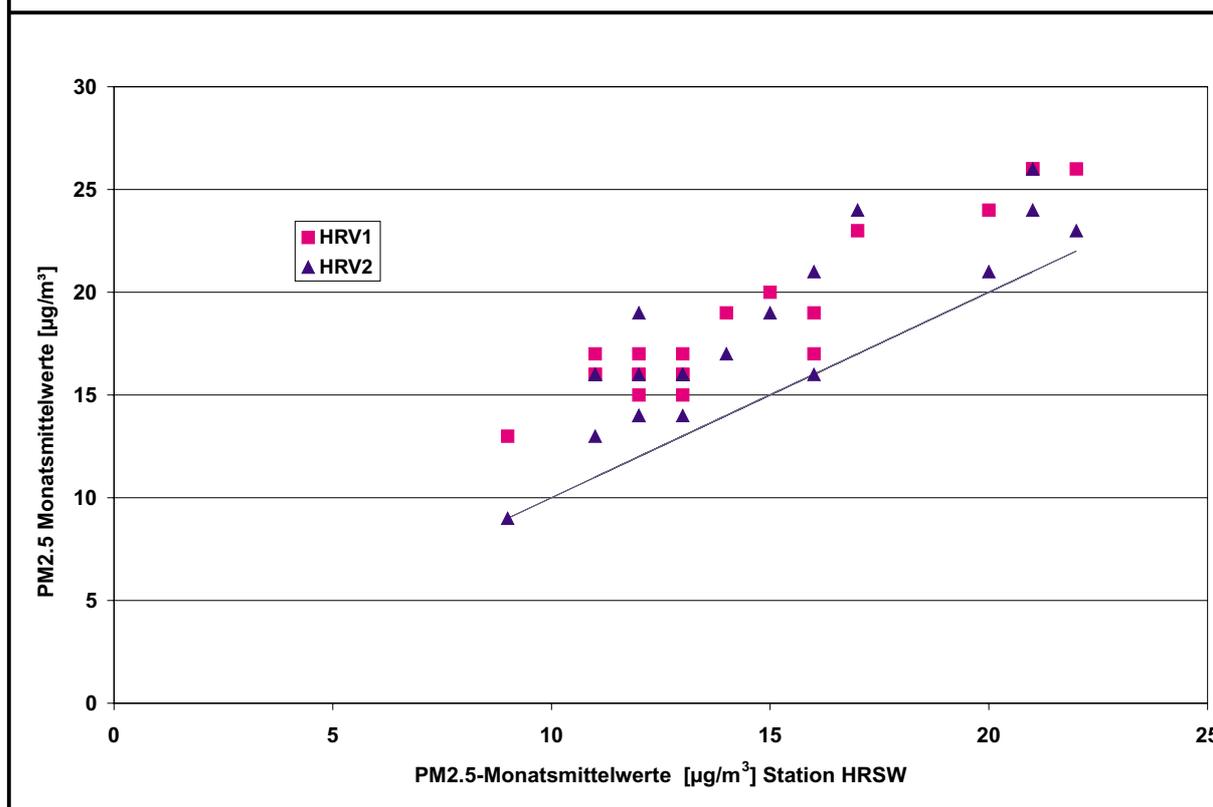
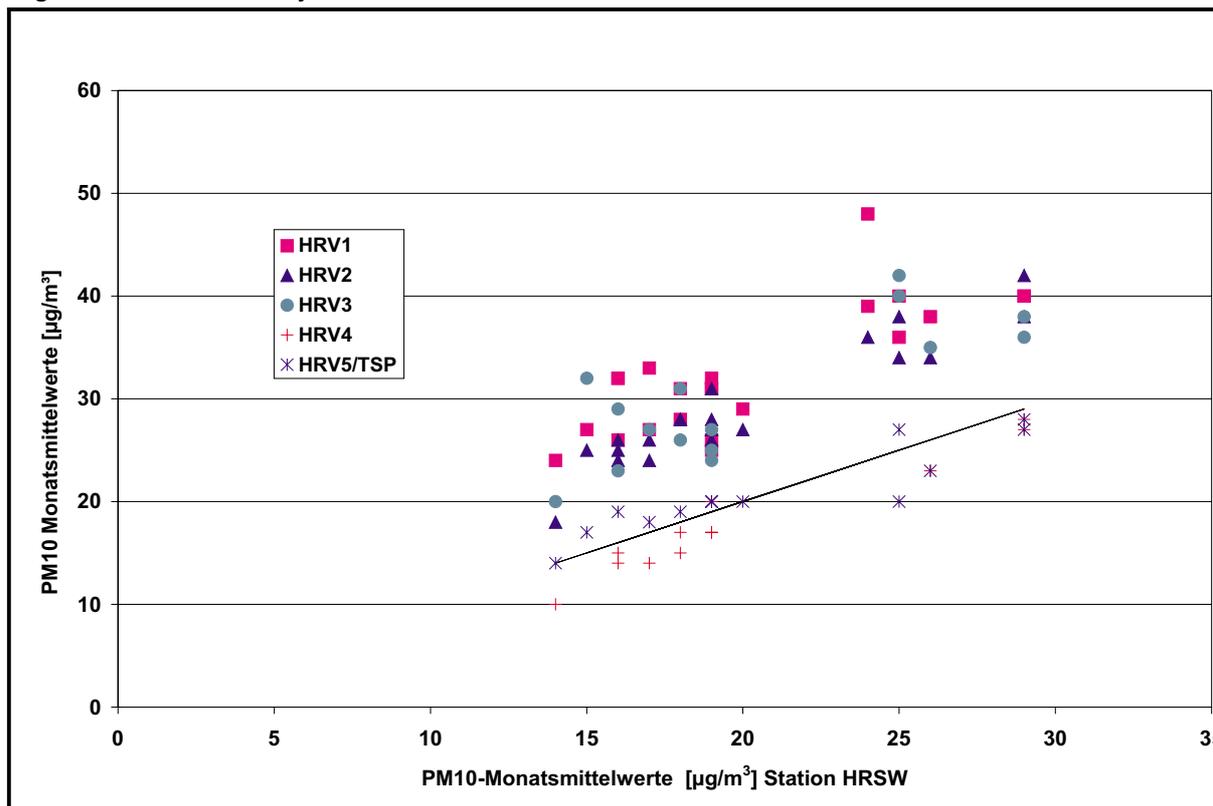


Abb. 5.9: Gegenüberstellung Messwerte HRSW und Messwerte der anderen Messstationen - Werte sind mit Korrekturfaktoren zu multiplizieren  
 oben : PM10  
 unten: PM2.5

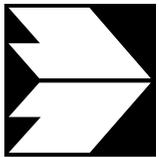
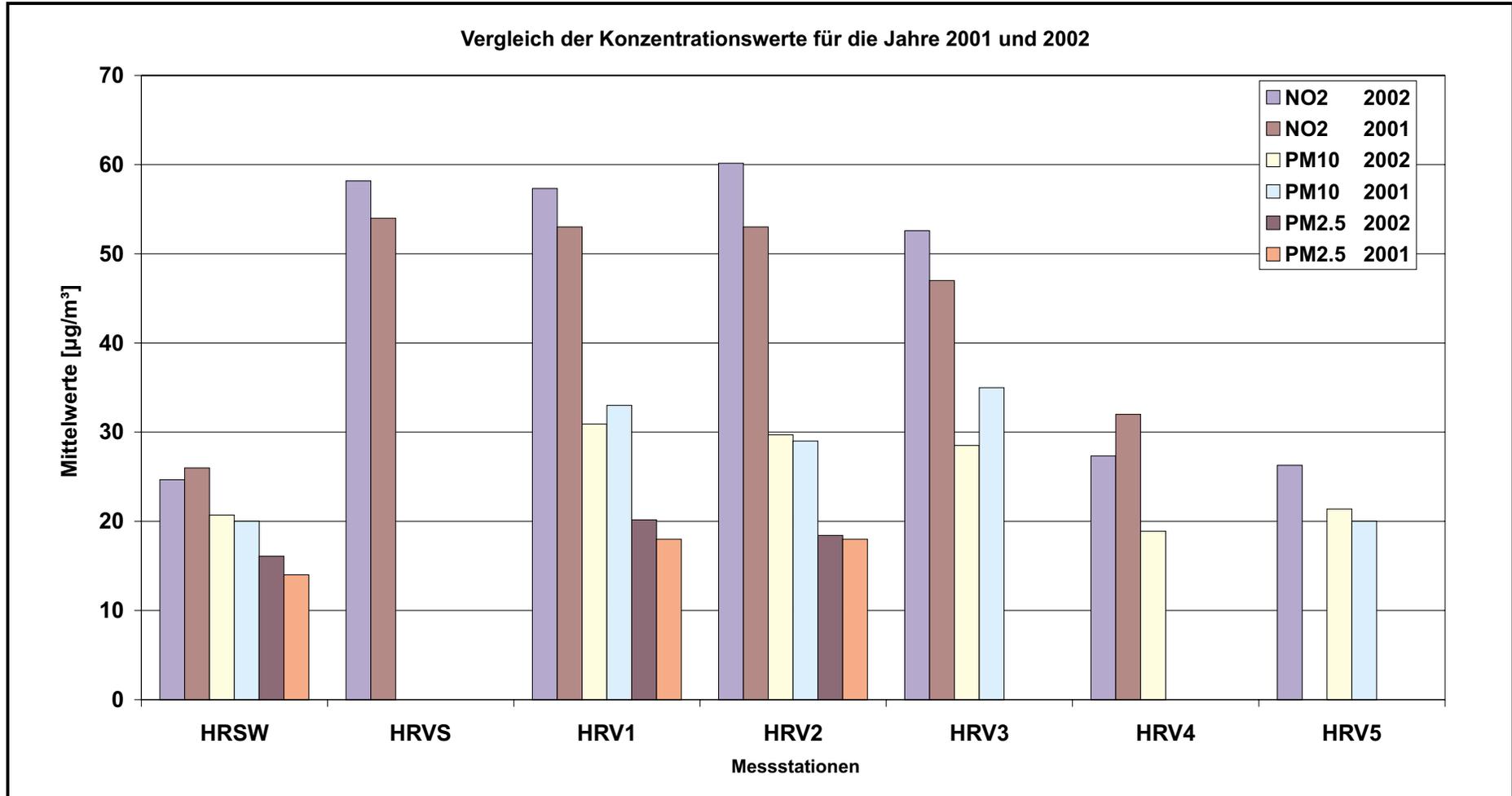


Abb. 5.10: Vergleich der Jahresmittelwerte für die Jahre 2001 und 2002 - die PMx-Werte sind mit Korrekturfaktoren zu multiplizieren

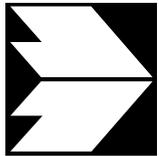
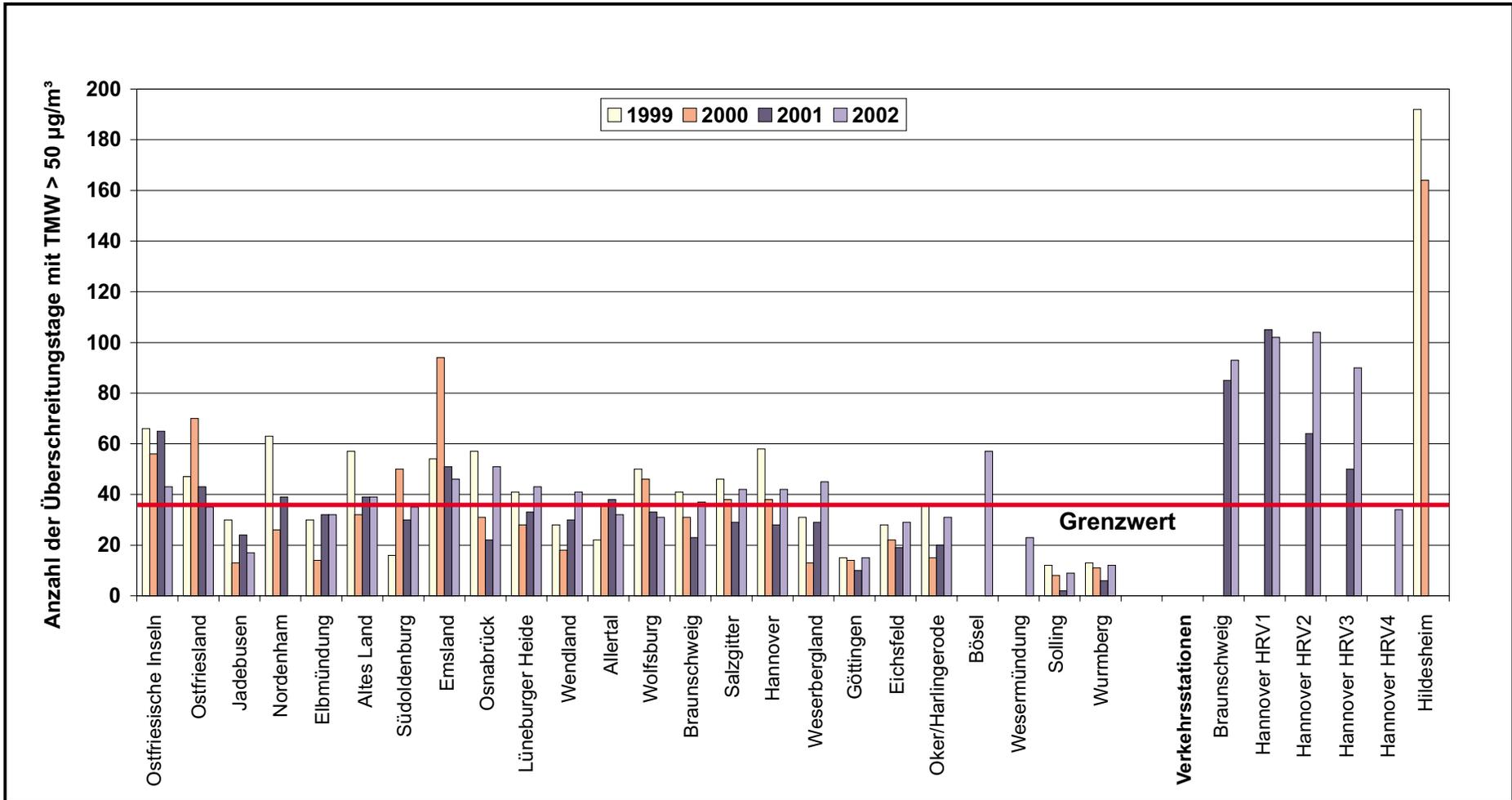


Abb. 5.11: Anzahl der Überschreitungen des Tagesmittelwertes von 50 µg PM10/m³ an den verschiedenen Messstellen in den Jahren 1999, 2000, 2001 und 2002

An der Überdachstation ist der Anteil von PM<sub>2.5</sub> größer, an den Verkehrsmessstellen ist der Anteil auf Grund von Reifenabrieb und Aufwirbelung dagegen geringer. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt auch eine Studie von BUWAL (2001). Dort werden für Hintergrundstationen Werte zwischen 70-80 % und für straßennahe Stationen ca. 50-60 % angegeben.

### **5.3 Genauigkeit der Messergebnisse der LÜN-Stationen**

Die Messgenauigkeit ist im „Leitfaden zur Angabe der Unsicherheit beim Messen“ (DIN EN V ISO 13005; Deutsche Fassung des Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement - GUM) definiert. Die im Anhang VIII der 1. TRL geforderten Messgenauigkeiten von 15 % für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide sowie 25 % für Partikel gelten für Einzelmessungen, gemittelt über den betreffenden Zeitraum in bezug auf den Grenzwert bei einem Vertrauensbereich von 95 %. Die Genauigkeit von kontinuierlichen Messungen sollte so interpretiert werden, dass sie in der Nähe des jeweiligen Grenzwertes gilt.

Im Entwurf der Richtlinie VDI 4202, Blatt 1 (Gründruck, Dezember 2000) werden im Anhang C Beispiele zur Ermittlung der erweiterten Messunsicherheit von kontinuierlich arbeitenden Immissionsmesseinrichtungen (für die Messkomponenten NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, CO) aufgeführt. Dabei werden die bei der jeweiligen Eignungsprüfung der Messeinrichtung festgestellten Unsicherheiten bei den Prüfungen (z.B. Reproduzierbarkeit, Drift am Nullpunkt, Drift am Prüfpunkt, Querempfindlichkeiten, Unsicherheit des Prüfgases) nach dem Gesetz der Unsicherheitsfortpflanzung (DIN EN ISO 14956) zur Gesamtunsicherheit zusammengefasst.

Zur Gewährleistung höchster Qualitätsansprüche an die Messungen sind Ringversuche und Vergleiche mit anderen anerkannten Instituten wichtig. Das Lufthygienische Überwachungssystem Niedersachsen LÜN beteiligt sich an derartigen Vergleichsmessungen.

#### **5.3.1 Vergleichsmessungen LML und LÜN**

An der LÜN-Station Osnabrück, OKCC wurde von Januar bis Dezember 2001 eine Vergleichsmessung zwischen zwei Luftqualitätsmessnetzen durchgeführt. Es handelt sich hierbei um das niederländische Reichsinstitut für Volksgesundheit und Umwelt (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM) mit dem Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit LML und das Niedersächsische Landesamt für Ökologie NLO mit dem Lufthygienischen Überwachungssystem Niedersachsen LÜN. Aus den Messergebnissen dieser Vergleichsmessungen wurden die erweiterten Messunsicherheiten im realen Messnetzbetrieb für die untersuchten Komponenten (NO, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, Ozon, PM<sub>10</sub>) ermittelt. Es konnte gezeigt werden, dass die in der EU-Richtlinie 1999/30/EG, Anhang VIII geforderten Messgenauigkeiten im Wesentlichen erreicht werden können. Die Ergebnisse werden in Heits et al. (2003) dokumentiert.

### 5.3.2 Auswertung der PM10- und PM2.5-Messungen an ausgewählten Tagen

Während der Osterfeiertage Sonntag, 31.03. und Montag, 01.04.2002 traten in Norddeutschland hohe PM10- und PM2.5-Konzentrationen auf. So waren die Tagesmittelwerte für diese beiden Komponenten die höchsten seit Beginn der flächendeckenden PM10-Messungen im Januar 2001:

Tagesmittelwerte (ohne Korrekturfaktor für PM10) am 31.03.2002:

<b>Göttingen:</b>	<b>PM10</b>	<b>67 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	<b>PM2.5</b>	<b>60 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>
<b>Hannover:</b>	<b>PM10</b>	<b>88 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	<b>PM2.5</b>	<b>78 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>
<b>Verkehr:</b>	<b>PM10</b>	<b>94 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	<b>PM2.5</b>	<b>77 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>

Die Verläufe der Fein- und Feinststaubkonzentrationen an

- den drei Verkehrsstationen in der Göttinger Straße, HRV1, HRV2, HRV3,
- der Nebenstraßenstation HRV4, östlich der Göttinger Straße
- der Überdachstation HRSW

zeigten während des Osterzeitraumes vom 30.03. bis 01.04.2002 einen fast identischen Verlauf der Einstundenmittelwerte (Messgeräte: FH 62 IN mit PM10- bzw. PM2.5-Probenahmen). Die gemessenen PM10- bzw. PM2.5-Konzentrationen sind in **Abb. B1 bis Abb. B5** in Anhang B dargestellt. Dabei traten an allen Stationen die Spitzenwerte am Sonntag um 08:00 Uhr MEZ auf und liegen zwischen  $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (HRV1) bis  $126 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (HRV4). Der nahezu identische Verlauf der Konzentrationen über die drei Tage und die gleichmäßige absolute Höhe der Konzentrationsspitzen an allen fünf Stationen legen die Vermutung nahe, dass die Osterfeuer eine gleichmäßig verteilte hohe PM10- und PM2.5-Belastung bewirkt haben. Diese Belastung war in ca. 35 m Höhe (über Dach) und in der Nebenstraße gleich hoch. Durch den direkten Straßenverkehr ergab sich aufgrund der Feiertage nur ein geringer zusätzlicher Beitrag.

Diese Situation legt es nahe, das real existierende Aerosol dieses Zeitraumes als „Kalibrier-aerosol“ zu nutzen und eine Fehlerabschätzung für die Staubmessplätze zu versuchen. Es wird angenommen, dass alle fünf PM10- und alle drei PM2.5-Messplätze während der drei Tage der gleichen Aerosolbelastung bezüglich Konzentration und Größenverteilung ausgesetzt waren. Unter dieser Voraussetzung ist es möglich, die erfassten Einstundenwerte im Sinne einer Parallelmessung wie bei einer Gasmessung zu betrachten. Im Gegensatz zu der sonst üblichen Praxis bei der Staubmessung, nur Tagesmittelwerte zu vergleichen, kann in dieser besonderen Situation auf kleinere Messintervalle zurückgegriffen werden.

Basierend auf den 73 vorhandenen Einstundenmittelwerten für jeden Messplatz wird die absolute Standardabweichung  $S_a$  berechnet.

Als Beurteilungsgröße für die Güte der Messungen eignen sich die Messunsicherheiten  $U$ , die sich aus Doppelbestimmungen parallel messender Messgeräte ergeben. Die zufällige Messunsicherheit  $U_R$  und die relative Messunsicherheit  $U_{rel}$  werden nach folgenden Formeln berechnet.

$$U_R = \sqrt{\frac{1}{2}} \cdot S_a \quad \text{mit} : S_a = \sqrt{1/n \sum (X_{i,1} - X_{i,2})^2}$$

$$U_{rel} = 100 \cdot U_R / Y_i$$

Dabei sind die  $X_{i,1}$  und  $X_{i,2}$  die zeitgleich gemessenen Konzentrationswerte und  $Y_i$  der Mittelwert der betrachteten Messreihe;  $n$  ist die Anzahl der vorhandenen zeitgleichen Messwerte.

### 5.3.2.1 PM10

Für die fünf PM10-Messplätze können insgesamt zehn Kombinationen für eine angenommene Doppelbestimmung betrachtet werden. Die **Tab. 5.3** zeigt die berechneten Messunsicherheiten basierend auf jeweils 73 Wertepaaren. Die Stationen, die von ihrem Aufstellungsort am besten zu vergleichen sind

- HRSW und HRV4 als straßenferne „Hintergrund“-Stationen,
- HRV1 und HRV2 als Straßenrand-Stationen,
- HRV3 und HRV4 als Stationen östlich der Göttinger Straße.

Sie zeigen die beste Übereinstimmung und ergeben die kleinsten Messunsicherheiten.

Dazu kann man allgemein feststellen, dass die berechneten Messunsicherheiten  $U_R$  bzw.  $U_{rel}$  in einer Größenordnung liegen, wie sie auch bei PM10-Vergleichsmessungen am selben Standort und unter Verwendung von Tagesmittelwerten als Datenbasis festgestellt werden (siehe Heits et al. (2003)).

### 5.3.2.2 PM2.5

Für die drei PM2.5-Messplätze können insgesamt drei Kombinationen für eine angenommene Doppelbestimmung betrachtet werden. Die **Tab. 5.3** zeigt die berechneten Messunsicherheiten basierend auf jeweils 73 Wertepaaren. Die Messunsicherheiten sind denen der PM10-

Vergleiche sehr ähnlich, so dass man feststellen kann, dass unter den diskutierten Randbedingungen die Güte der PM10- und PM2.5-Messungen gleich ist. Dies ist aufgrund der Höhe der PM2.5-Konzentrationen auch verständlich.

<b>PM10</b>	<b>U<sub>R</sub></b>	<b>U<sub>rel</sub></b>
HRSW/V1	8.6	12.9
HRSW/V2	7.7	11.4
HRSW/V3	7.3	10.8
HRSW/V4	4.8	7.2
HRV1/V2	5.6	7.4
HRV1/V3	9.9	13.0
HRV1/V4	10.2	13.4
HRV2/V3	8.2	11.0
HRV2/V4	8.7	11.5
HRV3/V4	6.6	9.5
<b>PM2.5</b>	<b>S<sub>a</sub></b>	<b>S<sub>r</sub></b>
HRSW/V1	5.2	8.8
HRSW/V2	6.9	11.6
HRV1/V2	6.6	11.1

Tab. 5.3: Berechnete Messunsicherheiten

### 5.3.2.3 Bewertung

Mit Hilfe der während der Osterfeiertage 2002 herrschenden besonderen Bedingungen bezüglich der recht gleichmäßigen Aerosolbelastung im Umfeld der Göttinger Straße konnte gezeigt werden, dass die im Rahmen des LÜN betriebenen acht Staubmessplätze „FH 62 IN“ (fünf PM10, drei PM2.5) gleich kalibriert waren und sich Messunsicherheiten ergaben, die für diesen Messplatz beim Betrieb in automatisierten Messstationen üblich sind.

## 5.4 Auswertungen der Messergebnisse des OPSIS-Messsystems

### 5.4.1 Stickstoffdioxid

Im Bereich der Straßenschlucht Göttinger Straße werden auf der ca. 180 m langen Strecke zwischen Eingang NLÖ bis Deister Platz die vier Verkehrsstationen des LÜN mit den Bezeichnungen HRVS, HRV1, HRV2 und HRV3 betrieben. Zusätzlich wird über diese Strecke ein OPSIS-System zur längenintegrierenden Erfassung der Luftschadstoffe NO<sub>2</sub>, Benzol, Toluol, Ozon, SO<sub>2</sub> eingesetzt.

Mit der Betreuung des OPSIS-Systems wurde die Firma OPSIS beauftragt. Diese stellt die Daten als Halbstundenwerte dem LÜN bereit. Die Daten werden in die LÜN-Datenbank als Station HRT1 integriert und entsprechend den Daten der Punktmessstellen geprüft und plausibilisiert.

In den folgenden Auswertungen werden die Daten der Verkehrsstationen und der OPSIS-Station so betrachtet, als ob Parallelmessungen durchgeführt werden. Die im Rahmen des RIVM-Programms (Heits et al, 2003) gemachten Auswertungen einer echten Parallelmessung werden für dieses Programm entsprechend angewandt. Es wird also bewusst in Kauf genommen, dass Punkt- und Linienmessungen miteinander verglichen werden. Weitere Unterschiede betreffen die Messhöhe; während die Verkehrsstationen die Probeluft in 1.5 m Höhe ansaugen, misst das OPSIS-System in ca. 4 m Höhe. Die Höhenabhängigkeit der Stickstoffdioxid-Konzentrationen wurde in früheren Jahren an der Verkehrsstation HRVS ausführlich untersucht. Dabei konnte nachgewiesen werden, dass im Gegensatz zu NO, Benzol oder CO nur eine geringe Abnahme mit der Höhe erfolgt. Dies ist darauf zurückzuführen, dass das im Überfluss vorhandene NO kontinuierlich zu NO<sub>2</sub> oxidiert wird (LÜN, 2001).

Um zu prüfen, ob die längenintegrierende OPSIS-Messung besser mit über mehrere Stationen gemittelten Konzentrationswerten übereinstimmt, wurden folgende gemittelte Halbstundenwerte berechnet:

- Mittelwerte aus allen zeitgleichen Halbstundenwerten der vier Verkehrsstationen HRVS, HRV1, HRV2, HRV3
- Mittelwerte aus allen zeitgleichen Halbstundenwerten der zwei Verkehrsstationen HRV1, HRV2

Als Auswertungen wurden durchgeführt:

- Korrelation: Die Korrelation der OPSIS-Werte mit den einzelnen Verkehrsstationen bzw. mit den gemittelten Werten wurden berechnet; dabei standen jeweils ca. 16 000 bis 18 000 Wertepaare zur Verfügung.
- Klassierung: Die Messwerte einer Station wurden der Größe nach sortiert und klassiert; die zeitgleich ermittelten Werte der anderen Stationen bzw. die entsprechenden gemittelten Konzentrationswerte aus mehreren Stationen wurden parallel ausgewertet. Die Vor-

gehensweise zur Berechnung der absoluten und relativen Standardabweichungen zur Beschreibung der Messunsicherheit wurde in Heits et al. (2003) beschrieben.

Aus den berechneten Korrelationen und relativen Messunsicherheiten  $U_{rel}$  in der **Tab. 5.4** und aus **Abb. 5.12** sieht man, dass die Steigungen der Ausgleichsgeraden in der Regel recht nahe bei Eins liegen. Dies bedeutet, dass die gemessenen Konzentrationen im Mittel gut übereinstimmen. Die Besonderheiten der Stationen HRVS und HRV1 mit der größeren Nähe von HRVS zur Ampelanlage und daraus resultierenden etwas höheren Werten werden erfasst.

Station	Station/ Stationen	Korrelation		$U_{rel}$ %
		Steigung	$R^2$	
HRT1	HRVS	1.04	0.58	-
HRT1	HRV1	1.01	0.44	23.6
HRT1	HRV2	0.97	0.32	-
HRT1	HRV1/V2	1.00	0.46	24.1
HRT1	HRVS/V1/V2/V3	0.98	0.55	20.2
HRVS	HRV1	0.94	0.67	18.1

Tab. 5.4: Vergleich der Verkehrsstationen Göttinger Straße. Komponente:  $NO_2$   
Zeitraum: Feb. 2001 – Mai 2002

Die Korrelationskoeffizienten sind sehr gering. Dies könnte daran liegen, dass die weit überwiegende Anzahl der Messwerte in einem engen Konzentrationsbereich zwischen 30 bis 70  $\mu g/m^3$  liegt und somit nur ein sehr begrenzter Konzentrationsbereich für die Korrelation zur Verfügung steht.

Die resultierenden Messungenauigkeiten sind natürlich deutlich größer als bei direkten Vergleichsmessungen; dennoch ist es erstaunlich, dass die „Vergleichsmessungen OPSIS/Verkehrsstationen“ Messungenauigkeiten ergeben, wie der Vergleich der Punktmessungen HRVS und HRV1 untereinander.

Ein Vergleich der Hintergrundstationen HRSW, HRV4 und HRV5 bezüglich der  $\text{NO}_2$ -Halbstundenmittelwerte zeigt im Mittel eine sehr gute Übereinstimmung der ermittelten Hintergrundbelastung über Dach, sowie östlich (HRV4) und westlich (HRV5) der Straßenschlucht. Die berechneten Korrelationen belegen den guten Zusammenhang der Messreihen mit dem Bestimmtheitsmaß  $R^2$  von 0.75 (HRV4/HRV5) und 0.77 (HRSW/HRV4).

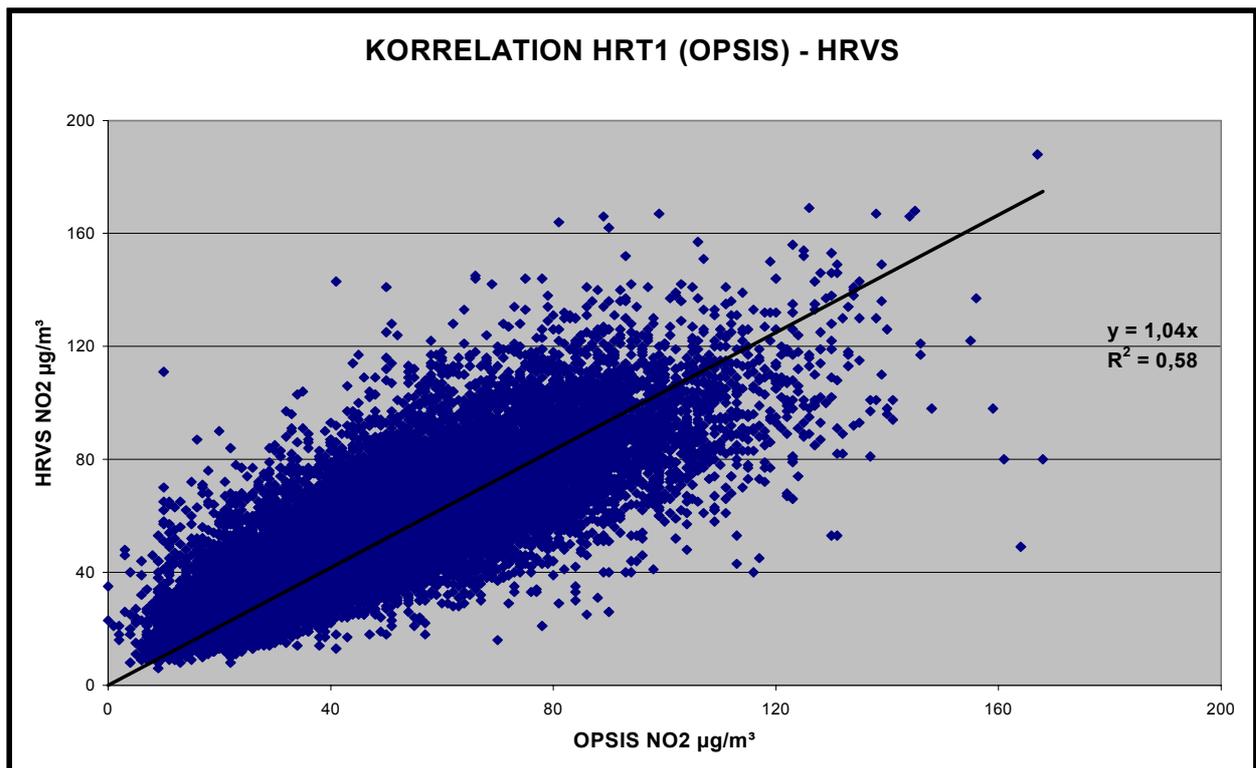


Abb. 5.12: Korrelation zwischen OPSIS und HRSV für  $\text{NO}_2$

#### 5.4.2 Feinstaubmessungen PM10 in der Göttinger Straße

Die während des Zeitraumes März 2001 bis April 2002 gemessenen Tagesmittelwerte PM10 an den vier Stationen HRV1, HRV2, HRV3 (FH62 I-N) und OPSIS (OPSIS-Staubmonitor) wurden miteinander verglichen (siehe **Tab. 5.5**). Bei der Regressionsauswertung (**Tab. 5.6**) ergab sich ein ausreichend guter Zusammenhang, da die Regressionskoeffizienten zwischen 0.7 und 0.8 lagen. Eine Ausnahme war der Zusammenhang zwischen OPSIS und HRV3, hier lagen zu wenige zeitgleiche Tagesmittelwerte vor. Exemplarisch ist in **Abb. 5.13** die Gegenüberstellung der Messwerte OPSIS mit der Station HRV1 für PM10 gezeigt. Die Darstellung weiterer Einzelergebnisse und Ausführungen zur Qualitätssicherung des OPSIS PM10-Feinstaubmonitors finden sich in Anhang A.

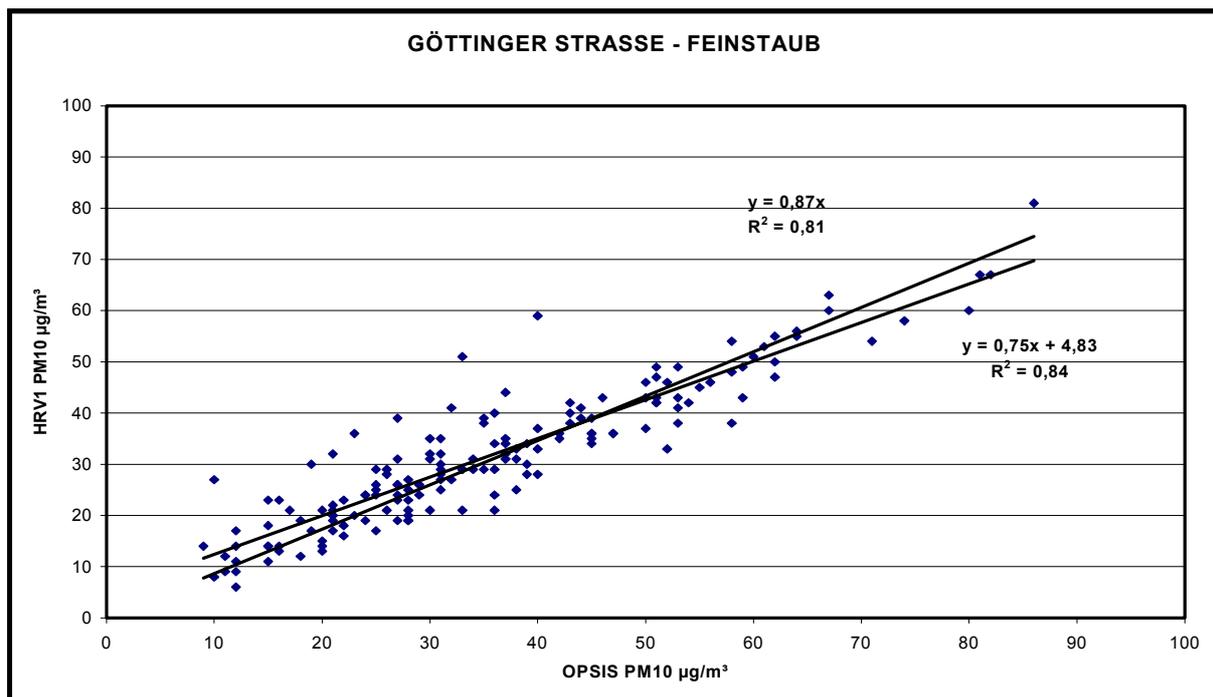


Abb. 5.13: Korrelation zwischen OPSIS und Station HRV1 für PM10

Die Höhe der Staubbelastung an den einzelnen Stationen erscheint plausibel. Die OPSIS-Station steht am nächsten zur Fußgängerampel und sollte deshalb den höchsten Mittelwert anzeigen. Die Station HRV2 liegt in der Nähe des Deister Platzes und nicht mehr direkt in der Straßenschlucht; dies könnte eine etwas geringere Feinstaubbelastung erklären.

PM10	OP SIS	HRV1	HRV2	HRV3
Mittelwert Konzentration ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	36	32	29	33
Verhältnis HRVx / OPSIS		0.89	0.80	0.91
Anzahl Tagesmittelwerte	158	424	412	272

Tab. 5.5: Auswertung der Feinstaubmessung PM10 in der Göttinger Straße (Zeitraum: März 2001 – April 2002; Datenbasis: Tagesmittelwerte)

	Steigung			Bestimmtheitsmaß		
	HRV1	HRV2	HRV3	HRV1	HRV2	HRV3
OP SIS	0.87	0.78	0.78	0.81	0.69	0.50
HRV1		0.88	0.98		0.79	0.79
HRV2			1.07			0.75

Tab. 5.6: Regressionsrechnung, Steigung und Bestimmtheitsmaß

### 5.4.3 Monatsmittelwerte der Schadgase in der Göttinger Straße

In den folgenden Abbildungen werden alle vorliegenden Monatsmittelwerte der Schadgas- und Rußmessungen zusammengestellt, die an den 7 LÜN-Stationen HRSW, HRVS, HRV1-5 (siehe **Abb. 3.2**) sowie der OPSIS-Station HRT1 während des Zeitraumes Januar 2001 bis Dezember 2002 ermittelt wurden. Die entsprechenden Werte für Stickstoffdioxid, den Feinstaub PM10 und Feinstaub PM2.5 werden in den Kap. 5.2 in **Abb. 5.6 bis Abb. 5.8** dargestellt und diskutiert.

Die Stationen HRSW, HRV4 und HRV5 zeigen für alle untersuchten Komponenten das Verhalten von verkehrsfernen Stationen mit CO-Konzentrationen (**Abb. 5.14**) im Bereich der Nachweisgrenze ( $0,6 \text{ mg/m}^3$ ), NO-Konzentrationen (**Abb. 5.15**) im Jahresmittel unter  $10 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  und Ozonkonzentrationen (**Abb. 5.16**), wie sie üblicherweise an den LÜN-Stationen zur Ermittlung der allgemeinen Luftqualität festgestellt werden. Die Verkehrsstationen HRVS, HRV1-3 sowie HRT1 sind geprägt durch hohe NO-Konzentrationen im Jahresmittel über  $50 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ , CO-Konzentrationen oberhalb der Nachweisgrenze um  $1 \text{ mg/m}^3$  im Jahresmittel und Rußkonzentrationen (**Abb. 5.17**) deutlich über der allgemeinen Rußbelastung von etwa  $1,5 \text{ bis } 2 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ . Die am östlichen Straßenrand der Göttinger Straße platzierte Verkehrsstation HRV3 misst im Mittel deutlich weniger NO und Ruß als die anderen Verkehrsstationen; auch die Benzolwerte (**Abb. 5.18**) sind etwas niedriger. Dies beruht auf der Lage der Station in bezug auf die Hauptwindrichtung. Die in der Straßenschlucht bei westlichen Winden induzierte Wirbelbildung bewirkt einen Transport der Schadgase von den Fahrspuren hin zu den westlich im Lee der Hauptwindrichtung platzierten Stationen.

Wie schon im Kap. 5.4.1 diskutiert, lassen sich die über eine Messstrecke von 160 Meter integrierenden OPSIS-Werte recht gut mit den Punktmessungen in der Straßenschlucht vergleichen. Dies wird in **Abb. 5.1** ( $\text{NO}_2$ ), **Abb. 5.18** (Benzol) und **Abb. 5.19** ( $\text{SO}_2$ ) demonstriert. Die Benzol- und Schwefeldioxid-Belastungen sind in der Göttinger Straße inzwischen so niedrig, dass ihre Bestimmung mit kontinuierlich messenden Monitoren schwierig ist, da die Messungen im Bereich der jeweiligen Nachweisgrenze erfolgen müssen.

In einer stark befahrenen Straßenschlucht erwartet man aufgrund der hohen NO-Konzentrationen deutlich geringere Ozon-Konzentrationen als bei den Überdach-Messungen (HRSW) oder den Messungen in einiger Entfernung von der Straße (HRV4, HRV5). In **Abb. 5.16** ist recht gut zu erkennen, dass die OPSIS-Messungen für Ozon deutlich unter den Ozonkonzentrationen dieser Stationen liegen.

Die OPSIS-Messungen lieferten während des zweijährigen Einsatzes in der Göttinger Straße bezüglich der Komponenten NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, Benzol und Ozon plausible Werte, die in guter Übereinstimmung mit den Punktmessungen waren. Die Belastungsverhältnisse durch diese Schadgase wurden durch die längenintegrierende Erfassung sehr gut wiedergegeben.

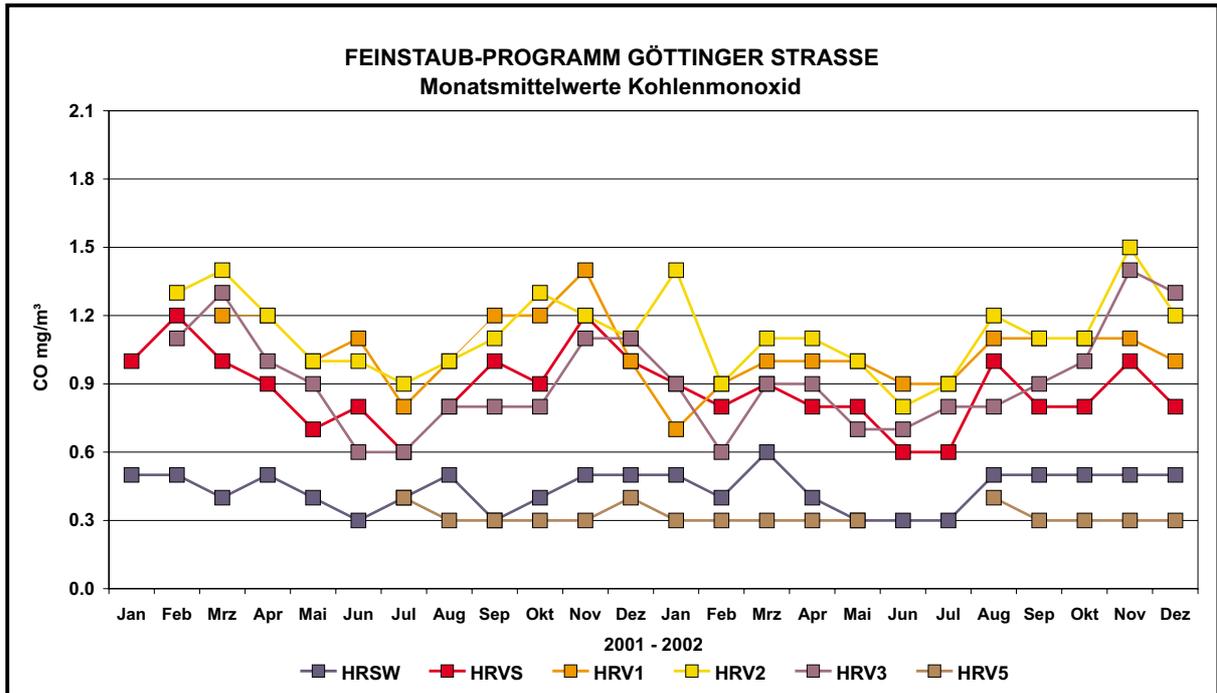


Abb. 5.14: Monatsmittelwerte für die Jahre 2001 / 2002 für Kohlenmonoxid CO für verschiedene Messstationen im Bereich der Göttinger Straße

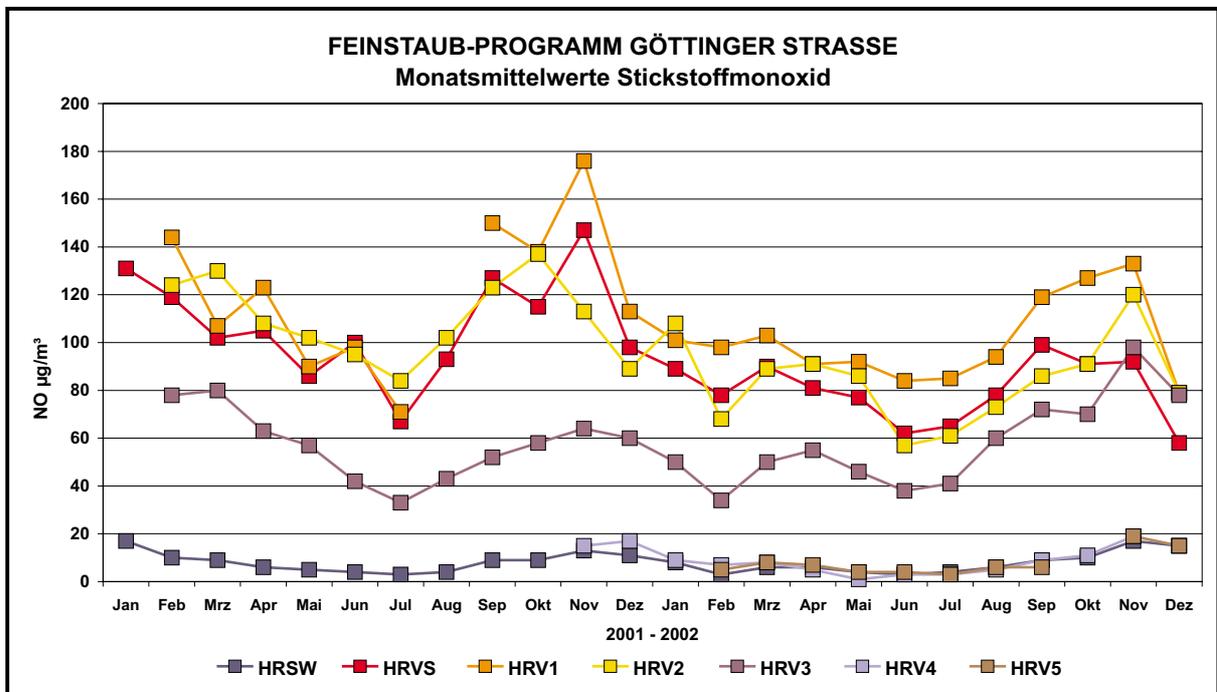


Abb. 5.15: Monatsmittelwerte für die Jahre 2001 / 2002 für Stickstoffmonoxid NO für verschiedene Messstationen im Bereich der Göttinger Straße

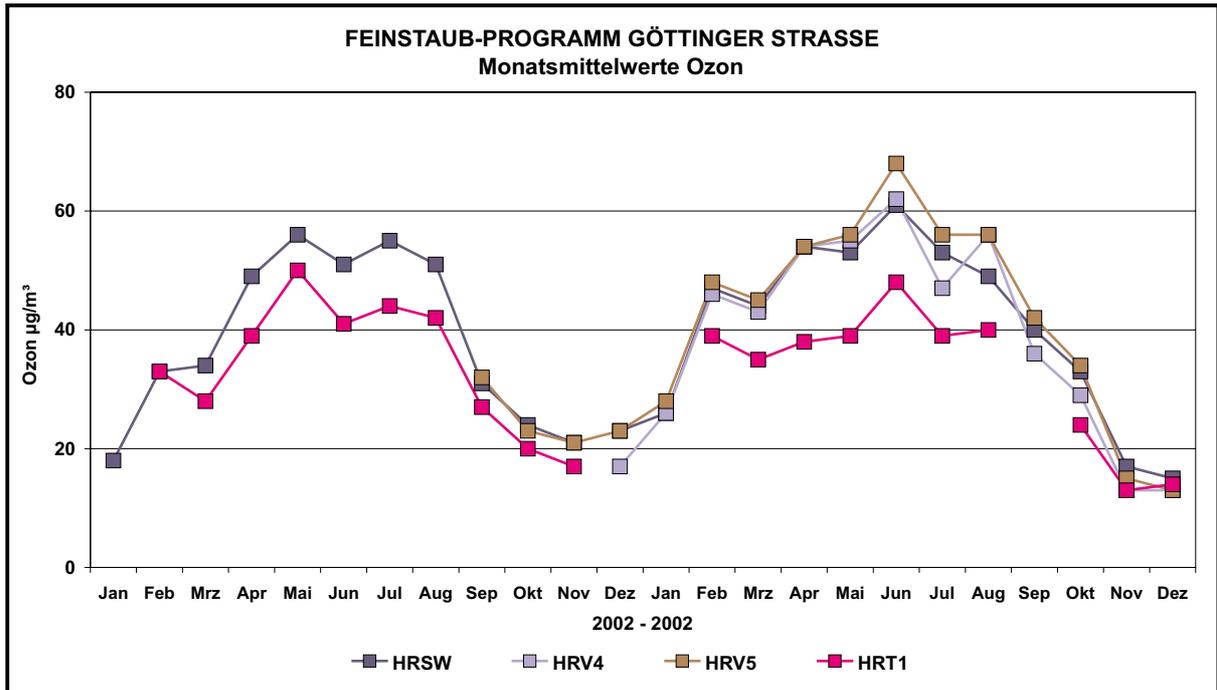


Abb. 5.16: Monatsmittelwerte für die Jahre 2001 / 2002 für Ozon für verschiedene Messstationen im Bereich der Göttinger Straße

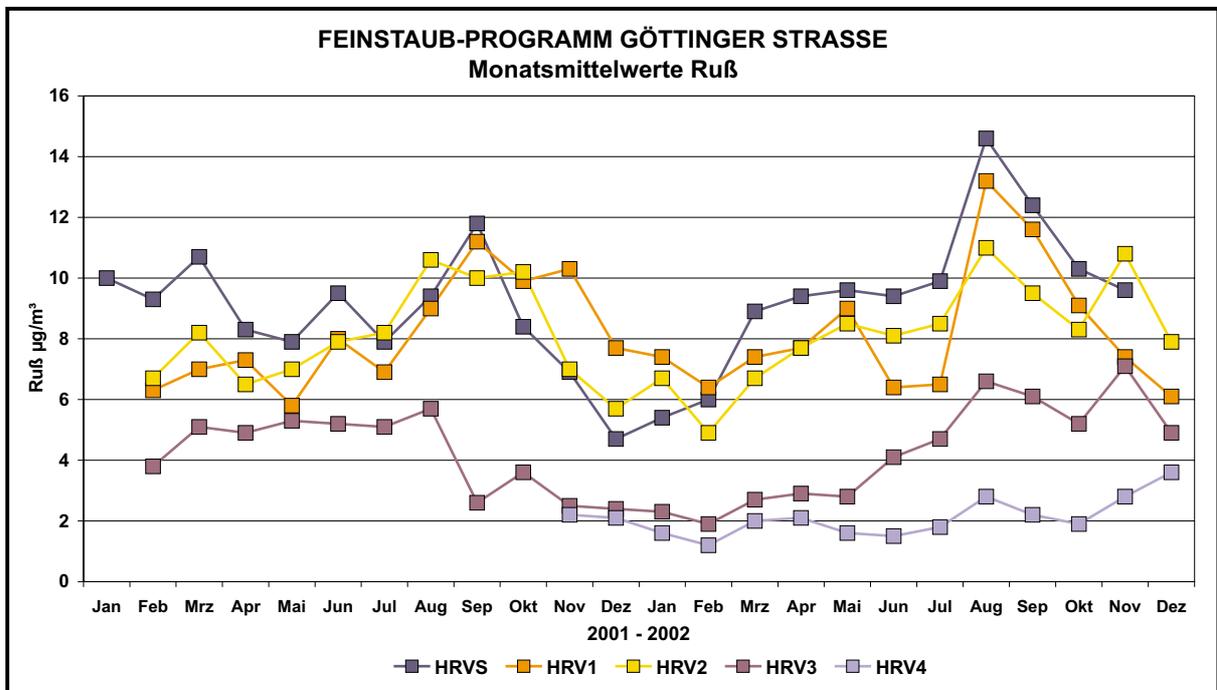


Abb. 5.17: Monatsmittelwerte für die Jahre 2001 / 2002 für Ruß für verschiedene Messstationen im Bereich der Göttinger Straße

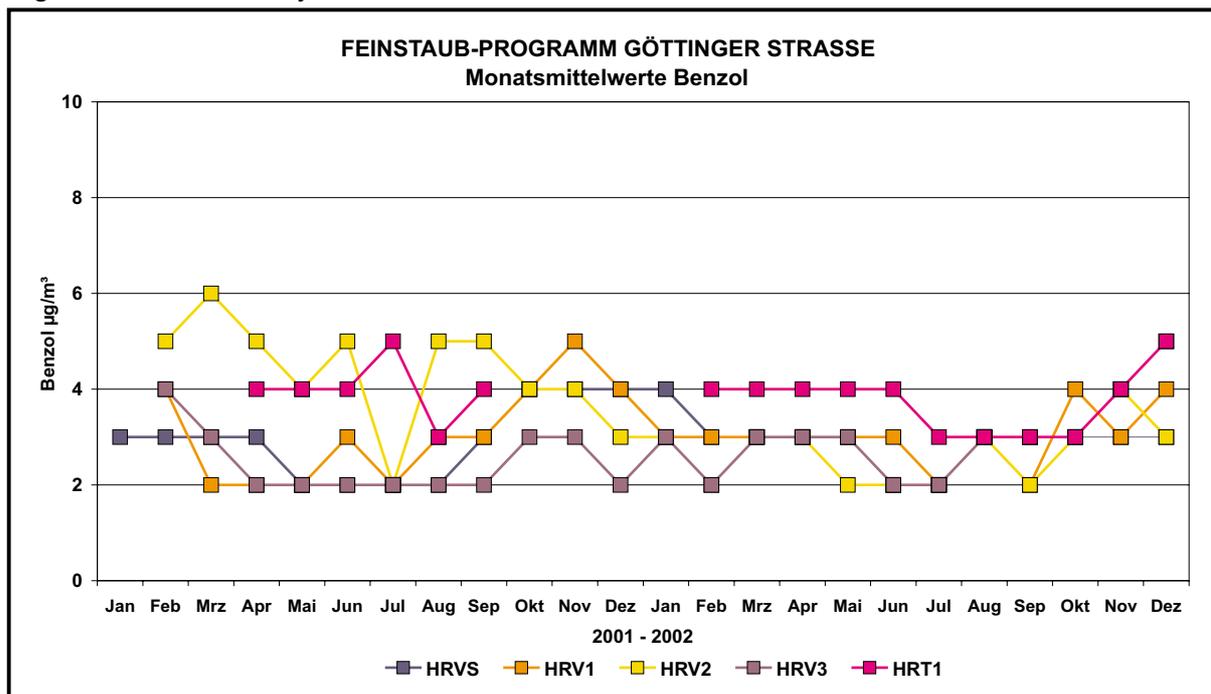


Abb. 5.18: Monatsmittelwerte für die Jahre 2001 / 2002 für Benzol für verschiedene Messstationen im Bereich der Göttinger Straße

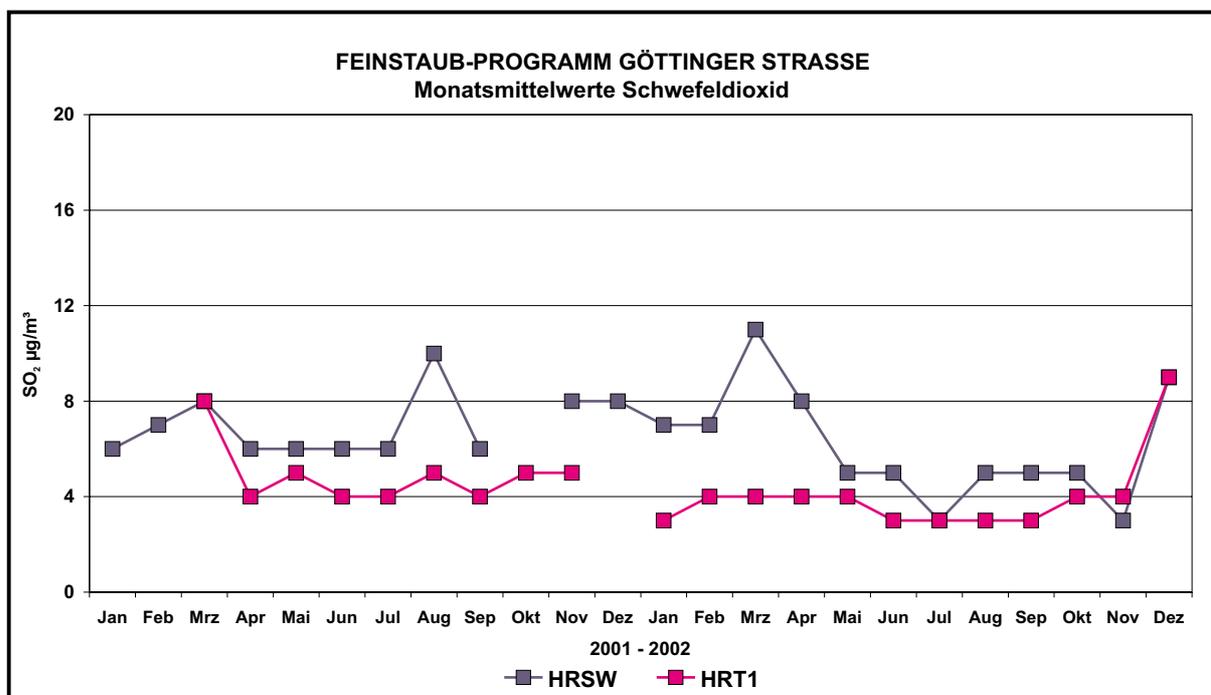


Abb. 5.19: Monatsmittelwerte für die Jahre 2001 / 2002 für Schwefeldioxid SO<sub>2</sub> für verschiedene Messstationen im Bereich der Göttinger Straße

## 6 DURCHFÜHRUNG DER MESSUNGEN

### 6.1 Messorte und Messzeiten des Messkampagnen

Im Zeitraum der projektbezogenen messtechnischen Untersuchungen wurden die PM10- und PM2.5-Konzentrationen an den Stationen HRSW, HRV1, HRV2 und HRV5 gravimetrisch ermittelt, die Partikelanzahlverteilungen an den Stationen HRSW und HRV1 bestimmt sowie Straßenabsaugungen durchgeführt. **Tab. 6.1** gibt einen Überblick über die zeitliche Zuordnung der Messungen.

Datum 2002		Art der Messung	Station			
von	bis		HRSW	HRV1	HRV2	HRV5
03.04.	16.05.	KleinfILTERGERÄTE PM10/PM2.5				
09.04.	09.04.	1. Straßenabsaugung				
15.04.	26.04.	Partikelzähler - Größenverteilung				
23.04.	23.04.	2. Straßenabsaugung				
22.05.	28.06.	KleinfILTERGERÄTE PM10/PM2.5				
02.07.	29.07.	KleinfILTERGERÄTE PM10/PM2.5				
29.07.	16.08.	KleinfILTERGERÄTE PM10/PM2.5				
04.08.	16.08.	Partikelzähler - Größenverteilung				
14.08.	14.08.	3. Straßenabsaugung				
15.08.	15.08.	4. Straßenabsaugung				

Tab. 6.1: Zeitliche Zuordnung der durchgeführten Messungen

### 6.2 Probenahme mit KleinfILTERGERÄTEN

An den in Abschnitt 3.1 näher beschriebenen Stationen HRSW, HRV1, HRV2 und HRV5 wurden im Zeitraum von April bis August 2002 Probenahmen mit KleinfILTERGERÄTEN durchgeführt. Es waren jeweils zwei KleinfILTERGERÄTE im Einsatz, zur Bestimmung der PM10- und der PM2.5-Konzentration an den Standorten. Die Probenahmedauer betrug im allgemeinen 24 h.

Der Station HRSW war über den gesamten Zeitraum mit zwei KleinfILTERGERÄTEN zur PM10- und PM2.5-Konzentrationsbestimmung ausgestattet. Die zwei weiteren KleinfILTERGERÄTE wurden schwerpunktmäßig an der Verkehrsstation HRV1 eingesetzt. Für weitere Sensitivitätsbetrachtungen wurden diese beiden KleinfILTERGERÄTE auch an den Stationen HRV2 und HRV5 eingesetzt. **Tab. 6.2** gibt eine Übersicht über die mit den KleinfILTERGERÄTEN gesammelten PM10/PM2.5-Filterproben.

Zeitraum	HRSW		HRV1		HRV2		HRV5	
	PM10	PM2.5	PM10	PM2.5	PM10	PM2.5	PM10	PM2.5
03.04. – 16.05.02	16	14	16	16				
22.05. – 27.06.02	20	20			20	20		
02.07. – 29.07.02	18	17					18	18
29.07. – 16.08.02	14	14	13	12				
Gesamt	68	65	29	28	20	20	18	18

Tab. 6.2: Übersicht zur Anzahl der PM10/PM2.5-Filterproben aus den Kleinfiltergeräten

### 6.3 Messungen mit optischen Partikelzählern während der Messkampagnen

Zu Beginn und Ende der Messkampagne wurden – angelehnt an die in VALIUM geplanten Messkampagnen – zwei Intensivmessphasen durchgeführt. Innerhalb dieser Intensivmessphasen (IMP-I: April 2002; IMP-II: August 2002) wurden, neben einer intensivierten Probenahme bei den Kleinfiltergeräten, zu weiteren Sensitivitätsbetrachtungen Messungen mit optischen Partikelzählern durchgeführt. Hierzu wurden die optischen Partikelzähler an den Stationen HRSW und HRV1 aufgestellt. Als Resultate erhielt man zeitlich hoch aufgelöste Daten über die Partikelanzahlkonzentrationen und –größenverteilungen im Bereich von 0.3 bis 10 µm für die Zeiträume der Intensivmessphasen. Mit diesen zeitlich hoch aufgelösten Messungen (Intervall 1 Minute) sollten insbesondere kurzzeitige Effekte bzw. Spitzenbelastungen betrachtet werden. **Tab. 6.3** zeigt die Zeiträume der Intensivmessphasen.

Messphase	Mess-Zeitraum
Intensivmessphase I (IMP-I)	15.04.-26.04.2002
Intensivmessphase II (IMP-II)	04.08.-16.08.2002

Tab. 6.3: Zeiträume der Intensivmessphasen IMP-I und IMP-II, zu denen an den Stationen HRSW und HRV1 zeitgleich die Partikelanzahlgrößenverteilungen mittels optischer Partikelzähler erfasst wurden

### 6.4 Kontinuierliche Messungen (OP SIS-System und Daten aus den LÜN-Messtationen)

Für den Zeitraum der Messkampagne von April bis August 2002 wurden alle vom LÜN aufgezeichneten Daten herangezogen zur Meteorologie, Luftschadstoffbelastung, Feinstaub

(als PM10 und PM2.5), Verkehr sowie zusätzlich die vom OPSIS-System bereitgestellten Daten für Stickstoffdioxid, Kohlenmonoxid, Ozon und PM10 als Halbstunden- bzw. als Tagesmittelwerte. Für den Zeitraum der zweiten Intensivmessphase (IMP-II; August 2002) wurden die Daten zusätzlich für ausgewählte Situationen zeitlich hoch aufgelöst als 3-Minuten-Mittelwerte betrachtet.

## 6.5 Straßenabsaugung

An insgesamt vier Terminen wurden Straßenabsaugungen in der Göttinger Straße durchgeführt. Die Termine wurden abgestimmt mit den Intensivmessphasen des Programms VALIUM. So erfolgte die erste Absaugung am 09.04.2002 und die zweite am 23.04.2002, begleitend zur ersten Intensivmessphase. Die dritte Absaugung wurde am 14.08.2002 und die abschließende vierte Absaugung am 15.08.2002 durchgeführt.

Bei der ersten Absaugung am 09.04.2002 wurden insgesamt 11 Teilflächen abgesaugt, beginnend an der Straßenseite des NLÖ mit der Rinne, Fahrspurfläche 1 und 2, westliche Rinne am Mittelstreifen, der Mittelstreifen selbst, östliche Rinne am Mittelstreifen, Fahrspur 3 und 4 und Rinne an der östlichen Straßenseite. Hinzu kamen eine Wiederholungssaugung der Rinne 1 mit Bürstenvorsatz und eine Absaugung auf der Parkfläche auf der östlichen Straßenseite. Am 23.04.2002 wurden die gleichen Flächen nochmals abgesaugt, wobei auf die zweite Rinnensaugung und die Parkfläche verzichtet wurde. Damit waren es an diesem Termin neun Teilflächen. Die Aufteilung der Einzelflächen ist in **Abb. 6.1** dargestellt.

Am Ende der zweiten Intensivmessphase von VALIUM erfolgten die weiteren Absaugungen. Am 14.08.2002 wurden insgesamt 8 Flächen abgesaugt (jeweils Rinnen- und Fahrspurflächen), die identisch waren mit den Flächen der Aprilmessungen. Lediglich die Fahrspurfläche 2 wurde aufgrund wenig gesaugten Materials nach Süden um 10.6 m verlängert und der Mittelstreifen wurde nicht bearbeitet. Am 15.08.2002 erfolgten Absaugungen auf insgesamt 14 Teilflächen. Dies waren im Sinne einer Sensitivitätsbetrachtung teilweise Wiederholungsflächen vom Vortag sowie, zur näheren Betrachtung, Bereiche vor und nach der Fußgängerampel. Die Teilflächen sind für diesen Versuchstag in **Abb. 6.2** dargestellt.

Bei der Beurteilung der Staubbiladung sind auch die Regentage vor der Absaugung zu berücksichtigen. Nach den Aufzeichnungen der Station HRSW wurden vor den Absaugtagen Niederschläge registriert am 03.04.2002, am 19.04.2002 und am 10./11.08.2002. Dies bedeutet, dass bei den Aprilmessungen 6 bzw. 3 trockene Tage und bei der Augustabsaugung 2 bzw. ebenfalls 3 trockene Tage vorgelagert waren.

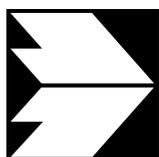
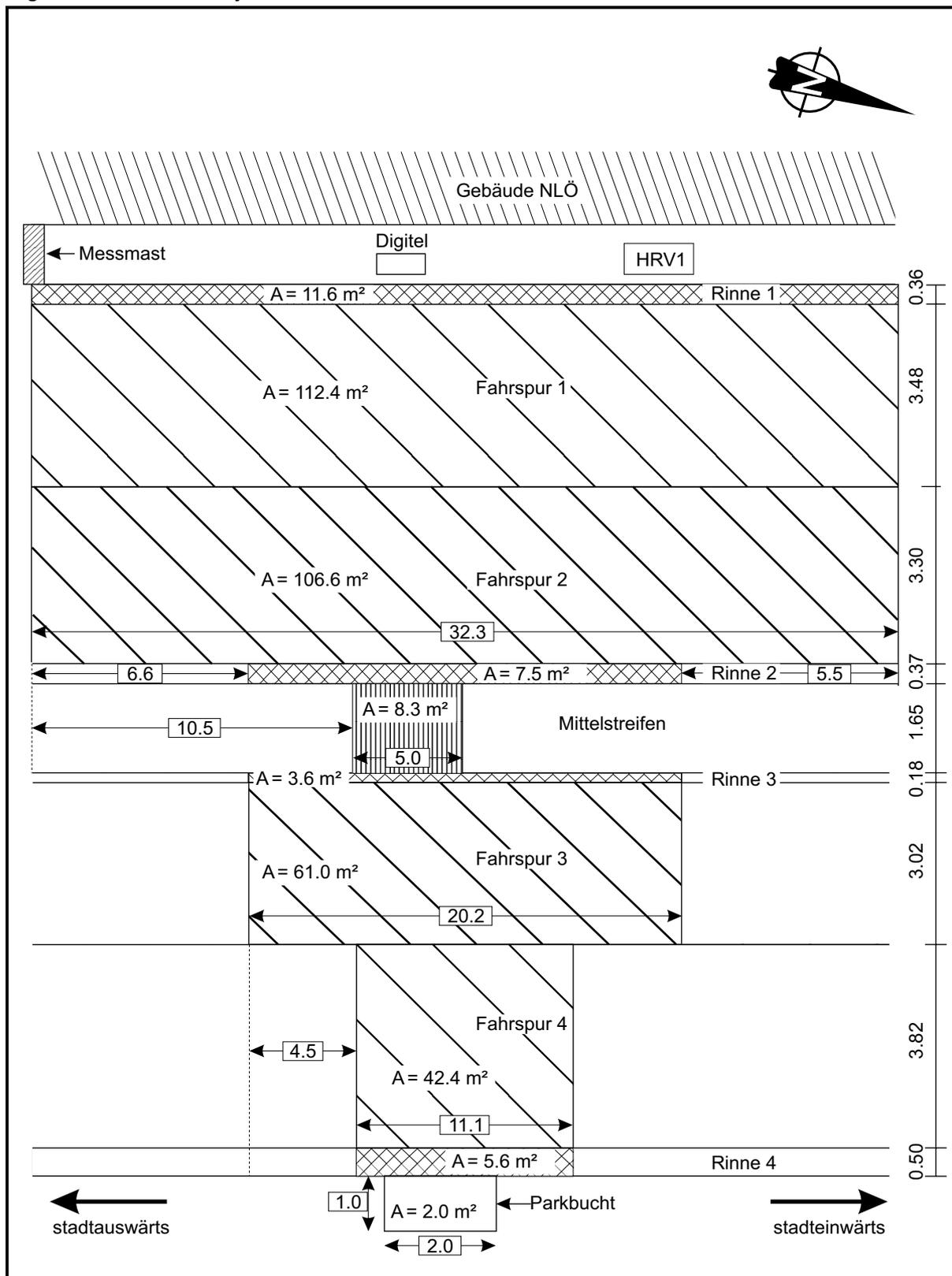


Abb. 6.1: Teilflächen der Straßenabsaugungen am 09.04.2002 am 23.04.2002 und am 14.08.2002 in der Göttinger Straße

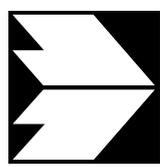
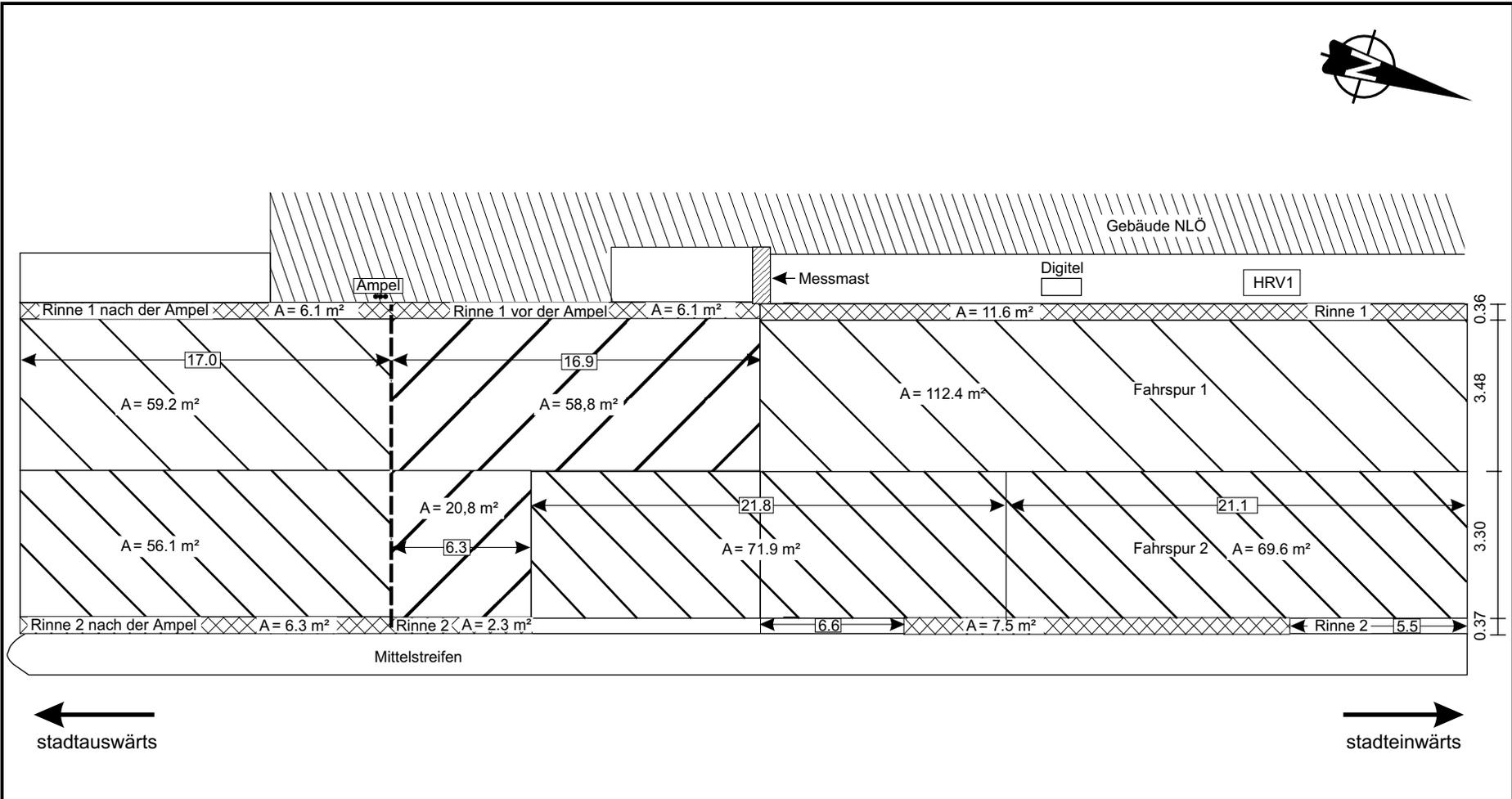


Abb. 6.2: Teilflächen der Straßenabsaugungen am 15.08.2002 in der Göttinger Straße

## 7 ERGEBNISSE DER MESSUNGEN

Die Ergebnisse der projektbezogenen Messungen mit den Kleinfiltergeräten, den optischen Partikelzählern und aus den Straßenabsaugungen sind nachfolgend dargestellt.

### 7.1 PM10- und PM2.5-Konzentrationen, Stationen HRSW, HRV1, HRV2 und HRV5

#### 7.1.1 Gravimetrie – Konzentrationen der Messungen mit den Kleinfiltergeräten

Die mit den Kleinfiltergeräten gesammelten Filterproben ergaben für PM10 und PM2.5 an den jeweiligen Stationen die in **Tab. 7.1** aufgelisteten Maximal-, Minimal- und Median-Konzentrationen:

Station	HRSW		HRV1		HRV2		HRV5	
	PM10 [µg/m³]	PM2.5 [µg/m³]	PM10 [µg/m³]	PM2.5 [µg/m³]	PM10 [µg/m³]	PM2.5 [µg/m³]	PM10 [µg/m³]	PM2.5 [µg/m³]
Anzahl Proben	68	65	29	28	20	20	18	18
Maximum	60	55	87	60	51	38	34	23
Minimum	10	6	20	11	24	10	10	6
Median	27	20	48	34	37	23	22	15

Tab. 7.1: Maximal-, Minimal- und Median-Konzentrationen für PM10 und PM2.5 an den Stationen HRSW, HRV1, HRV2 und HRV5

Der für das Jahr 2005 festgelegte PM10-Tagesgrenzwert beträgt 50 µg/m³. Aus der Angabe der Maxima für die gemessenen PM10-Konzentrationen ist ersichtlich, dass an den Stationen HRSW, HRV1 und HRV2 Überschreitungen dieser PM10-Konzentration auftraten. **Tab. 7.2** gibt eine Übersicht über die Anzahl der Überschreitungen während der Messperioden.

Station	HRSW	HRV1 / HRV2
Anzahl der Überschreitungen (PM10-Konz. > 50 µg/m³)	7	14
Anzahl der Proben	68	49
Proz.-Anteil der Überschreitungen	10 %	29 %
Hochrechnung auf eine jährliche Überschreitungsanzahl	38	104

Tab. 7.2: Überschreitungen eines PM10-Tagesmittelwertes von 50 µg/m³ an den Messstationen HRSW und HRV1/HRV2

Für eine erste Annahme, dass die Anzahl der Proben an HRSW und HRV1/HRV2 repräsentativ für ein Jahr sind, ergibt eine Hochrechnung der Überschreitungen der 68 bzw. 49 Ta-

gesprochen auf ein Jahr, dass an HRSW 38 Überschreitungen der maximal erlaubten Konzentration und an HRV1/HRV2 104 Überschreitungen zu erwarten sind. Die maximal erlaubte Anzahl von Überschreitungen innerhalb eines Kalenderjahres beträgt 35. Damit würde sich anhand der extrapolierten Werte an HRSW eine knappe, an den verkehrsbelasteten Messstationen HRV1/HRV2 eine deutliche Grenzwertüberschreitung für PM10 ergeben. Die Ergebnisse der gravimetrischen Messungen mit den Kleinfiltergeräten bestätigen somit die bereits zuvor getroffenen Feststellungen bei der Auswertung der LÜN-Daten (siehe Abschnitt 5.2).

#### 7.1.1.1 Vergleich zwischen gemessenen PM2.5- und PM10-Werten

Mit Blick auf die in Abschnitt 2.3 vorgestellten orientierenden Messungen für PM2.5 erfolgte eine Gegenüberstellung der an den einzelnen Stationen gemessenen PM2.5- und PM10-Werte. In **Abb. 7.1** bis **Abb. 7.4** sind getrennt für die einzelnen Stationen die Messergebnisse dargestellt.

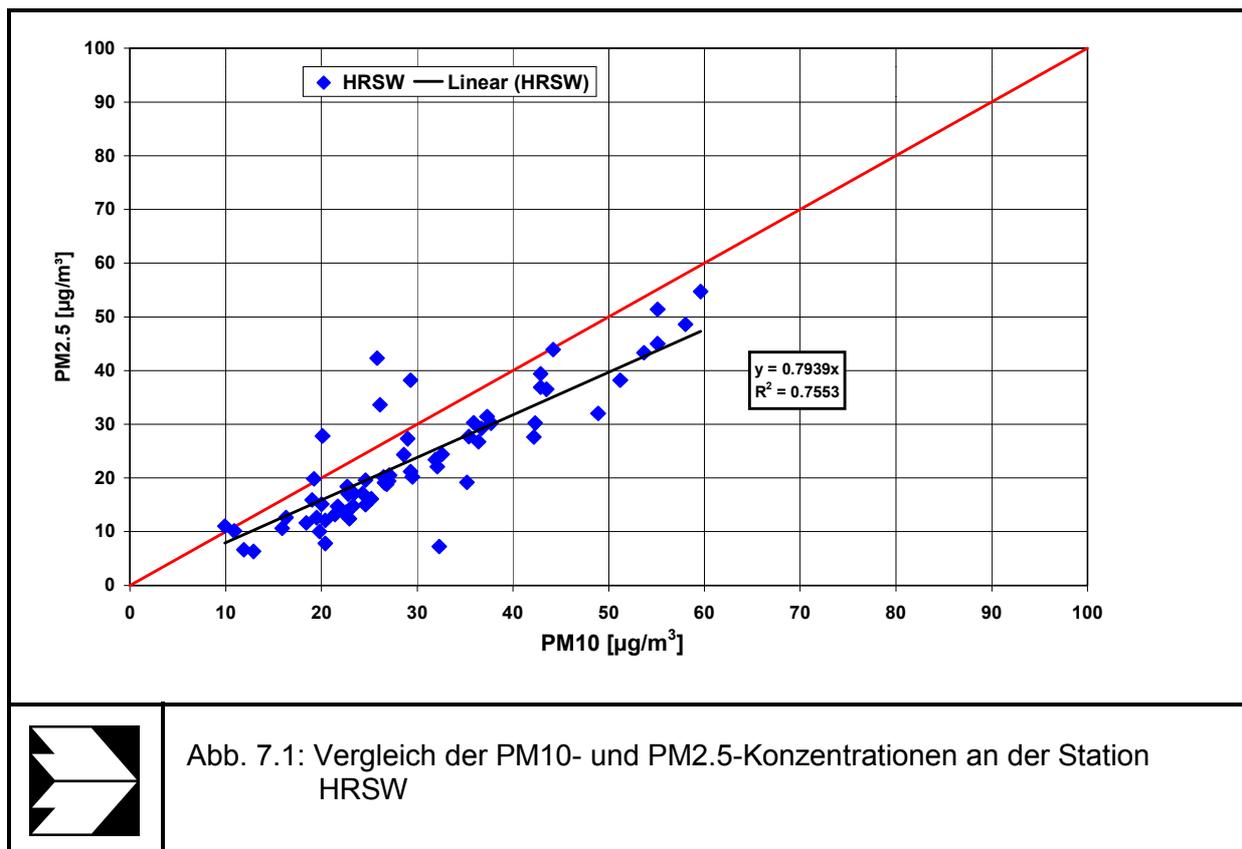


Abb. 7.1: Vergleich der PM10- und PM2.5-Konzentrationen an der Station HRSW

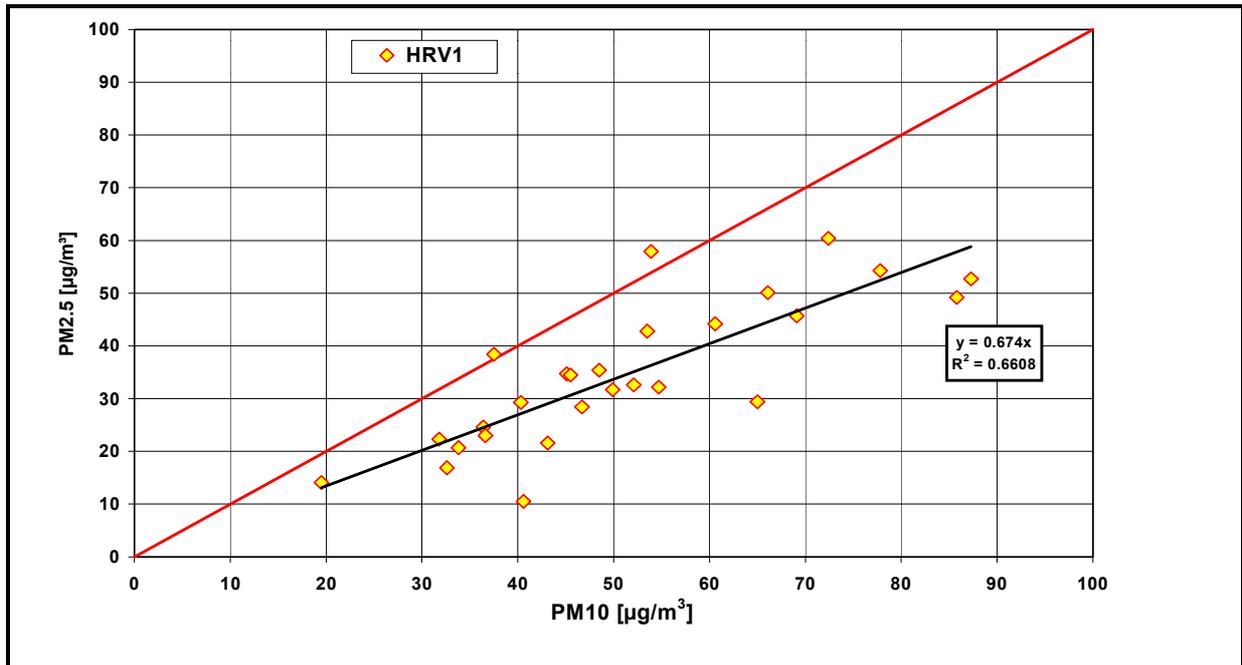


Abb. 7.2: Vergleich der PM10- und der PM2.5-Konzentrationen an der Station HRV1

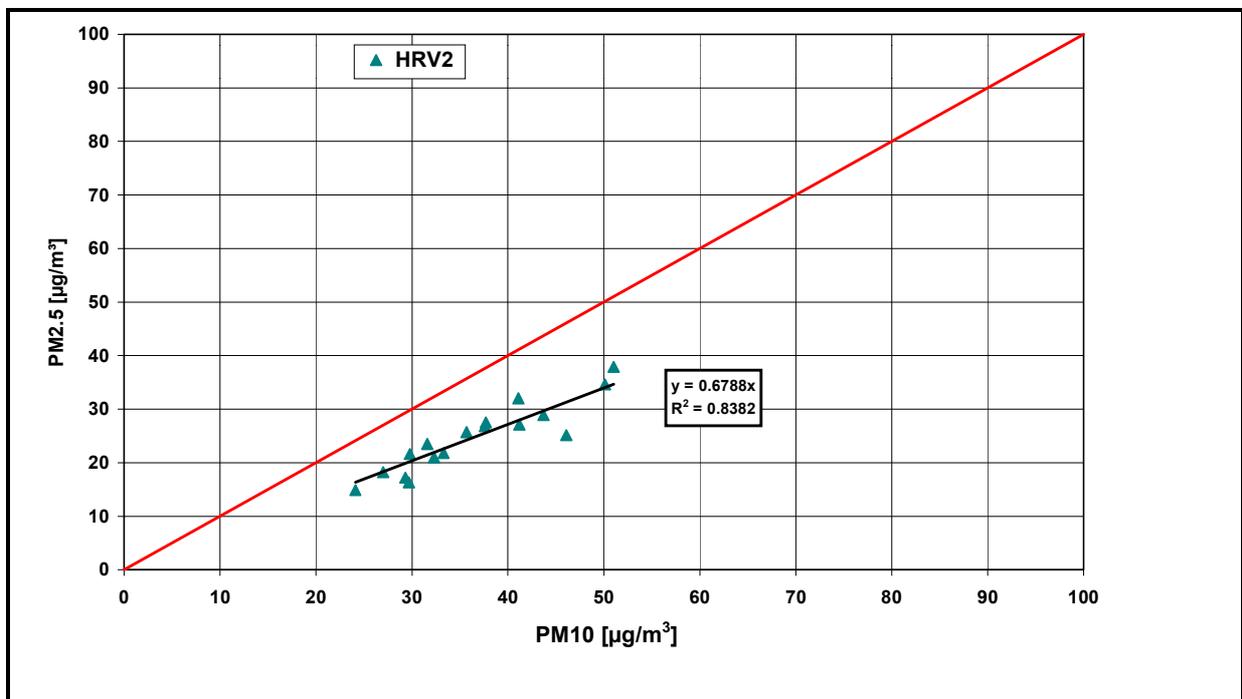


Abb. 7.3: Vergleich der PM10- und der PM2.5-Konzentrationen an der Station HRV2

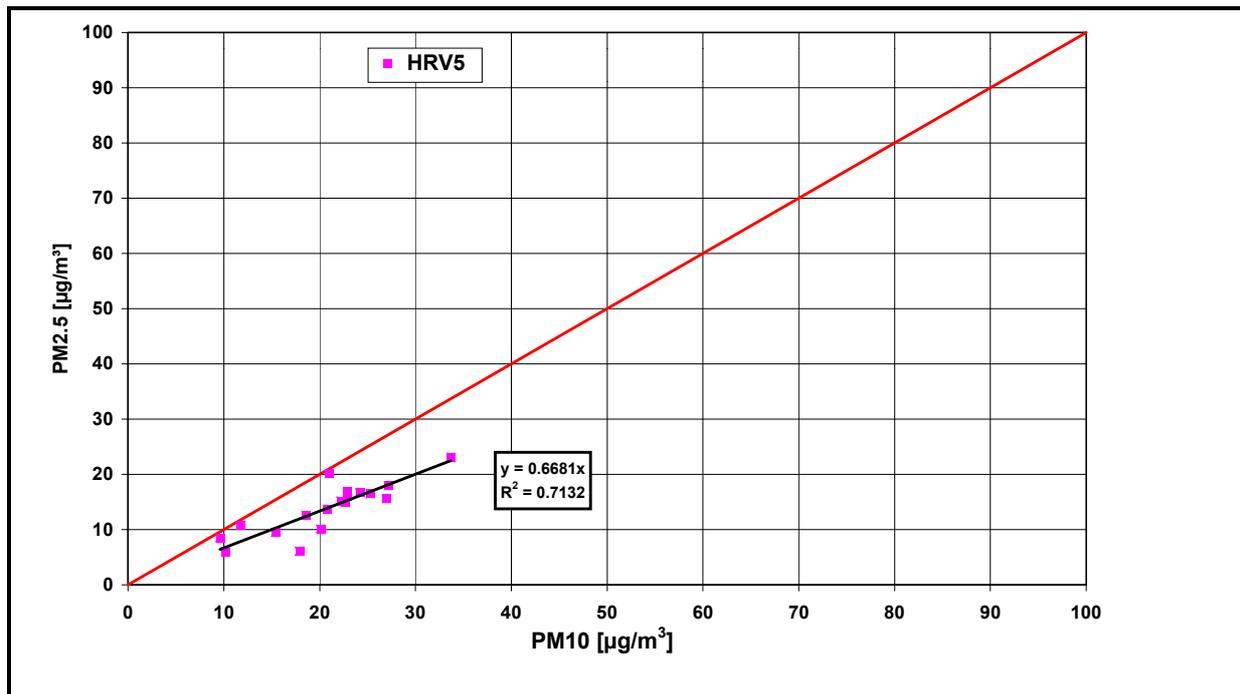


 Abb. 7.4: Vergleich der PM10- und PM2.5-Konzentrationen an der Station HRV5

Station	HRSW	HRV1	HRV2	HRV5
Steigung	0.79	0.67	0.68	0.67
Bestimmtheitsmaß R <sup>2</sup>	0.76	0.66	0.84	0.71

Tab. 7.3: Steigung und Bestimmtheitsmaß an den Stationen HRSW, HRV1, HRV2, HRV5 beim Vergleich der PM10- mit den PM2.5-Konzentrationen

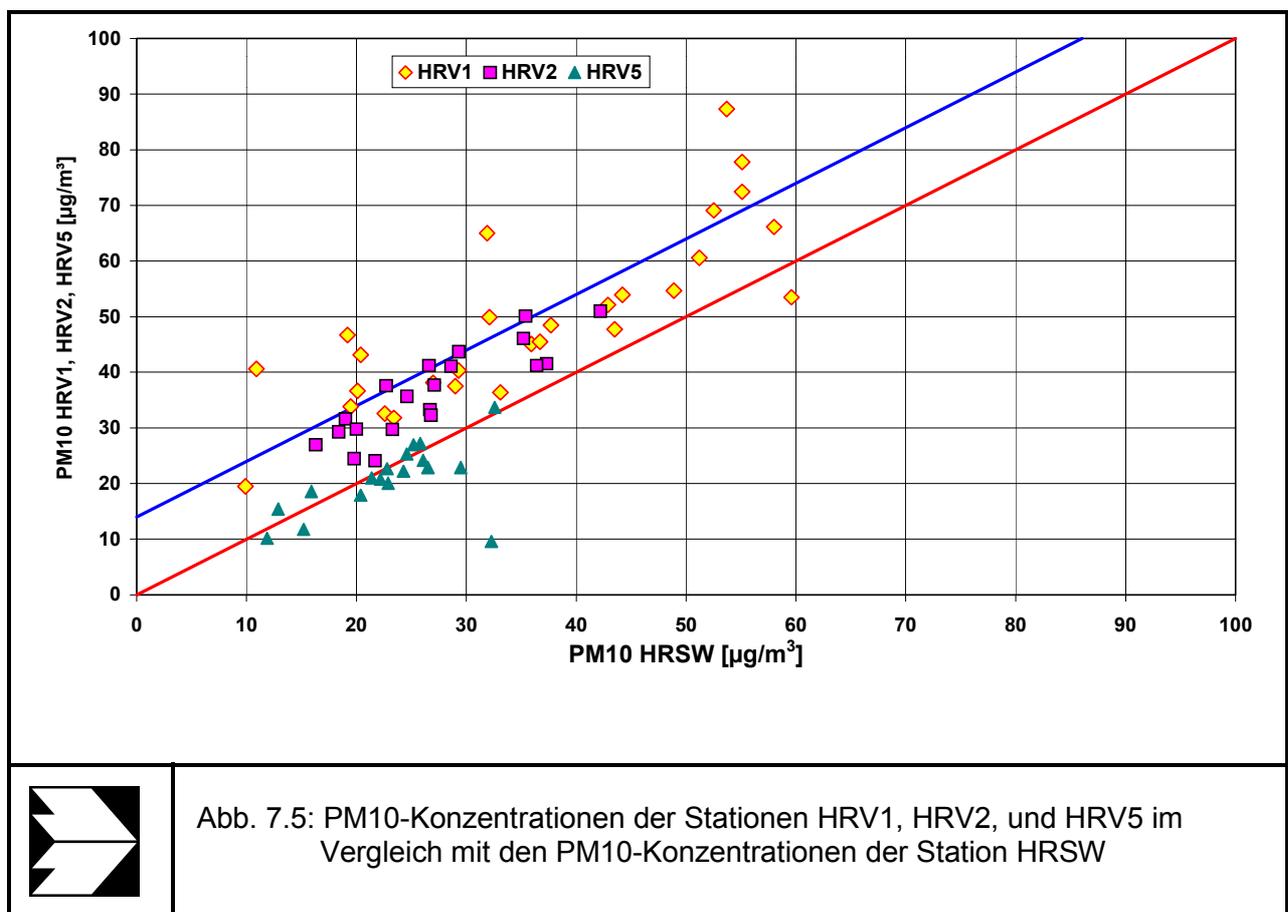
Der Vergleich der PM10- und PM2.5-Konzentrationen an den Stationen HRSW, HRV1, HRV2 und HRV5 zeigt deutliche Zusammenhänge auf. Die Steigungen der Regressionsgeraden für die Stationen HRV1, HRV2 und HRV5 differieren kaum voneinander (siehe **Tab. 7.3**). Der etwas geringere Wert an HRV2 erklärt sich durch zwei Tagesmittelwerte, die deutlich niedrigere PM10-zu-PM2.5-Konzentrationsverhältnisse aufweisen und damit einen deutlichen Einfluss auf das für die Station HRV2 berechnete Bestimmtheitsmaß haben. Für die Station HRSW ist eine deutlich höhere Steigung festzustellen (0.79). Dies bedeutet, dass an der Überdachstation HRSW deutlich höhere PM2.5-Anteile an PM10 zu finden sind als an den bodennahen Stationen. Bei einer fiktiven PM10-Konzentration von 50 µg/m<sup>3</sup> an den Stationen, ergäbe sich nach diesem Zusammenhang für HRV1, HRV2 und HRV5 im Mittel eine PM2.5-Konzentration von ca. 33 µg/m<sup>3</sup>, für HRSW jedoch von ca. 40 µg/m<sup>3</sup>.

### 7.1.1.2 Vergleich der PM<sub>x</sub>-Werte an den verschiedenen Stationen

Die **Abb. 7.5** und **Abb. 7.6** zeigen die gemessenen Zusammenhänge zwischen den Konzentrationen für PM<sub>10</sub> und PM<sub>2.5</sub> an den Stationen HRV1, HRV2 und HRV5 im Vergleich zu HRSW auf. Die Gegenüberstellung der gemessenen PM<sub>10</sub>-Werte in **Abb. 7.5** zeigt, dass die Station HRV5 im Hof des NLÖ ähnliche Konzentrationen wie die Station HRSW aufweist. Die Konzentrationen von HRV1 und HRV2 liegen deutlich höher. Zur Orientierung ist ein aus den Daten für HRV1 und HRV2 berechneter Offset in Form einer Linie eingezeichnet, die eine Konzentrationsdifferenz zu HRSW von ca. 14 µg/m<sup>3</sup> aufweist.

Auch der Vergleich der PM<sub>2.5</sub>-Ergebnisse in **Abb. 7.6** zeigt, dass die Konzentrationen von HRV5 und HRSW vergleichbar sind. Die hier eingetragene Offset-Linie liegt bei ca. 5 µg/m<sup>3</sup>. Auch hier zeigen sich für HRV1 deutlich höhere Schwankungen, als bei der Station HRV2.

Es ergab sich für PM<sub>10</sub> aus dem Vergleich der Mittelwerte für den Messzeitraum für die Station HRV1 ein Offset von ca. 20 µg/m<sup>3</sup> und für HRV2 deutlich niedrigere Werte mit ca. 6 µg/m<sup>3</sup>, wobei die HRV1-Werte eine wesentlich höhere Schwankungsbreite aufweisen.



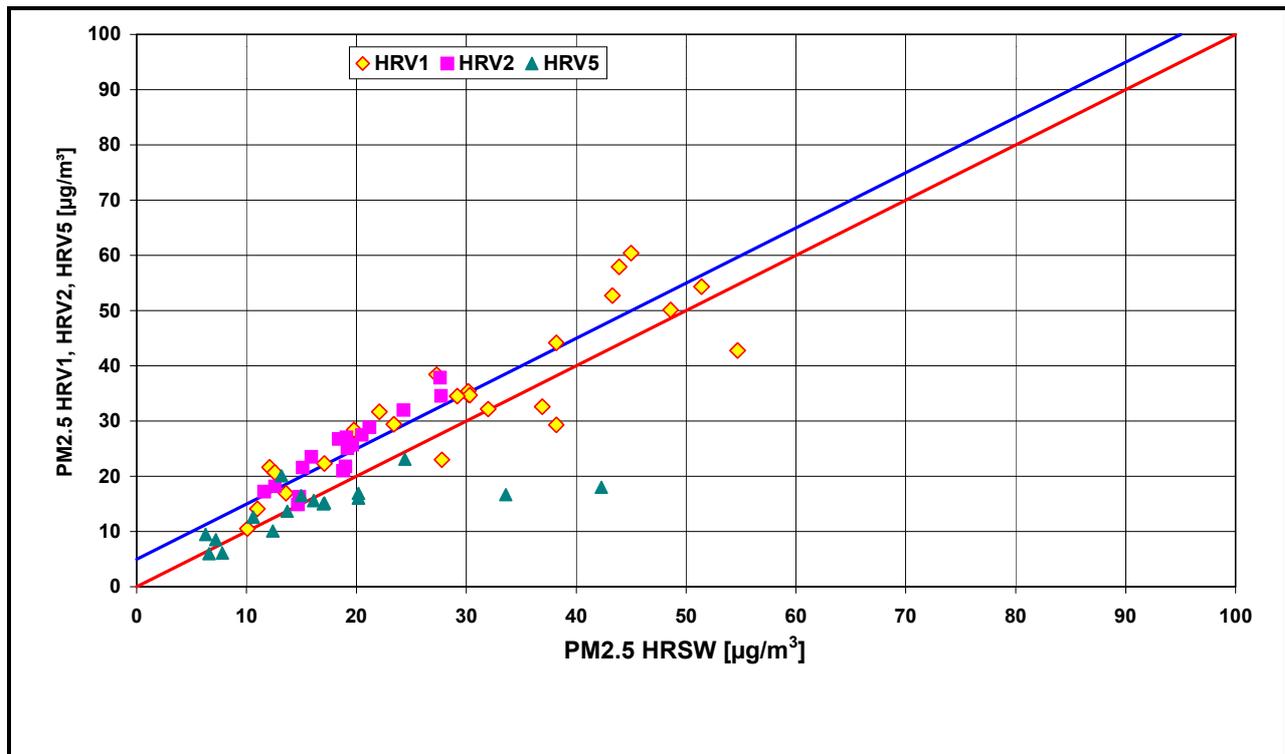


Abb. 7.6: PM2.5-Konzentrationen der Stationen HRV1, HRV2, und HRV5 im Vergleich mit den PM2.5-Konzentrationen der Station HRSW

Zum Vergleich und zur Bestätigung der Repräsentativität der Messungen wurden die PM10-Konzentrationsdifferenzen zwischen HRSW und HRV1 aus den LÜN-Daten für einen Einjahreszeitraum in 2001/2002 betrachtet.

In der **Tab. 7.4** sind die charakteristischen Werte für die beiden Stationen HRSW und HRV1 aufgetragen. Die letzte Spalte stellt die Differenz der Einzelwerte zwischen den Stationen HRV1 und HRSW dar.

Station	HRSW µg/m <sup>3</sup>	HRV1 µg/m <sup>3</sup>	Differenz HRV1-HRSW µg/m <sup>3</sup>
<b>Mittelwert</b>	27.1	41.9	14.7
<b>Maximum</b>	74.1	85.5	27.2
<b>Minimum</b>	10.1	16.9	2.7
<b>Median</b>	25.0	39.8	14.3

Tab. 7.4: LÜN-Messungen PM10-Konzentrationen an den Stationen HRSW und HRV1 über ein Jahr (26.08.2001 bis 25.08.2002)

Aus der **Tab. 7.4** geht u.a. hervor, dass der mittlere PM10-Tagesmittelwert bei ca.  $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für HRSW und bei ca.  $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für HRV1 liegt. Zur Abschätzung des zusätzlichen Beitrages der Verkehrsbelastung an HRV1 für die PM10-Konzentrationen sind die Differenzen zwischen den Stationen HRV1 und HRSW von Bedeutung. In der Annahme, dass an der Überdachstation HRSW in erster Näherung kein bedeutender Einfluss des Verkehrs direkt aus der Göttinger Straße vorliegt (genauere Angaben hierzu finden sich in Kap. 8), lässt sich die Station HRSW als „urbaner Hintergrund“ definieren. Die gemessenen PMx-Konzentrationen setzen sich für HRSW aus einer überregionalen Vorbelastung („ländlicher Hintergrund“) und einem Beitrag städtischer Aktivität zusammen. An der Verkehrsstation HRV1 ist zusätzlich der direkte Verkehrseinfluss der Göttinger Straße von Bedeutung. In erster Näherung kann man daher davon ausgehen, dass die Differenz der PM10-Konzentrationen der Stationen HRV1 und HRSW ein Ausdruck der zusätzlichen Belastung durch den Verkehr in der Göttinger Straße ist.

Ohne Berücksichtigung extremer Werte (außerhalb 5-95 %) ergibt sich daher ein direkter Beitrag des Verkehrs an den PM10-Konzentrationen von 8 bis  $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , mit einem mittleren Beitrag von etwa  $14.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Diese Konzentrationsdifferenz zwischen HRSW und HRV1 liegt damit im Bereich der in **Abb. 7.5** eingezeichneten Offset-Linie während der Messungen von April bis August 2002. Setzt man die PM10-Konzentration an HRV1 zu 100 %, ergibt sich somit ein mittlerer Beitrag von ca. 35 % vom direkten Straßenverkehr der Göttinger Straße.

### 7.1.2 Analyse Inhaltsstoffe

Für die in Kap. 9 beschriebene Rezeptorbetrachtung wurden die an den Messstellen HRSW, HRV1, HRV2 und HRV5 gewonnenen PM10- und PM2.5-Filterproben hinsichtlich charakteristischer anorganischer Elemente analysiert. Zu den betrachteten Elementen gehören mineralische Stoffe und Metalle, u. a. Aluminium, Barium, Chlor, Eisen, Kalium, Kalzium, Kupfer, Magnesium, Mangan, Natrium, Phosphor, Schwefel, Silizium, Titan, Zink. Für die rezeptororientierte Betrachtung sind die Massenanteile der Elemente von Bedeutung. Das eingesetzte Analyseverfahren der Röntgenfluoreszenzanalyse ist als Screening-Methode zur Bestimmung solcher Elementverhältnisse geeignet, es zählt jedoch nicht zu den Verfahren, die im allgemeinen für die Bestimmung von Elementkonzentrationen von Immissionsproben verwendet werden. Auf eine ausführliche Betrachtung der Element-Absolutkonzentrationen wurde an dieser Stelle verzichtet.

Es wurde eine qualitative Betrachtung der Elemente und ihrer Beiträge zu den Fraktionen PM2.5 und PM10-2.5 durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass es typische Elemente für die

Fraktion PM2.5 gibt, während andere Elemente hauptsächlich in der Fraktion zwischen 2.5 und 10 µm (PM10-2.5) auftreten. Die **Tab. 7.5** gibt einen Hinweis für die Zuordnung der Elemente zu den Fraktionen, wie sie sich für die einzelnen Stationen gezeigt haben. Das Symbol bezeichnet diejenige Fraktion, in welcher das Element hauptsächlich zu finden ist. Sind für ein Element in beiden Fraktionen Symbole eingezeichnet, so gibt es keine eindeutige Tendenz des Elementes für eine bestimmte Fraktion.

	Element	Al	Ba	Ca	Cl	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	Pb	S	Si	Ti	Zn
HRSW	PM10-2.5			●	●			●			●		●				●	
	PM2.5	●	●		●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●		●
HRV1	PM10-2.5		●	●	●	●	●	●			●		●			●	●	●
	PM2.5	●	●		●				●	●		●		●	●	●		●
HRV2	PM10-2.5	●	●	●	●	●	●	●			●		●			●	●	●
	PM2.5	●	●		●				●	●	●	●		●	●	●		●
HRV5	PM10-2.5	●		●	●	●		●			●		●			●	●	
	PM2.5	●	●			●	●		●	●	●	●	●	●	●	●		●

Tab. 7.5: Zuordnung der Elemente zu den Fraktionen PM2.5 bzw. PM10-2.5

(Kriterium: Verhältnis des Medianwertes zeitgleicher Tagesproben von PM2.5/PM10 für die jeweiligen Standorte. Bildung des PM2.5/PM10-Verhältnisses: War der Medianwert des PM2.5/PM10-Verhältnisses <0.33 → Zuordnung PM10; >0.67 → Zuordnung PM2.5; 0.33 < Medianwert PM2.5/PM10-Verhältnis < 0.67 → Zuordnung zu beiden Fraktionen)

Anhand von **Tab. 7.5** ist erkennbar, dass die Elemente Kalzium, Eisen und Titan an allen Messstellen in erster Linie in der Fraktion PM10-2.5 zu finden sind. Eine ebenso eindeutige Tendenz zur Fraktion PM2.5 findet sich für die Elemente Kalium, Natrium, Magnesium, Blei und Schwefel. Phosphor, das an den Verkehrsstationen in erster Linie der Fraktion PM10-2.5 zuzuordnen ist, ist an HRSW und HRV5 in beiden Fraktionen erkennbar. Chrom und Kupfer treten an den Verkehrsmessstellen in der Fraktion PM10-2.5 auf, finden sich an HRSW jedoch lediglich in der Fraktion PM2.5. Silizium, Barium und Zink sind an den Verkehrsstationen in beiden Fraktionen vertreten, an HRSW überwiegt jedoch die feinere PM2.5-Fraktion. Die Elemente Mangan und Chlor sind im allgemeinen in beiden Fraktionen, unabhängig vom Standort erkennbar.

## 7.2 Partikelgrößenanzahlverteilungen, Stationen HRSW und HRV1

In der **Tab. 3.3** sind die meteorologischen Komponenten angegeben, wie sie während der Intensivmessphase I (IMP I) auftraten. Hinsichtlich der meteorologischen Bedingungen lässt

sich die erste Intensivmessphase grob in zwei Bereiche einteilen. Zu Beginn der IMP I trat mäßiger bis starker Regen auf, der sich über mehrere Tage erstreckte. Anschließend begann eine längere Trockenperiode, die einmal durch mehrere Stunden Regen unterbrochen wurde. Die vorherrschende Windrichtung während der Intensivmessphase I war West-Nordwest bis Nordwest. Dies ist auch die an der Überdachstation HRSW im allgemeinen vorherrschende Windrichtung.

Während der Intensivmessphase II (IMP II) (siehe **Tab. 3.4**) herrschte milde Witterung bei unterschiedlichen Windrichtungen und stark schwankenden mittleren Windgeschwindigkeiten (1.5 – 5.3 m/s). Auch hier trat Regen auf, jedoch nicht in der Stärke wie zu Beginn der ersten Intensivmessphase.

In **Abb. 7.7** sind beispielhaft Halbstundenwerte gemessener Partikelgrößenverteilungen an der Station HRSW dargestellt. Auf der x-Achse sind in linearer Darstellung die Partikeldurchmesser, auf der y-Achse in logarithmischer Darstellung die Partikelanzahlkonzentrationen dargestellt.

Die Partikelanzahlverteilung für die beispielhaft ausgesuchten Messungen ist ähnlich. Die beiden in der Nacht gemessenen Verteilungen sind praktisch kongruent. Das Beispiel einer am frühen Vormittag gemessenen Partikelgrößenverteilung zeigt einen etwas anderen Kurvenverlauf. So ist die Partikelgrößenverteilung für die kleinen Partikel bis etwa 1  $\mu\text{m}$  deckungsgleich mit der nächtlichen Partikelgrößenverteilung. Das bei etwa 1.3  $\mu\text{m}$  liegende Minimum mit einem folgenden leichten Anstieg der Konzentration bei etwa 1.8  $\mu\text{m}$ , die in den beiden nächtlichen Verteilungen auftreten, ist hier kaum noch zu erkennen. Die Konzentration der größeren Partikel ist beim Beispiel des morgendlichen Halbstundenmittelwertes höher als beim nächtlichen Halbstundenmittelwert.

### 7.2.1 Tagesgänge

In **Abb. 7.8** ist der zeitliche Verlauf der Partikelanzahlkonzentrationen während der ersten Intensivmessphase aufgetragen. Die Abbildung zeigt die Partikelanzahlkonzentrationen für kleine und große Partikel an den Stationen HRSW und HRV1 aufgetragen (y1-Achse: Konzentration Partikel > 2  $\mu\text{m}$ ; y2-Achse: Konzentration Partikel 0.3–0.5  $\mu\text{m}$ ).

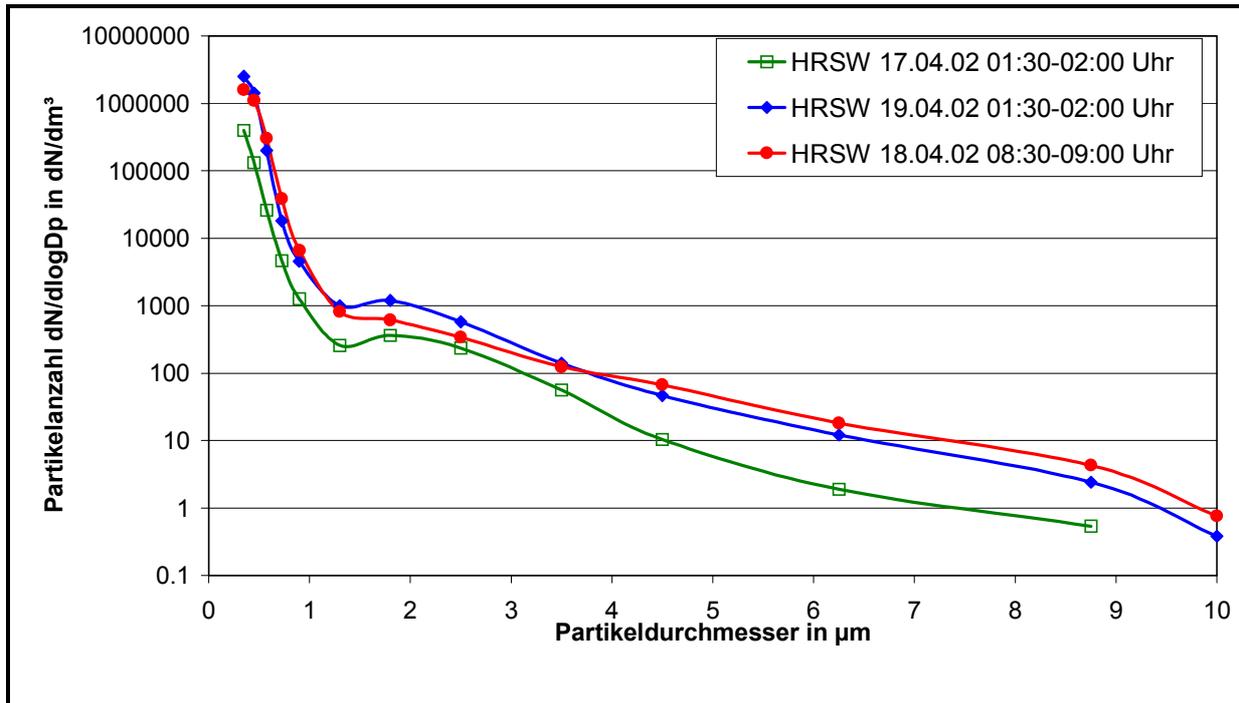


Abb. 7.7: Beispiele für Partikelanzahlgrößenverteilung

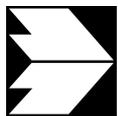
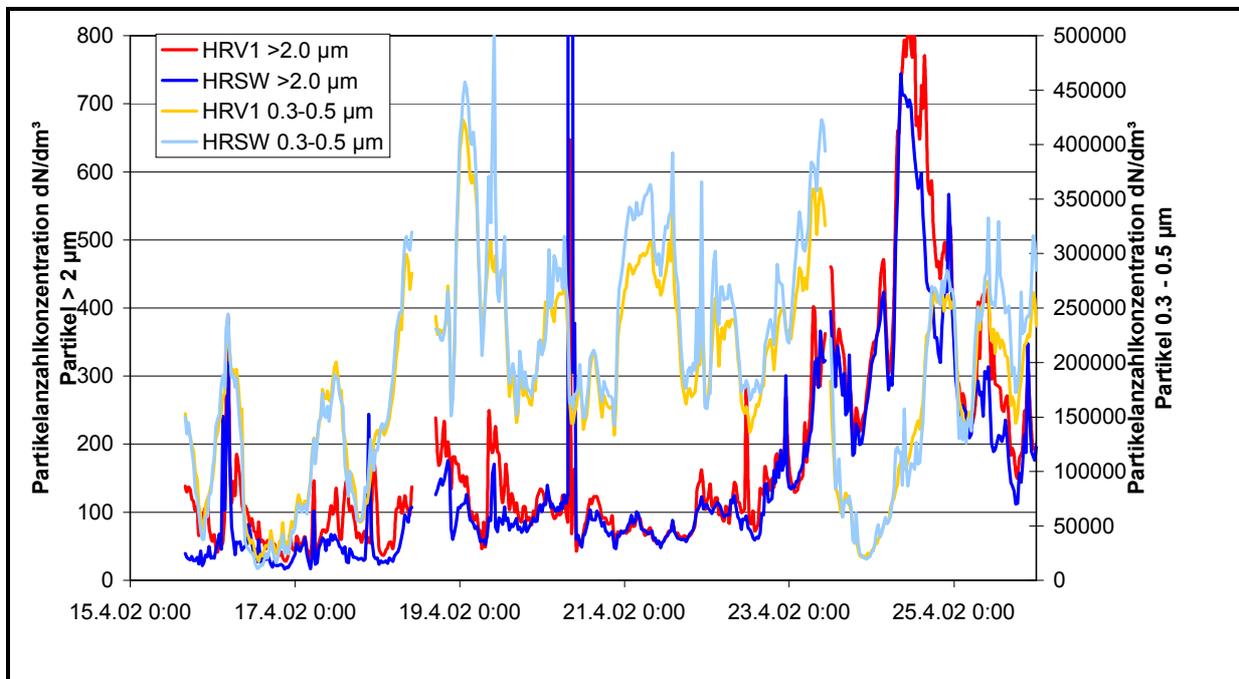


Abb. 7.8: Verlauf der kleinen (0.3 – 0.5 µm) und großen Partikel (> 2 µm) an den Stationen HRSW und HRV1 über die 1. Intensivmessphase

Der zeitliche Verlauf für die Partikelanzahlkonzentrationen, sowohl der kleinen, als auch der großen Partikel, ist an den Messstellen HRSW und HRV1 nahezu deckungsgleich. Wenn signifikante Differenzen zwischen den beiden Stationen auftreten, so stellt man höhere Konzentrationen für kleine Partikel eher an der Überdachstation HRSW fest. Höhere Konzentrationen für große Partikel lassen sich an der Verkehrsstation HRV1 feststellen. Dies bestätigte sich auch in der zweiten Intensivmessphase im August 2002.

**Abb. 7.9** stellt den zeitlichen Verlauf der Partikelanzahlkonzentrationen während der zweiten Intensivmessphase dar. Hier aufgetragen sind die Partikelanzahlkonzentrationen für kleine und große Partikel an der Station HRV1. Aus dem zeitlichen Verlauf der Partikelanzahlkonzentrationen für kleine und große Partikel in **Abb. 7.8** ist bei erster Betrachtung kein näherer Zusammenhang zwischen den Konzentrationsverläufen der kleinen und großen Partikel festzustellen. Im zeitlichen Verlauf der Partikelanzahlkonzentrationen während der zweiten Intensivmessphase (**Abb. 7.9**) ist ein ähnlicher Verlauf für die kleinen und großen Partikel teilweise festzustellen.

Bei den meteorologischen Randbedingungen unterscheiden sich die beiden Intensivmessphasen insbesondere durch die Regendauer. Mäßiger bis starker Regen dominierte vor allem die erste Hälfte der ersten Intensivmessphase (15.04.-19.04.), während in der zweiten Intensivmessphase (August 02) mehrmals Regenschauer auftraten. Interessant bei der Betrachtung von **Abb. 7.8** zur ersten Intensivmessphase ist der starke Abfall der Partikelanzahlkonzentration für kleine Partikel am 23.04.02. An diesem Tag wurde die zweite Straßenabsaugung durchgeführt. Der starke Abfall der Anzahlkonzentration der kleinen Partikelfraktion ist jedoch sowohl an HRV1 als auch an der Überdachstation HRSW feststellbar. Auch während der Straßenabsaugungen am 14. und 15.08.02 ist eine Abnahme der Anzahlkonzentration der kleinen Partikel an beiden Messstellen (HRSW und HRV1) festzustellen. Ob ein direkter Zusammenhang zwischen der Straßenabsaugung und der Konzentrationsabnahme der kleinen Partikel besteht, kann jedoch an dieser Stelle nicht eindeutig geklärt werden.

## 7.2.2 Unterschiede zwischen den Stationen HRV1 und HRSW

In den nachfolgenden Abbildungen sind die Differenzen für kleine, mittlere und große Partikel anhand des zeitlichen Konzentrationsverlaufs in der zweiten Intensivmessphase aufgetragen. Zur Differenzenbildung wurden die ermittelten Halbstundenkonzentrationen von HRSW von den Konzentrationen an HRV1 abgezogen. Positive Werte bedeuten somit, dass die gemessene Konzentration an HRV1 höher war als die an HRSW. Für kleine Partikel (**Abb. 7.10**) zeigt sich keine eindeutige Dominanz anhand des zeitlichen Differenzen-Konzentrationsverlaufs.

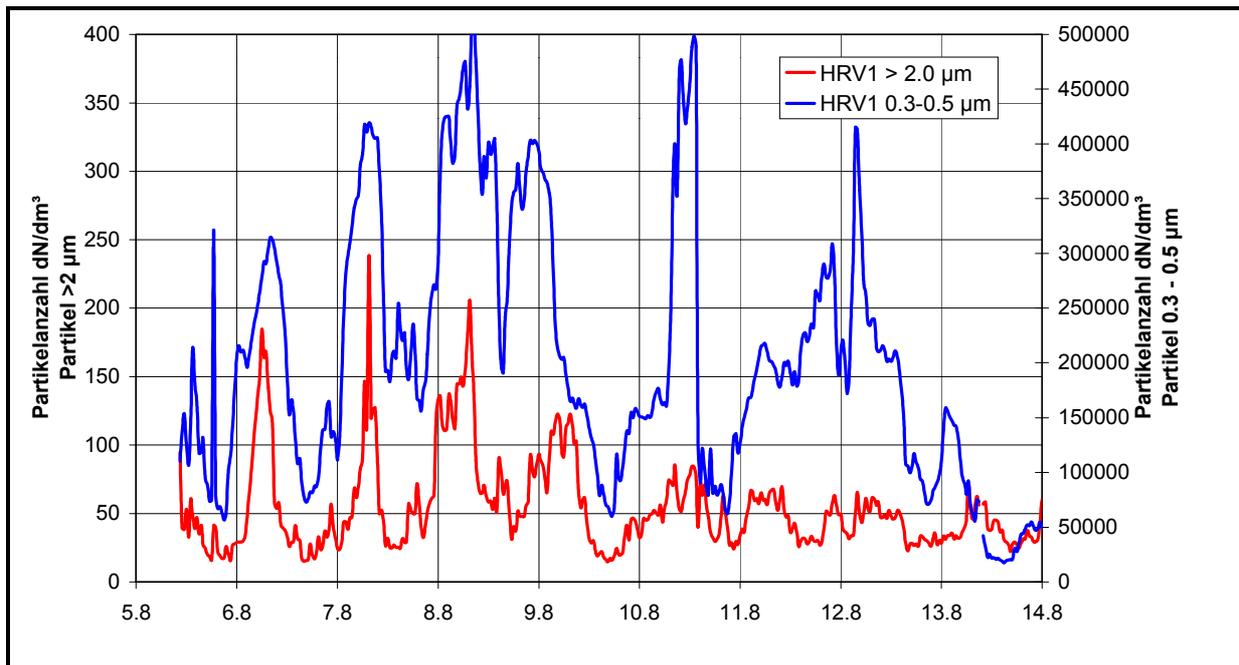


Abb. 7.9: Verlauf der kleinen (0.3 – 0.5 µm) und großen Partikel (> 2 µm) an den Station HRV1 über die 2. Intensivmessphase

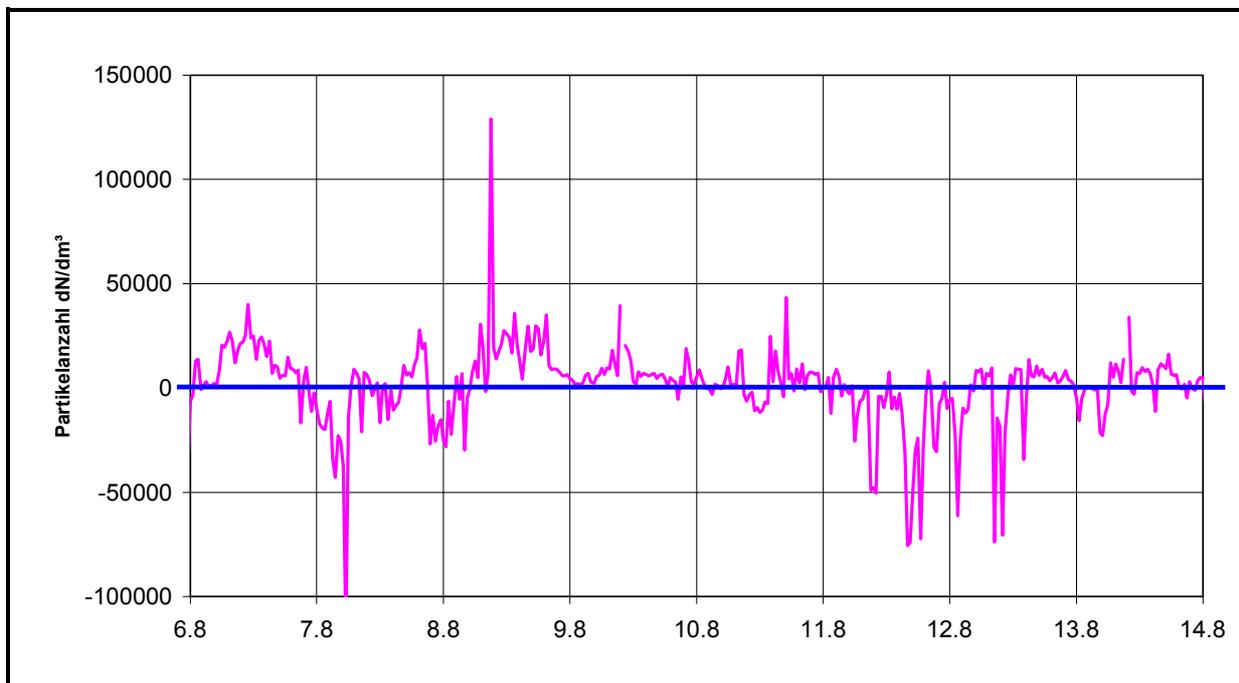


Abb. 7.10: Differenz-Anzahlkonzentration für kleine Partikel (0.3 – 0.5 µm) über den Zeitraum der Intensivmessphase II

**Abb. 7.11** zeigt die Differenz-Anzahlkonzentration für mittlere Partikel über den Zeitraum der Intensivmessphase II. Hier ist erkennbar, dass bei der mittleren Partikelfraktion deutlich höhere negative Spitzenwerte auftreten, die aus hohen Partikelkonzentrationen bei HRSW resultieren. Für den zeitlichen Verlauf der Differenz-Anzahlkonzentrationen der großen Partikel, dargestellt in **Abb. 7.12**, ist feststellbar, dass im allgemeinen an der Verkehrsstation höhere Konzentrationen als an HRSW vorlagen.

**Tab. 7.6** gibt eine Übersicht über charakteristische Partikelanzahlkonzentrationen [dN/dm<sup>3</sup>] der Messungen mit den optischen Partikelzählern während der beiden Intensivmessphasen.

Station		HRSW			HRV1		
		0.3-0.5 µm	0.5-2.0 µm	>2.0 µm	0.3-0.5 µm	0.5-2.0 µm	>2.0 µm
IMP I	Mittelwert	201200	19630	191	185100	15570	186
	Quantil 98%	421996	51111	654	368821	37686	724
	Quantil 2%	20409	1103	23	23652	1333	40
IMP II	Mittelwert	171300	12170	44	177800	11930	61
	Quantil 98%	451606	45148	126	453575	45945	170
	Quantil 2%	5518	166	0	21768	1537	17

Tab. 7.6: Charakteristische Partikelanzahl der Messungen mit optischen Partikelzählern an den Stationen HRSW und HRV1

**Abb. 7.13** zeigt einen Vergleich des zeitlichen Verlaufs zwischen der an HRV1 gemessenen Rußkonzentration und dem Verlauf der Partikelanzahlkonzentration für kleine Partikel (0.3-0.5 µm) aus den Messungen während der Intensivmessphase II. Der zeitliche Verlauf der beiden Konzentrationen zu Beginn der Messzeit weist Ähnlichkeiten auf.

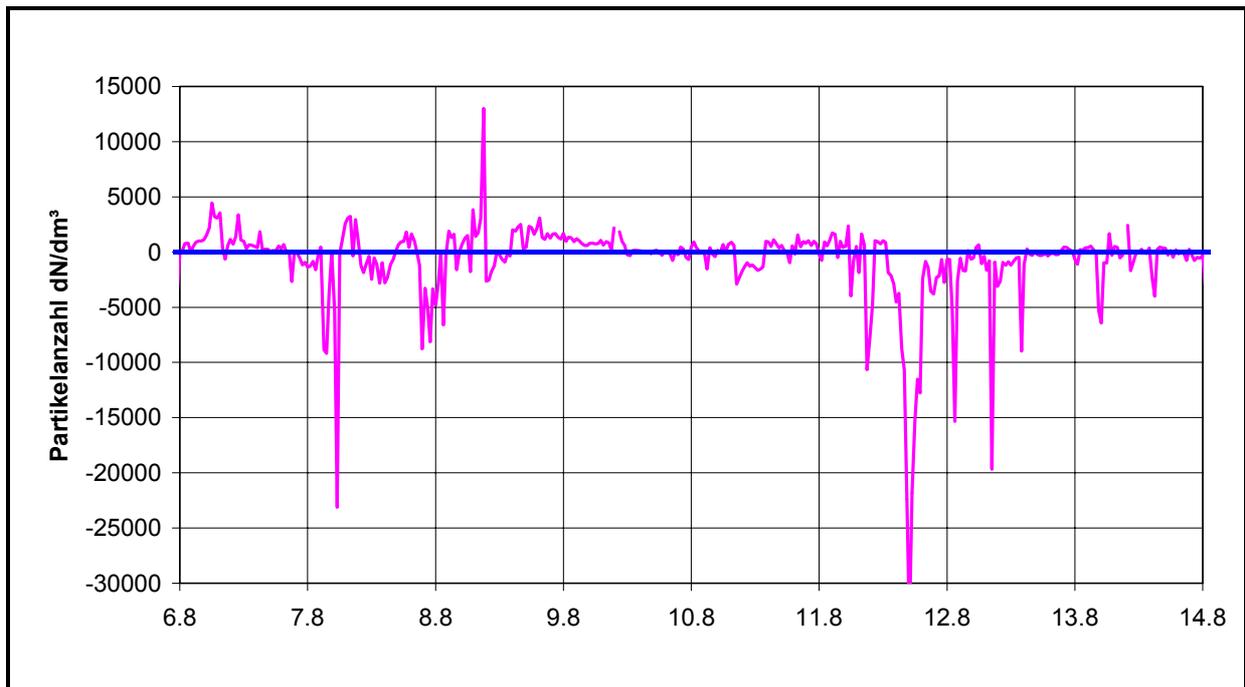


Abb. 7.11: Differenz-Anzahlkonzentration für mittlere Partikel ( $0.5 - 2.0 \mu\text{m}$ ) über den Zeitraum der Intensivmessphase II

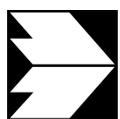
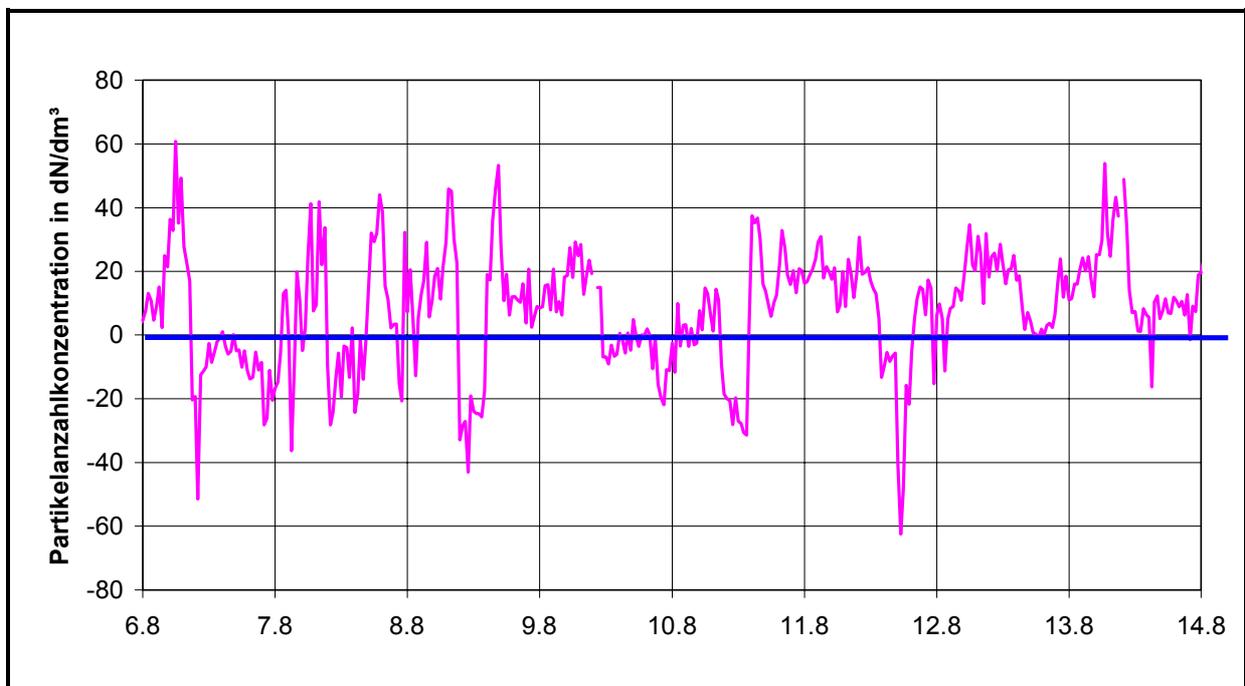


Abb. 7.12: Differenz-Anzahlkonzentration für Partikel  $> 2.0$  über den Zeitraum der Intensivmessphase II

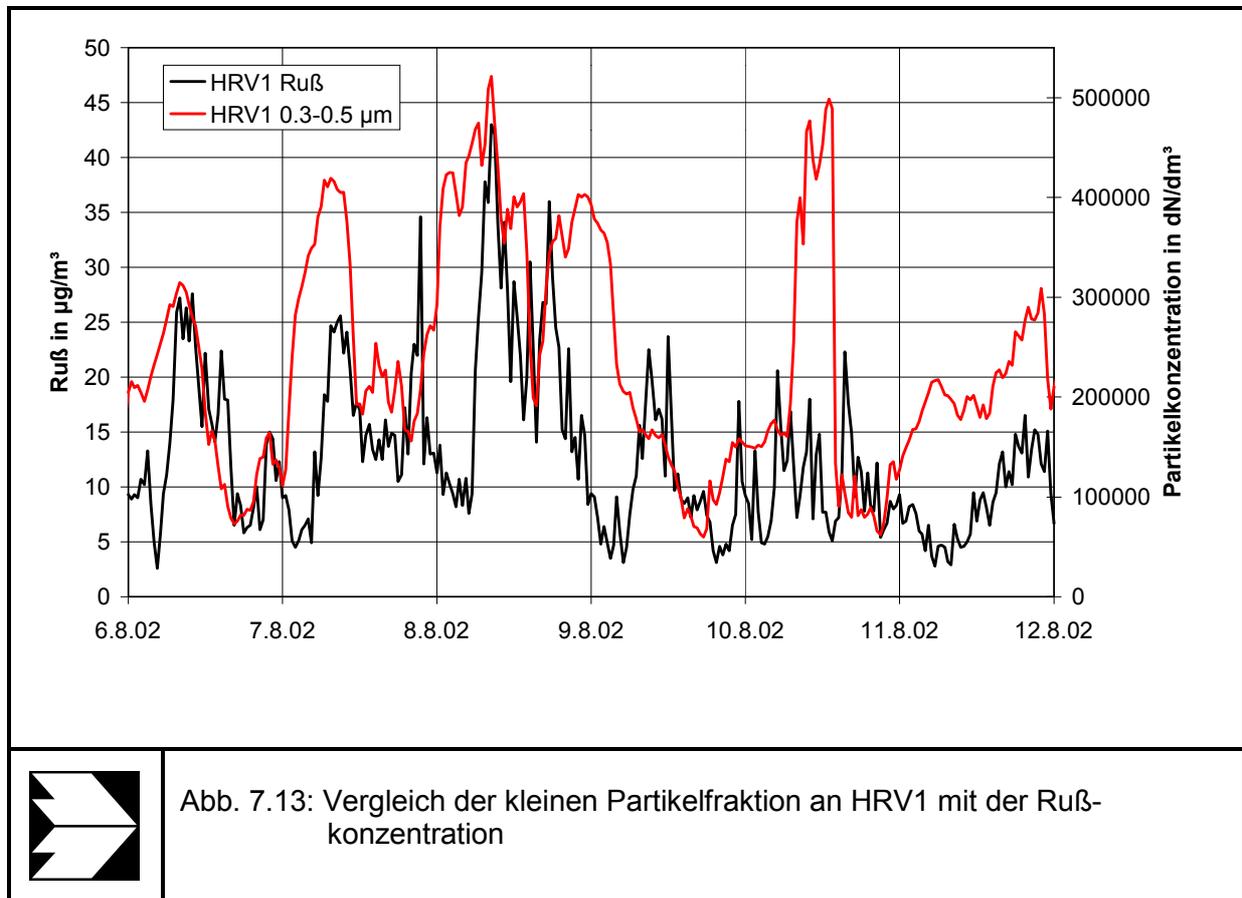


Abb. 7.13: Vergleich der kleinen Partikelfraktion an HRV1 mit der Rußkonzentration

**Abb. 7.14** zeigt den Zusammenhang zwischen der Windrichtung und den auftretenden Differenzen der Partikelanzahlkonzentrationen, hier beispielhaft anhand der Daten aus der Intensivmessphase I. **Abb. 7.14 oben** zeigt die positive Differenz der Partikelanzahlkonzentration für kleine Partikel, d.h. wenn an HRSW gegenüber HRV1 höhere Konzentrationen gemessen wurden. Als ubiquitäre Streuung lassen sich Konzentrationen von bis zu 50 000 Partikel/ $\text{dm}^3$  feststellen. Treten deutlich höhere Konzentrationen auf, so ist in diesem Messzeitraum eine Windrichtung aus West-Nordwest vorherrschend.

**Abb. 7.14 unten** zeigt die Differenz der Partikelanzahlkonzentration für große Partikel, wenn an HRV1 höhere Konzentrationen gemessen wurden. Bei östlicher Windrichtung sind hierbei nur kleine Differenzen zwischen HRV1 und HRSW feststellbar. Bei westlicher Windrichtung lassen sich deutlich höhere Differenzen zwischen den beiden Stationen ermitteln.

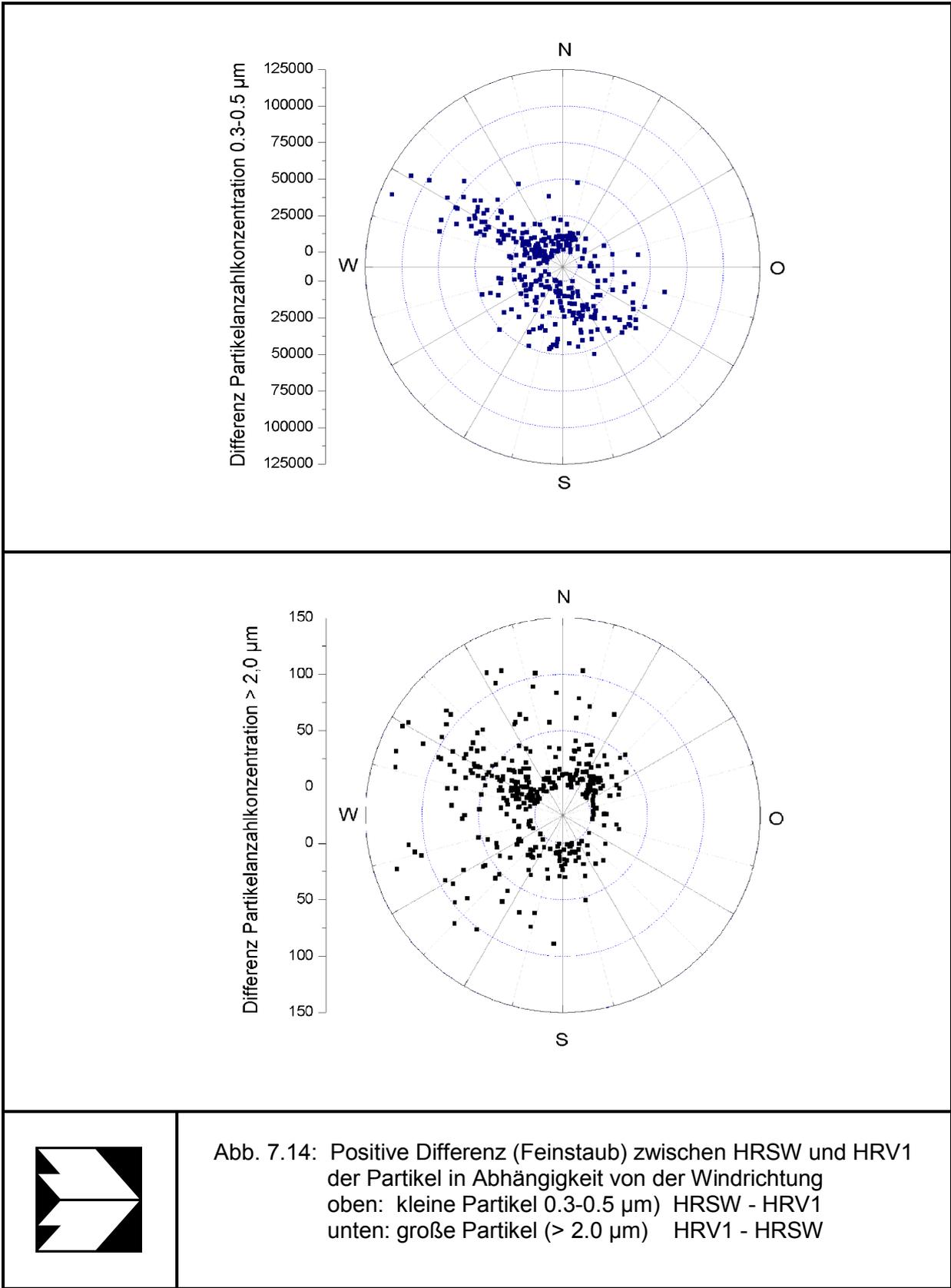
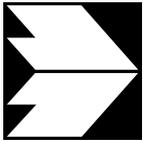


Abb. 7.14: Positive Differenz (Feinstaub) zwischen HRSW und HRV1 der Partikel in Abhängigkeit von der Windrichtung  
 oben: kleine Partikel 0.3-0.5 µm) HRSW - HRV1  
 unten: große Partikel (> 2.0 µm) HRV1 - HRSW



Die Ergebnisse aus den Messungen für kleine, mittlere und große Partikelanzahlkonzentrationen zeigen teilweise zeitliche Zusammenhänge mit anderen Messgrößen (wie z.B. der Rußkonzentration). Es zeigen sich jedoch auch Unterschiede, die auf andere Einflussgrößen schließen lassen. In der zeitlichen Betrachtung zeigt sich anhand beider Intensivmessphasen, dass der grundsätzliche Verlauf der Partikelkonzentrationen an HRSW und HRV1 sich weder für große noch für kleine Partikeldurchmesser unterscheidet. Wenn jedoch Differenzen an den Stationen auftreten, so ist an HRSW im allgemeinen die Fraktion 0.3-0.5 µm stärker vertreten, während an HRV1 höhere Konzentrationen vor allem für Partikel > 2.0 µm auftreten.

Zu berücksichtigen ist, dass die eingesetzten optischen Partikelzähler einen Partikelgrößenbereich von 300 bis 20,000 nm (0.3-20 µm) erfassen. Ultrafeine Partikel, deren Partikeldurchmesser von 5 bis 100 nm (0.005-0.1 µm) liegen, werden daher mit dem eingesetzten Messverfahren nicht erfasst. Ultrafeine Partikel tragen erheblich zur Partikelanzahlkonzentration bei. Eine wesentliche Quelle für ultrafeine Partikel stellt die direkte Emission von Dieselruß aus Dieselfahrzeugen (PKW, LKW) dar. Inwieweit die ultrafeinen Partikel ähnliche Verläufe (zeitlich und standortspezifisch) aufweisen, konnte mit der eingesetzten Messtechnik der optischen Partikelzähler nicht geklärt werden.

## 7.3 Straßenabsaugung

### 7.3.1 Straßenstaubbelastung TSP, PM75 und PM10

Für alle in Abschnitt 6.1.4 beschriebenen Absaugflächen wurde die Gesamtstaubbelastung der einzelnen Straßenabschnitte, sowie ihre Anteile an PM75 und PM10 in g/m<sup>2</sup> bestimmt.

Die bei der Siebung auf PM75 aufgetretenen Verluste lagen zwischen 0.1 und 0.8 g, was prozentual Verluste zwischen 0.03 bis 0.96 % bedeutet. Die bei der Klassierung auf PM10 mit dem BAHCO-Sichter aufgetretenen Verluste liegen zwischen 0.33 und 2.02 g und damit erkennbar höher als bei der Siebung. Da bekannt ist, dass feinste Partikel bei dieser Art des Sichtverfahrens mit der durchströmten Luft ausgetragen werden, ist zu vermuten, dass ein Teil dieser Verluste der PM10-Fraktion zuzuordnen ist. Nachfolgend diskutiert und dargestellt werden die Werte ohne Verluste.

**Tab. 7.7** gibt einen Überblick zu den abgesaugten Flächengrößen, Gesamtmassen und die ermittelten Anteile Gesamtstaub und PM75 bzw. PM10 sowie die daraus berechneten Flächenbelastungen für alle Teilflächen und die vier Absaugtage.

	Bezeichnung	Fläche in m <sup>2</sup>	Gesamtmasse g	Anteil PM75 %	Anteil PM10 an Gesamt- masse %	Anteil PM10 an PM75 %	Gesamtstaub- belastung g/m <sup>2</sup>	PM75 ohne Verluste g/m <sup>2</sup>	PM10 ohne Verluste g/m <sup>2</sup>	PM75 incl. Verluste g/m <sup>2</sup>	PM10 incl. Verluste g/m <sup>2</sup>
1. Absaugung (09.04.2002)	Rinne 1	11.6	337.8	35.0	6.00	17.1	29.12	10.20	1.748	10.23	2.800
	Rinne 1	4.0	127.8	72.3	15.01	20.8	31.95	23.10	4.796	23.31	5.445
	Fahrspur1	112.4	250.5	9.9	0.76	7.7	2.23	0.22	0.017	0.22	0.024
	Fahrspur2	106.6	243.9	7.9	0.37	4.6	2.29	0.18	0.008	0.18	0.013
	Rinne 2	7.5	828.1	8.8	0.56	6.4	110.41	9.67	0.617	9.71	0.881
	Mittelstreifen	8.3	616.6	12.4	0.59	4.7	74.29	9.24	0.436	9.28	0.692
	Rinne 3	3.6	640.9	7.2	0.49	6.8	178.03	12.76	0.874	12.98	1.422
	Fahrspur3	61.0	885.3	3.8	0.13	3.5	14.51	0.56	0.019	0.37	0.021
	Fahrspur4	42.4	471.4	7.5	0.006	8.1	11.12	0.83	0.067	0.84	0.097
	Rinne 4	5.6	79.9	9.8	0.36	3.7	14.27	1.40	0.051	1.53	0.100
	Parkbucht	2.0	815.2	12.6	0.48	3.8	407.60	51.51	1.965	51.69	3.222
2. Absaugung (23.04.2002)	Rinne 1	11.6	384.7	20.1	1.97	9.8	33.16	6.68	0.653	6.69	1.078
	Fahrspur1	112.2	253.7	11.0	0.42	3.8	2.26	0.25	0.010	0.25	0.015
	Fahrspur2	106.6	196.7	10.4	0.49	4.8	1.85	0.19	0.009	0.19	0.011
	Rinne 2	7.5	508	8.6	0.36	4.2	67.73	5.82	0.243	5.81	0.399
	Mittelstreifen	8.3	211.6	14.4	0.28	1.9	25.49	3.66	0.070	3.68	0.159
	Rinne 3	3.6	329.2	7.4	0.33	4.5	91.44	6.76	0.306	6.75	0.487
	Fahrspur3	61.0	474.4	4.0	0.11	2.7	7.78	0.31	0.008	0.32	0.019
	Fahrspur4	42.4	254.7	6.1	0.47	7.7	6.01	0.37	0.028	0.37	0.042
Rinne 4	5.6	215.1	10.6	0.74	7.0	38.41	4.06	0.284	4.19	0.438	
3. Absaugung (14.08.2002)	Rinne 1	11.6	549.55	16.9	0.20	1.2	47.38	8.01	0.097	8.28	0.363
	Fahrspur1	112.2	306.25	7.6	0.14	1.9	2.73	0.21	0.004	0.22	0.007
	Fahrspur2	106.6	301.53	5.7	0.07	1.3	2.83	0.16	0.002	0.17	0.006
	Rinne 2	7.5	409.51	10.1	0.11	1.1	54.60	5.50	0.062	5.68	0.164
	Rinne 3	3.6	96.76	3.9	0.06	1.6	26.88	1.06	0.017	1.16	0.018
	Fahrspur3	61.0	324.9	3.4	0.08	2.4	5.33	0.18	0.004	0.23	0.008
	Fahrspur4	42.4	288.09	1.6	0.01	0.9	6.79	0.11	0.001	0.11	0.003
Rinne 4	5.6	391.91	6.6	0.07	1.1	69.98	4.64	0.052	5.01	0.160	
4. Absaugung (15.08.2002)	Rinne 1 (wdh.)	11.6	238.86	23.9	0.50	2.1	20.59	4.93	0.103	5.01	0.186
	Fahrspur1 (wdh.)	112.4	101.73	6.9	0.13	1.8	0.91	0.06	0.001	0.07	0.002
	Rinne 1 nördl. der Ampel	6.1	349.34	15.3	0.37	2.4	57.27	8.74	0.212	8.91	0.305
	Fahrspur1 nördl. der Ampel	58.8	119.66	7.1	0.08	1.2	2.04	0.14	0.002	0.16	0.004
	Rinne 1 südl. der Ampel	6.1	732.85	9.6	0.21	2.2	120.14	11.47	0.247	11.71	0.430
	Fahrspur1 südl. der Ampel	59.2	125.8	7.9	0.10	1.3	2.13	0.17	0.002	0.18	0.004
	Fahrspur2 südl. der Ampel	56.1	132.53	7.0	0.09	1.3	2.36	0.17	0.002	0.18	0.005
	Rinne 2 südl. der Ampel	6.3	363.51	5.0	0.04	0.8	57.70	2.88	0.022	3.07	0.046
	Fahrspur2 nördl. der Ampel	20.8	52.18	6.5		n.b	2.51	0.16	n.b.	0.18	n.b.
Rinne 2 nördl. der Ampel	2.3	72.59	9.7			31.56	3.05	n.b.	3.07	n.b.	

Tab. 7.7: Zusammenstellung der Absaugflächen und der Beladungen an den einzelnen Termine

Es ist festzustellen, dass die Feinstaubanteile in den Straßenrandbereichen Rinne, Mittelstreifen und Parkbucht im allgemeinen deutlich höher sind als auf den eigentlichen Fahrbahnflächen. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt daher jeweils getrennt nach Fahrspurflächen und Straßenrandbereichen, die Maximalwerte der Ordinaten sind unterschiedlich.

In **Abb. 7.15 oben** sind die Gesamtstaubbelastungen TSP für die Fahrspurflächen und in **Abb. 7.15 unten** für die Straßenrandbereiche dargestellt. Während die auf den Fahrspurflächen max. gemessene Beladung bei ca.  $14.5 \text{ g/m}^2$  liegt, erreichen die Werte in den Straßenrandbereichen ca.  $180 \text{ g/m}^2$ , auf der Parkplatzfläche betragen die Beladungen über  $400 \text{ g/m}^2$ .

In die derzeitige Emissionsmodellierung für PM<sub>10</sub> fließt die Beladung PM<sub>75</sub> ein. Es würde nach dem derzeitigen Emissionsansatz für die Göttinger Straße von einem „Silt-Loading-Faktor“ von  $0.2 \text{ g/m}^2$  ausgegangen. In der **Abb. 7.16 oben** sind die tatsächlich ermittelten Werte für die Fahrspurflächen dargestellt. Bezogen auf die 12 Flächenabsaugungen wurde der obige Faktor bei 4 Flächen deutlich überschritten mit Werten  $> 0.3 \text{ g/m}^2$ . Ein Wert lag deutlich drunter mit ca.  $0.1 \text{ g/m}^2$ , die anderen Werte lagen im Bereich  $\approx 0.2 \text{ g/m}^2$ . Vergleichbare Messungen wurden ebenfalls in Berlin und Leipzig durchgeführt. Die Gegenüberstellung der Ergebnisse zeigt **Abb. 7.17**. Die Absaugungstechnik und -durchführung war identisch. Die Messungen für die Schildhornstraße in Berlin zeigten deutlich niedrigere Beladungswerte bei einem mittleren LKW-Anteil von 5.6 %. Messungen in der Lützner Straße in Leipzig mit einem mittleren LKW-Anteil von ca. 6.5 % ergaben leicht höhere Werte, allerdings ist nach Lohmeyer (2001) diese Straße in einem eher schlechten Zustand bzgl. der Straßenoberfläche. Die Göttinger Straße befindet sich in einem optisch vergleichbar besseren Zustand. Der LKW-Anteil mit ca. 8 % liegt in der Göttinger Straße höher als in den beiden vorgenannten Straßen, die jeweils rechten Fahrstreifen, die primär von den LKW benutzt werden, zeigen gegenüber den linken Fahrstreifen höhere Beladungswerte. Die DTV-Werte betragen in Berlin ca. 46 000 Kfz/24 h, in Leipzig ca. 27 000 Kfz/24 h und liegen in Hannover bei ca. 30 000 Kfz/24 h.

Die Beladung der Fahrspurflächen und der Straßenrandbereiche der Göttinger Straße mit PM<sub>10</sub> ist in der **Abb. 7.18** aufgezeigt. Die Fahrspur 4, Absaugung 09.04.2002 ragt hier deutlich raus. Bei den Straßenrandflächen ergab sich ein hoher Wert bei der Rinne 1 bei der zweiten Absaugung. Hier wurde anstelle der Saugdüse mit glatter Oberfläche die Saugdüse mit Bürste verwendet. Die Unterschiede zwischen diesen beiden Varianten fallen bei PM<sub>10</sub> wesentlich deutlicher aus als bei PM<sub>75</sub> bzw. Gesamtstaub. Die relativ hohen Werte bei der

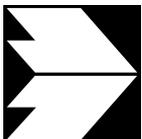
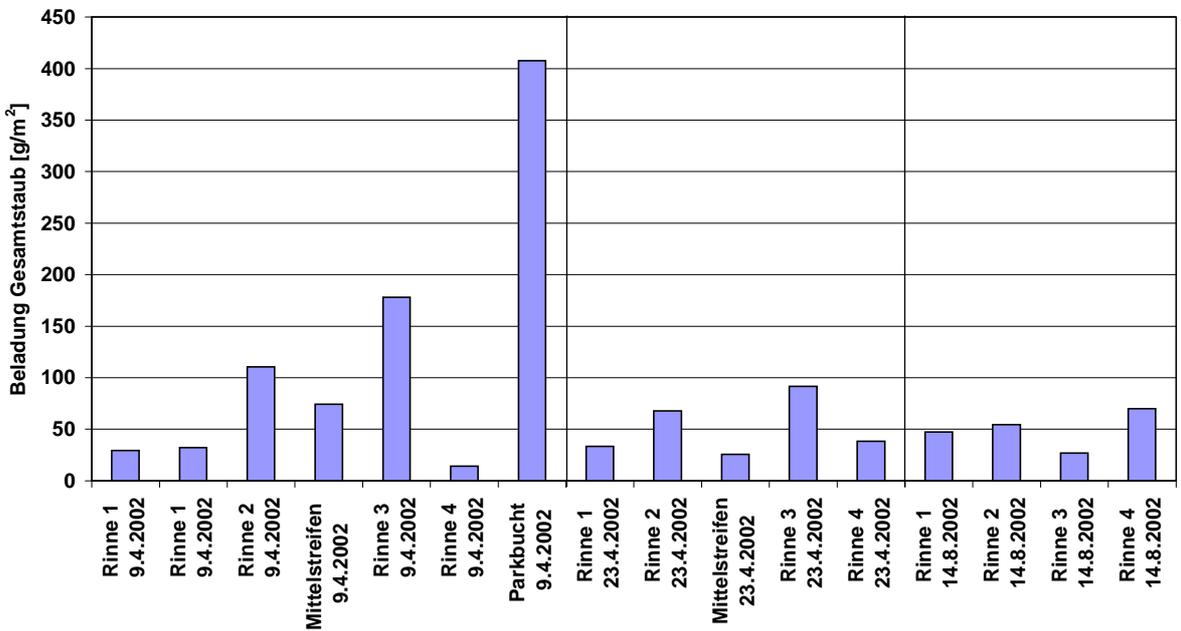
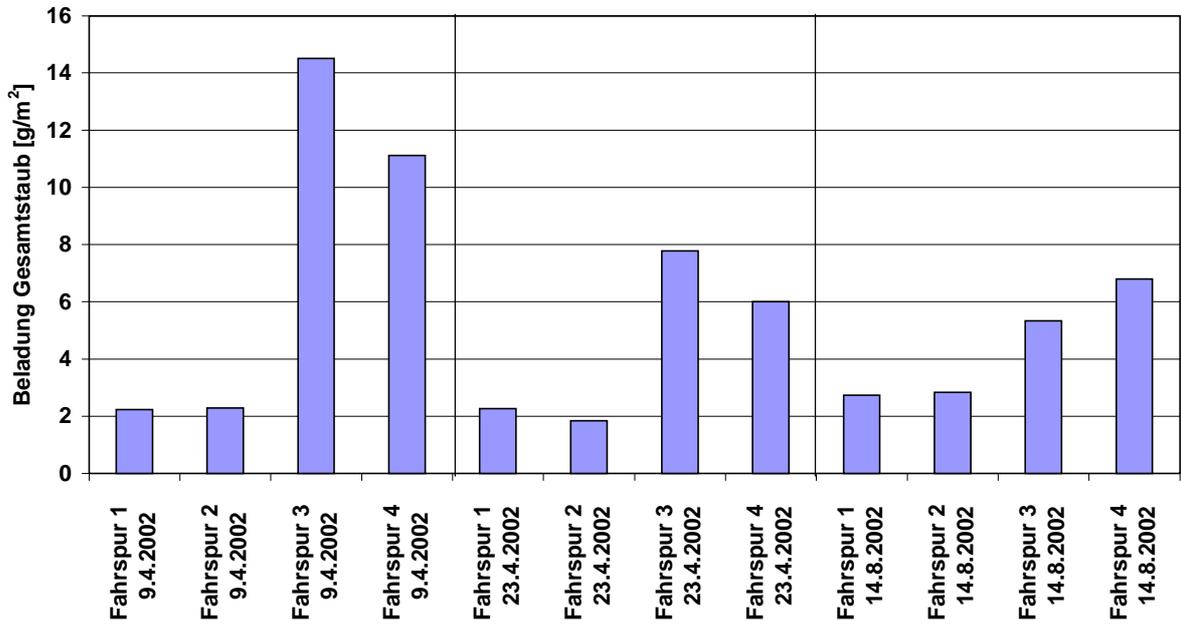


Abb. 7.15: Beladung Gesamtstaub aus Flächenabsaugungen.  
oben: Fahrspurf lächen  
unten: Straßenrandbereiche

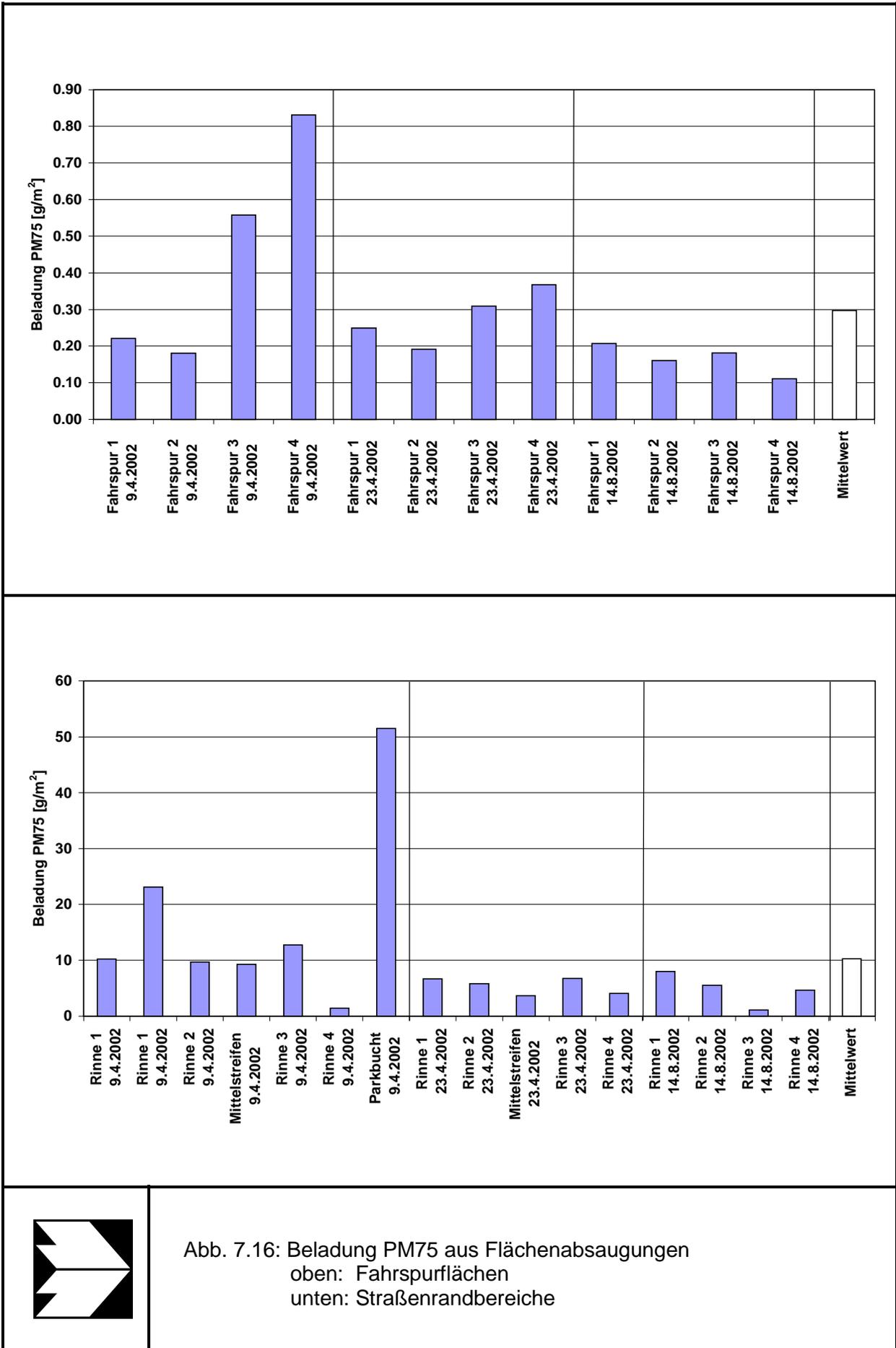


Abb. 7.16: Beladung PM75 aus Flächenabsaugungen  
 oben: Fahrspurfächen  
 unten: Straßenrandbereiche

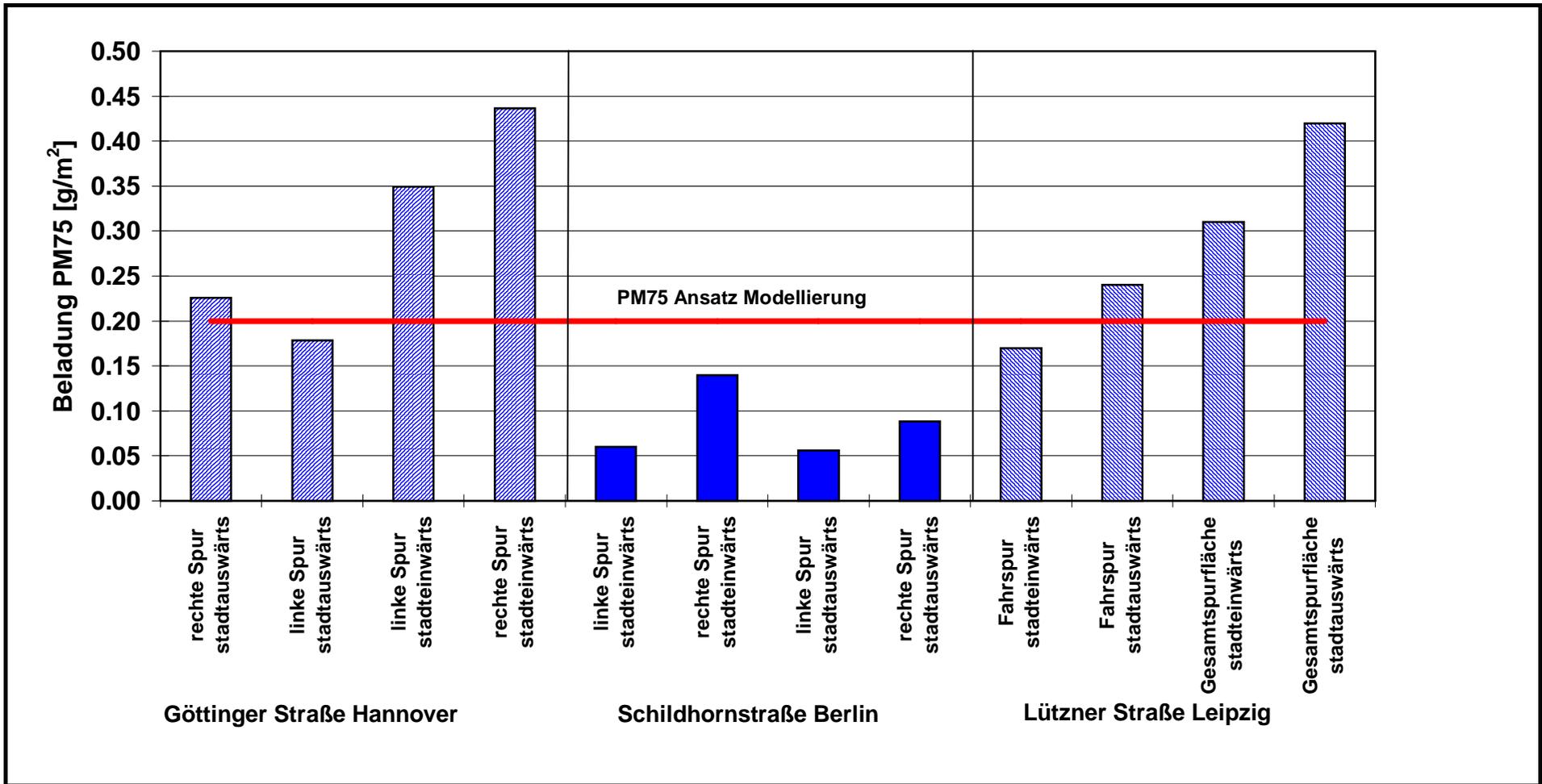


Abb. 7.17: Vergleich der PM75-Beladung verschiedener Straßen in Hannover, Berlin und Leipzig  
 Göttinger Straße: stadtauswärts – Westseite, stadteinwärts - Ostseite

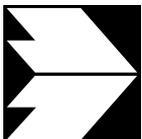
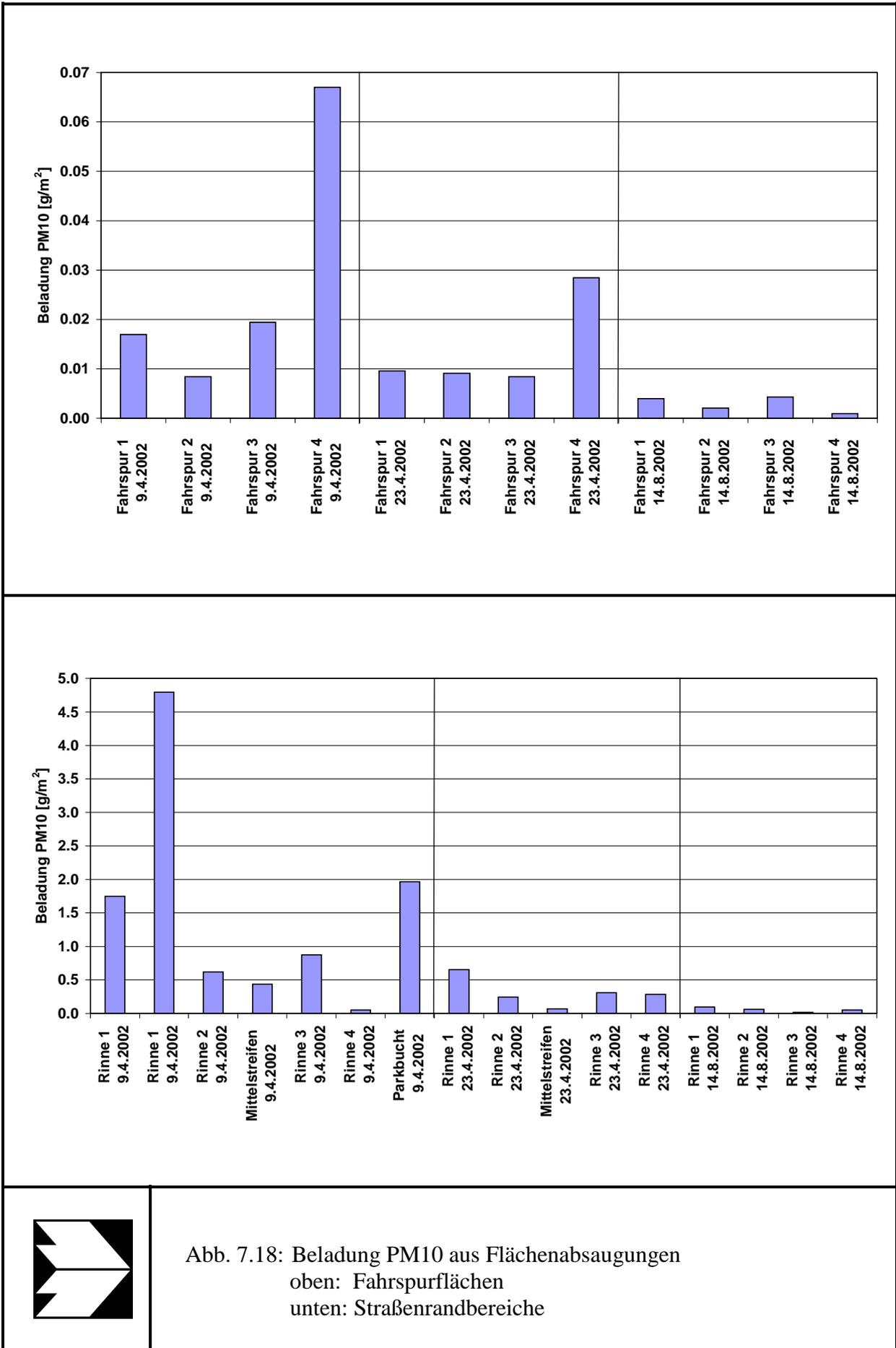


Abb. 7.18: Beladung PM10 aus Flächenabsaugungen  
oben: Fahrspurf lächen  
unten: Straßenrandbereiche

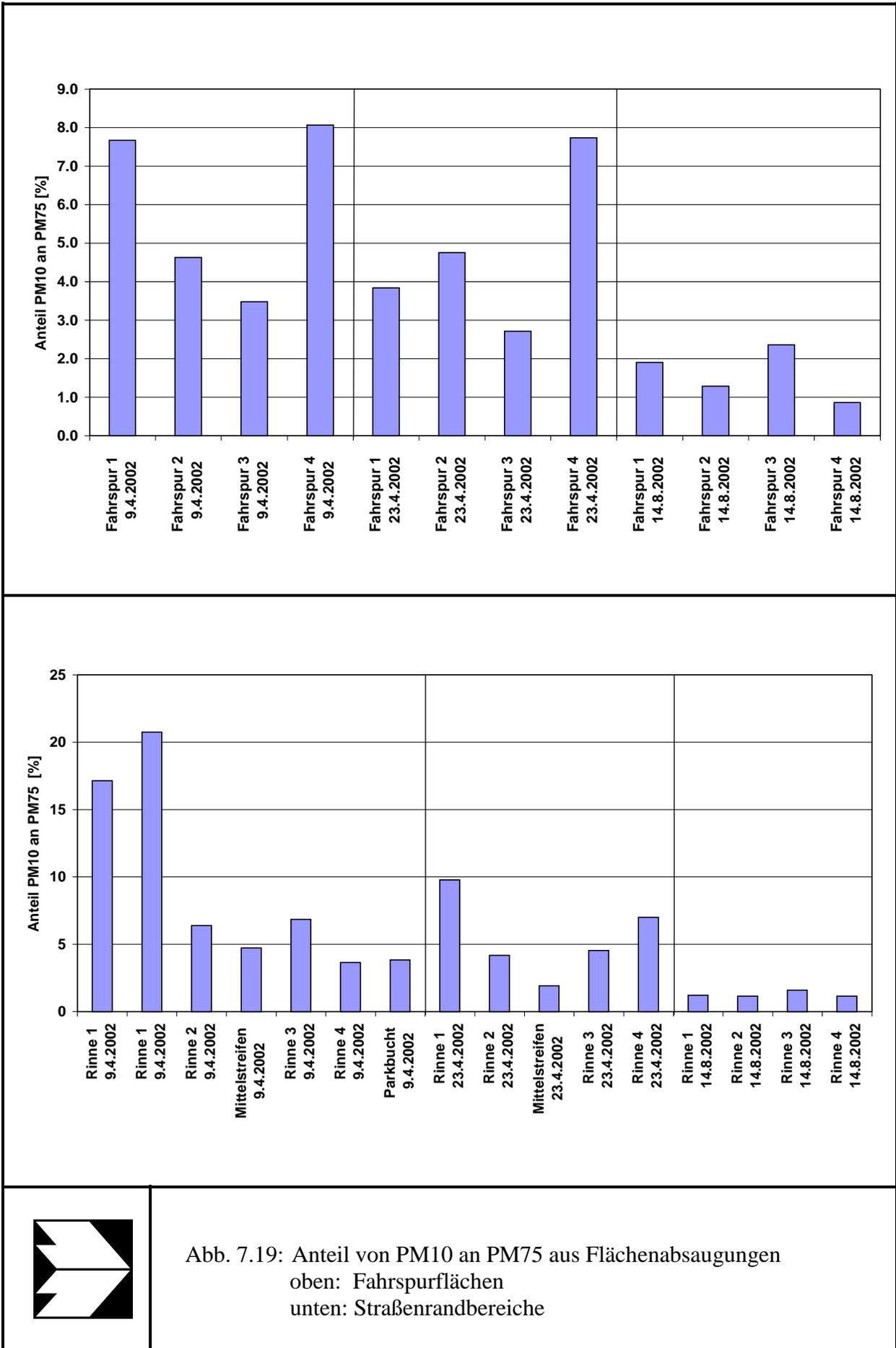


Abb. 7.19: Anteil von PM10 an PM75 aus Flächenabsaugungen  
oben: Fahrspurf lächen  
unten: Straßenrandbereiche

Absaugung am 09.04.2002 können auf eine längere Trockenperiode vor der Absaugung von ca. 2 Wochen gegenüber wenigen Tagen bei den anderen Absaugungen zurückzuführen sein.

Der Anteil PM10 an PM75 für die betrachteten Absaugflächen ist in **Abb. 7.19** dargestellt. Der Anteil ist für die Straßenrandbereiche im Mittel größer als für die Fahrspurflächen.

Am 15.08.2002 wurden Absaugversuche im Sinne einer Sensitivitätsbetrachtung durchgeführt. Es wurden Flächen, die bereits am 14.08.2002 abgesaugt wurden nochmals abgesaugt, um zu überprüfen, wie schnell das „Staubmaterial“ nachgeliefert wird. Nach 24 Stunden betrug die Beladung der Fahrspurfläche zwischen ca. 30 % bei PM10 und PM75 und 33 % für den Gesamtstaub, d.h. die Beladung wird offenbar kurzfristig nachgeliefert. Für die Rinne lag der Anteil höher bei ca. 50 – 60 %. Dabei ist zu beachten, dass die Längenausdehnung der abgesaugten Flächen relativ kurz war und das Material auch durch Längstransport in der Straße wieder nachgeliefert werden kann. Des Weiteren wurden in Fahrtrichtung Süd Flächen vor der Fußgängerampel und nach der Ampel auf beiden Fahrspuren betrachtet. Der Vergleich der Beladungen vor und nach der Ampel ergab keine signifikanten Unterschiede.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die erfassten Beladungen verglichen mit Werten anderer Straßen eher höher einzustufen sind. Dabei sind die beiden Fahrspuren nach Norden stärker beaufschlagt als die Fahrspuren Richtung Süden. In den Straßenrandbereichen, den Rinnen, liegen wesentlich höhere Beladungen vor. Dabei liegen die Rinnen 1 und 4, die auch das Regenwasser abführen, etwas höher als die beiden Rinnen in Straßenmitte.

### **7.3.2 Straßenstaubinhaltsstoffe und Materialanalysen**

Es ist davon auszugehen, dass sich der Straßenstaub aus verschiedenen Quellen zusammensetzt. Hierzu gehören das Straßenmaterial, Erdkrustenmaterial (Grünstreifen, Gesteine) sowie Anteile durch nahe Emissionsquellen (Verkehr – Fahrzeugabrieb (Bremsen, Katalysator, Reifen) und Auspuff; Materialabtrag von nahen Gebäuden), Verschleppung (durch verschmutzte Fahrzeuge) und der überregionale Eintrag bzw. Ferntransport.

Die Fraktionen PM10 und PM75-10 des abgesaugten Straßenstaubs wurden hinsichtlich der Zusammensetzung ihrer Elemente mittels RFA analysiert. Trotz der oben gezeigten unterschiedlichen Beladungen und Anteile der Fraktionen am Gesamtstaub für die einzelnen abgesaugten Straßenabschnitte zeigten sich hinsichtlich der Elementgehalte ähnliche Zusammensetzungen. Nachfolgend sind daher einige ausgewählte Elementgehalte für die Fraktio-

nen PM75-10 und PM10 der Absaugungen als Mittelwerte über die Anzahl der betrachteten Straßenabschnitte in tabellarischer Form dargestellt.

Neben den Absaugungen wurden im April zwei Straßenmaterialproben, im August eine weitere Straßenmaterialprobe sowie eine Erdprobe aus dem straßennahen Grünbereich entnommen. Die hierbei ermittelten Elementgehalte sind ebenfalls in **Tab. 7.8** aufgeführt.

Auffallend ist, dass trotz des hohen zeitlichen Abstands von mehr als vier Monaten zwischen 2. und 3. Absaugung (April bzw. August 2002) einige Elementgehalte für die Fraktionen PM10 und PM75-10 nahezu konstant vorliegen. Das betrifft unter anderem die Elemente Silizium, Eisen, Aluminium, Titan, Kalium, Kupfer, Chrom und Mangan. Andere Elemente, wie z.B. Kalzium, Natrium, Magnesium, Nickel, teilweise Vanadium, Schwefel, teilweise Zink, Barium, Blei und Chlor zeigen hingegen leichte bis deutliche Abweichungen. Dieser Einfluss dürfte für einige Elemente (Na, Cl, S) aufgrund ihrer Löslichkeit (im leicht sauren Medium des Regenwassers) erklärbar sein. Magnesium und Kalzium zeigen in der 3. Absaugung geringere Werte als zuvor, für Nickel, Vanadium, Barium und Blei ist ein steigender Anteil feststellbar.

Der in der **Tab. 7.8** für die einzelnen Materialien und Absaugungen angeführte Platin-Wert kann nicht als Absolutwert (ppm) angesehen werden. Hierfür sind die vorliegenden Platin-Konzentrationen zu gering. Hinsichtlich der Diskussion eines Eintrages von Platin durch Katalysatorabrieb bei Fahrzeugen soll an dieser Stelle jedoch nicht darauf verzichtet werden. Der angegebene Platin-Wert kann Tendenzen aufzeigen. Zu der Tendenz für den Platin-Wert lässt sich an dieser Stelle sagen, dass er im Straßenmaterial praktisch nicht vorhanden ist und bereits in der Erde des straßennahen Grünstreifens ein höherer Wert festzustellen ist. Tendenziell treten in der Feinfraktion PM10 höhere Platin-Werte als in der Grobfraktion PM75-10 auf.

Die Straßenstaubinhaltsstoffe zeigen zum Teil untereinander ähnliche Verhältnisse wie das Straßenmaterial. Die Verhältnisse des Erdmaterials aus dem Grünstreifen schlagen weniger durch.

ppm (mg/kg)	Straßen- material	Grün- streifen	1. Absaugung		2. Absaugung		3. Absaugung	
			PM10	PM75-10	PM10	PM75-10	PM10	PM75-10
<b>Si</b>	138.649	238.069	165.790	188.256	164.445	191.758	150.242	195.170
<b>Ca</b>	84.416	10.567	149.510	102.263	144.348	98.002	107.083	81.396
<b>Fe</b>	85.151	14.529	78.600	49.214	88.072	55.323	83.393	54.880
<b>Al</b>	40.601	21.178	36.081	24.377	36.396	25.092	34.656	25.825
<b>Ti</b>	9.951	2.455	6.731	7.116	6.801	6.439	6.867	7.900
<b>Na</b>	5.516	1.591	5.693	3.481	3.547	3.618	11.094	4.891
<b>Mg</b>	19.318	1.769	9.253	6.286	9.103	6.247	6.944	5.858
<b>K</b>	10.333	12.325	12.251	10.558	12.512	10.742	12.733	11.152
<b>Ni</b>	81	0	425	169	511	120	1.085	152
<b>V</b>	337	37	189	123	200	118	253	119
<b>Cu</b>	45	0	1.270	487	1.542	583	1.512	704
<b>S</b>	6.491	783	1.058	1.731	371	1.417	5.973	3.914
<b>Cr</b>	257	39	309	265	331	260	335	306
<b>Mn</b>	1.969	525	1.953	1.332	2.053	1.318	2.136	1.355
<b>Zn</b>	177	146	2.464	1.045	2.618	1.381	2.898	1.550
<b>Ba</b>	224	280	585	419	423	513	1.232	866
<b>Pt</b>	4	13	27	21	39	18	29	20
<b>Pb</b>	20	47	377	174	368	177	571	369
<b>Cl</b>	387	4	4.209	2.544	1.621	1.230	1.655	759

Tab. 7.8: Mittelwerte der Elementgehalte für analysiertes Straßenmaterial, Grünstreifen und Fraktionen PM10 und PM75-10 der Absaugungen in ppm (mg/kg)

## 8 AUSBREITUNGSRECHNUNG

Bei der Ausbreitungsrechnung wird die Göttinger Straße und die nähere Umgebung detailliert abgebildet. Die PM<sub>10</sub>-Emissionen werden mit einem dem Stand der Technik entsprechenden Emissionsmodell und die Immissionen mit Hilfe eines geeigneten Ausbreitungsmodells berechnet. Diese werden verglichen mit den tatsächlich gemessenen Immissionen und anhand einer Sensitivitätsbetrachtung diskutiert.

### 8.1 Verfahren

Zur Ermittlung der Immissionen im Untersuchungsgebiet werden die Emissionen des Verkehrs auf den innerhalb des gesamten Untersuchungsgebietes liegenden Straßen berechnet.

Die Ausbreitungsrechnung erfolgt mit einer Kombination der numerischen Ausbreitungsmodelle MISKAM und PROKAS. Beschreibungen zu den Modellen finden sich unter [www.Lohmeyer.de/Modelle/Winmiskam\\_de\\_frame.htm](http://www.Lohmeyer.de/Modelle/Winmiskam_de_frame.htm) und [www.Lohmeyer.de/Modelle/prokas\\_detail\\_frame.htm](http://www.Lohmeyer.de/Modelle/prokas_detail_frame.htm). Zunächst werden für den Kernbereich rund um die Göttinger Straße, d.h. für ein Gebiet von ca. 1 km x 1 km mit dem mikroskaligen prognostischen Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM Immissionen berechnet. Innerhalb dieses Gebietes werden die Gebäudestrukturen sowie der Verkehr aller Straßenzüge mit Ihren Emissionen berücksichtigt. Ergänzend werden für ein Gebiet von ca. 2 km x 2 km die Emissionen des Verkehrs auf den Straßen, ausgenommen derer, die im Kernbereich liegen, berechnet und die Immissionen mit dem Berechnungsverfahren PROKAS ermittelt. Die Ergebnisse im Kernbereich aus der MISKAM-Berechnung und aus der PROKAS-Berechnung werden zusammen mit einem Wert für die Vorbelastung addiert.

Die Immissionsprognosen werden für PM<sub>10</sub> und zum Vergleich auch für NO<sub>x</sub> vorgenommen. Für NO<sub>x</sub> liegen zur Emissionsmodellierung Daten aus dem „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ Version 1.2 (UBA, 1999) vor. Die Immissionsprognosen für PM<sub>10</sub> und für NO<sub>x</sub> werden mit den Immissionsmessungen in der Göttinger Straße verglichen und die Abweichungen diskutiert.

#### 8.1.1 Emissionsmodellierung

##### 8.1.1.1 Abgas-Emissionsfaktoren

Die spezifischen Abgas-Emissionsfaktoren liefern Angaben über die durch Verbrennungsprozesse erzeugten und freigesetzten Schadstoffmengen eines „typischen“ PKW und eines

„typischen“ LKW. Auf Grund der technischen Maßnahmen am Fahrzeug zur Emissionsminderung, die durch die europäischen Richtlinien initiiert wurden, erfahren diese Emissionsfaktoren eine zeitliche Entwicklung. Derzeit nehmen sie kontinuierlich ab, da auf den Straßen fortlaufend alte Kfz durch Neufahrzeuge mit geringeren Emissionen ersetzt werden.

Die mittleren spezifischen Abgas-Emissionen der Fahrzeuge einer Fahrzeugkategorie (PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Busse etc.) werden für das jeweilige Bezugsjahr mithilfe des „Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA“ Version 1.2 (UBA, 1999) berechnet.

Das Umweltbundesamt hat auf der Grundlage von Emissionsmessungen eine PC-lauffähige Datenbank, das o.g. HBEFA, zur Ermittlung bzw. Prognose der Emissionsfaktoren von PKW, leichten und schweren Nutzfahrzeugen, Motorrädern sowie von Bussen herausgegeben. Die Emissionsfaktoren für die verschiedenen Fahrzeugtypen sind dort unter der Berücksichtigung der Einflüsse von u.a. Verkehrsstau (Stop+Go), Kaltstart und Längsneigung aufgeführt.

Die Emissionen bei Fahrten mit kaltem Motor sind gegenüber Fahrten mit betriebswarmem Motor deutlich höher. Im innerstädtischen Verkehr und damit für die innerstädtischen Verkehrssituationen ist der Kaltstartanteil von besonderer Bedeutung, da ein bedeutender Anteil der Fahrtstrecke mit kaltem Motor und damit verbundenen erhöhten Abgasemissionen zurückgelegt wird. Der Kaltstartfaktor (Überhöhung der Emission eines kalten gegenüber dem eines betriebswarmen Motors) hängt vor allem von der Verteilung der Fahrtweithäufigkeit und der Standzeit vor dem Start ab. Mit dem Handbuch können die Startzuschläge für PKW und leichte Nutzfahrzeuge für eine typische Verteilung der Fahrlängen und Standzeiten auf innerstädtischen Straßen berechnet werden. Kaltstartfaktoren für LKW werden den Ergebnissen einer Untersuchung entnommen, die vom Umweltbundesamt (UBA, 1995) veröffentlicht wurde. Dort werden Kaltstartüberhöhungen angegeben, aus denen die Kaltstartfaktoren abgeleitet wurden.

Die Emissionsfaktoren werden für die Schadstoffe Stickoxide ( $\text{NO}_x$ ) und Partikel geliefert. Die im Abgas enthaltenen Partikel sind auf Grund ihrer Größenordnung zu 100 % der PM10-Staubfraktion zuzuordnen (Kingenberg et al., 1991).

Auf Grundlage des HBEFA werden die in UBA (1999) angegebenen Emissionsfaktoren (Emissionen pro Fahrzeug und Straßenkilometer) bestimmt und unter Berücksichtigung der Verkehrsmengen die Emissionen je Streckenabschnitt berechnet.

### 8.1.1.2 PM10-Emission durch Aufwirbelung nach Lohmeyer (2001)

Die im Kfz-Abgas enthaltenen Partikelmengen sind zwar mit dem Handbuch für Emissionsfaktoren berechenbar, doch für die Partikelemissionen bedingt durch Aufwirbelung (Straßen-, Kupplungs- und Bremsbelag sowie Reifenabrieb) sind in Deutschland keine Emissionsfaktoren veröffentlicht. Es gibt empirische Berechnungsformeln, die in den USA angewandt werden. Mit deren Hilfe wurde in Lohmeyer (2001) eine grobe Abschätzung der zu erwartenden Partikelemissionen durchgeführt, die nachfolgend beschrieben ist. Es wird davon ausgegangen, dass sich die PM10-Emissionen für das zu betrachtende Bezugsjahr (Bzj) zusammensetzen aus den Emissionen aus dem Auspuff und den Emissionen aus der Aufwirbelung (Auf), bestehend aus den Emissionen infolge Reifen-, Brems-, Kupplungsbelagsabrieb und Straßenabrieb, mit

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

Dabei werden  $e_{PM10}^{Auspuff} (Bzj)$ , die Emissionen aus dem Auspuff, aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren des Umweltbundesamtes HBEFA (UBA, 1999) entnommen. Für Aufwirbelung wird angesetzt, dass diese vom Bezugsjahr unabhängig sind, also

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

Zur Quantifizierung des Aufwirbelungsanteils wird von Lohmeyer (2001) als vorläufiges PM10-Emissionsmodell folgender Vorschlag angesetzt:

Die mit der EPA-Formel berechneten Emissionswerte beinhalten neben Aufwirbelung auch die Auspuffemissionen. Um die PM10-Emissionen durch Aufwirbelung zu erhalten, müssen die Auspuffemissionen für das Bezugsjahr und die Bedingungen der Erhebung der Messdaten berechnet werden und von den Ergebnissen nach der EPA-Formel abgezogen werden. Das PM10-Emissionsmodell wurde auf der Basis von Messdaten für Innerortsstraßen und Autobahnen (Tunnelstrecken mit Tempolimit 80 km/h) aus Deutschland aus den Jahren 1998 bis 2000 angepasst. Entsprechend den Messbedingungen sind die Abgasemissionen für die Verkehrssituationen nach HBEFA „d\_io“ (durchschnittlich innerorts) für das Jahr 2000 einzusetzen. Für nicht überdeckelte Straßen wird folgendes Berechnungsverfahren vorgeschlagen:

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

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

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

wobei

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

ist.

Dabei bedeuten:

- e = Emissionsfaktor der Fahrzeuge [g/(km · Fzg)]
- a = Korrekturfaktor für die Anwendung auf Straßen in Deutschland [-]
- k = Basisemissionsfaktor der EPA = 0.18 g/km
- sL = PM75-Fraktion der Staubbiladung der Straße
- W = Mittleres Gewicht der Fahrzeuge der Fahrzeugflotte
- r = Anteil der Regentage<sup>2</sup> eines Jahres.

Für die Anwendung auf Innerortstraßen wird ausgehend von Messungen in der Schildhornstraße (Berlin) und in der Lützner Straße (Leipzig) (Lohmeyer, 2001), den Messungen von Rauterberg-Wulff (2000) an der Frankfurter Allee (Berlin) und den Auswertungen des LUA Brandenburg vorgeschlagen:

- a = 0.8 [-] bei gutem Straßenzustand,                      a = 2 [-] bei schlechtem Zustand,
- sL = 0.2 g/m<sup>2</sup> bei gutem Straßenzustand,                      sL = 0.4 g/m<sup>2</sup> bei schlechtem Zustand,
- sowie W (PKW) = 1.1 t              W (INfz) = 1.9 t              W (sNfz) = 9 t.

Seit dem 11.10.2002 gibt es eine bezüglich Regeneinfluss modifizierte Formel der EPA zur PM10-Emissionsberechnung. Sie schlägt eine Reduktion der Emissionen an Regentagen um lediglich 25 % anstatt 50 % vor. Da es jedoch mit diesem Modell noch keine Erfahrungen gibt, wird innerhalb dieser Studie auf den bisherigen Ansatz zurückgegriffen.

---

<sup>2</sup> Ein Regentag wird definiert als Tag mit Niederschlag > 0.1 mm

Nach dem oben aufgeführten Verfahren der Emissionsmodellierung ergibt sich für die Göttinger Straße im April 2002, dass der Auspuffanteil PM10 17 % - 22 % an der Gesamtemission PM10 beträgt, die restlichen 78 % - 83 % resultieren aus der Aufwirbelung.

### 8.1.2 Ausbreitungsmodellierung nahes Umfeld mit Modell MISKAM

Zur Modellierung der Schadstoffimmissionen im nahen Umfeld um die Göttinger Straße wird das **MikroSKalige AusbreitungsModell MISKAM** in der derzeit aktuellen Version 4.2 verwendet. Das Rechengebiet weist eine Ausdehnung von 1150 m x 1150 m bei einer Gesamthöhe von 500 m auf. Das Rechengitter setzt sich aus 192 x 192 x 27 Einzelzellen zusammen. Die Gitterstruktur ist horizontal wie vertikal nicht äquidistant. Horizontal wird im Zentrum des Modellgebiets im Bereich um die Kreuzung Göttinger Straße / Behnsenstraße mit 1m x 1m am feinsten aufgelöst. Die Rasterung wird nach außen gröber bis sie am Rand eine Maschenweite von 15 m erreicht. Die Vertikalstruktur des Gitters wird in Bodennähe am feinsten aufgelöst. Die Höhen der Gitterboxen betragen hier 0.6 m bis in ein Niveau von 1.8 m Höhe über Grund. Mit zunehmender Höhe werden die Gitterboxen größer. Das Modellgebiet ist so orientiert, dass die x-Achse um 73° gegen Nord gedreht ist. Damit liegt die y-Achse parallel zur Göttinger Strasse und die umliegende Bebauung kann optimal im Modell parametrisiert werden.

Ein Gebäudekataster für das Modellgebiet wurde auf Basis von Grundkarten und Luftbildern, die vom NLÖ zur Verfügung gestellt wurden, erstellt. Die Daten und insbesondere die Gebäudehöhen wurden mit der Windkanal-Arbeitsgruppe des Meteorologischen Instituts der Universität Hamburg aus dem Verbundprojekt VALIUM abgestimmt. Im Modell besitzen Spitzdächer die halbe Höhe zwischen First und Traufe. Die Tordurchfahrt beim NLÖ-Gebäude sowie der Arkadenbereich des NLÖ-Gebäudes wird durchströmt. Die Rauigkeitslänge des Bodens wird mit 10 cm, die Rauigkeitslänge der Gebäudewände und Dächer mit 1 cm festgelegt. **Abb. 8.1** zeigt eine perspektivische Darstellung aller im Modell berücksichtigten Gebäude.

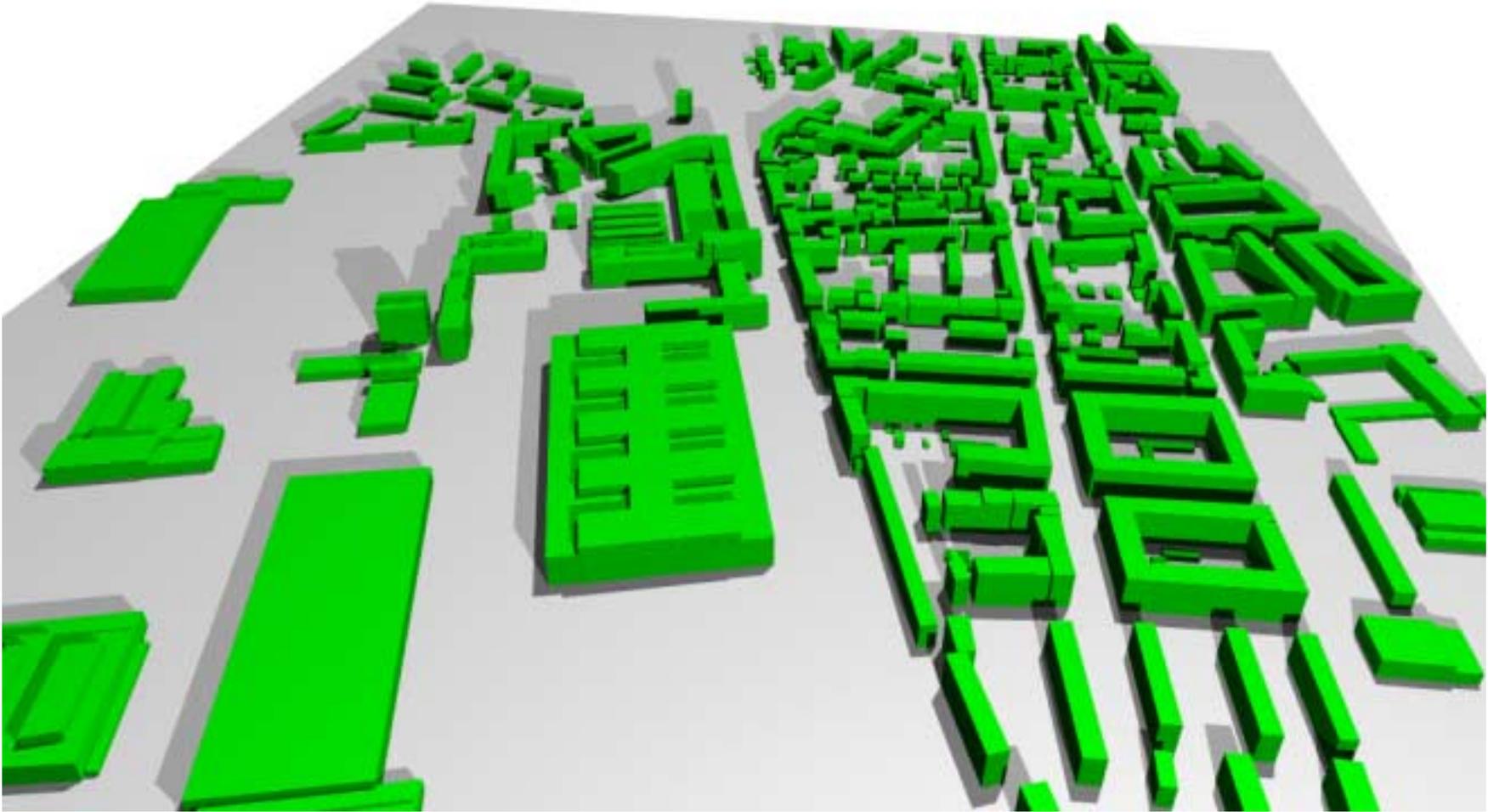


Abb. 8.1: Perspektivische Darstellung der Bebauung im Untersuchungsgebiet mit Blick nach Norden

Die PM10-Emissionen wurden nach dem in Abschnitt 8.1.1 beschriebenen Verfahren mit den in Abschnitt 3.4 dargestellten Verkehrszahlen berechnet. Für den LKW-Anteil ist ein durchschnittlicher Wert von 8 % angesetzt worden und die Emissionen wurden fahrspurfein aufgelöst. Sie wurden so auf das Rechengitter übertragen, dass die Emissionen in den unteren 5 Boxen (von 0 m bis 3.20 m) gleichmäßig verteilt sind.

Die Einstellungsparameter für die Strömungsrechnung werden in **Tab. 8.1** aufgelistet, die der Ausbreitungsrechnung in **Tab. 8.2**. Die Strömung innerhalb des Rechengebietes wurde für 36 Windrichtungen in 10°-Schritten berechnet. Für jede Richtung wird zunächst eine Windgeschwindigkeit von 5 m/s in 100 m Höhe angenommen. Die Ergebnisse werden später auf die Werte der tatsächlich auftretenden Windgeschwindigkeiten skaliert.

Parameter der Strömungsberechnung	Wert
Abbruchkriterium	Stationarität
Maximale Anzahl Zeitschritte	9999
Rauhigkeitslänge des Initialwindfeldes	30 cm
Anemometerhöhe	100 m
Windgeschwindigkeit in Anemometerhöhe	5 m/s
Schichtung in K/100m	0.0 (Neutral)
Turbulenzschließung:	E-eps-Modell

Tab. 8.1: Parameter der Strömungsrechnung mit MISKAM

Parameter der Ausbreitungsberechnung	Wert
Abbruchkriterium	Stationarität (S2)
Maximale Anzahl Zeitschritte	9999
Advektionsschema	Upwind

Tab. 8.2: Parameter der Ausbreitungsrechnung mit MISKAM

### 8.1.3 Immissionsmodellierung weiteres Umfeld mit Netzmodell PROKAS

Auf der Grundlage der Verkehrsmengenkarte 1995 des Stadtplanungsamtes Hannover, die vom NLÖ zur Verfügung gestellt wurde und Verkehrszählungen durch Kühlwein (IER) vom 09.08.2001, werden die von den Kraftfahrzeugen emittierten Schadstoffmengen ermittelt. Die Verkehrsdaten bestehen aus Angaben der durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärken (DTV) und LKW-Anteilen für Werkstage. Berücksichtigung finden alle Straßen im Gebiet von 2 km x 2 km um die Göttinger Straße mit Ausnahme derer, die im Kernbereich liegen.

Die Berechnung der Immissionen erfolgt mit dem Straßennetz-Berechnungsverfahren PROKAS. Unter Berücksichtigung der Emissionen der Straßen im Untersuchungsgebiet werden mit dem Modell PROKAS für alle betrachteten Windrichtungen und Windgeschwindigkeiten die Schadstoffkonzentrationen berechnet. Als Ausbreitungsklassenstatistik werden die Meteorologischen Daten der LÜN-Station HRSW auf dem Dach des NLÖ-Gebäudes berücksichtigt.

Als Ergebnis liefert die Berechnung die Zusatzbelastung im Kernbereich verursacht durch die Emissionen im erweiterten Untersuchungsgebiet.

## 8.2 Ergebnisse

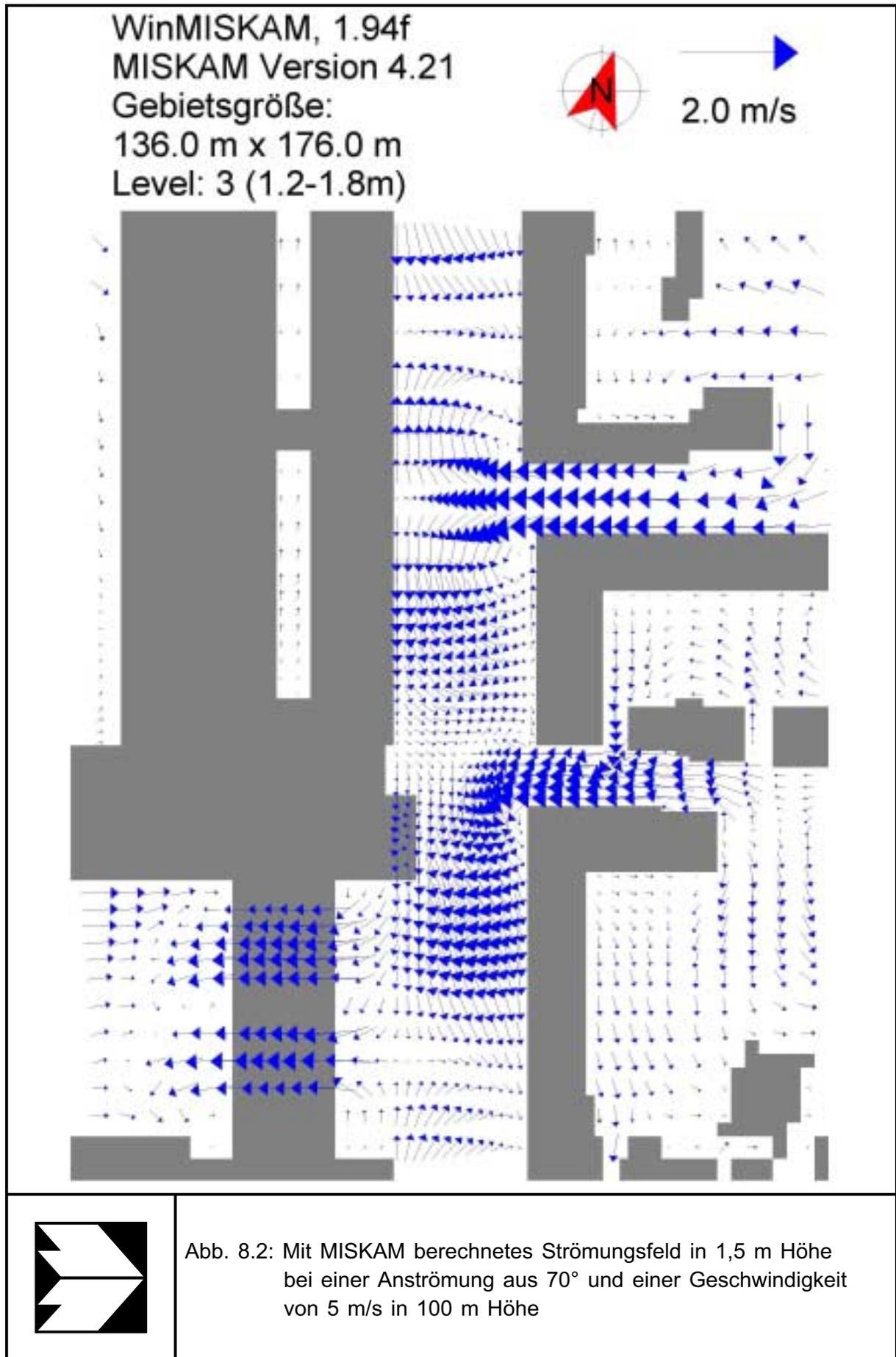
Einen hohen Stellenwert für die Schadstoffausbreitung besitzt das sich einstellende Strömungsfeld. Aus Gründen der Qualitätssicherung werden die berechneten Strömungsdaten zunächst mit Windmessdaten an den LÜN-Stationen in der Göttinger Straße verglichen. Anschließend wird exemplarisch für den Monat April 2002 eine Prognose der Gesamtbelastung der Immissionen für die Stoffe  $\text{NO}_x$  und  $\text{PM}_{10}$  vorgestellt. Des weiteren wird der Zeitraum Januar – August 2002 betrachtet.

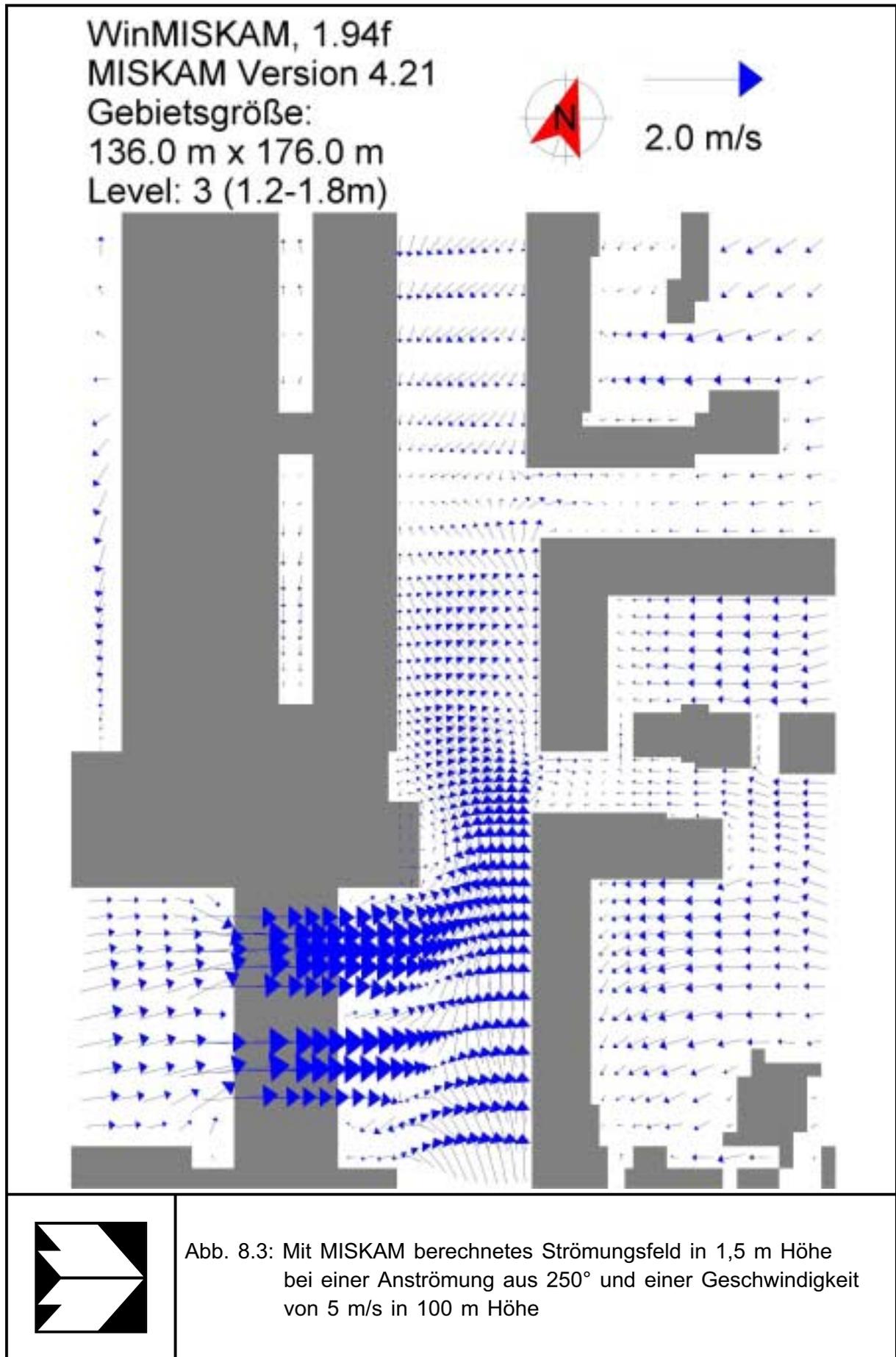
Da für  $\text{NO}_x$  die Emissionsmodellierung als belastbarer gilt als für  $\text{PM}_{10}$ , werden zusätzlich zu den  $\text{PM}_{10}$ -Prognosen auch Immissionen für  $\text{NO}_x$  berechnet. Mit den Ergebnissen soll die Güte der durchgeführten  $\text{PM}_{10}$ -Emissionsmodellierung abgeschätzt und diskutiert werden.

In einer Sensitivitätsstudie der  $\text{PM}_{10}$ -Emissionsmodellierung wird die mögliche Fehlerbandbreite der Eingangsdaten aufgezeigt, um abschließend eine Diskussion über die gesamte  $\text{PM}_{10}$ -Immissionsmodellierung zu führen.

### 8.2.1 Strömungsfeld in der Göttinger Straße

Mit dem mikroskaligen Modell MISKAM wurden zunächst für 36 Anströmrichtungen in  $10^\circ$ -Schritten mit einer Windgeschwindigkeit von 5 m/s in 100 m Höhe die Strömungsfelder im gesamten Kernbereich berechnet. Exemplarisch sind in den **Abb. 8.2** und **Abb. 8.3** die berechneten Strömungsfelder mit einer Anströmung aus  $70^\circ$  (nahezu senkrecht von Osten) und mit einer Anströmung aus  $250^\circ$  (nahezu senkrecht von Westen) dargestellt. Der Ausschnitt zeigt jeweils den Bereich der Göttinger Straße vor dem NLÖ-Gebäude mit der Tordurchfahrt (links) und den beiden Seitenstraßen Ahrbergstraße (rechts oben) und Behnsenstraße (rechts Mitte). Bei Ostanströmung erkennt man gut die ausgeprägten Wirbelstrukturen in der





Göttinger Straße nach Austritt der Luftmassen aus den Seitenstraßen. Ebenso erkennt man recht schwache Windgeschwindigkeiten im Bereich der Immissionsmessstation HRVS, mittlere Strömungsgeschwindigkeiten unter den Arkaden im Eingangsbereich des NLÖ-Gebäudes und recht hohe Geschwindigkeiten in der Tordurchfahrt. Bei Westanströmung findet ein starker Lufttransport durch die Toreinfahrt in die Göttinger Straße mit einer Komponente Richtung Norden statt. Da sich im Nordteil der Göttinger Straße vom Deister Platz aus eine Strömung in Richtung Süden einstellt, ergibt sich in Höhe der Ahrbergstraße ein Bereich mit niedriger Windgeschwindigkeit. Unter den Arkaden stellt sich eine geringe Strömung in Richtung Süden und damit ein schwacher Wirbel ein.

Der Entwurf der Richtlinie VDI 3783 Blatt 9 „Prognostische mikroskalige Windfeldmodelle – Evaluierung für Gebäude- und Hindernisumströmung“ (VDI, 2002) schreibt als Bewertung eines Modellergebnisses für einen Vergleich mit Windkanaldaten eine maximale Abweichung von 25 % vor. Wie in **Tab. 2.1** bereits aufgeführt, schreibt die 22. BImSchV (22.BImSchV, 2002) Qualitätsziele vor, die bei Stundenwerten der Konzentrationen eine maximale Abweichung von 50-60 % vorschlägt. Da die Naturmessungen eine höhere Streubreite besitzen als Windkanalergebnisse, werden hier für die Beurteilung der Strömungsverhältnisse anlehnend an die Genauigkeitswerte der 22. BImSchV 50 % angesetzt.

Für den Vergleich der berechneten Strömungsfelder mit Windmessungen wurden vier verschiedene Anströmungssituationen aus dem Jahr 2002 ausgesucht, die jeweils über einen Zeitraum von einigen Stunden nur leichte Schwankungen in der Windrichtung aufwiesen:

1. Am 03.01.2002 von 00:30 h bis 24:00 h schwankte die Windrichtung zwischen 120° und 130°.
2. Am 15.01.2002 von 00:00 h bis 24:00 h schwankte die Windrichtung zwischen 170° und 180°.
3. Am 06.03.2002 von 06:00 h bis 24:00 h schwankte die Windrichtung zwischen 250° und 260°.
4. Am 14.04.2002 von 04:30 h bis 24:00 h schwankte die Windrichtung zwischen 300° und 310°.

Für jede Halbstunde in den o.g. Zeiträumen wurden die jeweils berechneten Windgeschwindigkeiten an den Stationen HRVS, HRV2, HRV3, HRV4 und HRVtor (in der Tordurchfahrt zum Hinterhof des NLÖ-Gebäudes) mit der Windgeschwindigkeit über Dach an der Station HRSW skaliert.

Der skalierte Wert wurde mit dem gemessenen Wert verglichen. In **Abb. 8.4** und **Abb. 8.5** sind die Vergleiche der gemessenen mit den gerechneten Windgeschwindigkeiten dargestellt. Die beiden dünnen Geraden geben jeweils das Band mit einer Abweichung von  $\pm 50\%$  an. Zunächst erkennt man bei allen vier Anströmrichtungen eine große Streuung in den Werten. Des Weiteren erkennt man, dass ein Messstationsort verschiedene Abweichungen für verschiedene Anströmrichtungen aufzeigen kann. Beispielsweise wird an der Station HRV3 auf der Ostseite der Göttinger Straße bei einer Anströmung aus  $250^\circ$  und  $260^\circ$  die gemessene Windgeschwindigkeit vom Modell unterschätzt, während sie bei einer Anströmung aus den anderen drei Sektoren zumeist überschätzt wird. Der Vergleich an der Station HRVS zeigt insbesondere für die Anströmung aus  $300^\circ$  bzw.  $310^\circ$ , aber auch für die Anströmrichtungen aus  $120^\circ$  bzw.  $130^\circ$  und aus  $250^\circ$  bzw.  $260^\circ$  meistens eine recht gute Übereinstimmung mit den Naturdaten, während bei der Anströmung aus  $170^\circ$  bzw.  $180^\circ$  die gemessenen Windgeschwindigkeiten vom Modell unterschätzt werden. Ähnliche Güte zeigen die Stationen HRV2 am nördlichen Eingang in die Göttinger Straße und HRVtor in der Tordurchfahrt zum Hinterhof des NLÖ-Gebäudes. Stets unterschätzt wird vom Modell die Windgeschwindigkeit an der Station HRV4. Dies könnte dadurch zu erklären sein, dass in diesem Bereich die Gitterauflösung des Modells bereits gröber ist als innerhalb der Göttinger Straße und somit die umliegenden Gebäude schlechter parametrisiert sind. Außerdem befinden sich im Bereich um die Station HRV4 Bäume, die das Strömungsbild in der Natur beeinflussen können, in den Modellrechnungen jedoch keine Berücksichtigung finden.

Insgesamt bringt der Vergleich der berechneten Strömungsfelder mit Halbstundenmesswerten aus der Natur ein befriedigendes Ergebnis.

### 8.2.2 Immissionsprognosen

Die mit dem Straßennetzmodell PROKAS berechneten Konzentrationsfelder der Zusatzbelastung für PM<sub>10</sub> und NO<sub>x</sub> im Kernbereich sind in **Abb. 8.6** und **Abb. 8.7** dargestellt. Man erkennt, dass der Einfluss der Emissionen der Straßen im erweiterten Untersuchungsgebiet auf die Immissionen im Kernbereich mit zunehmender Nähe zur Göttinger Straße (Zentrum des Gebietes) stark abnimmt. Die Konzentrationsfelder der von MISKAM berechneten Zusatzbelastung für PM<sub>10</sub> und NO<sub>x</sub> in der Göttinger Straße im Niveau von 1.5 m Höhe sind in **Abb. 8.8** und **Abb. 8.9** dargestellt. Für beide Stoffe zeigen sich erwartungsgemäß ähnliche Verteilungen. Die hohen Konzentrationen liegen wie erwartet im Emissionsbereich der vier Fahrspuren, wobei trotzdem eine Verringerung der Werte in den besser belüfteten Teilen

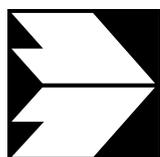
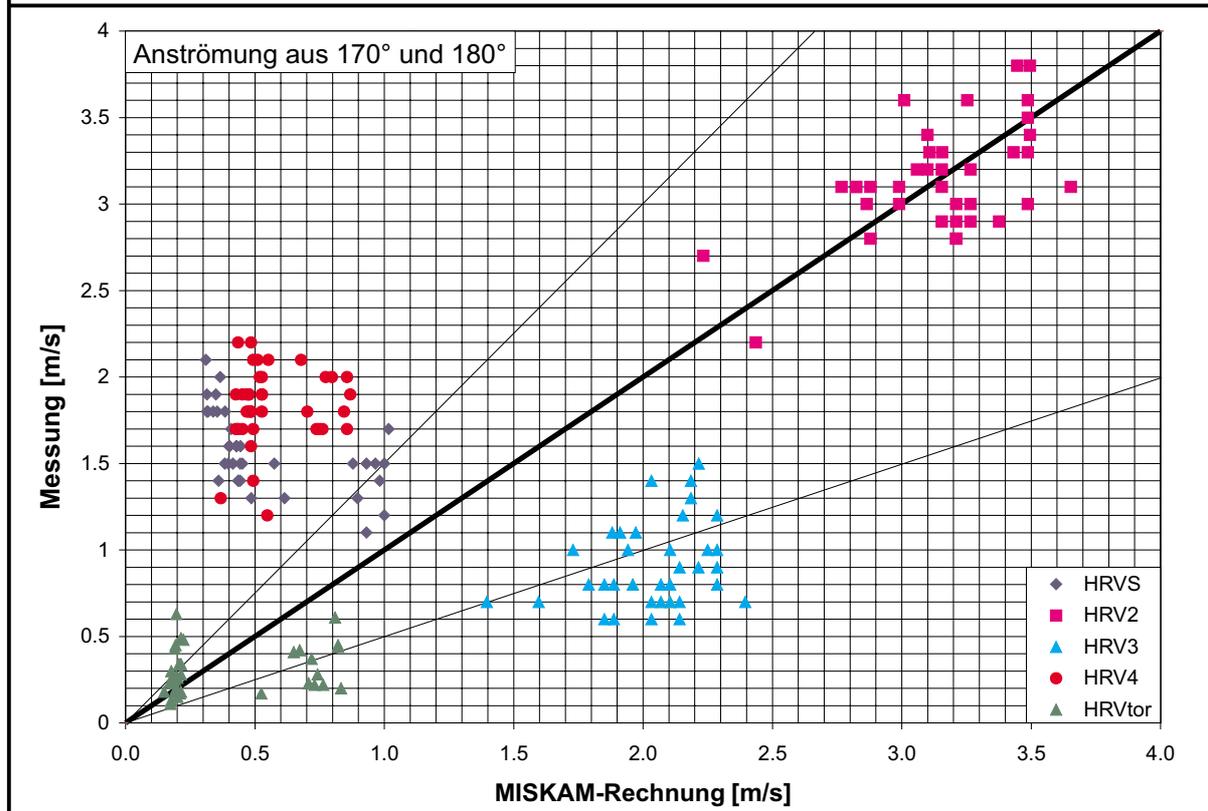
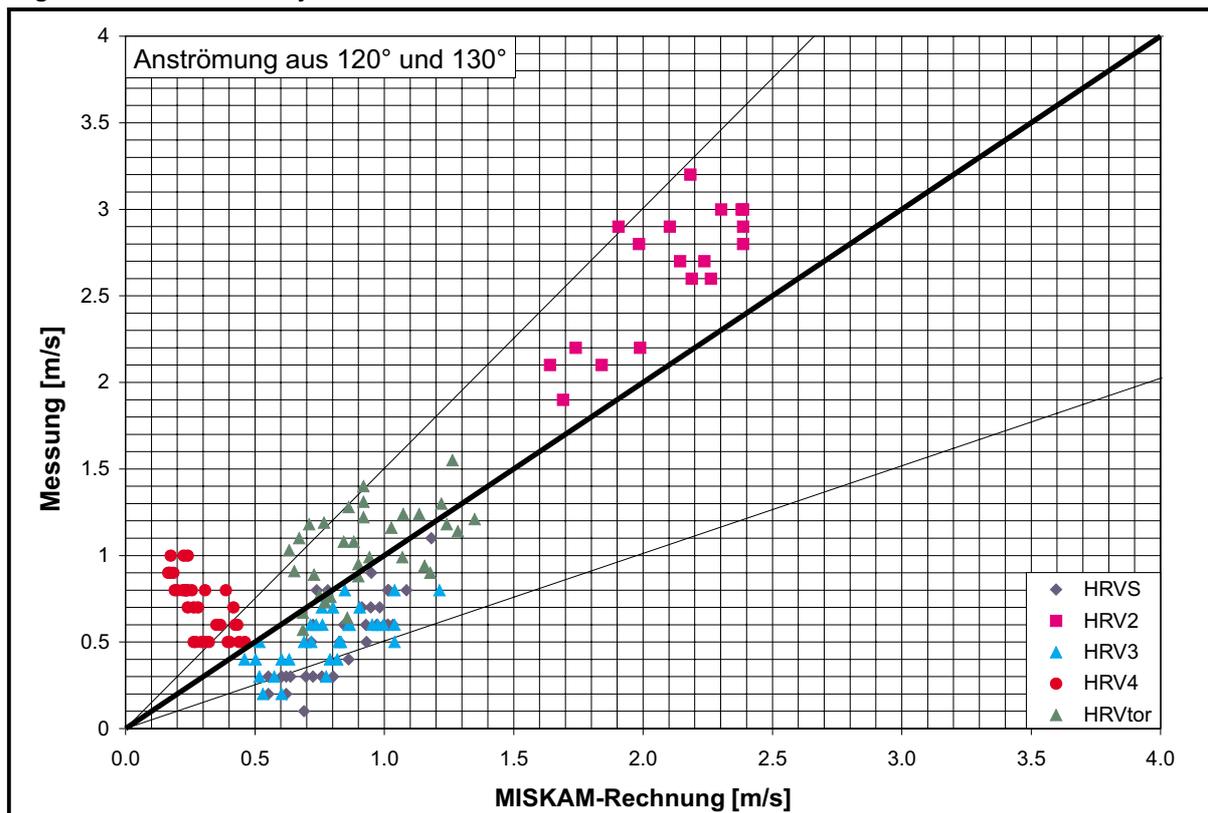


Abb. 8.4: Vergleich der horizontalen Windgeschwindigkeit.  
Messung über MISKAM-Rechnung  
oben : für die Anströmung von 120° und 130°  
unten: für die Anströmung von 170° und 180°

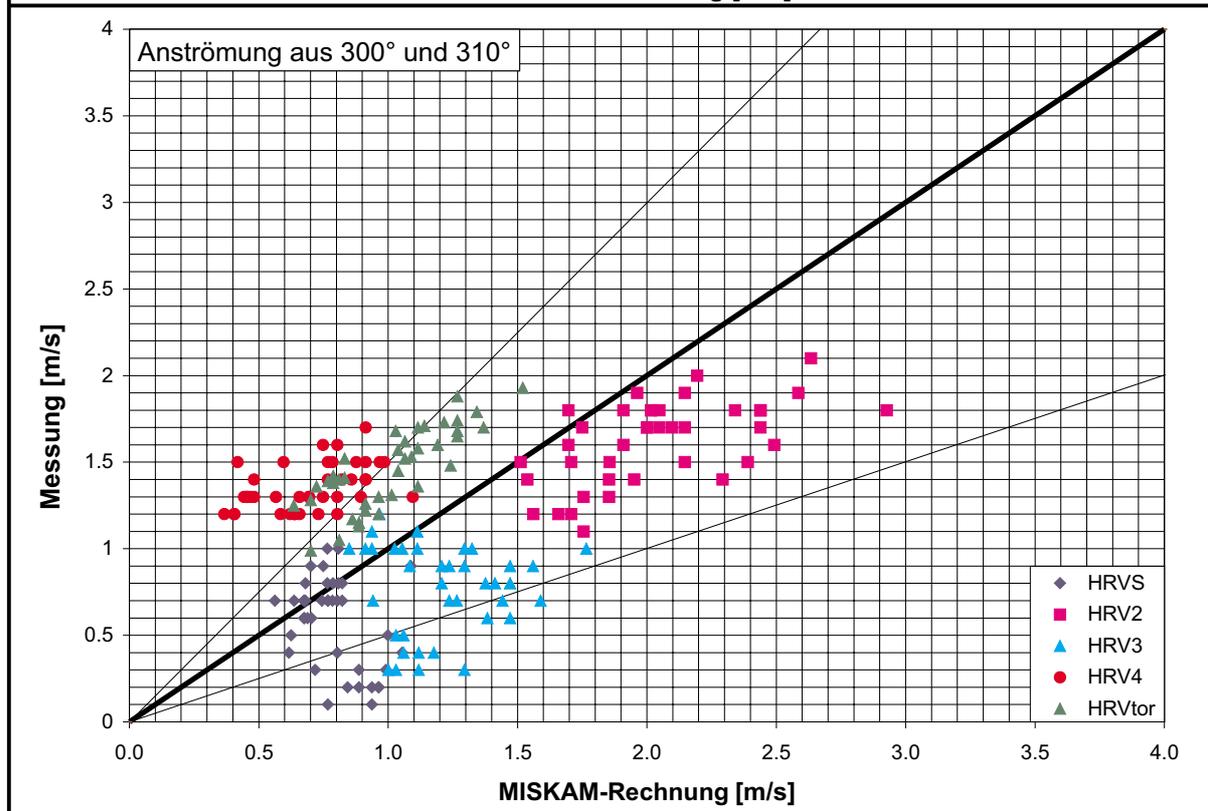
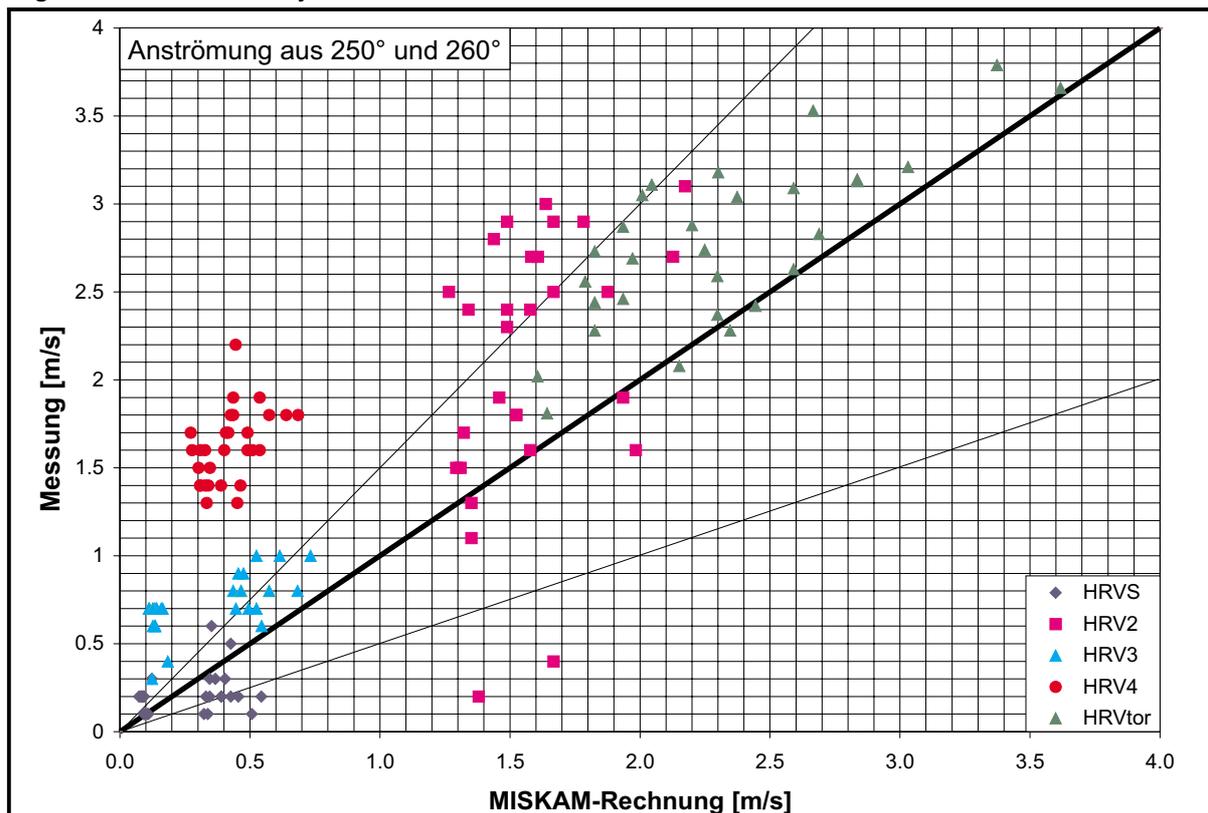


Abb. 8.5: Vergleich der horizontalen Windgeschwindigkeit.  
Messung über MISKAM-Rechnung  
oben : für die Anströmung von 250° und 260°  
unten: für die Anströmung von 300° und 310°

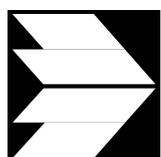
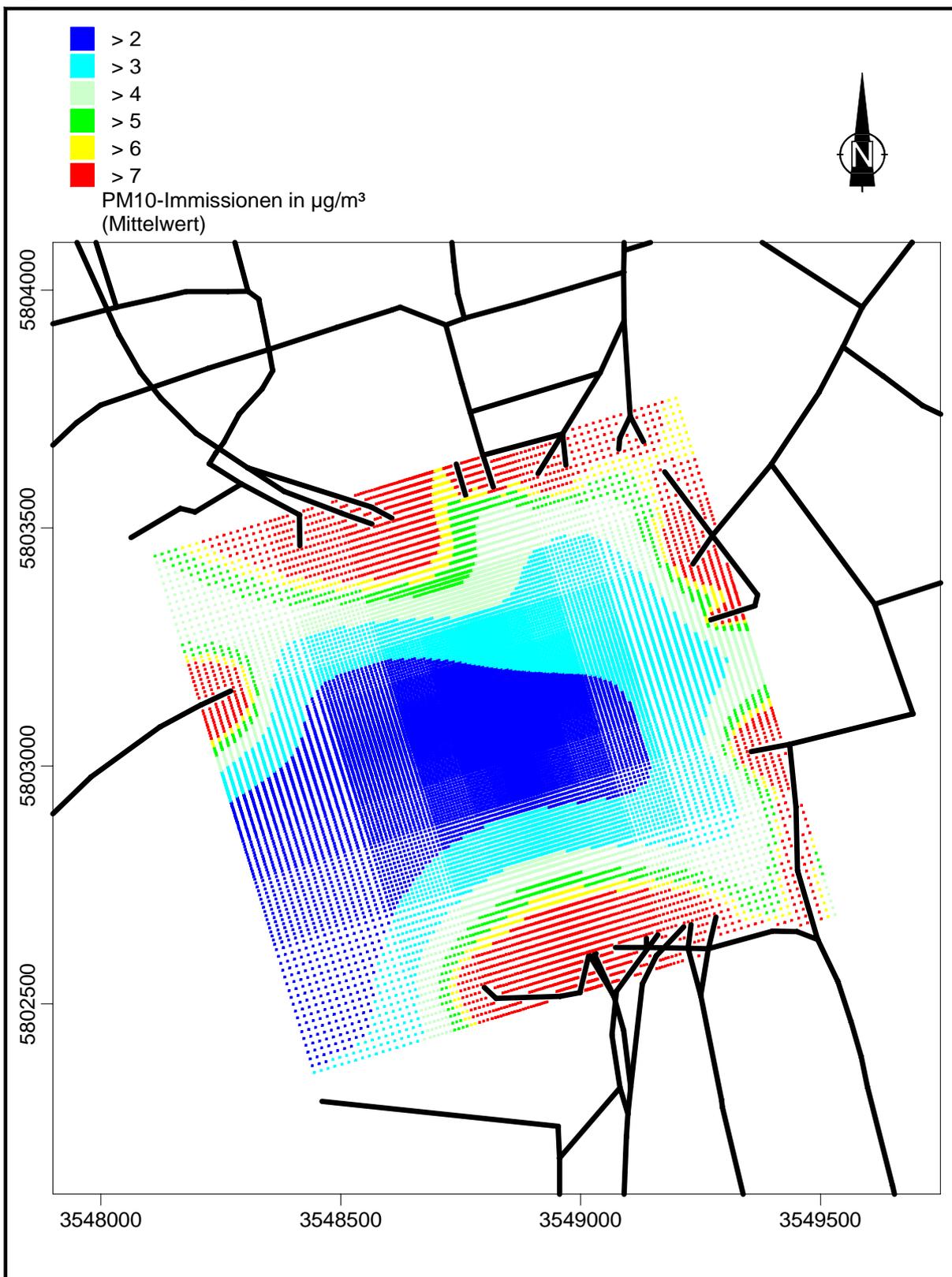


Abb. 8.6: Prognose der Zusatzbelastung für PM10 mit PROKAS berechnet.

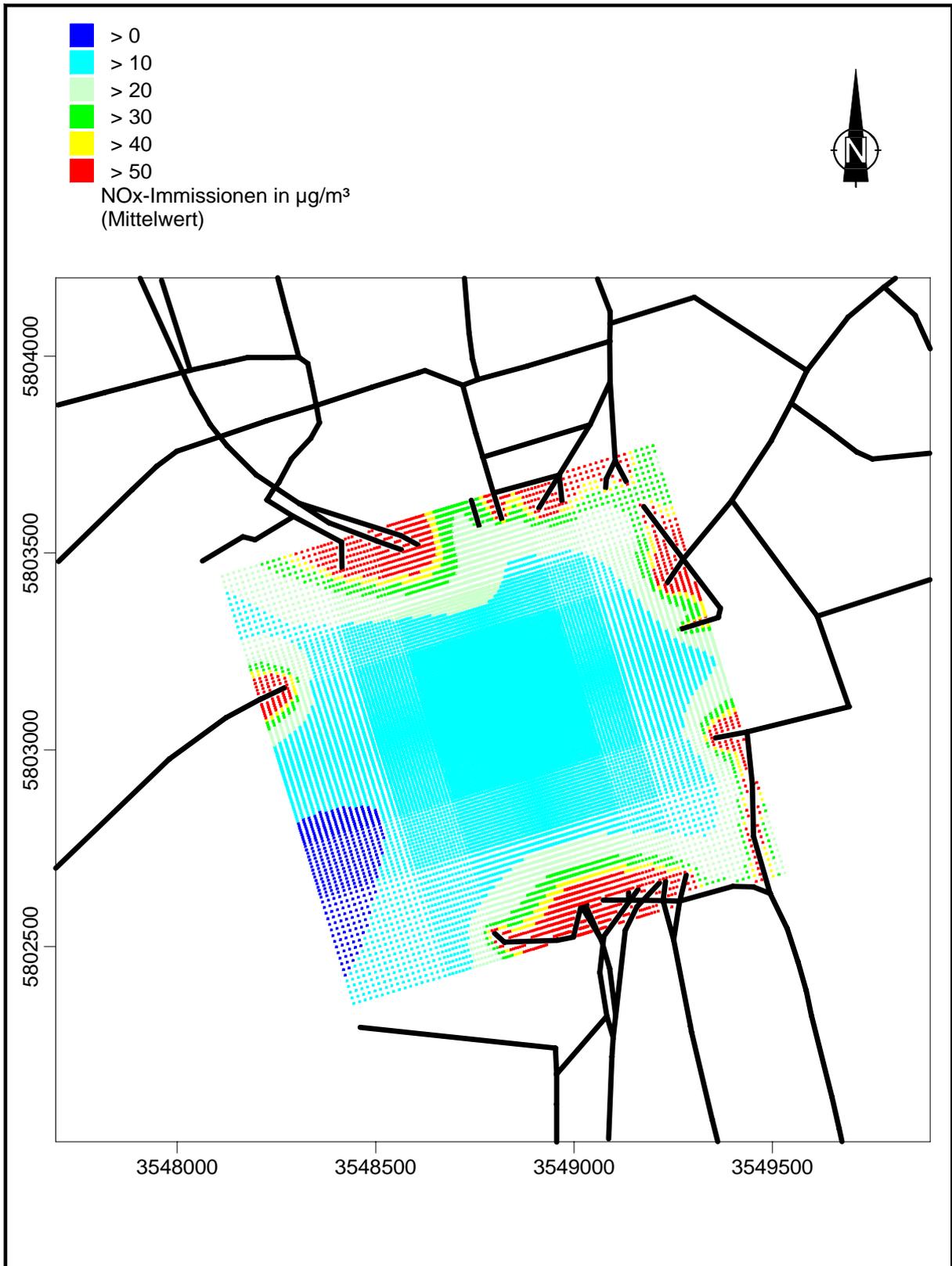
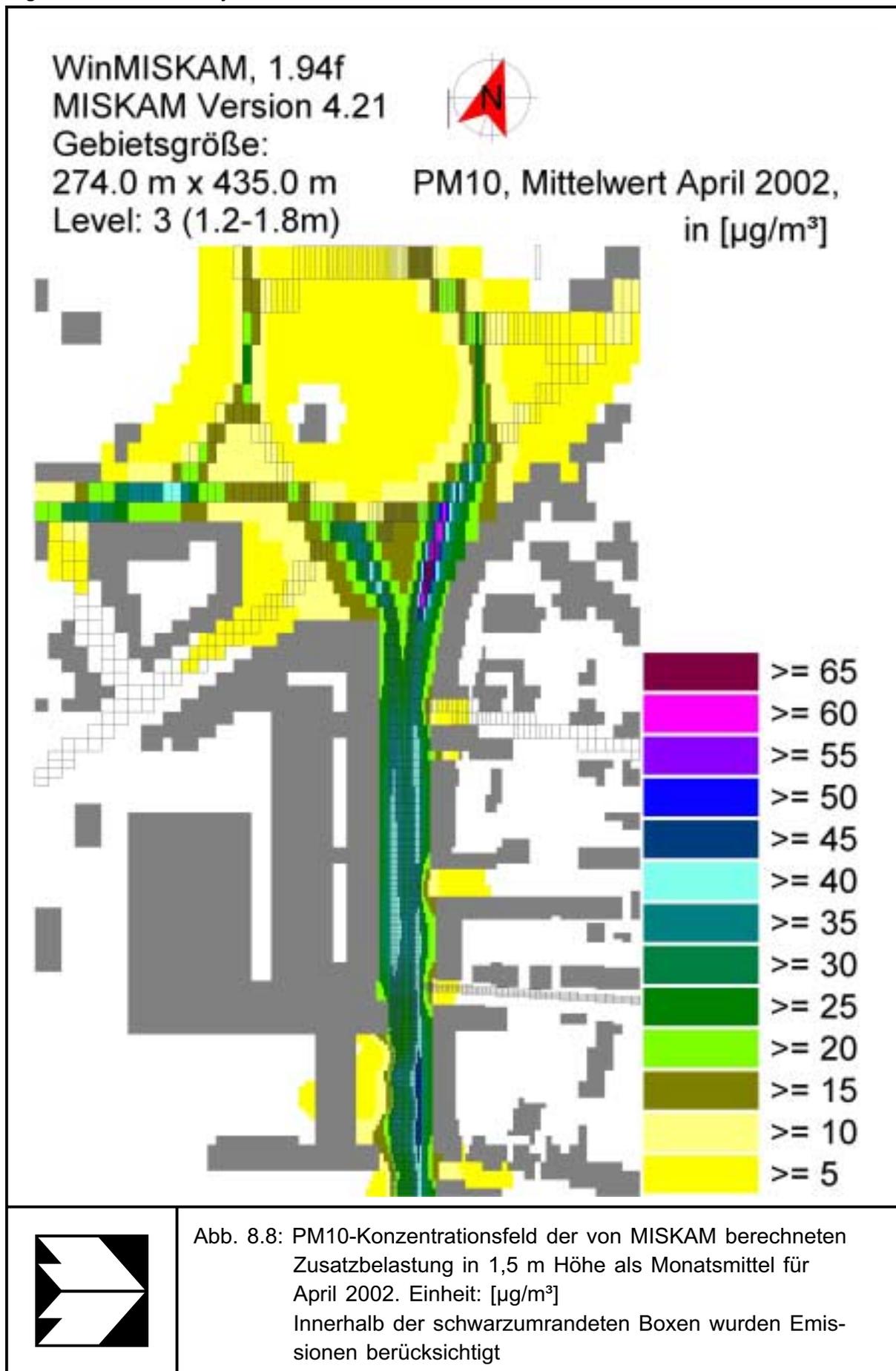
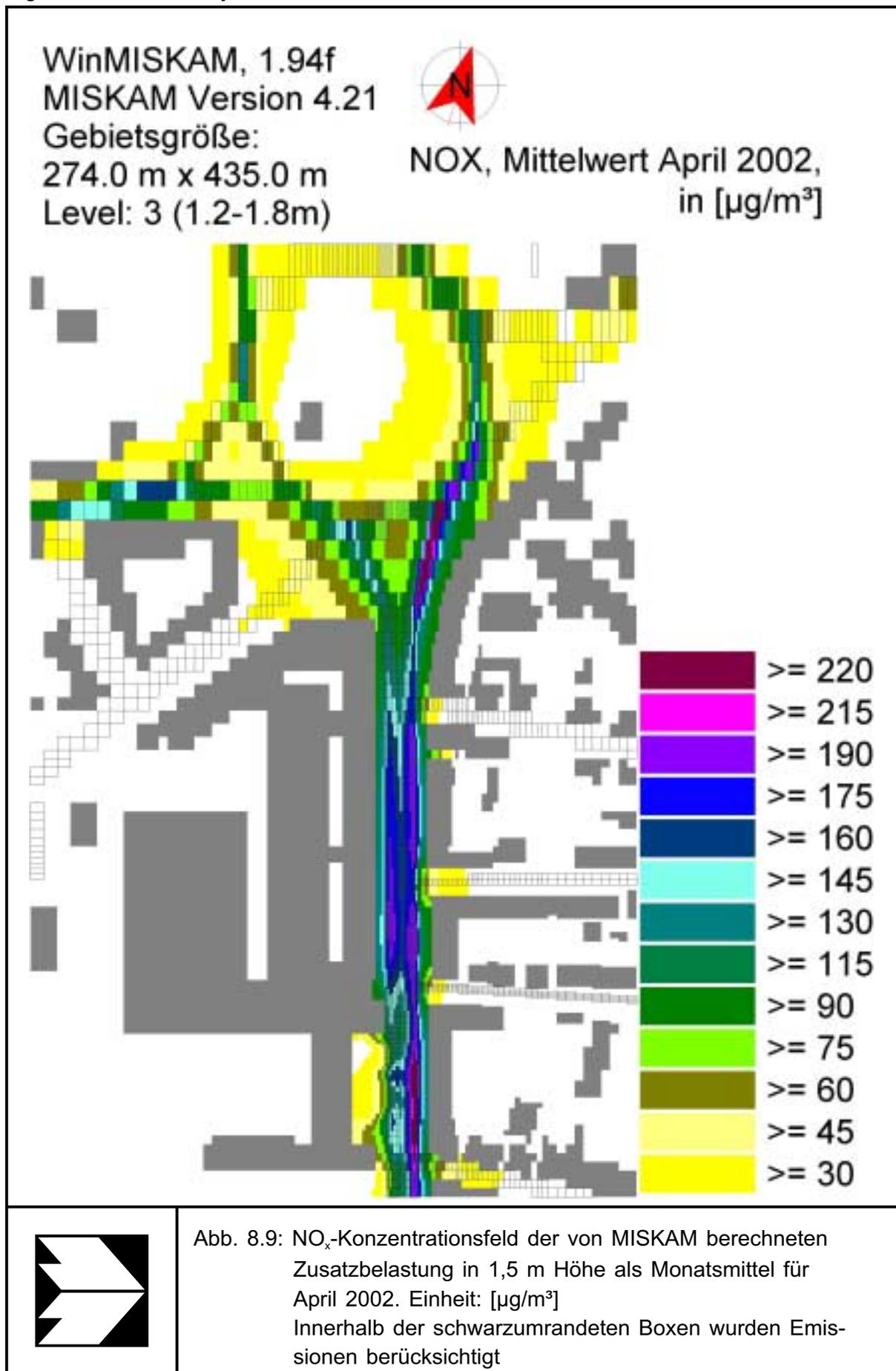


Abb. 8.7: Prognose der Zusatzbelastung für NOx mit PROKAS berechnet.





der Straße im Bereich der seitlichen Einfallstraßen auszumachen ist. Auf der östlichen Seite der Straße werden niedrigere Zusatzbelastungen berechnet als auf der Westseite. Dies erklärt sich durch das häufige Auftreten von Westwinden, die einen Frischlufteintrag auf die Ostseite der Straße leisten. Gegenüber der Tordurchfahrt berechnen sich relativ hohe Konzentrationen auf der östlichen Straßenseite. Dies erklärt sich durch die häufig auftretende Westströmung durch das Tor, die die Schadstoffe auf die Ostseite der Göttinger Straße drückt. Die hohen Konzentrationen auf den Ostspuren im Eingang zum Deister Platz bedingen sich durch die Standzeiten und Beschleunigungsvorgänge der Fahrzeuge vor der Lichtsignalanlage.

In **Tab. 8.3** bis **Tab. 8.6** sind die mit den Modellen PROKAS und MISKAM berechneten Zusatzbelastungen (ZB) sowie die berechnete Gesamtbelastung (GB) für die Stoffe PM10 und NO<sub>x</sub> sowohl für den Monat April 2002 als auch für den Zeitraum von Januar bis August 2002 aufgeführt. Ferner wird die berechnete Gesamtbelastung mit den Messwerten an den Stationen HRVS, HRV1, HRV2, HRV3 und HRV4 verglichen. Nach der 22. BImSchV. ermittelt sich die Modellgenauigkeit als die Abweichung der gemessenen zur berechneten Konzentration in Bezug auf den Immissionsgrenzwert. Für PM10 beträgt der Immissionsgrenzwert für das Jahresmittel 40 µg/m<sup>3</sup>. Für NO<sub>x</sub> gibt es keinen Immissionsgrenzwert. Aus diesem Grund wird in **Tab. 8.3** bis **Tab. 8.6** zusätzlich die Abweichung in Bezug auf den Messwert ausgewiesen. Die in den **Tab. 8.3** bis **Tab. 8.6** aufgeführten Werte der Vorbelastung VB bestimmen sich aus der an der Station HRSW gemessenen Schadstoffkonzentration abzüglich der mit den Modellen PROKAS und MISKAM berechneten Zusatzbelastung am Ort der Station HRSW.

Die Gesamtbelastung GB berechnet sich für jeden Ort additiv aus der Vorbelastung VB und den Zusatzbelastungen ZB<sub>PROKAS</sub> von PROKAS für das Umfeld von 2 km x 2 km und ZB<sub>MISKAM</sub> von MISKAM für die Schlucht der Göttinger Straße an dem jeweiligen Ort nach

$$GB(Ort) = VB + ZB_{PROKAS}(Ort) + ZB_{MISKAM}(Ort).$$

Station	VB [µg/m <sup>3</sup> ]	ZB PROKAS [µg/m <sup>3</sup> ]	ZB MISKAM [µg/m <sup>3</sup> ]	GB Mo- delle [µg/m <sup>3</sup> ]	Mess- wert [µg/m <sup>3</sup> ]	(GB Modelle - Messung) GW	(GB Modelle - Messung) Messung
HRVS	35	3	30	68	-	-	-
HRV1	35	3	32	70	52	+ 45 %	+ 35 %
HRV2	35	4	24	63	50	+ 33 %	+ 26 %
HRV3	35	3	26	64	46	+ 45 %	+ 39 %
HRV4	35	3	2	40	37	+ 8 %	+ 8 %

Tab. 8.3: Immissionsprognose PM10 und relative Abweichung zum Messwert für den Monat April 2002. Mit dem Modell PROKAS sind die Emissionen des Umfeldes, mit dem Modell MISKAM die Emissionen im Kernbereich berücksichtigt worden.

Station	VB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	ZB PROKAS [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	ZB MISKAM [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	GB Mo- delle [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Mess- wert [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	(GB Modelle - Messung) GW	(GB Modelle - Messung) Messung
HRVS	26	2	30	58	-	-	-
HRV1	26	3	32	61	42	+ 48 %	+ 45 %
HRV2	26	3	22	51	40	+ 28 %	+ 28 %
HRV3	26	2	22	50	39	+ 28 %	+ 28 %
HRV4	26	2	2	30	25	+ 13 %	+ 20 %

Tab. 8.4: Immissionsprognose PM<sub>10</sub> und relative Abweichung zum Messwert für den Zeitraum von Januar bis August 2002. Mit dem Modell PROKAS sind die Emissionen des Umfeldes, mit dem Modell MISKAM die Emissionen im Kernbereich berücksichtigt worden.

Station	VB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	ZB PROKAS [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	ZB MISKAM [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	GB Mo- delle [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Mess- wert [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	(GB Modelle - Messung) GW	(GB Modelle - Messung) Messung
HRVS	20	11	136	167	185	-	- 10 %
HRV1	20	12	146	178	196	-	- 9 %
HRV2	20	16	102	138	198	-	- 30 %
HRV3	20	12	126	158	144	-	+ 10 %
HRV4	20	12	8	40	39	-	+ 3 %

Tab. 8.5: Immissionsprognose NO<sub>x</sub> und relative Abweichung zum Messwert für den Monat April 2002. Mit dem Modell PROKAS sind die Emissionen des Umfeldes, mit dem Modell MISKAM die Emissionen im Kernbereich berücksichtigt worden.

Station	VB [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	ZB PROKAS [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	ZB MISKAM [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	GB Mo- delle [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Mess- wert [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	(GB Modelle - Messung) GW	(GB Modelle - Messung) Messung
HRVS	15	10	141	166	181	-	- 8 %
HRV1	15	10	150	175	204	-	- 14 %
HRV2	15	13	97	125	180	-	- 31 %
HRV3	15	11	111	137	124	-	+ 10 %
HRV4	15	11	8	34	33	-	+ 3 %

Tab. 8.6: Immissionsprognose NO<sub>x</sub> und relative Abweichung zum Messwert für den Zeitraum von Januar bis August 2002. Mit dem Modell PROKAS sind die Emissionen des Umfeldes, mit dem Modell MISKAM die Emissionen im Kernbereich berücksichtigt worden.

Für den Monat April 2002 nimmt beim Schadstoff PM<sub>10</sub> die Vorbelastung im Straßenraum über 50 % der berechneten Gesamtbelastung ein. Die berechnete Gesamtbelastung an PM<sub>10</sub> liegt an der Messstation HRV1 am höchsten, jedoch nur etwas höher als die Konzentration an der Station HRVS. Die Gesamtbelastung an der Station HRV3 auf der Ostseite der Straße beträgt ca. 9% weniger als bei der auf der gegenüberliegenden Seite stehenden Station HRV1. Für die Station HRV4 berechnet sich eine geringe Zusatzbelastung, die 1/8 der Gesamtbelastung einnimmt. Im Vergleich der prognostizierten Gesamtbelastung für PM<sub>10</sub> mit den Messwerten in Bezug auf den Immissionsgrenzwert von 40 µg/m<sup>3</sup> sieht man, dass an allen Stationen die Immissionen überschätzt werden. Die Abweichungen liegen zwischen 8 % und 45 %. Im Vergleich der prognostizierten Gesamtbelastung für PM<sub>10</sub> mit den Messwerten liegen die Abweichungen zwischen 8 % und 39 %.

Für den Zeitraum Januar bis August 2002 wurden analoge Simulationen für PM<sub>10</sub> durchgeführt und mit den Messwerten verglichen. Die Vorbelastung VB liegt für diesen Zeitraum um gut 25 % niedriger als für den April 2002. Es zeigen sich ähnliche Unterschiede zwischen den einzelnen Messstationen, wie für den April 2002. Die Abweichungen der prognostizierten Gesamtbelastung für PM<sub>10</sub> zu den Messwerten in Bezug auf den Immissionsgrenzwert von 40 µg/m<sup>3</sup> liegen zwischen 13 % und 48 % (Überschätzung). Die Überschätzungen in Bezug auf die Messungen liegen zwischen 20 % und 45 %.

Für den Monat April nimmt beim Schadstoff NO<sub>x</sub> die Vorbelastung im Straßenraum weniger als 15 % der berechneten Gesamtbelastung ein. Erwartungsgemäß zeigt sich auch beim NO<sub>x</sub> die höchste prognostizierte Gesamtbelastung an der Station HRV1. Die berechnete Gesamtbelastung an der Station HRVS liegt lediglich 6 % darunter. Die Prognose für die Gesamtbelastung an der Station HRV2 am nördlichen Eingang in die Göttinger Straße liegt deutlich niedriger als an den anderen drei Stationen im Straßenraum. Die Station HRV4 wird auch bei NO<sub>x</sub> hauptsächlich von der Hintergrundkonzentration geprägt. Im Vergleich der prognostizierten Gesamtbelastung mit den Messwerten in Bezug auf die Messung erkennt man, dass die Abweichungen an den einzelnen Stationen zwischen Unterschätzungen von bis zu 30 % bis zu Überschätzungen der Konzentration von 10 % liegen.

Für den Zeitraum von Januar bis August 2002 liegt auch für den Schadstoff NO<sub>x</sub> die Vorbelastung 25 % niedriger als für den April 2002. Es zeigen sich ähnliche Unterschiede zwischen den einzelnen Messstationen wie für den April 2002. Die Abweichungen der prognostizierten Gesamtbelastung für NO<sub>x</sub> zu den Messwerten in Bezug auf die Messungen liegen zwischen Unterschätzungen von bis zu 31 % bis zu Überschätzungen von 10 %.

### 8.2.3 Sensitivitätsbetrachtung Emissionsmodellierung

Im Sinne von möglichen Minderungsmaßnahmen gilt es zu betrachten, welche Größen die PM10-Emission am stärksten beeinflussen.

Die in Abschnitt 8.1.1 dargestellte und für die Ausbreitungsrechnung genutzte korrigierte EPA-Formel zur Berechnung der PM10-Emission lautet

$$ef_{PM10} = a \cdot k \cdot (sL)^{0.52} \cdot W^{2.14} \left[ \frac{1}{0.85} (1 - 0.5 r) \right]$$

Dabei bedeuten:

$ef_{PM10}$	=	Emissionsfaktor der Fahrzeuge [g/(km · Fzg)]
$a$	=	Korrekturfaktor (bei gutem Straßenzustand) = 0.8 [-]
$k$	=	Basisemissionsfaktor der EPA = 0.18 g/km
$sL$	=	PM75-Beladung der Straße (Defaultwert 0.2 g/m <sup>2</sup> )
$W$	=	Mittleres Gewicht der Fahrzeuge der Fahrzeugflotte [t]
		W (PKW) = 1.1 t      W (INfz) = 1.9 t      W (sNfz) = 9 t
		PKW-Anteil = 80.4 %    INfz-Anteil = 11.6 %    LKW-Anteil = 8.0 %
$r$	=	Anteil der Regentage <sup>3</sup> eines Jahres [-].

Die Sensitivität der einzelnen Parameter auf den Emissionsfaktor lässt sich veranschaulichen, indem ein Parameter variiert wird und die prozentuale Abweichung zum Emissionsfaktor mit den o.g. Standardwerten aufgezeigt wird. In **Abb. 8.10** bis **Abb. 8.12** werden die Variationen der Parameter Staubbiladung, Regenanteil, Masse PKW, Masse INfz, Masse LKW, PKW-Anteil, INfz-Anteil und LKW-Anteil und die daraus resultierenden Abweichungen des Emissionsfaktors zum Emissionsfaktor mit den o.a. Standardwerten aufgezeigt:

- Der Standardwert für die PM75-Staubbiladung der Straße liegt bei 0.2 g/m<sup>2</sup> für Straßen in gutem Zustand. Eine Änderung der Staubbiladung (siehe **Abb. 8.10** oben) auf z.B. ein Viertel würde eine Halbierung der PM10-Emission erwirken. Eine Verdoppelung ergäbe eine Erhöhung der PM10-Emission um 43 %.

---

<sup>3</sup> Ein Regentag wird definiert als Tag mit Niederschlag > 0.1 mm

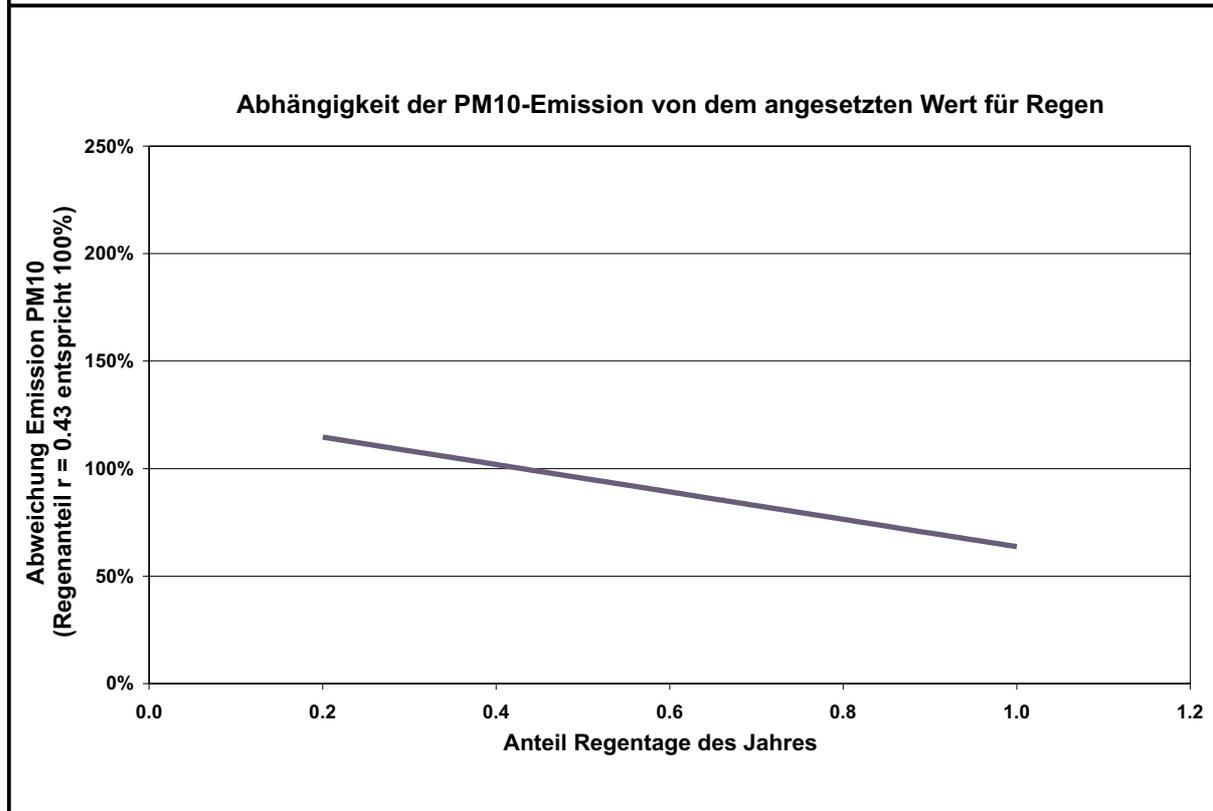
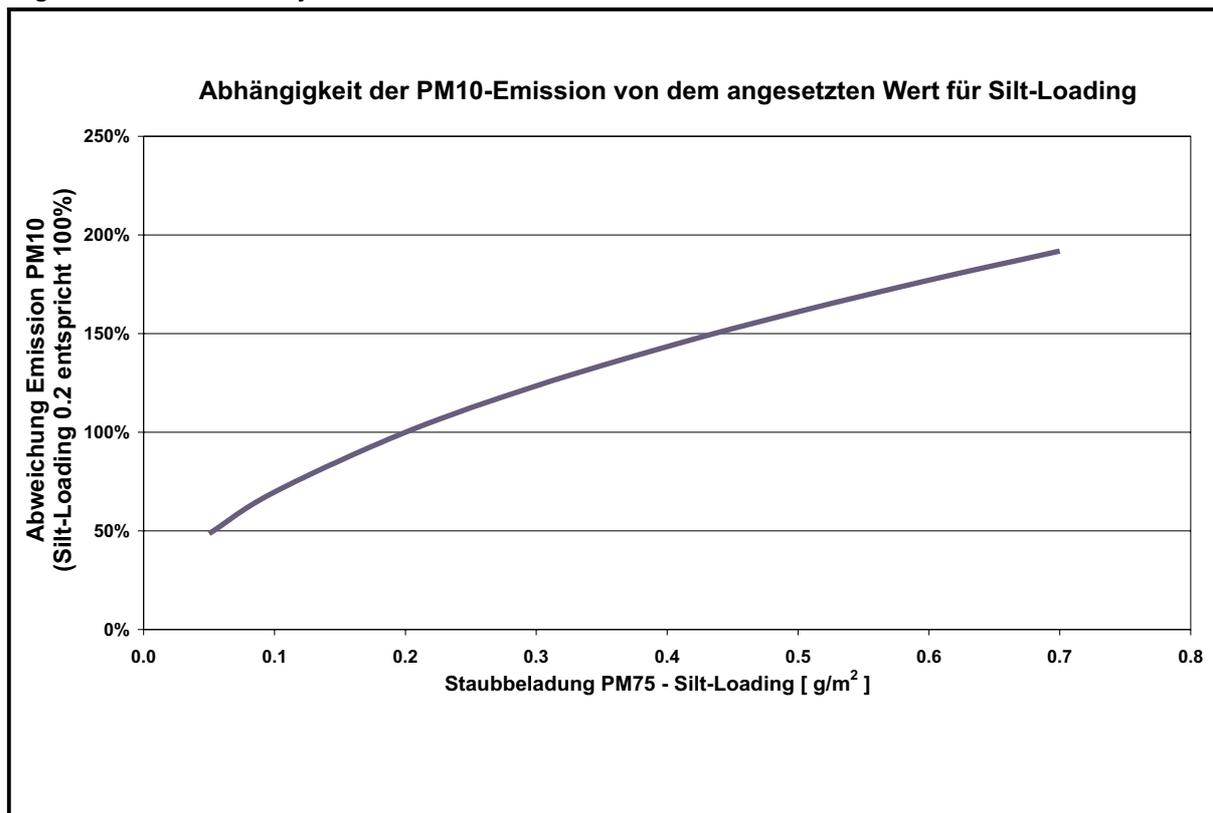
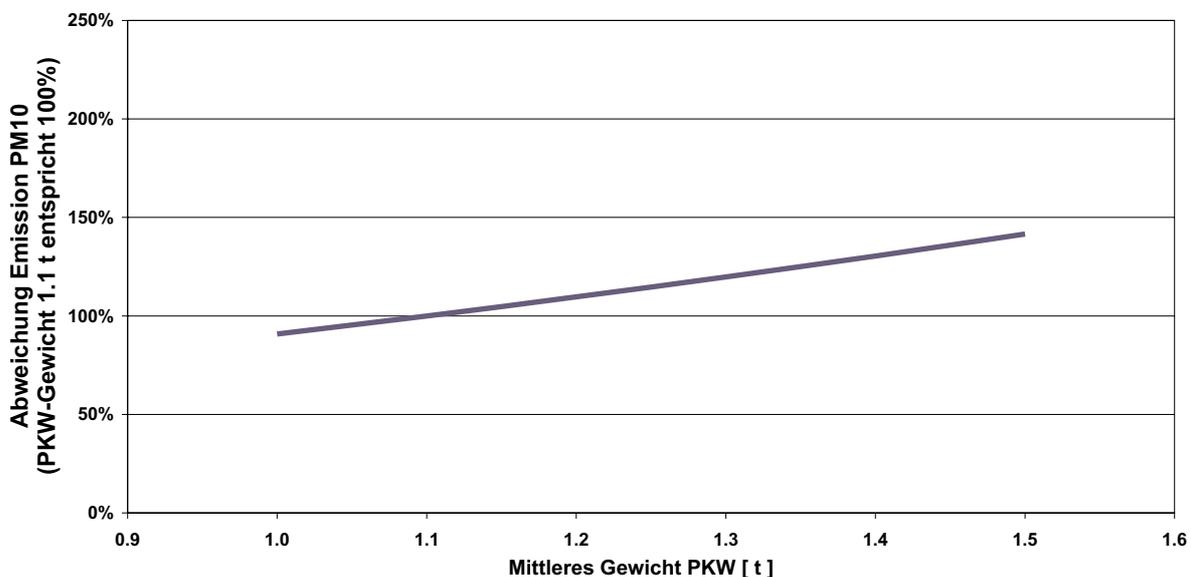


Abb. 8.10: Abhängigkeit der PM10-Emission von dem angesetzten Wert  
 oben : für Silt-Loading  
 unten: für Regen

Abhängigkeit der PM10-Emission von der angesetzten PKW-Masse



Abhängigkeit der PM10-Emission von der angesetzten Masse für INfz

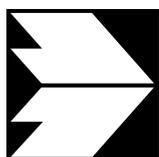
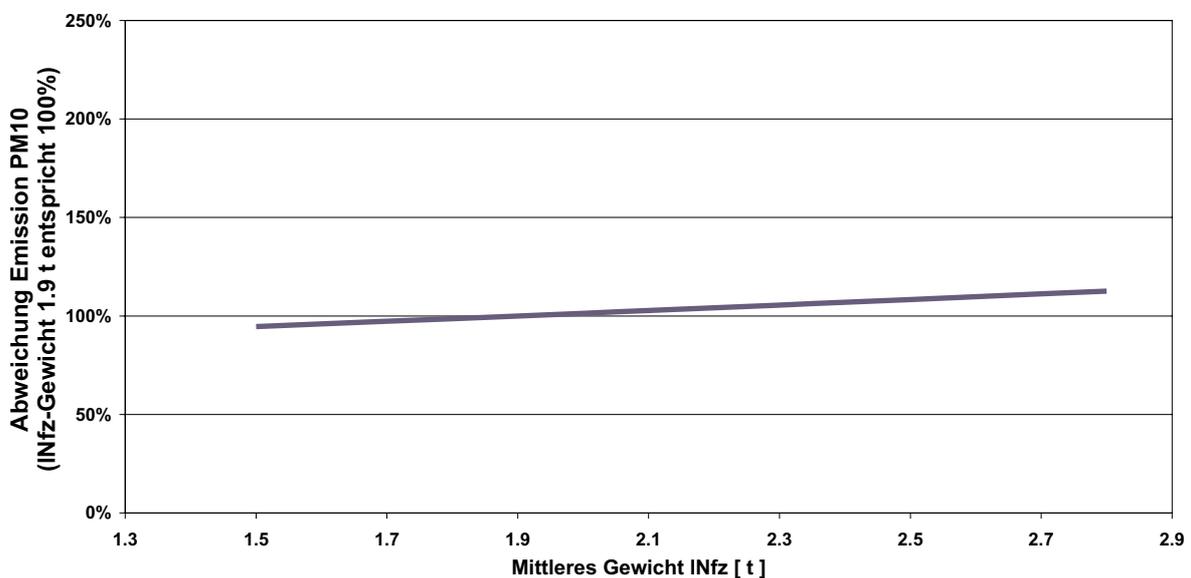


Abb. 8.11: Abhängigkeit der PM10-Emission von dem angesetzten Wert  
oben : für PKW-Masse  
unten: für INfz

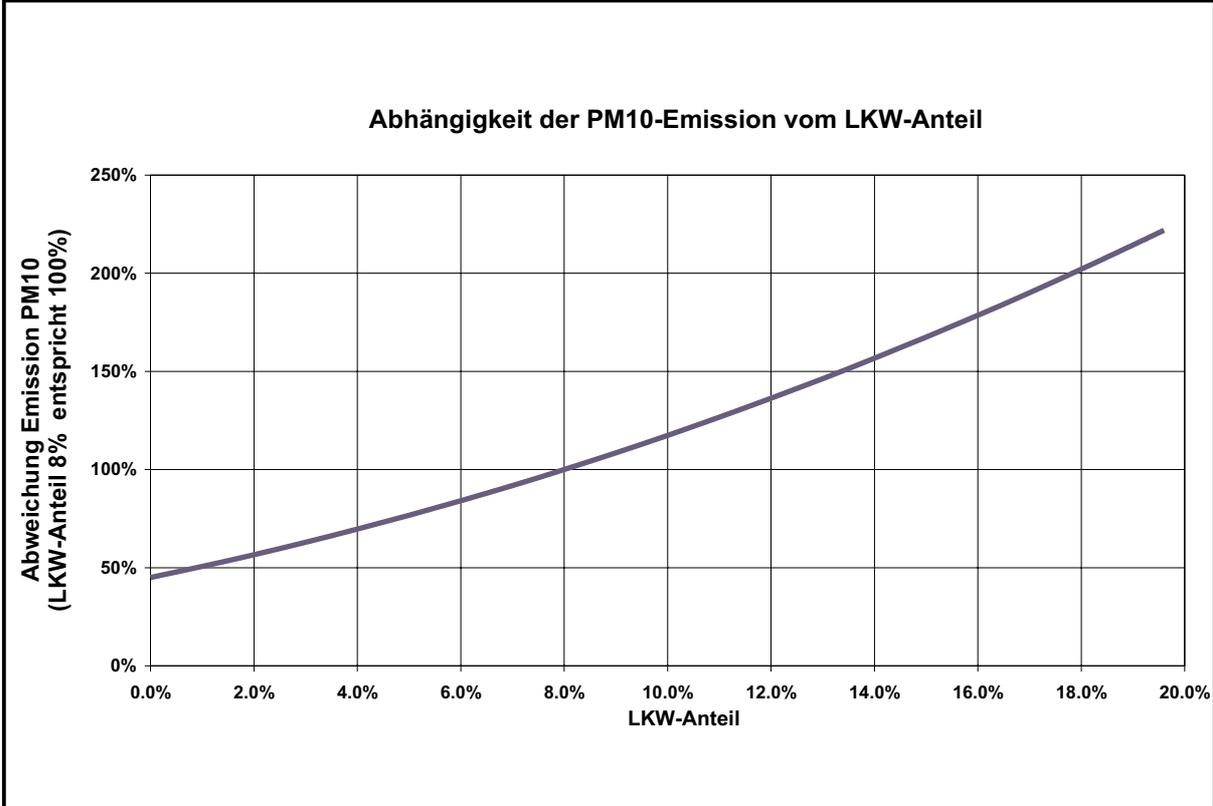
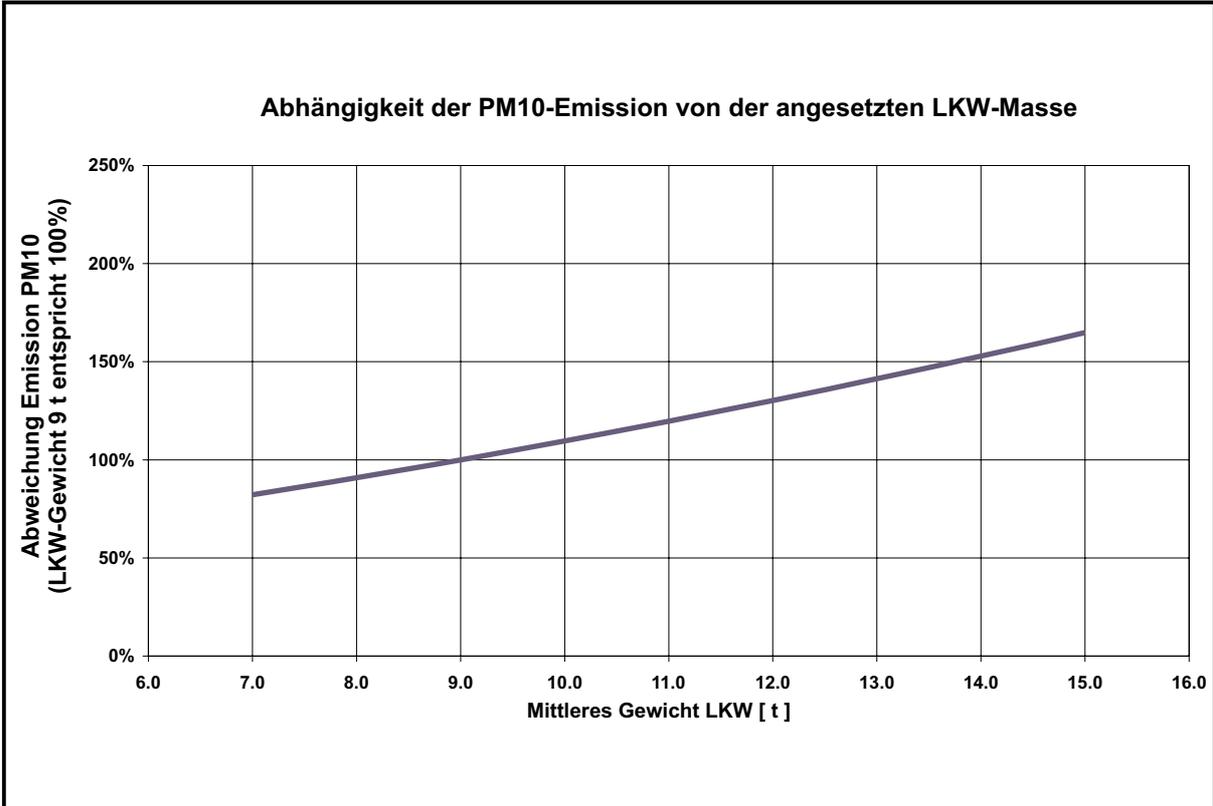


Abb. 8.12: Abhängigkeit der PM10-Emission von dem angesetzten Wert  
oben : für LKW-Masse  
unten: für LKW-Anteil

- Der Standardwert für den Anteil der Regentage wird in dieser Studie mit 0.43 festgesetzt. Der Wert gilt für den April 2002 an der Station HRSW. Die Variation des Regentage-Anteils (vgl. **Abb. 8.10** unten) läuft von 0.3 bis 0.7, wobei 0.3 eine Erhöhung der Emission um 8 % und 0.7 eine Verringerung um 17 % bewirkt.
- Der Standardwert des mittleren PKW-Gewichts liegt bei 1.1 t. Ein Gewicht von 1.0 t ergäbe eine Verringerung der Emission um 9 %, ein Gewicht von 1.5 t ließe die berechnete Emission um 42 % ansteigen (siehe **Abb. 8.11** oben).
- Der Standardwert des mittleren Gewichts leichter Nutzfahrzeuge (INfz) liegt bei 1.9 t. Ein mittleres Gewicht von 1.5 t ergäbe eine um 5 % niedrigere Emission, ein Gewicht von 2.7 t ließe die berechnete Emission um 11 % ansteigen (**Abb. 8.11** unten).
- Der Standardwert des mittleren Gewichts schwerer Nutzfahrzeuge (LKW) liegt bei 9.0 t. Ein Gewicht von 7.0 t ergäbe eine Verringerung der Emission um 18 %, ein Gewicht von 15 t ließe die berechnete Emission um 65 % ansteigen (siehe **Abb. 8.12** oben).
- Der Standardwert des LKW-Anteils für die Göttinger Straße liegt bei 8 %. Eine Verringerung des LKW-Anteils auf 4 % ergäbe eine Verringerung der Emission um 30 %. Beträgt der LKW-Anteil z.B. 18 % erhöht sich die PM10-Emission um 100 %, wie in **Abb. 8.12 unten** gezeigt.

Bei der Betrachtung der einzelnen Werte bzw. Kurven lässt sich erkennen, dass insbesondere die Staubbekleidung der Straße und vor allen Dingen der LKW-Anteil sowie das mittlere LKW-Gewicht sensitive Größen darstellen. Das heißt, kleine Änderungen in den Eingangsdaten dieser Parameter, bewirken große Änderungen im Ergebnis. Ein großes Problem stellt die Bestimmung der Staubbekleidung dar, da hier eine Messung durch Straßenabsaugung sehr unterschiedliche Werte liefern kann. Weniger ins Gewicht fällt der Anteil der Regentage sowie das mittlere Gewicht leichter Nutzfahrzeuge. Die LKW-Anteile und das mittlere LKW-Gewicht zeigen den größten Einfluss und sind deshalb möglichst exakt zu erfassen.

Sowohl die EPA-Formel als auch die innerhalb dieser Studie genutzte korrigierte EPA-Formel berücksichtigen nicht die Abhängigkeit der PM10-Emission von der Fahrzeuggeschwindigkeit. Es ist jedoch anzunehmen, dass es bei Fahrzeugen mit größerer Fahrgeschwindigkeit zu einer stärkeren Emission in Form von aufgewirbelter Staubbekleidung kommt als bei Fahrzeugen mit geringerer Fahrgeschwindigkeit. Es wäre wünschenswert, wenn eine Überarbeitung der EPA-Formel auch die mittlere Fahrgeschwindigkeit berücksichtigen wür-

de, um bei der Fragestellung nach Emissionsminderungsmaßnahmen auch auf die Sensitivität der PM10-Emission auf die Fahrgeschwindigkeit eingehen zu können.

#### 8.2.4 Ergebnisdiskussion

Wie bereits in Abschnitt 2.1 erwähnt, sind in der 22. BImSchV (22. BImSchV, 2002) Datenqualitätsziele und Anforderungen an die Genauigkeit von Modellrechnungen formuliert (vgl. **Tab 2.1**). Für Stickstoffoxide liegt die geforderte Genauigkeit für Jahresmittelwerte bei 30 %, für Partikel bei 50 %. Diese Genauigkeit wird definiert als Abweichung vom berechneten zum gemessenen Wert in Bezug auf den Immissionsgrenzwert. Da es für NO<sub>x</sub> keinen Immissionsgrenzwert gibt, lässt sich mit dieser Definition kein Vergleich zwischen den Prognosen mit dem PM10-Modell und mit dem NO<sub>x</sub>-Modell ziehen. Um einen solchen Vergleich anzustellen, werden die Abweichungen in Bezug zur Messung gesetzt.

Die Ergebnisse für die fünf Messstationen HRVS, HRV1, HRV2, HRV3 und HRV4 für die Stoffe PM10 und NO<sub>x</sub> sind in **Abb. 8.13** dargestellt. Bei NO<sub>x</sub> ergeben sich im Straßenraum nur geringe Abweichungen von bis zu 15 %. Auf der Westseite (HRVS, HRV1) kommt es zu Unterschätzungen, während es auf der Ostseite (HRV3) zu einer Überschätzung kommt. Die Station HRV4 weist eine geringe Überschätzung auf. Das ist dadurch erklärbar, dass diese Station auch als Vorbelastungsstation angenommen werden kann, sie also wenig beeinflusst wird durch Emissionen aus der Göttinger Straße. An der Station HRV2 werden die Immissionen stark unterschätzt. Für PM10 werden die Immissionen systematisch überschätzt. Die größten Abweichungen von 30 – 40 % treten an den Stationen HRV1 und HRV3 auf.

In **Abb. 8.14** werden die Abweichungen der prognostizierten Gesamtbelastung zur Messung in Bezug auf den Immissionsgrenzwert von 40 µg/m<sup>3</sup> für den Stoff PM10 an den vier Messstationen HRV1, HRV2, HRV3 und HRV4 dargestellt (an HRVS wird kein PM10 gemessen). Für PM10 liegen die berechneten Gesamtbelastungen innerhalb des Fehlerbandes von 50 %. Hier kommt es jedoch zu einer systematischen Überschätzung der Immissionsmesswerte.

Es zeigt sich, dass sowohl die prognostizierten NO<sub>x</sub>-Immissionen als auch die PM10-Immissionen innerhalb des vorgeschlagenen Streubereichs für Modellberechnungen liegen. Dies lässt den Rückschluss zu, dass die NO<sub>x</sub>- und die PM10-Emissionsmodellierung von ähnlicher Güte sind, wobei die PM10-Emissionen eher überschätzt während die NO<sub>x</sub>-Emissionen eher unterschätzt werden. In der Göttinger Straße beträgt der Anteil der Auspuffbedingten PM10-Emission ca. 20 %, während die restlichen etwa 80 % nicht auspuffbedingte Emissionen zuzuschreiben sind.

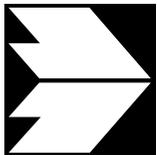
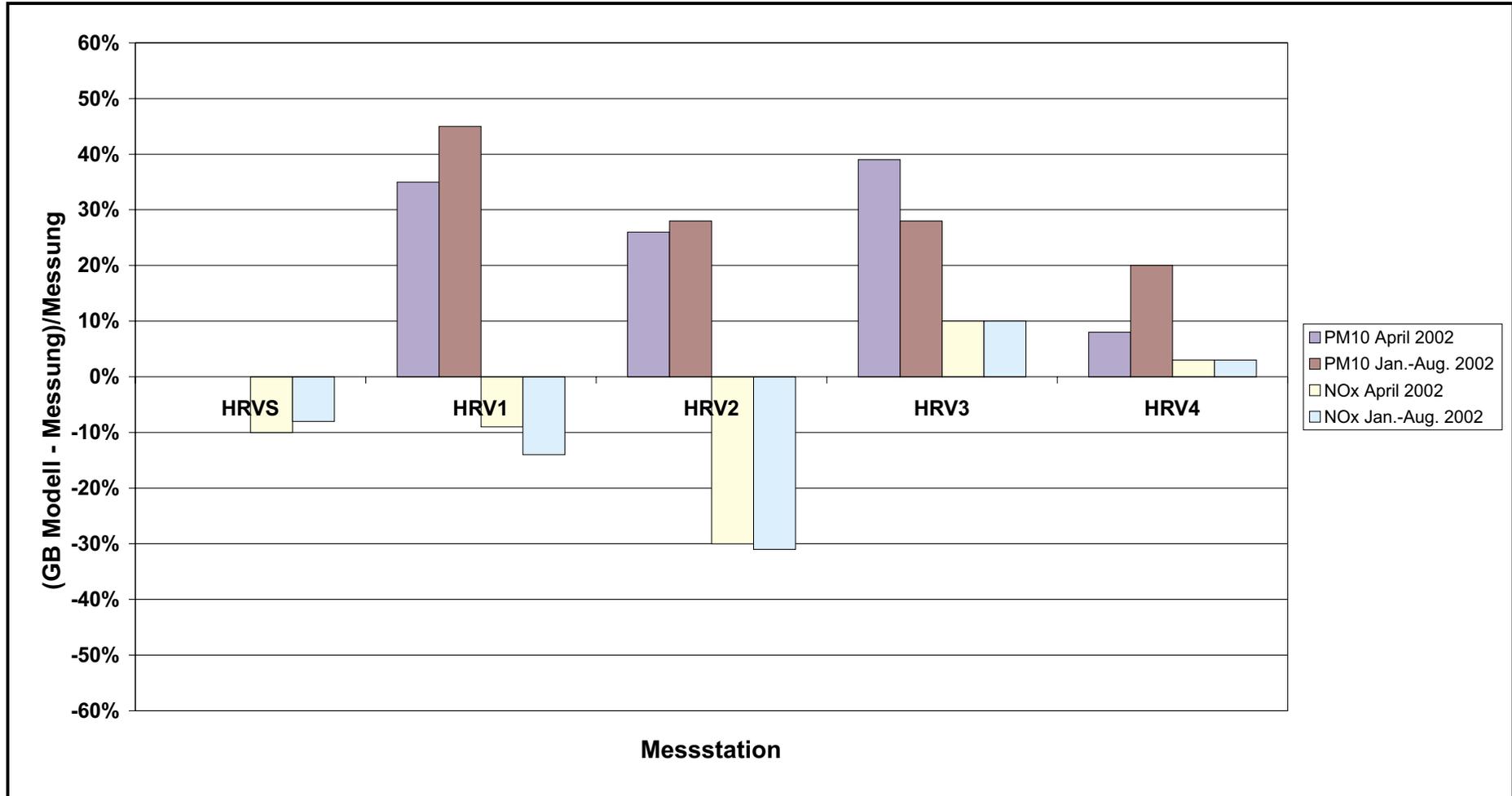


Abb. 8.13: Abweichung zwischen berechneter Gesamtbelastung und Immissionsmesswert in Bezug zum Immissionsmesswert für die Stoffe PM10 und NO<sub>x</sub> an den Messstationen HRVS, HRV1, HRV2, HRV3 und HRV4 in der Göttinger Straße, Hannover

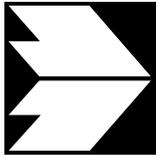
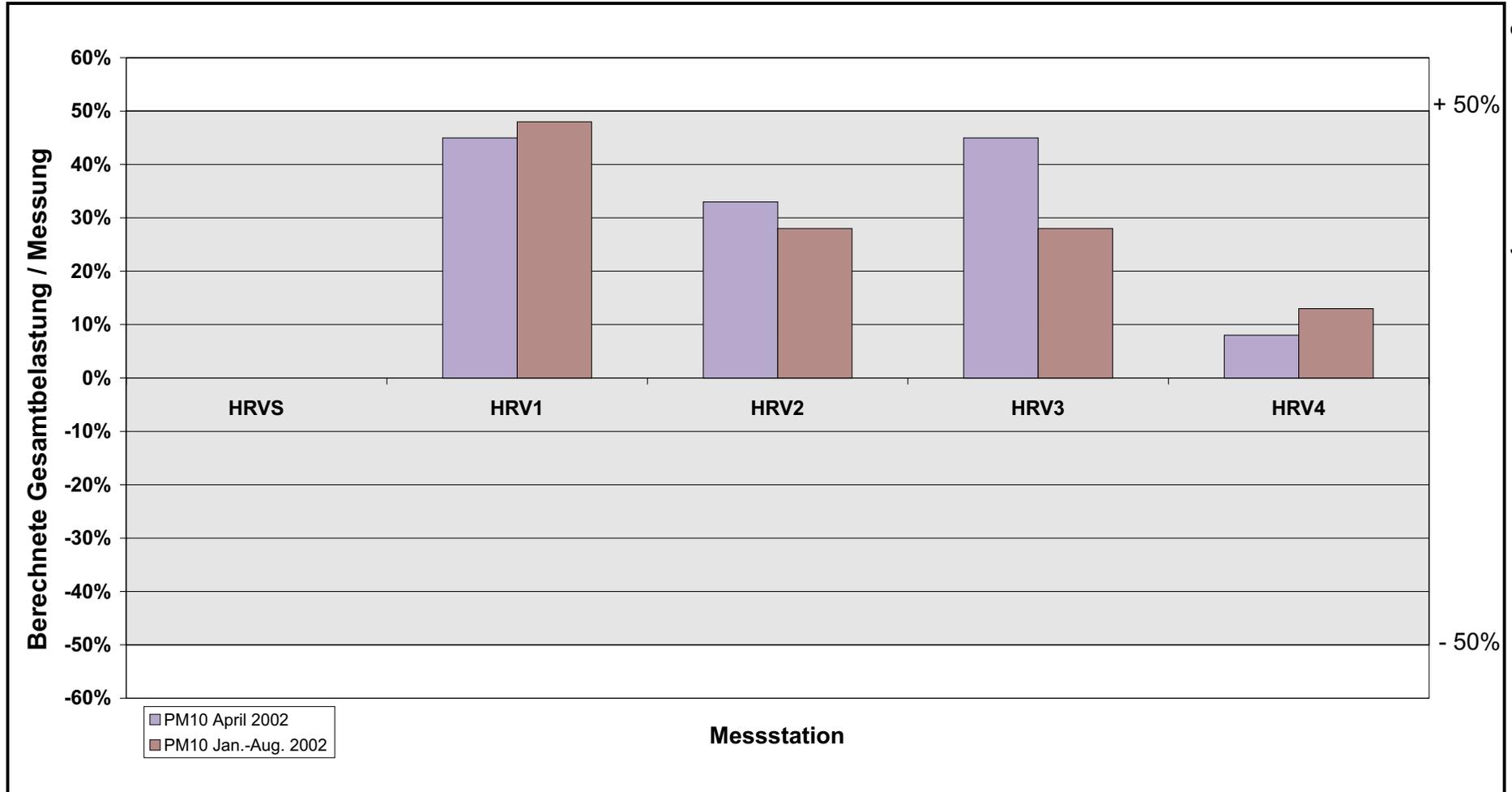


Abb. 8.14: Abweichung zwischen berechneter Gesamtbelastung und Immissionsmesswert in Bezug zum Immissionsgrenzwert von  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für PM10 an den Messstationen HRV1, HRV2, HRV3, und HRV4 in der Göttinger Straße, Hannover

Nach dem Modell liegt der Anteil der Kfz-bedingten PM10-Zusatzbelastung an der PM10-Gesamtbelastung zwischen 38 % und 45 %. Das bedeutet zu mehr als einem Drittel werden die innerhalb der Göttinger Straße auftretenden PM10-Konzentrationen durch den Kfz-Verkehr verursacht.

## 9 ERMITTLUNG VON PMX-QUELLEN - REZEPTORBETRACHTUNG

### 9.1 Möglichkeiten der Quellzuordnung

Die PMx-Quellenidentifizierung dient im allgemeinen der Feststellung von Einflüssen (qualitativ und quantitativ) von verschiedenen Emissionsquellen auf einen bestimmten Immissionsort (Rezeptor). Um eine gezielte Strategie zur Minderung der PMx-Belastung an einem bestimmten Immissionsort einsetzen zu können, ist eine Kenntnis über die Anzahl der hauptsächlich auftretenden Quellen sowie deren Anteile von besonderer Bedeutung. Bei Feststellung, dass der Hauptanteil der PMx-Belastung beispielsweise auf den überregionalen Eintrag („Long Range Transport“) zurückzuführen ist, ist die Einflussnahme zur Minderung der PMx-Belastung Vorort nur in geringem Maße möglich. Klassische Beobachtungen von PMx-„Long Range Transport“ sind beispielsweise der Eintrag von Sahara-Staub (Dröscher, 1989) oder auch das vor allem in den 70er und 80er Jahren aufgetretene Phänomen des SO<sub>2</sub>-Eintrages aus dem sogenannten „Schwarzen Dreieck“ der ehemaligen DDR, CSSR und Polen (Dröscher, 1989).

Kuhlbusch hat in verschiedenen Veröffentlichungen (z.B. Kuhlbusch, 2001) Beispiele zur Quellidentifizierung gegeben, wobei bestimmte Aspekte zur Quellidentifizierung unterschieden und ausführlicher betrachtet werden. Hierzu gehört die Erfassung bestimmter Episoden, im allgemeinen bei besonders hohen PMx-Belastungen, sowie die Klassifizierung nach Episodentypen (z.B. Sahara-Staub-Episoden). Hilfsmittel neben den üblichen Analysen von Filtern nach typischen Inhaltsstoffen ist hierbei z.B. die Bildung von Rückwärtstrajektorien.

Zu den Methoden der PMx-Quellenidentifizierung gehört auch die Methode der chemischen Massenbilanzierung (Chemical Mass Balance – CMB) (Hopke, 1991). Die zumeist angewandten Methoden betrachten jedoch statistische Zusammenhänge zwischen Datensätzen. Zu den einfachen statistischen Methoden zählen die **Korrelationsrechnung** bzw. deren grafische Darstellung als sogenannte **Cluster-Analyse**. Neben diesen einfachen statistischen Methoden gibt es auch multivariate statistische Methoden wie die **Faktorenanalyse** (Factor Analysis, FA).

Den aufgeführten Methoden der rezeptororientierten Quellidentifizierung ist gemein, dass von einem linearen Zusammenhang zwischen Quelle und Rezeptor ausgegangen wird, d.h. Umwandlungsprozesse in der Atmosphäre werden bei diesen Modellen nicht berücksichtigt. Aus diesem Grund gelangen in die Auswahl der betrachteten Elemente bzw. Stoffe zur Quellidentifizierung lediglich jene, bei denen ein linearer Zusammenhang zwischen Quelle

und Rezeptor angenommen werden kann. Hierzu zählen vor allem Schwermetalle sowie Mineralien.

## 9.2 Ergebnisse aus den Straßenstaub-, Straßenmaterial- und Grünstreifenanalysen

Für die Interpretation der Ergebnisse aus den Straßenstaubanalysen hinsichtlich der Zusammensetzung des Straßenstaubes aus verschiedenen Quellen sind in erster Linie qualitative Betrachtungen anzuwenden. In **Tab. 9.1** sind zum einen die Elementkonzentrationen des Straßenmaterials aufgeführt. Des Weiteren sind die Elementverhältnisse Straßenmaterial zu den PM<sub>10</sub> bzw. PM<sub>75-10</sub> Elementkonzentrationen der jeweiligen Straßenabsaugungen dargestellt.

In Kap. 7 fand eine erste Interpretation der aus den Analysen gewonnenen Ergebnisse statt. Die Grundannahme für die Inhaltsstoffe des Straßenstaubes ist, dass sich dieser aus mehreren Quellen zusammensetzt bzw. zusammensetzen kann. Es ist davon auszugehen, dass das Straßenmaterial als Straßenabrieb zum Straßenstaub beiträgt.

Das Straßenmaterial und Grünstreifenmaterial lässt sich somit als Anteil des Straßenstaubes ansehen. Der Abschätzung des möglichen Beitrages der "Quelle" Straßenmaterial liegt eine semi-quantitative Betrachtung zugrunde. Hierzu erfolgt zunächst eine unabhängige Einzelbetrachtung der Elementgehalte in Straßenmaterial und Straßenstaub. In erster Näherung wird davon ausgegangen, dass das Straßenmaterial eine homogene Elementzusammensetzung besitzt und homogen abgerieben wird. Somit liefert das Straßenmaterial sowohl einen Beitrag zu PM<sub>10</sub> als auch zu PM<sub>75-10</sub>, welcher durchaus unterschiedlich sein kann. Nachfolgend wird insbesondere eine Betrachtung des Zusammenhanges Straßenmaterial zu PM<sub>10</sub> Straßenstaub durchgeführt.

Silizium (Si), Kalzium (Ca), Kalium (K), Nickel (Ni), Kupfer (Cu), Chrom (Cr), Zink (Zn), Barium (Ba), Platin (Pt), Blei (Pb) und Chlor (Cl) liegen im Straßenstaub in höheren Konzentrationen als im Straßenmaterial vor (Faktor „Straßenmaterial zu PM<sub>10</sub>“ <1). Eine Betrachtung dieser Elemente scheidet daher aus. Natrium (Na) und Schwefel (S) liegen zu den Absaugterminen in unterschiedlichen Konzentrationen vor und weisen daher bei der Verhältnisbildung „Straßenmaterial zu PM<sub>10</sub>“ hohe Schwankungen auf. Hier ist von nicht quantifizierbaren weiteren Einflussfaktoren („Quellen“) auszugehen, so dass die Auswahl dieser Elemente ebenfalls ausscheidet.

Eisen (Fe) und Mangan (Mn) liegen in etwa gleicher Größenordnung in Straßenmaterial und PM10 Straßenstaub vor, Aluminium (Al) hat einen etwa 10 % höheren Anteil, Titan (Ti) und Vanadium (V) weisen Anteile zwischen 30 und 80 % auf, Magnesium (Mg) liegt dagegen sogar mehr als doppelt so hoch.

Verhältnis Straßenmaterial zu PMx	Straßenmaterial QUELLE in ppm	Straßenmaterial zu PM10 1. Absgg. April	Straßenmaterial zu PM75-10 1. Absgg. April	Straßenmaterial zu PM10 2. Absgg. April	Straßenmaterial zu PM75-10 2. Absgg. April	Straßenmaterial zu PM10 3. Absgg. August	Straßenmaterial zu PM75-10 3. Absgg. August
Si	138649	0.84	0.74	0.84	0.72	0.92	0.71
Ca	84416	0.56	0.83	0.58	0.86	0.79	1.04
Fe	85151	1.08	1.73	0.97	1.54	1.02	1.55
Al	40601	1.13	1.67	1.12	1.62	1.17	1.57
Ti	9951	1.48	1.40	1.46	1.55	1.45	1.26
Na	5516	0.97	1.58	1.56	1.52	0.50	1.13
Mg	19318	2.09	3.07	2.12	3.09	2.78	3.30
K	10333	0.84	0.98	0.83	0.96	0.81	0.93
Ni	81	0.19	0.48	0.16	0.68	0.07	0.53
V	337	1.78	2.74	1.69	2.86	1.33	2.83
Cu	45	0.04	0.09	0.03	0.08	0.03	0.06
S	6491	6.14	3.75	17.50	4.58	1.09	1.66
Cr	257	0.83	0.97	0.78	0.99	0.77	0.84
Mn	1969	1.01	1.48	0.96	1.49	0.92	1.45
Zn	177	0.07	0.17	0.07	0.13	0.06	0.11
Ba	224	0.38	0.53	0.53	0.44	0.18	0.26
Pt	4	0.15	0.19	0.10	0.22	0.14	0.20
Pb	20	0.05	0.11	0.05	0.11	0.04	0.05
Cl	387	0.09	0.15	0.24	0.31	0.23	0.51

Tab. 9.1: Analysendaten aus Straßenmaterial (in ppm) sowie die Verhältnisse Straßenmaterial zu PM10 und Straßenmaterial zu PM75-10

Daraus ließe sich die erste Annahme ableiten, dass das Element Magnesium den möglichen Anteil des Straßenmaterials am Straßenstaub charakterisiert. Magnesium kann jedoch in Verbindungen vorliegen, die bereits in leichten Säuren löslich sind, d.h. Magnesium kann teilweise durch den Einfluss von Regenwasser aus dem Material ausgewaschen werden, wenn es von Straßenmaterial über den Abrieb in den Straßenstaub eingetragen wird.

Die Elemente Titan und Vanadium weisen im Straßenmaterial eine um etwa ein bis zwei Drittel höhere Konzentration auf als im Straßenstaub. Würde man davon ausgehen, dass es für diese beiden Stoffe keine weitere Quelle als das Straßenmaterial gäbe, so entspräche der maximale Anteil des Straßenmaterials am Straßenstaub etwa zwei Drittel. Die Annahme, dass alle weiteren Quellen keinen Anteil an Titan oder Vanadium liefern, ist jedoch nicht wahrscheinlich. Für eine weitere Abschätzung wird deshalb die Annahme zugrundegelegt, dass sich der Straßenstaub in erster Näherung aus Straßenmaterial und Erdkrustenmaterial zusammensetzt. Die Häufigkeit in der Erdkruste liegt nach Rutherford (UniTerra, 1999) für Titan bei 5600 ppm, für Vanadium bei 160 ppm. Ausgehend von der Annahme, dass der Straßenstaub ein Mix aus Straßenmaterial und mittlerer Erdkruste wäre, läge der Anteil des Straßenmaterials im Straßenstaub bei 25 – 30 %.

### Rezeptormodellierung für die PM10-Konzentration an HRV1/V2

Grundsätzlich gemeinsam ist allen rezeptororientierten Modellen, dass die Verfahren auf Bildung von Datenmatrizen beruhen (m Elemente/Verbindungen \* n Beobachtungen), die durch verschiedene Berechnungsverfahren eine Verbindung zwischen Quelle und Rezeptor aufzeigen sollen.

Eine einfache statistische Methode zur Darstellung von Zusammenhängen im Auftreten einzelner Elemente auf Filterproben ist der lineare Regressionsansatz. Die Funktion zur Bewertung des Zusammenhangs zweier Datensätze (z.B. Elemente x und y) stellen der nachfolgend definierte Korrelationskoeffizient r bzw. das Bestimmtheitsmaß B dar:

Korrelationskoeffizient  $r_{xy}$ :

$$r_{xy} = \frac{\sum_i (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_i (x_i - \bar{x})^2 \cdot \sum_i (y_i - \bar{y})^2}} = \frac{\sigma_{xy}}{\sigma_x \sigma_y} \text{ mit } -1 \leq r_{xy} \leq 1$$

Wenn hohe Werte eines Datensatzes mit hohen Werten des anderen Datensatzes zusammenhängen, erhält man eine positive Korrelation, die im Grenzfall der positiven linearen Abhängigkeit den Wert +1 annimmt. Hängen hohe Werte des einen Datensatzes mit niedrigen Werten des anderen Datensatzes zusammen, erhält man eine negative Korrelation, der als Grenzwert –1 wird. Bei voneinander unabhängigen Datensätzen beträgt der Korrelationskoeffizient  $r_{xy} = 0$ . Im allgemeinen spricht man von einer Korrelation zweier Werte, wenn der Betrag des Korrelationskoeffizienten  $\geq 0.5$  annimmt.

Bestimmtheitsmaß  $B_{xy}$ :

$$B_{xy} = r_{xy}^2 = \left( \frac{\sigma_{xy}}{\sigma_x \sigma_y} \right)^2 \text{ mit } 0 \leq B_{xy} \leq 1$$

Das Bestimmtheitsmaß  $B_{xy}$  verstärkt die Tendenzen des Korrelationskoeffizienten durch die Quadrierung (Wert  $B_{xy}$  strebt gegen 0: keine Regressionsgerade; Wert  $B_{xy}$  strebt gegen 1: optimale Regressionsgerade).

Die derzeit in erster Linie in der Rezeptormodellierung eingesetzten Methoden zählen zu den multivariaten statistischen Methoden, basierend auf der sogenannten Faktorenanalyse. Ziel der Faktorenanalyse im Bereich der Quellenzuordnung ist es, anhand einer vorhandenen Datenmatrix für den betrachteten Immissionsstandort (Rezeptor) die Anzahl, Art und Anteile der Quellen zu ermitteln, die für die Immissionsbelastung dieses Standortes bestimmend sind. Dieses Verfahren wird in der vorliegenden Studie angewendet.

### 9.2.1 Faktorenanalyse

Ausgangspunkt der Faktorenanalyse ist die Erstellung einer Datenmatrix  $\mathbf{D}$  als Eingangsmatrix. Die Datenmatrix  $\mathbf{D}$  setzt sich zusammen aus einer Anzahl  $n$  Beobachtungen (z.B. Anzahl von PM<sub>x</sub>-Filtern als 24h-Proben) und einer Gruppe aus  $m$  Merkmalsvariablen (z.B. Anzahl der auf den Filtern analysierten Elemente). Nach Horst (1941) gilt als Ausgangsbedingung, dass die Anzahl  $n$  der Beobachtungen mindestens das Dreifache der Variablenanzahl  $m$  beträgt. Die Variablen werden dabei an gleichartigen Beobachtungen (z.B. PM<sub>10</sub>, Standort HRV1) gemessen.

Zur Ermittlung der Anzahl und Anteile der Quellen wird die Datenmatrix  $\mathbf{D}$  in zwei Matrizen zerlegt. Die erste Matrix besteht dabei aus den  $s$  Quellprofilen mit ihrer jeweiligen Zusammensetzung aus  $m$  Variablen ( $\rightarrow$  Quellmatrix  $\mathbf{Q}$ ), die zweite Matrix stellt den Anteil der Quellen an den Beobachtungen, d.h. an den jeweiligen Tagesproben dar ( $\rightarrow$  Anteilsmatrix  $\mathbf{A}$ ).

**Vollständige Faktorenlösung:**

$$(d_{mn}) = (q_{ms}) \cdot (a_{sn}) \text{ bzw. } D = Q \cdot A$$

$$\begin{bmatrix} d_{11} & d_{12} & \cdots & d_{1j} & \cdots & d_{1n} \\ d_{21} & d_{22} & \cdots & d_{2j} & \cdots & d_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \ddots & \vdots \\ d_{i1} & d_{i2} & \cdots & d_{ij} & \cdots & d_{in} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \ddots & \vdots \\ d_{m1} & d_{m2} & \cdots & d_{mj} & \cdots & d_{mn} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} q_{11} & q_{12} & \cdots & q_{1p} & \cdots & q_{1s} \\ q_{21} & q_{22} & \cdots & q_{2p} & \cdots & q_{2s} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \ddots & \vdots \\ q_{i1} & q_{i2} & \cdots & q_{ip} & \cdots & q_{is} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \ddots & \vdots \\ q_{m1} & q_{m2} & \cdots & q_{mp} & \cdots & q_{ms} \end{bmatrix} \bullet \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & \cdots & a_{1j} & \cdots & a_{1n} \\ a_{21} & a_{22} & \cdots & a_{2j} & \cdots & a_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{i1} & a_{i2} & \cdots & a_{pj} & \cdots & a_{pn} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{s1} & a_{s2} & \cdots & a_{sj} & \cdots & a_{sn} \end{bmatrix}$$

Index n: Anzahl der 24h-Proben ( $\rightarrow$  Individuen)

Index m: Anzahl der analysierten Stoffe (Elemente) ( $\rightarrow$  Variablen)

Index s: Anzahl der Quellen bzw. Quellprofile (zusammengesetzt aus m Variablen)

Der Ansatz der Faktorenanalyse geht allgemein von einer vollständigen Faktorenlösung mit s Quellfaktoren aus. Bei der Faktorenanalyse zur Quellidentifizierung sind jedoch nur die varianzstarken Quellfaktoren von Bedeutung, d.h. die Anzahl von k Quellfaktoren ( $k < s$ ), die die Hauptbeiträge für die Immissionsbelastung an den Beobachtungen liefern. Somit wird aus der vollständigen Faktorenlösung mathematisch gesehen eine reduzierte Faktorenlösung. Varianzschwache Quellfaktoren und ihre jeweiligen Beiträge werden als Datenverlust bzw. Fehler in der Matrixgleichung berücksichtigt. Dieser Matrizenanteil „Fehler“ enthält des weiteren auch zufällige Abweichungen, inklusive Messfehler.

### Reduzierte Faktorenlösung:

$$(d_{mn}) = (q_{mk}) \cdot (a_{kn}) + (f_{mn}) \text{ bzw. } D = Q \cdot A + F$$

Index k: Anzahl der Quellen bzw. Quellprofile aus m Variablen, die einen wesentlichen Beitrag liefern und deshalb in der reduzierten Faktorenlösung betrachtet werden

Zur Normierung, d.h. der Merkmalsvariablen (Elementkonzentrationen) wird die Datenmatrix D in die Korrelationsmatrix R überführt. Aus m Variablen werden dabei  $\frac{m(m-1)}{2}$  Korrelationen gebildet, aus denen sich die Korrelationsmatrix R zusammensetzt.

Einer der wichtigsten und gleichzeitig sensitivsten Punkte der Faktorenanalyse ist das „Extrahieren der Quellfaktoren“, d.h. die Erstellung der Quellmatrix Q. Dies gilt sowohl für die Ermittlung der Anzahl der Quellen als auch für deren Zusammensetzung aus den Merkmalsvariablen. Die Methoden zur Ermittlung der Quell-Faktoren (Quellmatrix) sind beispielsweise

Maximum-Likelihood-Methode, Zentroid-Methode oder auch die Hauptkomponenten-Methode.

Ein Problem bei dieser üblichen Art der Faktorenanalyse sind die in vielen Lösungsansätzen auftretenden Möglichkeiten von negativen Quelfaktoranteilen. Negative Elementkonzentrationen (Senken) können jedoch von der Logik her in der Datenmatrix nicht bestimmt werden. Den allgemeinen Modellannahmen liegt zugrunde, dass ein linearer Zusammenhang zwischen Quelle und Rezeptor besteht. Das bedeutet, es finden keine Umwandlungsprozesse in der Atmosphäre und keine „Entmischung“ der eigentlichen Quellzusammensetzung statt.

Eine Möglichkeit zur Beseitigung bzw. zur Minimierung solcher Effekte ist die Orthogonalrotation der Quelfaktormatrix. Ziel der Orthogonalrotation ist zum einen die Beseitigung vor allem hoher negativer Werte als auch die Erzeugung möglichst vieler Nullladungen bei den Element-Variablen der einzelnen Quelfaktoren.

Die Orthogonalrotation der Quelfaktormatrix erfolgt durch die Multiplikation der Quelfaktormatrix  $Q$  mit der Transformationsmatrix  $T$ , woraus die rotierte Quelfaktormatrix  $Q^\circ$  resultiert.

Form der Transformationsmatrix  $T$ :  $T = \begin{bmatrix} \cos \Theta & \sin \Theta \\ -\sin \Theta & \cos \Theta \end{bmatrix}$  mit Drehwinkel  $\Theta$

### 9.2.2 Vorgehensweise der Faktorenanalyse

- Erstellung der Datenmatrix  $D = (d_{mn})$
- Bestimmung der Korrelationskoeffizienten  $\rightarrow$  Korrelationsmatrix  $R = (r_{mn})$
- Anwendung einer Methode zur Bestimmung der Quelfaktoren als reduzierte Faktorenlösung (z.B. Hauptkomponentenmethode)  $\rightarrow$  Quellmatrix  $Q = (q_{mk})$
- Orthogonalrotation der Quellmatrix  $Q$  mittels Transformationsmatrix  $T$  zur Elimination negativer Ladungen und der Erzeugung von Nullladungen in den Quelfaktoren  $\rightarrow Q^\circ$
- Auswertung der Anteilsmatrix  $A = (a_{kn})$  sowie der Fehlermatrix  $F = (f_{mn})$

### 9.2.3 Eingangsdaten

Die Faktorenanalyse zur Ermittlung der Anzahl der Quellen und ihrer Identifizierung dient im vorliegenden Fall der Ermittlung des Anteils des Straßenverkehrs an den verkehrsbelasteten

Messstationen HRV1 und HRV2 der Göttinger Straße. Als Eingangsdaten dienen dazu die analysierten Elemente der an den Messstellen mit Hilfe der Kleinfiltergeräte gesammelten 24h-Filterproben. Für HRV1 konnten im Zeitraum April bis August 26 Filter ausgewertet werden, für HRV2 19 Filterproben. Die Messstellen werden hinsichtlich ihrer PM10-Belastung in erster Näherung als vergleichbar betrachtet. Um für die Ermittlung der Quellen und ihrer Beiträge eine möglichst große Datenbasis zu bekommen, wurden daher die Daten von HRV1 und HRV2 zu einem gemeinsamen Datensatz zusammengeführt.

#### 9.2.4 Berechnung

Zur Ermittlung der Anzahl und Art der Quellen sowie ihrer Beiträge wird wie zuvor erwähnt eine Faktorenanalyse nach der Hauptkomponentenmethode angewendet. Als statistisches Auswerteprogramm dient SPSS 11.0 (Gerhard Brosius, Felix Brosius 1995: SPSS – Base System und Professional Statistics). Als erste Vorgehensweise wird aus den Daten an HRV1/HRV2 die Korrelationsmatrix erstellt. Die Korrelationsmatrix für PM10 HRV1/HRV2 ist in **Tab. 9.2** dargestellt.

Die Korrelationsmatrix gibt einen ersten Überblick darüber, ob die Elemente zueinander und in welcher Stärke korrelieren. So ist anhand dieser Matrix eine Korrelation von Chrom, Kupfer, Eisen und Zink festzustellen. Jedes Element korreliert mit dem jeweils anderen, so dass man hier von einem Cluster sprechen kann. Zink korreliert außerdem zu Kalzium, Eisen, Mangan, Titan, PM10 und PM2.5 die ebenfalls zu einem Cluster zusammengefasst werden können. Kalzium, Kalium, Titan, PM10 und PM2.5 bilden ein drittes Cluster (da Kalium nicht mit Mangan und Zink korreliert und deshalb nicht zum zweiten Cluster hinzugezogen werden kann). Ein viertes Cluster setzt sich aus Schwefel, Natrium und Magnesium zusammen. Weitere Cluster sind Kupfer-Eisen-Barium sowie Kupfer-Eisen-Ruß.

Cluster 1: Chrom, Kupfer, Eisen, Zink

Cluster 2: Kalzium, Mangan, Titan, Zink, PM10, (PM2.5)

Cluster 3: Kalzium, Kalium, Titan, PM10, PM2.5

Cluster 4: Natrium, Magnesium, Schwefel

Cluster 5: Kupfer, Eisen, Barium

Cluster 6: Kupfer, Eisen, Ruß

	Cr	Cu	Al	K	Si	Na	Mg	Ca	Mn	Fe	P	Pb	Ba	S	Zn	Cl	Ti	Ruß	PM10	PM2.5
Cr	1,00	0,59	0,27	-0,10	0,04	-0,22	0,02	0,37	0,44	0,65	0,06	0,16	0,35	-0,08	0,54	0,06	0,33	0,43	0,36	0,26
Cu	<b>0,59</b>	1,00	0,00	-0,23	0,03	-0,04	-0,10	0,09	0,42	0,96	0,15	0,42	0,54	0,14	0,52	0,15	0,13	0,69	0,18	0,26
Al	0,27	0,00	1,00	0,27	-0,17	-0,16	0,45	0,47	0,33	0,08	0,32	0,23	0,03	0,25	0,49	-0,03	0,38	-0,14	0,34	0,30
K	-0,10	-0,23	0,27	1,00	0,25	0,14	0,11	0,66	0,23	-0,10	0,41	-0,04	0,01	0,24	0,27	-0,09	0,70	-0,34	0,57	0,51
Si	0,04	0,03	-0,17	0,25	1,00	-0,26	-0,50	-0,02	-0,08	0,06	0,52	-0,18	-0,01	-0,29	-0,06	-0,33	0,09	0,33	0,22	0,22
Na	-0,22	-0,04	-0,16	0,14	-0,26	1,00	0,58	-0,02	0,08	-0,09	-0,26	0,07	0,11	0,57	-0,06	0,06	0,05	-0,17	-0,06	0,11
Mg	0,02	-0,10	0,45	0,11	<b>-0,50</b>	<b>0,58</b>	1,00	0,17	0,09	-0,12	-0,10	0,16	-0,03	0,72	0,15	0,10	0,15	-0,28	0,04	0,15
Ca	0,37	0,09	0,47	<b>0,66</b>	-0,02	-0,02	0,17	1,00	0,56	0,27	0,05	0,08	0,23	0,06	0,67	0,06	0,93	-0,23	0,70	0,49
Mn	0,44	0,42	0,33	0,23	-0,08	0,08	0,09	<b>0,56</b>	1,00	0,54	0,16	0,30	0,26	0,16	0,60	0,13	0,49	0,10	0,46	0,41
Fe	<b>0,65</b>	<b>0,96</b>	0,08	-0,10	0,06	-0,09	-0,12	0,27	<b>0,54</b>	1,00	0,20	0,40	0,57	0,11	0,63	0,11	0,27	0,62	0,28	0,32
P	0,06	0,15	0,32	0,41	<b>0,52</b>	-0,26	-0,10	0,05	0,16	0,20	1,00	0,16	-0,06	0,23	0,12	-0,21	0,12	0,35	0,38	0,48
Pb	0,16	0,42	0,23	-0,04	-0,18	0,07	0,16	0,08	0,30	0,40	0,16	1,00	0,36	0,31	0,30	0,31	0,06	0,05	0,04	0,16
Ba	0,35	<b>0,54</b>	0,03	0,01	-0,01	0,11	-0,03	0,23	0,26	<b>0,57</b>	-0,06	0,36	1,00	0,08	0,34	0,09	0,21	0,23	0,01	0,10
S	-0,08	0,14	0,25	0,24	-0,29	<b>0,57</b>	<b>0,72</b>	0,06	0,16	0,11	0,23	0,31	0,08	1,00	0,16	0,20	0,11	-0,05	0,09	0,30
Zn	<b>0,54</b>	<b>0,52</b>	0,49	0,27	-0,06	-0,06	0,15	<b>0,67</b>	<b>0,60</b>	<b>0,63</b>	0,12	0,30	0,34	0,16	1,00	-0,04	0,63	0,16	0,57	0,48
Cl	0,06	0,15	-0,03	-0,09	-0,33	0,06	0,10	0,06	0,13	0,11	-0,21	0,31	0,09	0,20	-0,04	1,00	0,06	-0,26	-0,07	-0,11
Ti	0,33	0,13	0,38	<b>0,70</b>	0,09	0,05	0,15	<b>0,93</b>	0,49	0,27	0,12	0,06	0,21	0,11	<b>0,63</b>	0,06	1,00	-0,14	0,74	0,59
Ruß	0,43	<b>0,69</b>	-0,14	-0,34	0,33	-0,17	-0,28	-0,23	0,10	<b>0,62</b>	0,35	0,05	0,23	-0,05	0,16	-0,26	-0,14	1,00	0,16	0,24
PM10	0,36	0,18	0,34	<b>0,57</b>	0,22	-0,06	0,04	<b>0,70</b>	0,46	0,28	0,38	0,04	0,01	0,09	<b>0,57</b>	-0,07	<b>0,74</b>	0,16	1,00	0,81
PM2.5	0,26	0,26	0,30	<b>0,51</b>	0,22	0,11	0,15	0,49	0,41	0,32	0,48	0,16	0,10	0,30	0,48	-0,11	<b>0,59</b>	0,24	<b>0,81</b>	1,00

Tab. 9.2: Korrelationsmatrix von Elementen an HRV1/HRV2 aus PM10-Filterproben, gravimetrischer Auswertung der Kleinfiltergeräte (PM10 und PM2.5) plus Rußkonzentration aus LÜN-Daten (Anzahl der Werte: 45)

Zur Überprüfung der Eignung von Elementen bzw. der gesamten Datenmatrix zur Durchführung einer Faktorenanalyse wird die sogenannte Anti-Image-Korrelationsmatrix erstellt. In der Anti-Image-Korrelationsmatrix werden die negativen Werte der partiellen Korrelationskoeffizienten ausgewiesen. Wenn das Faktorenmodell geeignet ist, sollten diese Werte nahe bei Null liegen. Ein zusammenfassendes Maß hierfür ist das Kaiser-Meyer-Olkin-Maß (KMO), das folgendermaßen berechnet wird:

$$KMO = \frac{\sum \sum r_{ij}^2}{\sum \sum r_{ij}^2 + \sum \sum a_{ij}^2}$$

$r_{ij}$  ist hierbei der einfache Korrelationskoeffizient zwischen den Variablen  $i$  und  $j$ ,  $a_{ij}$  stellt die partiellen Korrelationskoeffizienten dar (die Variable  $i = j$  wird ausgeschlossen, da hier die Korrelation immer 1 ergibt). Das KMO-Maß erzeugt dabei einen Wert zwischen 0 und 1. Je höher das KMO-Maß, desto besser ist die Datenmatrix für die Faktorenanalyse geeignet. Nach Einteilung des KMO-Maßes in eine Klassifizierung nach sehr guter bis nicht vorhandener Eignung von Variablen für die Faktorenanalyse ergab sich für alle in der Korrelationsmatrix aufgeführten Elemente ein Wert von 0.73, der als „mittelprächtigt“ einzustufen ist.

Ein weiteres Maß für die Angemessenheit der ausgewählten Elemente ist der sogenannte MSA-Wert (Measure of Sampling Adequacy). Er wird ähnlich berechnet wie der KMO-Wert, bezieht sich jedoch auf die Eignung der einzelnen Variablen zur Durchführung der Faktoren-

analyse. Auch hier wird, wie beim KMO-Wert, ein Wert zwischen 0 und 1 erzeugt. Je näher der Wert an 1 liegt, desto besser ist die Variable zur Faktorenanalyse geeignet. Werte unter 0.5 sollten nach Möglichkeit aus der Analyse eliminiert werden. Aufgrund des MSA-Kriteriums wurden Phosphor, Silizium und Chlor aus der Faktorenanalyse eliminiert.

Zur Extraktion der Faktoren wurde die Hauptkomponenten-Analyse ausgewählt. Bei der Hauptkomponentenanalyse (Principal-Component-Analysis) werden lineare Kombinationen der Variablen (hier: Elemente und PM10) gebildet. Der erste Faktor, der bei der Hauptkomponentenanalyse extrahiert wird, ist derjenige, der den größten Teil der Gesamtstreuung aller Variablen erklärt. Da der Faktor in diesem Fall eine „Quelle“ darstellt, repräsentiert dieser Faktor den Anteil dieser Quelle. Der zweite Faktor bildet den zweitgrößten Anteil usw.

Zur „vollständigen Faktorenlösung“ wäre die Anzahl der Quellen gleich der Anzahl der betrachteten Elemente. Zum Erhalt einer „reduzierten Faktorenlösung“ mit einer sinnvollen Anzahl von Quellen und ihrer Interpretierbarkeit, ist es notwendig, ein Abbruchkriterium anzuwenden. Dies kann z.B. die vorherige Festlegung der Anzahl der Quellen sein oder – im allgemeinen verwendet – wenn der Eigenwert des Faktors (Quelle)  $< 1$  ist. Zur Überprüfung eines sinnvollen Abbruchkriteriums dient ein „Screeplot“, der die Eigenwerte der Faktoren („Quellen“) in absteigender Wertigkeit aufführt. **Abb. 9.1** zeigt den anhand der aus der Datenmatrix gebildeten „Screeplot“ der Eigenwerte.

Der „Screeplot“ dient als visuelles Abbruchkriterium. Als Anhaltswert gilt hier der „Knick“, in der die stark fallende Funktion erkennbar abflacht. Anhand dieser Darstellung bietet sich an, vier bzw. fünf Quellen aus der Datenmatrix zu extrahieren. Die Anwendung des Abbruchkriteriums bei einem Eigenwert  $< 1$  ergäbe vier Faktoren „Quellen“. Aus diesem Grund wurde das Abbruchkriterium Eigenwert  $< 1$  zur ersten Extraktion der Faktoren für die Betrachtung der Datenmatrix HRV1/HRV2 PM10 angewandt.

Aus **Tab. 9.3** lässt sich ablesen, dass sich mit den vier extrahierten Faktoren („Quellen“) etwa 75 % der Gesamtvarianz der Daten erklären können, wobei – ohne Berücksichtigung der späteren Orthogonalrotation - Faktor 1 mit etwa 33 % dazu beiträgt, Faktor 2 mit 21 %, Faktor 3 mit 14 %, Faktor 4 mit einem Anteil von 7 % der Gesamtvarianz.

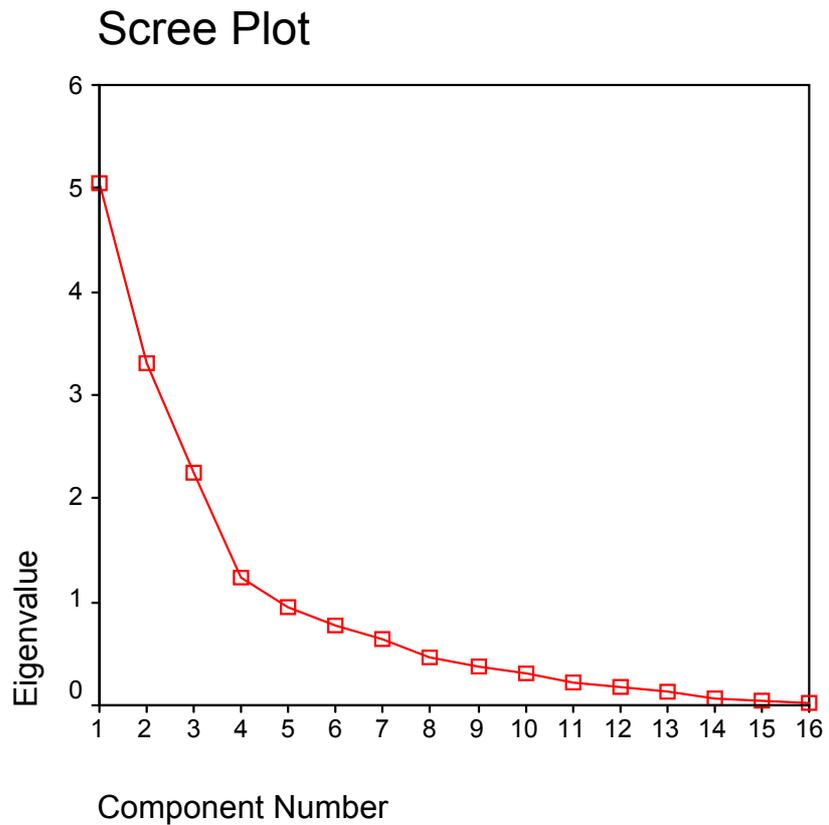


Abb. 9.1: Screeplot der Eigenwerte aus der HRV1/HRV2 PM10 Datenmatrix

Total Variance Explained						
Comp.	Initial Eigenvalues			Extraction Sums of Squared Loadings		
	Total	% of Variance	Cumulative %	Total	% of Variance	Cumulative %
1	5.3	33.2	33.2	5.3	33.2	33.2
2	3.4	21.2	54.3	3.4	21.2	54.3
3	2.3	14.2	68.5	2.3	14.2	68.5
4	1.1	6.8	75.3	1.1	6.8	75.3
5	0.9	5.9	81.1			
6	0.8	4.7	85.8			
7	0.6	3.7	89.7			
8	0.4	2.6	92.2			
9	0.4	2.2	94.4			
10	0.3	1.8	96.7			
11	0.2	1.2	97.4			
12	0.2	1.0	98.4			
13	0.1	0.8	99.1			
14	0.1	0.5	99.6			
15	0.0	0.3	99.9			
16	0.0	0.1	100.0			

Tab. 9.3: Anfängliche Eigenwerte, ihre Varianz und ihr kumulativer Anteil

Zur Beschreibung der „Güte“ oder „Wiederfindung“ der betrachteten Elemente in den Faktoren mit ihren Elementanteilen dient die Kommunalität. Beginnend vor der Faktorenextraktion mit einer Kommunalität von 1 wird die abschließende Kommunalität für jedes Element ermittelt. Die Werte liegen dabei stets zwischen 0 und 1. Liegt der Wert nahe Null, so erklärt keiner der extrahierten Faktoren („Quellen“) den Beitrag dieses Elementes. Werte nahe 1 hingegen bedeuten, dass mit Hilfe der Faktoren das Element gut erklärbar ist. **Tab. 9.4** zeigt die Kommunalität der ausgewählten Elemente, betrachtet für vier Faktoren („Quellen“).

Kommunalität		
	vor Faktoren-Extraktion	nach Faktoren-Extraktion
<b>PM10</b>	1.00	0.79
<b>CR</b>	1.00	<b>0.61</b>
<b>CU</b>	1.00	0.94
<b>K</b>	1.00	0.72
<b>NA</b>	1.00	0.83
<b>MG</b>	1.00	0.77
<b>CA</b>	1.00	0.90
<b>MN</b>	1.00	<b>0.55</b>
<b>FE</b>	1.00	0.94
<b>PB</b>	1.00	<b>0.60</b>
<b>BA</b>	1.00	<b>0.50</b>
<b>S</b>	1.00	0.79
<b>ZN</b>	1.00	0.78
<b>TI</b>	1.00	0.87
<b>AL</b>	1.00	0.86
<b>RUSS</b>	1.00	0.79

Tab. 9.4: Kommunalitäten der Elemente nach der Extraktion von vier Faktoren (Datenmatrix HRV1/HRV2 PM10)

**Tab. 9.4** zeigt, dass bei vier extrahierten Faktoren die meisten Elemente bereits hohe Kommunalitäten aufweisen. Ausnahmen sind hierbei Chrom, Mangan, Blei und Barium, deren Kommunalitäten  $< 0.7$  liegen und damit nur teilweise innerhalb dieser vier Faktoren erklärt werden können.

Ein weiteres Maß für die Güte der Daten ist die Anzahl der zur Verfügung stehenden Daten, die für die Eingangs-Datenmatrix verwendbar sind (hier: Anzahl der Tagesproben). Sie bestimmt unter anderem das Vertrauensmaß für die Faktorladungen der Elemente in den ein-

zelen Faktoren. Je geringer die Anzahl der Tagesproben, desto höher ist das Kriterium der Faktorladungen anzusetzen. Eine Anzahl von 45 analysierten Filterproben lässt als Kriterium eine Nicht-Berücksichtigung der Faktorladungen von 0.2 bis 0.25 zu.

**Tab. 9.5** zeigt die Faktoren („Quellen“), wie sie sich nach der Faktorenextraktion aus den Elementen zusammensetzen. Bei Betrachtung dieser Werte wird die anfangs beschriebene Problematik der negativen Elementenanteile in den Faktoren deutlich, die nicht erklärbar sind. Eine VARIMAX-Orthogonalrotation mit Kaiser-Normalisierung, wie sie mit Hilfe des SPSS-Programmes möglich ist, ergibt die in **Tab. 9.6** beschriebenen Faktoren und die jeweiligen Elemente, die für die einzelnen Faktoren kennzeichnend sind.

<b>Faktoren-Matrix</b>				
	<b>Faktoren</b>			
	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>PM10</b>	0.68	0.29	-0.33	0.37
<b>CR</b>	0.64	-0.42		
<b>CU</b>	0.62	-0.71		
<b>K</b>	0.39	0.70		
<b>NA</b>		0.35	0.77	0.33
<b>MG</b>	0.26	0.51	0.66	
<b>CA</b>	0.77	0.47	-0.29	
<b>MN</b>	0.74			
<b>FE</b>	0.73	-0.62		
<b>PB</b>	0.39	-0.22	0.40	-0.49
<b>BA</b>	0.49	-0.35	0.31	-0.22
<b>S</b>	0.29	0.31	0.77	
<b>ZN</b>	0.87			
<b>TI</b>	0.76	0.46	-0.27	
<b>AL</b>	0.54	0.34		-0.49
<b>RUSS</b>	0.24	-0.75		0.43

Tab.: 9.5: Ergebnis der unrotierten Extraktion von vier Faktoren aus der HRV1/HRV2 PM10 Datenmatrix (Faktorladungen < 0.2 werden unterdrückt)

Rotierte Faktoren-Matrix				
	Faktoren			
	1	2	3	4
PM10	<b>0.84</b>	0.23		
CR	0.30	<b>0.66</b>		0.21
CU		<b>0.95</b>		
K	<b>0.77</b>	-0.28	0.21	
NA			<b>0.90</b>	
MG			<b>0.80</b>	0.25
CA	<b>0.92</b>			0.22
MN	<b>0.52</b>	0.40		0.33
FE		<b>0.92</b>		0.24
PB		0.29		<b>0.69</b>
BA		<b>0.51</b>		0.47
S			<b>0.87</b>	
ZN	<b>0.63</b>	0.45		0.42
TI	<b>0.93</b>			
AL	<b>0.54</b>			<b>0.60</b>
RUSS		<b>0.82</b>		-0.27

Tab. 9.6: Faktorenmatrix nach VARIMAX-Orthogonalrotation und Kaiser-Normalisierung (Faktorenladungen < 0.2 werden unterdrückt)

Nach der VARIMAX-Orthogonalrotation der Faktorenmatrix ist auch die Änderung der Faktoren-Eigenwerte zu berücksichtigen. Die Faktoren-Eigenwerte nach Extraktion und Rotation von vier Faktoren sind in **Tab. 9.7** dargestellt.

Total Variance Explained						
Comp.	Extraction Sums of Squared Loadings			Rotation Sums of Squared Loadings		
	Total	% of Variance	Cumulative %	Total	% of Variance	Cumulative %
1	5.31	33.16	33.16	4.15	25.95	25.95
2	3.38	21.15	54.31	3.78	23.60	49.55
3	2.27	14.21	68.52	2.39	14.95	64.50
4	1.08	6.76	75.27	1.72	10.77	75.27

Tab. 9.7: Anfängliche Faktoren-Eigenwerte und Faktoren-Eigenwerte nach VARIMAX-Rotation (hier: vier extrahierte Faktoren)

### 9.2.5 Ergebnisse

Die Ergebnisse aus der Betrachtung der PM10 - HRV1/HRV2 Datenmatrix mit vier Faktoren lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Anzahl der extrahierten Faktoren: 4

Anzahl ihres jeweiligen Beitrages nach VARIMAX-Orthogonalrotation: 26 %, 24 %, 15 %, 11 %. D.h. 75 % der Gesamtvarianz der Datenmatrix lassen sich mit Hilfe dieser vier Faktoren erklären.

Rotierte Faktor-Matrix					
	Faktoren („Quellen“)				Kommunalität
	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4	
<b>PM10</b>	<b>0.84</b>	0.23			0.79
<b>CR</b>	0.30	<b>0.66</b>		0.21	<b>0.61</b>
<b>CU</b>		<b>0.95</b>			0.94
<b>K</b>	<b>0.77</b>	-0.28	0.21		0.72
<b>NA</b>			<b>0.90</b>		0.83
<b>MG</b>			<b>0.80</b>	0.25	0.77
<b>CA</b>	<b>0.92</b>			0.22	0.90
<b>MN</b>	<b>0.52</b>	0.40		0.33	<b>0.55</b>
<b>FE</b>		<b>0.92</b>		0.24	0.94
<b>PB</b>		0.29		<b>0.69</b>	<b>0.60</b>
<b>BA</b>		<b>0.51</b>		0.47	<b>0.50</b>
<b>S</b>			<b>0.87</b>		0.79
<b>ZN</b>	<b>0.63</b>	0.45		0.42	0.78
<b>TI</b>	<b>0.93</b>				0.87
<b>AL</b>	<b>0.54</b>			<b>0.60</b>	0.86
<b>RUSS</b>		<b>0.82</b>		-0.27	0.79
<b>Eigenwert</b>	<b>4.15</b>	<b>3.78</b>	<b>2.39</b>	<b>1.72</b>	
<b>% der Varianz</b>	<b>26.0</b>	<b>23.6</b>	<b>15.0</b>	<b>10.8</b>	
<b>% kumulierter Anteil</b>	<b>26.0</b>	<b>49.6</b>	<b>64.5</b>	<b>75.3</b>	

Tab. 9.8: Quellen, ihre jeweiligen Beiträge, kennzeichnende Quell-Elemente und ihre Kommunalitäten

Die Faktoren („Quellen“) 1, 2 und 3 geben die bereits aus der Korrelationsmatrix aufgezeigten Cluster sehr gut wieder. Faktor 1 ist gekennzeichnet durch seine hohen Faktorladungen von PM10, Kalium, Kalzium, Titan und den zusätzlichen Anteilen von Mangan, Zink und Aluminium (Cluster 2 und Cluster 3). Dies lässt carbonatische Anteile vermuten, d.h. dieser Faktor ist in erster Linie auf bodenoriginären Staub zurückzuführen, der sich noch nicht mit dem „Straßenstaub“ vermischt hat. Nicht erklärbar an dieser Stelle ist jedoch die hohe Faktorladung von Zink in diesem Faktor. In der Literatur wird Zink den Quellen Reifenabrieb, Bremsabrieb (Stechmann, 1993) oder auch der Verbrennung (Müllverbrennung, fossile Brennstoffe) (Dodd et al., 1991; Baumbach et al., 1992) zugeordnet. Die hohe Ladung für PM10 lässt vermuten, dass dieser Faktor im allgemeinen einen hohen Einfluss auf die Varianz der PM10-Konzentration hat.

Faktor 2 ist durch die Elemente Chrom, Kupfer, Eisen und Ruß gekennzeichnet, sowie mit geringeren Faktorladungen von PM10, Mangan, Blei, Barium und Zink (Cluster 1, 5 und 6). Als typische Kupferquelle für eine verkehrsnahen Station ist der Bremsabrieb von Fahrzeugen bekannt. Zieht man Elementuntersuchungen von Stechmann (1993) heran, so enthalten nicht asbesthaltige Bremsbeläge auch nicht vernachlässigbare Elementgehalte für Eisen, Blei und Zink. Aus den vorgenommenen Untersuchungen der Elementzusammensetzung des Straßenmaterials, des Grünstreifens und des Straßenstaubes ist im Vergleich festzustellen, dass eine Anreicherung (Kriterium: Die Elementkonzentration Straßenstaub ist um mindestens 2 mal höher als die Elementkonzentration Straßenmaterial bzw. Grünstreifen) u. a. für die Elemente Kupfer, Zink und Blei vorliegt. Weiterhin ist über Cluster 6 auch eine hohe Faktorladung für Ruß in Faktor 2 festzustellen. Ruß an einer verkehrsnahen Station ist Dieselfahrzeugen zuzuordnen, insbesondere trifft dies für schwere Nutzfahrzeuge zu. Es ist anzunehmen, dass es sich bei Faktor 2 um eine „Mix-Quelle“ handelt. Zum einen ist die hohe Faktorladung für Ruß auf Auspuffemissionen von Dieselfahrzeugen zurückzuführen, zum anderen deuten die Faktorladungen der weiteren Elemente auf die in erster Linie fahrzeuginduzierte Resuspension von Straßenstaub hin. Die Faktorladung für PM10 lässt vermuten, dass auch dieser Faktor einen, jedoch geringeren, Einfluss auf die Varianz der PM10-Konzentration hat.

Faktor 3 gibt praktisch das aus der Korrelationsmatrix gebildete Cluster 4 wieder. Der Faktor ist bestimmt durch Natrium, Magnesium und Schwefel. Natrium und Magnesium sind zusammen mit Chlor klassische Seesalzpartikel. Eine weitere Möglichkeit wäre Streusalz. Da die Filterproben zwischen April und August gewonnen wurden, ist die Annahme des Streusalzes als bestimmender Anteil des Faktors weitgehend auszuschließen. Seesalz allein als

Faktorinterpretation erklärt jedoch nicht den Anteil des Schwefels im Faktor. Hier ist daher von einem Mischfaktor auszugehen. Schwefel ist in Form des Sulfats ein typischer sekundär-ionischer Anteil. Es ist daher anzunehmen, dass Faktor 3 ein Mix aus Seesalz- und Sekundärionen-Ferneintrag darstellt.

Faktor 4 zeigt hohe Ladungen für Blei und Aluminium, sowie weitere geringere Ladungen für eine Anzahl von Elementen, u. a. Barium, Zink und Mangan. Blei, Barium, Mangan und Zink deuten auf Auspuff- und Abriebsemissionen v. a. von Benzinfahrzeugen hin. Die relativ hohe Faktorladung für Aluminium lässt sich jedoch nicht unbedingt den Fahrzeugemissionen zuordnen, so dass vermutet werden kann, dass es sich bei Faktor 4 um eine Mix-Quelle handelt, die sowohl Anteile von Auspuffemissionen, jedoch auch unbestimmte weitere Anteile einer Aluminium dominierten Quelle enthält.

### 9.2.6 Weitere Berechnungen

Der Eigenwert von Faktor 4, bei Extraktion von insgesamt vier Faktoren, beträgt nach der VARIMAX-Orthogonalrotation 1.72. Dies legt die Vermutung nahe, dass sich weitere Faktoren, die nach einer VARIMAX-Orthogonalrotation einen Eigenwert  $> 1.0$  aufweisen, extrahieren lassen. Durch Variation der Faktoren-Extraktionskriterien wurde deshalb nicht mehr ein anfänglicher Eigenwert  $> 1.0$  als Kriterium festgelegt, sondern dass nach VARIMAX-Rotation ein Eigenwert  $> 1.0$  vorliegen muss. Mit Hilfe dieses Kriteriums ließen sich sechs Faktoren („Quellen“) extrahieren, die insgesamt 86 % der Gesamtvarianz erklären. Die Faktorladungen nach Rotation, deren Eigenwerte und Varianzen sind in **Tab. 9.9** zusammengefasst.

Feststellbar ist, dass die Extraktion zweier weiterer Faktoren auf die ersten drei Faktoren praktisch keinen Einfluss haben. Faktor 4 aus **Tab. 9.8** spaltet sich nun in drei Faktoren auf. Faktor 4 (**Tab. 9.9**) mit den hohen Faktorladungen von Aluminium und Zink, sowie weiteren Ladungen für Kalzium, Chrom, Magnesium, Mangan und Titan ist vermutlich eine weitere Quelle bodenoriginären Staubes. Im Fall von Faktor 4 (**Tab. 9.9**) dominieren tonmineralische Anteile. Die Elemente Chrom und Zink in diesem Faktor erschweren die Interpretation und legen daher die Vermutung nahe, dass es sich hier nicht um einen reinen bodenoriginär-tonmineralischen Faktor handelt.

Faktor 5 (**Tab. 9.9**) ist dominiert vom Element Blei, mit weiteren, jedoch geringeren, Faktorladungen für die Elemente Kupfer, Eisen, Mangan, Barium und Schwefel. Faktor 5 entspräche hier weitgehend der Interpretation aus anderen Veröffentlichungen (z. B. Hüglin, 2000) für Direkteintrag aus dem Verkehr über Auspuffemissionen und kraftfahrzeugspezifischer Abriebe (z. B. Bremsen, Kupplung).

Rotierte Faktoren-Matrix							
	Faktoren („Quellen“)						
	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4	Faktor 5	Faktor 6	Kommunalität
PM10	<b>0.82</b>	0.29				-0.28	0.85
CR		<b>0.68</b>		0.44	-0.21	0.28	0.81
CU		<b>0.90</b>			0.27	0.24	0.95
K	<b>0.85</b>	-0.30					0.85
NA			<b>0.88</b>	-0.23			0.86
MG			<b>0.87</b>	0.39			0.94
CA	<b>0.87</b>			0.37		0.24	0.94
MN	0.45	0.39		0.36	0.26		<b>0.58</b>
FE		<b>0.87</b>			0.26	0.28	0.95
PB					<b>0.88</b>		0.88
BA		0.35			0.25	<b>0.81</b>	0.86
S			<b>0.86</b>		0.29		0.85
ZN	<b>0.50</b>	0.45		<b>0.55</b>			0.80
TI	<b>0.92</b>			0.21			0.92
AL	0.31			<b>0.85</b>			0.85
RUSS		<b>0.87</b>					0.85
Eigenwert	<b>3.6</b>	<b>3.5</b>	<b>2.4</b>	<b>1.8</b>	<b>1.2</b>	<b>1.2</b>	
% der Varianz	<b>22.6</b>	<b>22.0</b>	<b>14.7</b>	<b>11.3</b>	<b>7.8</b>	<b>7.3</b>	
Kummulierte %	<b>22.6</b>	<b>44.6</b>	<b>59.4</b>	<b>70.7</b>	<b>78.5</b>	<b>85.8</b>	

Tab. 9.9: Extraktion von sechs Faktoren und VARIMAX-Orthogonalrotation

Faktor 6 weist eine hohe Ladung für das Element Barium auf mit weiteren Faktorladungen der Schwermetalle Chrom, Kupfer und Eisen, sowie einer negativen Faktorladung für die PM10-Konzentration. Anhand der Literatur lässt sich Barium als ein Bestandteil von Kfz-Bremsbelägen einordnen. Dies ist jedoch weitgehend bereits durch Faktor 5 erklärt. In direkter Umgebung der Göttinger Straße befindet sich eine lokale Quelle, die den industriellen Prozessen zuzuordnen ist (Lohnhärterei). Typisch für diese industrielle Quelle dürfte insbesondere das Element Barium sein (NLÖ, 2003), so dass sich Faktor 6 als ein Quellbeitrag der nahen Industriequelle interpretieren ließe. Die negative Faktorladung für PM10 weist darauf hin, dass diese Quelle insbesondere hohe Anteile an der PM10-Immissionsituation aufweist, wenn die PM10-Konzentration niedrig ist. Insgesamt sind jedoch negative Faktoren, insbesondere für Elemente, kaum erklärbar.

Mit Hilfe der Annahme von sechs Quellen (Faktoren) verbessern sich die Kommunalitäten einiger Elemente, insbesondere Chrom, Blei und Barium teilweise erheblich. Auch ist der mit insgesamt vier Faktoren nicht eindeutig interpretierbare Faktor 4 (**Tab. 9.8**) bei einer Wahl von insgesamt sechs Faktoren (**Tab. 9.9**) erklärbar.

Die Faktorenextraktion weist auch nach VARIMAX-Rotation negative Faktoren auf, die kaum erklärbar sind. Methoden, um Negativfaktoren vermeiden zu können, sind z.B. in Paatero (1996) und Hueglin (2000) beschrieben. Sie dienen der genaueren Charakterisierung und Quellprofilerstellung, sind aber für eine Abschätzung der Quellen und ihres mittleren Beitrages zur PM<sub>x</sub>-Situation nicht zwingend notwendig.

### 9.2.7 Zusammenfassung

Zusammenfassend lässt sich anhand der Hauptkomponentenanalyse mit VARIMAX-Rotation und Kaiser-Normalisierung folgendes festhalten:

- Nach dem statistisch üblichen Abbruchkriterium (Anfangs-Eigenwerte der Faktoren müssen größer 1 sein) ließen sich vier Faktoren ermitteln, die etwa 75 % der Datenmatrix erklären.
- Faktor 1 (**Tab. 9.8**) lässt sich anhand der zuvor gewonnenen Erkenntnisse aus den Analysen der Straßenstäube als Straßenstaubresuspension sowie Auspuffemissionen von Dieselfahrzeugen interpretieren. Es wird angenommen, dass die Resuspension des Straßenstaubs in erster Linie durch den Verkehr, insbesondere den Schwerlastverkehr mit Dieselmotoren, verursacht wird und daher Faktor 1 mit einem Anteil von etwa 24 % als Quelle dem Verkehr zuzuordnen ist.
- Faktor 4 (**Tab. 9.8**) lässt sich aufgrund der vorliegenden elementaren Zusammensetzung und der Kenntnisse aus der Literatur als Mix aus hauptsächlich Bremsenabrieb und direkter Auspuffemission deuten, sowie einer nicht erklärbarer Faktorladung für Aluminium. Faktor 4 lässt sich mit einem Anteil von etwa 11 % daher teilweise dem Verkehr zuordnen.
- Die Faktoren 2 und 3 (**Tab. 9.8**) sind nicht dem Verkehr zuzuordnen. Welche Einflüsse davon aus der direkten Umgebung stammen, ist an dieser Stelle nicht endgültig zu klären. Hierzu sind weitere, eingehendere Betrachtungen notwendig. Zu klären wäre an dieser Stelle beispielsweise, ob und falls ja mit welchem Anteil die Erosion bzw.

Korrosion von Gebäuden oder Gebäudebestandteilen festzustellen sind oder ob es beispielsweise rezeptornahe Bautätigkeiten gab.

- Eine weitergehende Analyse der Datenmatrix zur Ermittlung weiterer Faktoren („Quellen“) ergab eine bessere Interpretation für den Faktor 4 aus **Tab. 9.8**. Faktor 4 (**Tab. 9.9**) ist weitgehend durch tonmineralische Anteile bestimmt, Faktor 5 (**Tab. 9.9**) lässt sich dem Verkehr, hauptsächlich den Benzinfahrzeugen zuordnen, Faktor 6 (**Tab. 9.9**) ist als der Einfluss einer nahen lokalen, barium-dominierten Industriequelle erklärbar.

Die Abschätzung des Verkehrs-Anteils an der Gesamt-PM10-Belastung mit Hilfe der Faktorenanalyse mit VARIMAX-Rotation beruht auf der Annahme, dass die betrachteten Elemente alle möglichen PMx-Quellen hinreichend genau erfassen. PMx-Quellen, die sich jedoch in erster Linie aus Elementen zusammensetzen, die hier nicht analysiert wurden, würden in ihren Anteilen an dieser Stelle nicht berücksichtigt werden. Als Beispiel sei an dieser Stelle auf Hüglin (2000) verwiesen. Hier wurde ein „Thallium-Faktor“ als Quelle festgestellt, der sich im wesentlichen aus Thallium und Anteilen von Arsen zusammensetzt und der Zementindustrie bzw. dem Ferntransport zugeordnet wurde. Da Thallium und Arsen nicht analysiert wurden, würde auch eine solche Quelle nicht identifiziert werden. In diesem Falle würde sich der Anteil des Verkehrs an der PM10-Belastung relativ dazu reduzieren. Zur Klärung dieser Fragestellung besteht weiterer Untersuchungsbedarf.

### **Fazit:**

Faktor 2 trägt mit 24 % (bei vier Faktoren, **Tab. 9.8**) zur Varianz der Daten bei, Faktor 4 zu einem Anteil von etwa 11 %. Faktor 2 ist direkt dem Verkehr zuzuordnen, Faktor 4 zu einem hohen Anteil. Damit liegt der mittlere Anteil des Verkehrsbeitrages zur PM10-Immission an HRV1/HRV2 aus den analysierten Filterproben zwischen 30 und 35 %. Etwa 25 % der PM10-Gesamtvarianz sind bei der Wahl von vier Faktoren nicht erklärt.

Bei einer Wahl von sechs Faktoren (**Tab. 9.9**) lassen sich zwei Faktoren direkt dem Verkehr zuordnen (Faktor 2 und Faktor 5). Der Anteil des Verkehrsbeitrages lässt sich bei der Wahl von sechs Faktoren daher mit 30 % abschätzen. Bei der Wahl von sechs Faktoren sind etwa 15 % der PM10-Gesamtvarianz durch die reduzierte Faktorenlösung nicht erklärt.

## **10 URSACHENANALYSE, STAND DER TECHNIK, MINDERUNGSMASSNAHMEN**

Zuvor wurde gezeigt, dass die Hauptursache der PM10-Belastungen in der Göttinger Straße neben der Vorbelastung der dortige Verkehr ist. Die PM10-Emissionen dieses Verkehrs setzen sich zusammen aus auspuff- und nicht auspuffbedingten Emissionen, z.B. Aufwirbelung. Im Folgenden wird auf die Ursachen dieser Emissionen eingegangen und auf ihre zeitliche Entwicklung entsprechend Stand der Technik bis zum Jahr 2005. Anschließend werden für die Göttinger Straße denkbare Minderungsmaßnahmen für die Emissionen aufgeführt.

### **10.1 Ursachenanalyse**

Die Ursachenanalyse für die Zusatzbelastung infolge Emissionen der Göttinger Straße kann sich auf die dort emittierten sogenannten primären Partikel beschränken. Sekundäre Partikel bilden sich durch Umwandlungsprozesse aus gasförmig aus dem Auspuff emittierten Substanzen wie Schwefel- und Stickstoffoxidverbindungen oder organischen Kohlenwasserstoffverbindungen. Diese spielen für die PM10-Zusatzbelastung hier praktisch jedoch keine Rolle weil für diese Umwandlungsprozesse einige Stunden Zeit erforderlich sind. Diese Zeit ist jedoch nicht vorhanden.

Die Emissionen in der Göttinger werden im wesentlichen beeinflusst von

- Verkehrsaufkommen
- Fahrweise der Fahrzeuge
- Zusammensetzung der Fahrzeugflotte
- Auspuffbedingte Emissionsfaktoren sowie den
- nicht auspuffbedingten Emissionsfaktoren.

Alle diese Parameter werden bezüglich potentieller Minderungsmaßnahmen für die Emissionen in Abschnitt 10.2 angesprochen. Zuvor werden zwecks näherer Erläuterung die Parameter auspuffbedingte Emissionsfaktoren (Abschnitt 10.1.1) und nichtauspuffbedingte Emissionsfaktoren (Abschnitt 10.1.2) gesondert diskutiert.

#### **10.1.1 Auspuffbedingte Emissionsfaktoren, Stand der Technik**

Die Ursachen auspuffbedingter Emissionen und der Stand der Technik bezüglich ihrer Entwicklung bis zum Jahr 2005 stellt sich wie folgt dar.

### 10.1.1.1 Ursachenanalyse

Primäre auspuffbedingte Partikel haben ihre Ursache in unvollständiger Verbrennung in Dieselmotoren. Sie bestehen aus Ruß (EC) und unvollständig verbrannten Kohlenwasserstoffen (OC). Benzinmotoren haben im allgemeinen deutlich geringere, in der Praxis vernachlässigbare, Partikelemissionen als Dieselmotoren.

### 10.1.1.2 Stand der Technik bzgl. Verringerung der Emissionsfaktoren

#### **Abgasgesetzgebung**

Für die Motoren in Personen- und Lastkraftwagen bestehen derzeit EU-weite verbindliche Abgasnormen, näheres siehe **Tab. 10.1**. Das hat zur Folge, dass der auspuffbedingte Emissionsfaktor des Fahrzeugmixes in der Göttinger Strasse im Jahr 2005 noch 60 % des Wertes aus dem Jahr 2001 haben wird.

<b>Jahr</b>	<b>1990</b>	<b>1993</b>	<b>1996</b>	<b>2001</b>	<b>2006</b>	<b>2009</b>
Stufe	EURO 0	EURO 1	EURO 2	EURO 3	EURO 4	EURO 5

Tab. 10.1: Zeitpunkt des Inkrafttretens der verschiedenen EURO Stufen für Emissionsgrenzwerte von Kraftfahrzeugmotoren

#### **Flankierende Maßnahmen**

Zusätzlich zur Abgasgesetzgebung gibt es diverse flankierende Maßnahmen zur Senkung der auspuffbedingten Emissionen. Einige der aus dem Experimentierstadium herausgekommenen Verfahren werden nachfolgend kurz benannt.

##### **a) Schwefelarmer Kraftstoff**

Die Einführung schwefelarmen Kraftstoffs und seine steuerliche Förderung zum 1.1.2003 ist von der Bundesregierung beschlossen. Dieser Kraftstoff fördert die Einsatzmöglichkeiten von Partikelfiltern, denn die Wirkung des Schwefels im Kraftstoff beeinträchtigt bisher deren Wirkung. Außerdem wird dies der Autoindustrie ermöglichen, neue Motorkonzepte mit geringeren Partikelemissionen auf den Markt zu bringen. Zusätzlich wird erwartet, dass der Betrieb bisher auf dem Markt befindlicher Fahrzeuge mit schwefelärmerem Kraftstoff zu Verringerungen der Partikelemissionen führt.

##### **b) Partikelfilter**

Partikelfilter eliminieren weitgehend die auspuffbedingten Partikelemissionen, sie sind jedoch nicht gesetzlich vorgeschrieben. Die Einführung des Dieselußfilters bzw. gleichwertiger

Technik wird derzeit von der Bundesregierung steuerlich gefördert, sofern die Fahrzeuge die EURO-4-Grenzwerte einhalten. Steuerbefreiungen von bis zu 614,- Euro sind möglich.

### c) Alternativer Kraftstoff Erdgas

Die Partikelemissionen sind bei einem Erdgasmotor deutlich geringer als bei herkömmlichen Benzin- und vor allem Dieselmotoren. Die Umrüstung eines Benzinmotors ist jedoch mit erheblichen Kosten verbunden (ca. 3.000,- Euro), außerdem besteht Tankstellenmangel. Deutschlandweit gibt es derzeit (Stand: 25.09.2002) 334, in Niedersachsen und Bremen 36, in Hannover zwei Autogas-Tankstellen (DVFG, 2002). Es ist jedoch erklärtes Ziel der Bundesregierung, den Anteil an erdgasbetriebenen Fahrzeugen zu steigern. Dazu wurde einerseits beschlossen, die Mineralölsteuerbegünstigung für Erdgas als Kraftstoff bis 2020 zu verlängern. Andererseits fördert die Bundesregierung den Einsatz von Erdgasfahrzeugen, z.B. mit dem durch das BMU geförderten Projekt "Tausend Umwelntaxis für Berlin". Siehe <http://www.tut-berlin.de/> Zusätzlich hat die Gaswirtschaft zugesagt hat, bis 2006 das Tankstellennetz in Deutschland flächendeckend auszubauen,

### d) Alternativer Kraftstoff Biodiesel

Grundsätzlich lässt sich ein Dieselmotor direkt oder mit geringen Modifikationen mit Biodiesel betreiben. Die Partikelemissionen werden beim Einsatz von Biodiesel gegenüber fossilem Diesel deutlich reduziert (siehe **Tab. 10.2**). Der dortige Begriff „Originaleinstellung“ bedeutet, dass bei diesen Untersuchungen keine Veränderungen am Motor vorgenommen wurden, sondern in der Optimaleinstellung für fossilen Dieselkraftstoff gefahren wurde. Der Begriff „Biodieseleinstellung“ kennzeichnet die Optimaleinstellung für einen Biodieseltreibstoff. Derzeit befindet sich Rapsölmethylester unter dem Begriff Biodiesel im Tankstellenverkauf. In Hannover gibt es derzeit drei Tankstellen, an denen auch Biodiesel erhältlich ist (UFOP, 2002), in Norddeutschland sind es ca. 300, in Deutschland gesamt etwa 1 000 (bei ca. 16000 Tankstellen insgesamt).

	HC	NO <sub>x</sub>	CO	PM	BE
Diesel	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Originaleinstellung	9,3 %	130 %	26 %	36 %	115 %
Biodieseleinstellung	25 %	99 %	34 %	79 %	118 %

Tab. 10.2: Emissionsfaktoren eines mit Biodiesel betriebenen Motors im Vergleich zur Emission bei Betrieb mit fossilem Diesel (Pischinger, 2002).  
BE=Kraftstoffverbrauch

### e) Alternatives Antriebskonzept Hybridantrieb

Bisher sind Fahrzeuge mit Elektroantrieb in vernachlässigbarer Anzahl im Verkehr zu finden. In Deutschland werden Elektroautos derzeit nicht an Privatpersonen angeboten, aber Toyota bietet mit dem Prius ein Hybridfahrzeug an. Dieses Fahrzeug verfügt sowohl über einen Elektromotor als auch über einen herkömmlichen Benzinmotor. Je nach Fahrzustand arbeitet einer oder beide Motoren. Der Verbrauch des Prius wird mit 3.5 l/100km angegeben, die Partikelemissionen sind entsprechend gering.

#### 10.1.2 Nicht auspuffbedingte Emissionsfaktoren, Stand der Technik

Wie bei der Gesamtemissionsbestimmung der Göttinger Straße festgestellt, sind die nicht auspuffbedingten Emissionen der Göttinger Straße höher als die auspuffbedingten.

##### 10.1.2.1 Ursachenanalyse

Nicht auspuffbedingte Emissionen entstehen in erster Linie durch aufgewirbelten Staub. Dieser kann seine Herkunft aus vielerlei Quellen haben. Eine Quelle kann der Eintrag von Staub auf die Straße sein durch von außerhalb auf die Straßenoberfläche herabfallendes oder eingebrachtes Material. Er kann durch Abrieb der Fahrbahnoberfläche sowie durch Fahrzeugabriebe (Reifen, Kupplungs- und Bremsbeläge, Katalysator) verursacht werden. Dieser Anteil wird einerseits direkt emittiert, andererseits wird er zunächst als Straßenstaub abgelagert und erst dann emittiert. **Abb.10.1** gibt einen Überblick über die wichtigsten Einflussgrößen.

Die Parameter, welche die nicht auspuffbedingten Emission bestimmen sind derzeit nur andeutungsweise bekannt. Die in die gängige Emissionsberechnung eingehenden Parameter (vgl. Kap. 8) sind das mittlere Gewicht der Fahrzeugflotte, die (zumeist unbekannt) Feinstaubbelastung der Fahrbahn in  $\text{g/m}^2$  und die Anzahl der jährlichen Regentage. Es wird vermutet, dass weitere Parameter wie Material der Straßenoberfläche, Zustand der Straßenoberfläche, Fahrmuster etc. wichtig sind. Hier besteht aber noch Forschungsbedarf.

##### 10.1.2.2 Stand der Technik bzgl. Emissionsentwicklung

Initiativen zur Möglichkeit der Minderung der Fahrzeugabriebe in Sinne einer Minderung der Partikelemissionen sind den Autoren nicht bekannt, außer den ständigen erfolgreichen Anstrengungen der Reifen- und Belagshersteller, ihren Produkten eine möglichst große Lebensdauer zu geben.

Zur Minimierung der Staubaufwirbelung wird die Göttinger Straße regelmäßig mit Kehrmaschinen gereinigt. Sonst gibt es keine bereits bestehenden Maßnahmen oder Planungen.

Neben der Straßenreinigung ist die „natürliche“ Reinigung durch Abspülprozesse bei Regen zu berücksichtigen. In der Literatur (z.B. Stechmann, 1993) wird die Akkumulation des Straßenstaubes auf der Straßenoberfläche und ihr Abtrag durch Regenereignisse oder Straßenreinigung qualitativ beschrieben. Der tatsächliche Erfolg der Straßenreinigung ist jedoch unbekannt.

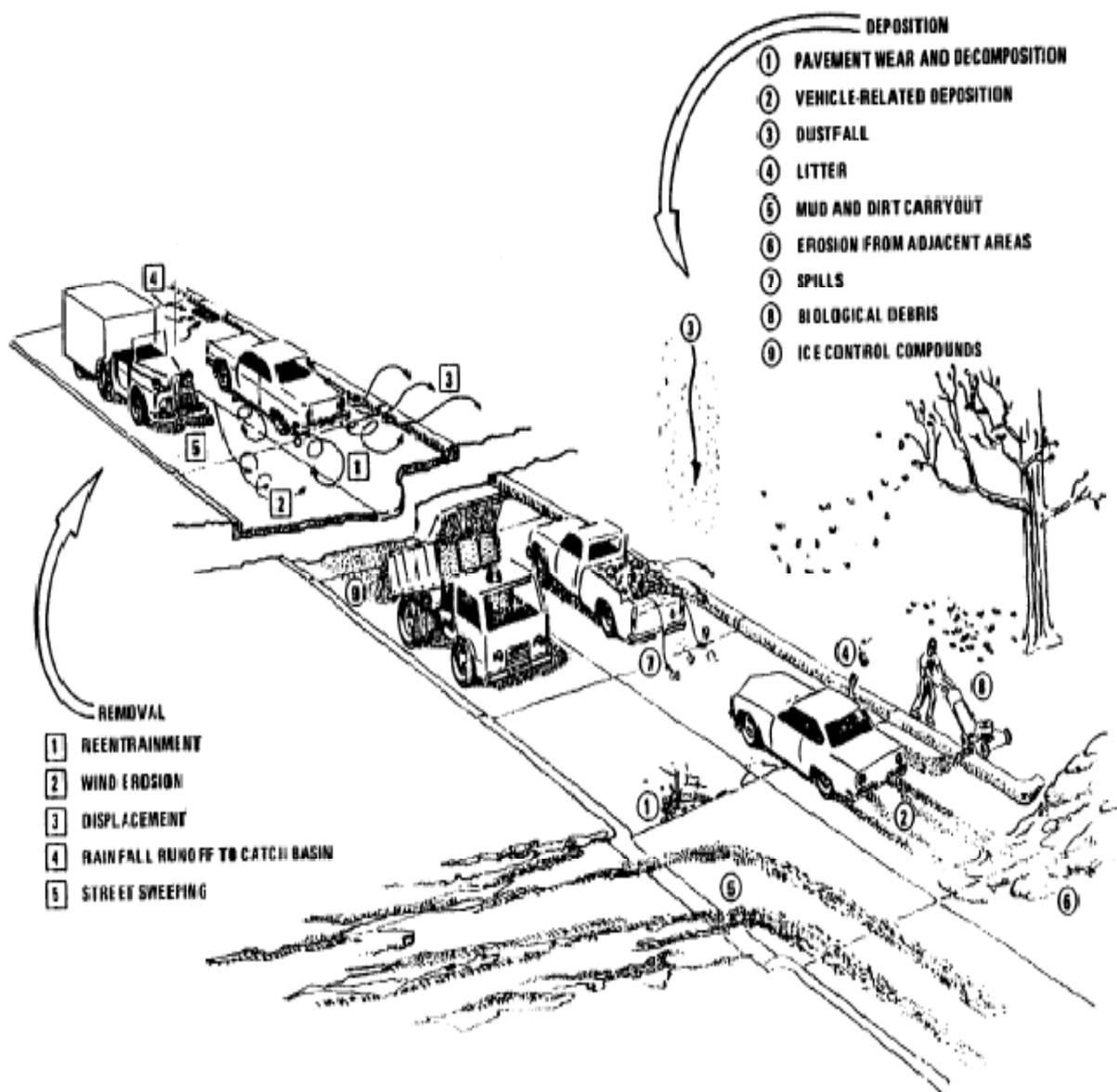


Abb. 10.1: Partikelein- und -austragsprozesse. Quelle US-EPA (2002)

Es ist also damit zu rechnen, dass sich der nicht auspuffbedingte Emissionsfaktor der Göttinger Straße in den kommenden Jahren nicht ändern wird. Damit könnte sich eine Entwicklung einstellen wie in **Abb. 10.2** gezeigt. Der auspuffbedingte Emissionsfaktor geht bis 2005, wie zuvor erläutert, auf ca. 60 % der Werte von 2001 zurück. Der wesentlich größere Emissionsfaktor infolge Staubaufwirbelung bleibt jedoch unverändert. Dadurch sinkt der Emissionsfaktor der Göttinger Straße infolge auspuff- und nicht auspuffbedingter Emissionen 2005 nur auf ca. 92 % des Wertes von 2001 zurück.

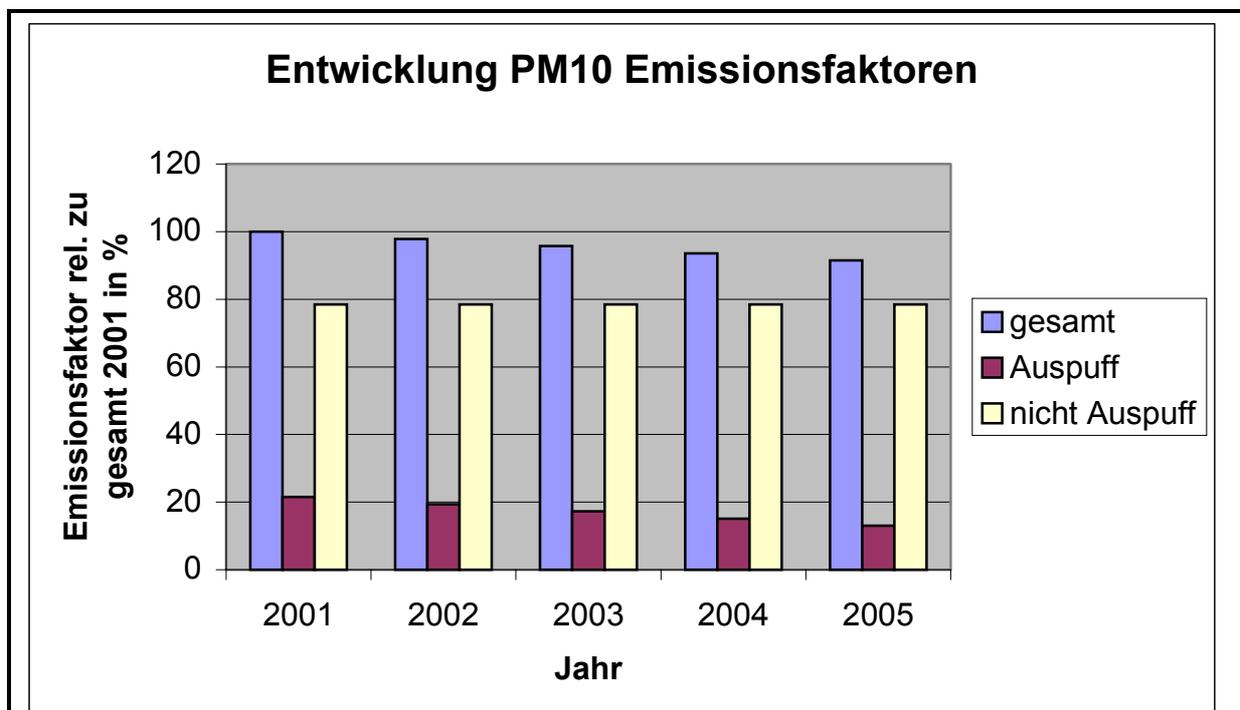


Abb. 10.2: Entwicklung der PM10 Emissionsfaktoren zwischen 2001 und 2005. LKW Anteil 8 %, Verkehrssituation HVS3.

## 10.2 Minderungsmaßnahmen

Im Folgenden wird eingegangen auf Möglichkeiten zur Emissionsminderung in der Göttinger Strasse, die über den Stand der Technik hinausgehen. Dabei wird unterteilt in Maßnahmen bezüglich folgender Punkte:

- Verkehrsaufkommen (**Tab. 10.3**)
- Fahrweise der Fahrzeuge (**Tab. 10.4**)
- Zusammensetzung der Fahrzeugflotte und Emissionsfaktoren der Motoren der Fahrzeugflotte (**Tab. 10.5**) sowie
- nicht auspuffbedingte Emissionen (**Tab. 10.6**).

Die Maßnahmen werden in Anlehnung an den LAI-Bericht „Maßnahmenplanung“ (LAI, 2001) aufgezeigt mit der dortigen ersten qualitativen Einschätzung bzgl. deren möglicher Wirksamkeit. Bisher durchgeführte Diskussionen über solche Einschätzungen zeigen, dass die Wirksamkeit von Maßnahmen nur schwer allgemeingültig angegeben werden kann, deshalb wurde auch eine aller erste Einschätzung für die Göttinger Straße angehängt. Diese muss jedoch noch vertiefend mit den entsprechenden Fachleuten diskutiert werden. Als Anhaltspunkte für die Einschätzung wurde dabei auch eine Untersuchung der LfU Baden-Württemberg (1996) zur „Wirksamkeit emissionsmindernder Maßnahmen“ beachtet. Eine detaillierte (quantitative) Betrachtung ist nur nach detaillierter Untersuchung der Einzelmaßnahmen möglich. Eine Abschätzung des Aufwandes für die Umsetzung der Maßnahmen konnte im vorliegenden Projekt nicht berücksichtigt werden. Jederzeit anzustrebende Maßnahmen wie Förderung des Umsteigens auf ÖPNV oder Fahrrad, verbesserte logistische Konzepte etc. wurden nicht aufgeführt, ebenfalls nicht Radikallösungen wie Einbahnstraßenregelung, gerade/ungerade Kennzeichen, gebietsbezogene Maut etc.

<b>Maßnahme</b>	<b>Qualitative Einschätzung</b>	<b>Wirksamkeit allgemein</b>	<b>Brauchbarkeit für Göttinger Straße</b>
Verkehrsleit- oder Managementsysteme	Abhängig von deren Umsetzung. Insbesondere dann wirksam, wenn Fahrleistungen auf kritischen Strecken (Straßenschlucht oder Straße mit temporär schlechter Durchlüftung) reduziert, aber keine neuen Betroffenheiten auf anderen Strecken geschaffen werden. Achtung: Teilweise konträr zum Ziel der CO <sub>2</sub> -Minderung!	++	+++
Öffnung von Umgehungsstraßen	Mittel bis hoch, da im Allgemeinen dadurch weniger Betroffenheiten zu verzeichnen sind.	+++	müsste geprüft werden
Gebietsbezogene Verkehrsverbote und -beschränkungen	mittel bis hoch, je nach dem wie groß die Reduzierung der Verkehrsmengen ist, insbesondere beim Schwerverkehr und welche Ausnahmeregelungen getroffen werden.	+++	++

Tab. 10.3: Maßnahmen zur Reduzierung der PM10-Immissionen durch Reduktion des Verkehrsaufkommens in der Göttinger Straße und erster Versuch einer qualitativen Bewertung der Wirksamkeit. Bewertungssynonyme: + = gering, ++ = mittel, +++ = hoch, (??) = Wirkung derzeit unklar. Bewertung nur nach derzeit vorliegenden Hinweisen/Tendenzen. In Anlehnung an LAI (2001).

<b>Maßnahme</b>	<b>Qualitative Einschätzung</b>	<b>Wirksamkeit allgemein</b>	<b>Brauchbarkeit für Göttinger Straße</b>
Verstetigung des Verkehrsflusses	Derzeit unklar, da Quantifizierung nicht befriedigend möglich. Bei Auspuffemissionen sind Reduktionen aufzeigbar. Im Emissionsmodell für den relevanten Anteil von Aufwirbelung ist derzeit die Abhängigkeit vom Verkehrsfluss nicht berücksichtigt. Es wird aber vermutet, dass bei gleichmäßigem Verkehrsfluss verminderte PM10-Emissionen zu erwarten sind.	+ (??)	++ (??)
Beschränkung der Geschwindigkeit in Zusammenhang mit Verstetigung der Fahrweise. Eventuell nur temporär.	Derzeit unklar, Quantifizierung nicht befriedigend möglich. Bei Auspuffemissionen sind Reduktionen aufzeigbar. Im Emissionsmodell für den relevanten Anteil von Aufwirbelung/Abrieb ist derzeit die Abhängigkeit von der Fzg.-Geschwindigkeit nicht berücksichtigt. Es gibt aber erste Hinweise, dass bei niedrigeren Fahrzeuggeschwindigkeiten niedrigere PM10-Emissionen bei diesen Quellanteil auftreten können.	++ (??)	++ (??)
Intelligente Steuerung Fußgängerampeln	Derzeit unbekannt	Nicht betrachtet	++
Vermeidung von Staus, die von Kreuzungen aus in schlecht belüftete Straßenschluchten hineinreichen	Derzeit unbekannt	Nicht betrachtet	Ist in Göttinger Str. Fahrtrichtung Nord am Deister Platz der Fall, siehe Abschnitt 3.4.
Anzeige der gefahrenen Geschwindigkeit	Derzeit unbekannt	Nicht betrachtet	+

Tab. 10.4: Maßnahmen zur Reduzierung der PM10-Immissionen durch Modifikation der Fahrweise der Fahrzeuge in der Göttinger Straße und erster Versuch einer qualitativen Bewertung der Wirksamkeit. Bewertungssynonyme: + = gering, ++ = mittel, +++ = hoch, (??) = Wirkung derzeit unklar. Bewertung nur nach derzeit vorliegenden Hinweisen/Tendenzen. In Anlehnung an LAI (2001).

Maßnahme	Qualitative Einschätzung	Wirksamkeit allgemein	Brauchbarkeit für Göttinger Straße
Im ÖPNV nur noch Einsatz von sehr schadstoffarmen Fahrzeugen	Eher gering, wenn der MIV und der Schwerverkehr unverändert bleiben. Diese Auspuffemission ist nur ein sehr geringer Teil der PM10-Gesamtemission. Relevant sind nach derzeitigem Wissen die Aufwirbelung und die Abriebe.	+	(+)
Fahrverbote für nicht schadstoffarme PKW-Altfahrzeuge	Abhängig vom Anteil dieser Fahrzeuge an der Gesamtfahrzeugflotte. Dieser ist bereits jetzt sehr gering und sinkt weiter. Der Spielraum für Emissionsminderungen sinkt mit der Höhe des Anteils schadstoffgeminderter Fahrzeuge. Da Anteil der PM10-Auspuffemissionen an PM10-Gesamtemission im Innerortsbereich derzeit bei ca. 50 % mit abnehmender Tendenz liegt, muss eine generelle Verkehrsvermeidung angestrebt werden. Wirkung sehr gering.	(+)	(+)
Fahrverbote für leichte und schwere Nfz sowie Busse (kein ÖPNV)	Hohe Wirkung. Vorliegende Untersuchungen deuten darauf hin, dass die PM10-Emissionen (inklusive Abriebe und Aufwirbelung) eines schweren Nutzfahrzeuges derzeit im Innerortsbereich ca. 25mal höher liegen als die eines PKW.	+++	Wäre wohl hilfreich, siehe <b>Abb. 8.10 unten</b> , ist aber wohl unrealistisch
Förderung Umstieg auf schwefelarmen Kraftstoff/Biodiesel	Beispiel Kopenhagen. Eher hoch. Wahlin et al. (2001).	Nicht betrachtet	+
Förderung Partikelfilter	Derzeit unbekannt. Eher hoch.	Nicht betrachtet	+
Förderung Ausbau Tankstellennetz Erdgas/Biodiesel	Derzeit unbekannt. Eher hoch.	Nicht betrachtet	+
Förderung Umstieg auf Erdgas/Biodiesel-Fahrzeuge (Taxis, Stadtbusse)	Derzeit unbekannt. Eher hoch.	Nicht betrachtet	+
Förderung Umstieg auf Hybridfahrzeuge	Derzeit unbekannt. Eher hoch.	Nicht betrachtet	+

Tab. 10.5: Maßnahmen zur Reduzierung der PM10-Immissionen durch Änderung der Zusammensetzung der Fahrzeugflotte und des auspuffbedingten Emissionsfaktors der Fahrzeuge in der Göttinger Straße und erster Versuch einer qualitativen Bewertung der Wirksamkeit. Bewertungssynonyme: + = gering, ++ = mittel, +++ = hoch, (??) = Wirkung derzeit unklar. Bewertung nur nach derzeit vorliegenden Hinweisen/Tendenzen. In Anlehnung an LAI (2001).

Maßnahme	Qualitative Einschätzung	Wirksamkeit allgemein	Brauchbarkeit für Göttinger Straße
Verbesserung/ Änderung des Straßenbelages	Derzeit ist die Quantifizierung des Einflusses des Straßenbelages mit großen Unsicherheiten behaftet. Nach heutigen Erkenntnissen wird aber davon ausgegangen, dass das Emissions-Minderungspotential beim Übergang von schlechten Straßenbelag zu guten sehr groß ist. Es besteht aber erhöhter Forschungsbedarf, um diesen Einfluss zu quantifizieren und ggf. die geeignetsten Beläge festzulegen.	+++ (?)	Einführung Betondecke wohl unrealistisch
Vertiefte Straßenreinigung	Wirkung ist derzeit noch unklar. Ist wahrscheinlich abhängig vom eingesetzten Gerät, der Art der Reinigung, der Häufigkeit aber auch vom Zustand der Straße (bei schlechtem Zustand wird Effekt eventuell größer sein als bei sehr gutem Zustand). In der Literatur werden positive, aber auch negative Effekte genannt. Im Allgemeinen wird aber eine positive Wirkung bei Nassreinigungen der Straßen erwartet.	++ (??)	wäre zu untersuchen
Erhöhung Frequenz Straßenreinigung	Abschnitt 7.3.1 zeigt: Bereits nach 1 Tag ist Staubbelastung Rinne zu über 50 %, Staubbelastung Fahrbahn zu ca. 30 % wieder erreicht. Forschungsbedarf nötig.	Nicht betrachtet	+?
Einbeziehung zusätzlicher Flächen in Straßenreinigung	Abschnitt 7.3.1 zeigt: Rinnen und Parkbuchten sind bevorzugte Staubreservoir. Straßenreinigung auf Parkbuchten erweitern. Forschungsbedarf nötig.	Nicht betrachtet	+?

Tab. 10.6: Maßnahmen zur Reduzierung der PM10-Immissionen durch Änderung des nicht auspuffbedingten Emissionsfaktors in der Göttinger Straße und erster Versuch einer qualitativen Bewertung der Wirksamkeit. Bewertungssynonyme: + = gering, ++ = mittel, +++ = hoch, (??) = Wirkung derzeit unklar. Bewertung nur nach derzeit vorliegenden Hinweisen/Tendenzen. In Anlehnung an LAI (2001).

## 11 ZUSAMMENFASSUNG UND FAZIT

In der Richtlinie 1999/30/EG werden u.a. für Partikel PM<sub>10</sub> Immissionsgrenzwerte festgelegt, die ab einem bestimmten Zeitpunkt eingehalten werden müssen. In der Göttinger Straße in Hannover werden diese Werte derzeit überschritten, die Messungen zeigen, dass auch zukünftig Überschreitungen zu befürchten sind. Im Sinne einer Maßnahmenplanung galt es daher den Ursprung der Partikel PM<sub>10</sub> zu untersuchen.

Vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLÖ) wurde eine Studie in Auftrag gegeben zur detaillierteren Untersuchung der Entstehungsmechanismen der Feinstaubimmissionen im Straßenraum der Göttinger Straße in Hannover.

### Vorgehensweise

Die Erfassung der für die Untersuchung erforderlichen immissionsseitigen Verhältnisse erfolgten im Zeitraum April 2002 bis August 2002. Ergänzend zu den BETA-Staubmonitoren wurden Messungen mit Kleinfiltergeräten (24 h-Probennahme) an verschiedenen Standorten im Straßenraum und an der Station HRSW auf dem Dach des NLÖ-Gebäudes in der Göttinger Straße durchgeführt. Die Filter wurden gravimetrisch und bzgl. der Inhaltsstoffe ausgewertet. Vom Straßenmaterial (Asphalt) wurden ebenfalls Proben entnommen und analysiert.

Die Größenverteilung der emittierten und in der Straßenschlucht aus den Vorläufersubstanzen gebildeten Fein- und Feinststäuben wurden zeitaufgelöst mittels zweier optischer Partikelzähler innerhalb der Straßenschlucht und auf dem Dach (städtischer Hintergrund) erfasst und verglichen. Diese Messungen erfolgten während zweier Intensivmessphasen von jeweils ca. 14 Tage Dauer.

Da sich die Emissionen PM<sub>x</sub> im Straßenbereich zusammensetzen aus Anteilen der direkten Auspuffabgase und Anteilen durch Aufwirbelung des sich auf der Straßenoberfläche befindenden Staubes sowie Beiträge, die von außen in den Straßenraum eingetragen werden, galt es, die einzelnen Komponenten zu erfassen. Zur Ermittlung des verfügbaren Staubbelages wurden an insgesamt vier Terminen Straßenabsaugungen vorgenommen und daraus die PM<sub>75</sub>- und PM<sub>10</sub>-Anteile sowie die Inhaltsstoffe bestimmt. Die Emissionsanteile aus den Auspuffabgasen können über eine Emissionsmodellierung auf der Basis vorhandener Verkehrszahlen und entsprechender Emissionsfaktoren (UBA, 1999) beschrieben werden.

Mit den Ergebnissen aus den zuvor dargestellten Untersuchungen liegen die Eingangsinformationen für eine Ursachenanalyse vor. Diese erfolgt nach zwei unterschiedlichen Methoden. Zum einen anhand von Ausbreitungsrechnungen, zum anderen unter Zuhilfenahme der Rezeptormodellierung.

Für die Ausbreitungsmodellierung wird die Göttinger Straße und die nähere Umgebung detailliert mit einem numerischen Strömungs- und Ausbreitungsmodell abgebildet. Die PM10-Emissionen werden mit einem dem Stand der Technik entsprechenden Emissionsmodell bestimmt, mit Hilfe des Ausbreitungsmodells werden die Immissionen berechnet. Diese werden verglichen mit den gemessenen Immissionen, anhand einer Sensitivitätsbetrachtung diskutiert und Rückschlüsse bzgl. des Verkehrsanteils an der Gesamtfinstaubbelastung geliefert.

Als zweite unabhängige Methode wurde die Rezeptormodellierung durchgeführt. Als Eingangsdaten wurden die Inhaltsstoffe der Staubbelastungen der Filter und des Straßentaubes verwendet. Aus deren Spektrum wurden diejenigen Inhaltsstoffe ausgewählt, die für bestimmte Emissionsquellen spezifisch sind, keine chemische Änderung erfahren und somit Rückschlüsse auf die jeweilige Quelle ermöglichen.

Im Rahmen einer Sensitivitätsbetrachtung wurden die Einflüsse der einzelnen Parameter wie z.B. Anzahl PKW, mittleres Gewicht PKW, Anteil LKW am Verkehr, mittleres LKW-Gewicht etc. näher betrachtet und mit Blick auf Maßnahmen diskutiert.

Aufbauend auf den zuvor ausgeführten Betrachtungen wurde eine Ursachenanalyse durchgeführt und diskutiert. Diese liefert die Grundlagen zur Erstellung eines Maßnahmenkataloges zur Reduzierung der PM10-Immissionen im Bereich der Göttinger Straße als typisches Beispiel für ein städtisches Quartier.

## **Ergebnisse**

Die stichprobenartigen Messungen mit den Kleinfiltergeräten bestätigten die vom Lufthygienischen Überwachungssystem Niedersachsen kontinuierlich erfassten Werte. Eine Hochrechnung der jährlichen Überschreitung aus diesen Messungen führt zu ähnlichen Überschreitungswerten.

Die Straßenabsaugungen lieferten für die Göttinger Straße vergleichsweise hohe Staubbelastungswerte. Obgleich es sich hier um einen neuwertigen Straßenbelag handelt, ergaben sich ähnlich hohe Werte wie für Straßen mit beschädigten Oberflächen. Diese hohen Bela-

dungen können teilweise auf die vergleichsweise hohen LKW-Anteile zurückzuführen sein, die für einen stärkeren Abrieb der Straßenoberfläche sorgen. Allerdings sind die LKW-Anteile nicht so hoch, dass hiermit die hohen Werte alleine begründbar wären.

Der Vergleich der Inhaltsstoffe aus dem Straßenmaterial und des Straßenstaubes ergab, dass maximal 2/3 des Straßenstaubes aus dem Straßenabrieb resultieren. Eine Schranke nach unten konnte nicht angegeben werden.

Die Rezeptormodellierung gab Hinweise auf vier bzw. sechs dominante Quellen. Dabei konnten zwei direkt dem Verkehr zugeordnet werden, die einen Anteil von ca. 30 - 35 % der PM10-Gesamtemissionen ausmachen.

Die Ausbreitungsrechnungen lieferten befriedigende Übereinstimmung zwischen den prognostizierten und gemessenen Immissionen. Die Abweichungen zwischen Messung und Rechnung lagen innerhalb der zulässigen Schwankungsbreiten nach 22. BImSchV. Die Rechnungen wurden für PM10 und zum Vergleich für NO<sub>x</sub> durchgeführt. Der Vergleich der berechneten NO<sub>x</sub>-Immissionen mit den prognostizierten PM10-Immissionen lässt den Rückschluss zu, dass das verwendete PM10-Emissionsmodell hier zu befriedigenden Ergebnissen führt. Der Anteil der auspuffbedingten PM10-Emissionen an den gesamten Kfz-bedingten Emissionen liegt in der Göttinger Straße bei ca. 20 %. Der Verkehr in der Göttinger Straße trägt zum PM10-Immissionswert zu ca. 35-40 % bei.

Es zeigte sich durch die Sensitivitätsanalyse, dass die PM10-Emissionen sehr stark vom LKW-Anteil und dem mittleren LKW-Gewicht geprägt werden und dass hier Angriffspunkte für Minderungspotential gegeben sind.

Die Fahrzeuggeschwindigkeit fließt in die derzeitige Emissionsberechnung für PM10 nicht ein. Es ist zu erwarten, dass bei größerer Fahrgeschwindigkeit mehr Feinstaub der Straßenoberfläche aufgewirbelt wird als bei Fahrzeugen mit geringerer Fahrgeschwindigkeit. Es wäre wünschenswert, wenn eine Überarbeitung der EPA-Formel auch die mittlere Fahrgeschwindigkeit berücksichtigen würde, um diesen Parameter beim Thema Emissionsminderungsmaßnahmen berücksichtigen zu können.

Es wurden allgemeine Minderungsmaßnahmen diskutiert, unterschieden nach den Quelltermen auspuffbedingte Emissionen und nichtauspuffbedingte Emissionen. Dabei wurde für beide Terme jeweils unterschieden zwischen zukünftigen Verringerungen der Emissionsfaktoren entsprechend dem Stand der Technik aus heutiger Sicht und darüber hinaus gehende

Maßnahmen. Diese Minderungsmaßnahmen wurden diskutiert und für eine Anwendung in der Göttinger Straße beurteilt. Es gibt bzgl. der Quantifizierung der Wirkungen solcher Minderungsmaßnahmen bisher aber kaum belastbare Informationen.

### **Fazit**

Die PM10-Immissionen in der Göttinger Straße werden mit einem Anteil von 30 - 40 % verursacht durch den Verkehr in der Göttinger Straße. Die PM10-Verkehrsemissionen resultieren zu ca. 20 % aus den Auspuffabgasen und zu ca. 80 % aus dem aufgewirbelten Material. Dieses Material wiederum resultiert zu max. 2/3 aus Straßenabrieb, ein Minimalwert konnte nicht angegeben werden. Der Rest ist bedingt durch Reifen-, Kupplungs- und Bremsabrieb der durchfahrenden Fahrzeuge sowie durch sonstige Verschmutzungen (Schmutz durch Reifen, Abwehung von Ladungen etc.). Die hohen Anteile der LKW am Verkehr liefern einen wesentlichen Beitrag zu den hohen PM10-Immissionswerten. Andere dominante Quellen außer dem Verkehr konnten nicht ausgemacht werden. Die Auswirkungen von Minderungsmaßnahmen können derzeit mangels belastbarer Informationen nicht quantifiziert werden, sie sind im Einzelfall zu untersuchen.

## 12 LITERATUR

22. BImSchV (2002): Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte). BGBl. I, Nr. 60, S. 3626 vom 17.09.2002.
- Baumbach, G. (1992): Luftreinhaltung. Entstehung, Ausbreitung und Wirkung von Luftverunreinigungen - Messtechnik, Emissionsminderung und Vorschriften, 2. Aufl., Springer-Verlag, Berlin.
- BImSchG (2002): Bundes-Immissionsschutzgesetz, Stand 1990, Siebtes Gesetz zur Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes vom 11.09.2002.
- BUWAL (2001): PM10: Fragen und Antworten zu Eigenschaften, Emissionen, Immissionen, Auswirkungen und Maßnahmen, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 29. März 1991, 39 S.
- Cercasov, V., A. Pantelica, M. Salagean and H. Schreiber (1998): Comparative evaluation of some pollutants in the airborne particulate matter in Eastern and Western Europe: two-city study, Bucharest – Stuttgart, Environmental Pollution 101 (1998) pp. 331-337.
- DIN 18123 (1996): Baugrund, Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung der Korngrößenverteilung, Beuth Verlag GmbH, 10772 Berlin.
- DIN EN 12341 (1999): Luftbeschaffenheit. Ermittlung der PM10-Fraktion von Schwebstaub. Referenzmethode und Feldprüfverfahren zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Messverfahren und Referenzmessmethode, Beuth Verlag GmbH, 10772 Berlin.
- DIN V ENV 13005 (1999): Leitfaden zur Angabe der Unsicherheit beim Messen; Deutsche Fassung ENV 13005:1999, Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN ISO 14956 (2002): Luftbeschaffenheit - Beurteilung der Eignung eines Messverfahrens durch Vergleich mit einer geforderten Messunsicherheit (ISO 14956:2002); Deutsche Fassung EN ISO 14956:2002, Beuth Verlag, Berlin.
- DIN ISO 11222 (2002): Luftbeschaffenheit - Ermittlung der Unsicherheit von zeitlichen Mittelwerten von Luftbeschaffenheitsmessungen (ISO 11222:2002), Beuth Verlag, Berlin.

- Dockery, D. W., C. A. Pope III, X. Xu, J. D. Spengler, J. H. Ware, M. E. Fay, B. G. Ferris Jr. and F. E. Speizer (1993): An association between air pollution and mortality in six U. S. cities, *The New England J. Medicine* Vol. 329, N° 24, Massachusetts Medical Society.
- Dodd, A. D., J. M. Ondov and G. Tuncel (1991): Multimodal Size Spectra of Submicrometer Particles Bearing Various Elements in Rural Air. *Environmental Science* 25 (1991) pp. 890-903.
- Dröscher, F. (1989): Vorkommen und Eintrag von atmosphärischen Partikeln in Waldbestände, Universität Stuttgart, Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen – Abteilung Reinhaltung der Luft, Bericht Nr. 18.
- Düring, I., Jacob, J., Lohmeyer, A., Lutz, M., Reichenbaecher, W., 2002: Estimation of the "non exhaust pipe" PM10 emissions of streets for practical traffic air pollution modeling. 11th International Symposium Transport and air pollution. VKM-THD, University of Technology, Graz. Proceedings, Volume 1, 309-316.
- DVFG (Deutscher Verband Flüssiggas e. V.) (2002), Internet-Website: <http://www.dvfg.de>
- Eberspächer, H., Schreiber, H. (1976): Über die Röntgenfluoreszenzanalyse von Aerosol-Präparaten, *X-Ray Spectrometry* 5 (1976) pp. 49-54.
- EPA (1993): Compilation of Air Pollution Emission Factors Documentation for AP-42, Section 13.2.1, Paved Roads. Appendix C.1: Procedures for Sampling Surface Dust Loading and Appendix C.2: Procedures for Laboratory Analysis of Surface Loading Samples.
- Fissan, H. (1998): Vortrag im Rahmen des UBA-Fachgesprächs Korngrößenverteilung von Staubemissionen < PM2.5 und < PM10 vom 27.01.1998, Umweltbundesamt, Berlin.
- Fitz, D.R. (1998): Evaluation of street sweeping as a PM10 control method. Final Report. Prepared for the Mobile Source Pollution Review Committee (MSRC) Under the AB 2766 Discretionary Fund Work Program South Coast Air Quality Management District, January 29, 1998. College of Engineering, Univ. of California, Riverside.
- Harrison, R. and J. Yin (2000): Particulate matter in the atmosphere: which particle properties are important for its effects on health?, *The Science of the Total Environment* 249 (2000).
- Heits, B., Helmholz, E., Rienecker, H., van der Meulen, A., van Straalen, D., van Elzakker, B.G. (2003): Field comparison of the air quality monitoring networks of the Netherlands

- and Lower Saxony (Germany)", Hrsg.: NLÖ, Reihe Nachhaltiges Niedersachsen, Band 22 (2003), ISSN 0949-8265.
- Heits (2002): Persönliche Mitteilung von Hr. Dr. Heits, NLÖ, Hannover.
- Hopke, P. K. (1991): Receptor modeling for air quality management, Elsevier, Amsterdam.
- Horst, P. (1941): A non graphical method for transforming an arbitrary factor matrix into a simple structure factor matrix, Psychometrika No. 6 (1941) pp. 79-99.
- Hueglin, C. (2000): Anteil des Straßenverkehrs an den PM10- und PM2.5-Immissionen. Chemische Zusammensetzung des Feinstaubes und Quellzuordnung mit einem Rezeptormodell. Berichte des NFP 41 "Verkehr und Umwelt", Bericht C4, Bern 2000.
- Klingenberg, H., Schürmann, D., Lies, K.-H. (1991): Dieselmotorabgas - Entstehung und Messung. In: VDI-Bericht Nr. 888, S. 119-131.
- Kuhlbusch, T. A. J., A. C. John and H. Fissan (2001): Diurnal variations of aerosol characteristics at a rural measuring site close to the Ruhr-Area, Germany, Atmospheric Environment 35 Suppl. No. 1 (2001) S13-S21
- Kühlwein, J. (2001): Persönliche Mitteilung. Universität Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft (IER).
- LAI (2001): Maßnahmenkatalog für Aktions- und Maßnahmepläne. Erstellt von der Ad hoc-AK „Maßnahmenplanung“ des LAI, Schlussbericht vom 2.10.2001.
- LfU Baden-Württemberg (1996): Emissionsmindernde Maßnahmen im Straßenverkehr, Handbuch zur Beurteilung der Wirksamkeit, Karlsruhe 1996.
- Lohmeyer, A., Düring, I. (2001): Validierung von PM10-Immissionsberechnung im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Feinstaubausbildung von Straßen. Auftraggeber: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin und Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden. Bericht des Ing.-Büro Lohmeyer, Karlsruhe und Dresden, Juni 2001. Herunterladbar unter [www.Lohmeyer.de/literatur.htm](http://www.Lohmeyer.de/literatur.htm).
- LÜN-Jahresbericht (2001): Lufthygienisches Überwachungssystem Niedersachsen. LÜN-Jahresbericht 2000, ISSN 0940-1776, LÜN-Jahresbericht 2002 unter [www.nloe.de](http://www.nloe.de).

- NLÖ (1993): Luftschadstoffbelastungen in Straßenschluchten. LÜN-Sonderbericht (1993), ISSN 0945-4187.
- NLÖ (1998): 20 Jahre Lufthygienisches Überwachungssystem Niedersachsen – Datenkatalog zur Luftgüte in Niedersachsen 1978 – 1997. Hrsg.: NLÖ, Reihe Nachhaltiges Niedersachsen, Band 7 (1998), ISSN 0949-8265.
- NLÖ (2003): Persönliche Mitteilung vom 20.01.2003 von Herrn Dr. Giesen, NLÖ, Hannover.
- Paatero, P. and U. Tapper (1994): Positive Matrix Factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values, *Environmetrics* 5 (1994) pp. 111-126.
- Pischinger, R. (2002): Kurzfassung zum Altener-Projekt “Neue Märkte für Biodiesel in modernen Common Rail Diesel Motoren“, Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik, Technische Universität Graz, Internet-Veröffentlichung: <http://fvkma.tu-graz.ac.at/ie4/html/biodiesel.html>.
- Rauterberg-Wulff, A. (2000): Untersuchung über die Bedeutung der Staubaufwirbelung für die PM10-Immission an einer Hauptverkehrsstraße. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, TU Berlin, Fachgebiet Luftreinhaltung, Januar 2000.
- Richtlinie 96/62/EG (1996): Richtlinie des Rates vom 23.09.1996 über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 21.11.1996, Nr. L 296/55.
- Richtlinie 1999/30/EG (1999): Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22.04.1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 29.06.1999, Nr. L 163/41 ff.
- Richtlinie 2000/69/EG (2000): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. November 2000 über Grenzwerte für Benzol und Kohlenmonoxid in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 13.12.2000, Nr. L 313/12 ff.
- Richtlinie 2000/3/EG (2002): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Februar 2002 über den Ozongehalt der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 09.03.2002, Nr. L 67/14.

- Sieker, F.; Grottker, M. (1988): Beschaffenheit von Straßenoberflächenwasser bei mittlerer Verkehrsbelastung. Universität Hannover, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtsch. Wasserbau. In: Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 530, 1988. Hrsg. Bundesminister für Verkehr, Abt. Straßenbau, Bonn-Bad Godesberg.
- Stechmann, H. (1993): Charakterisierung kraftfahrzeugspezifischer partikelförmiger Emissionen und Quantifizierung ihrer Beiträge zu Aerosolen und Gewässerverunreinigungen. Dissertation. Institut für Anorganische und Angewandte Chemie der Universität Hamburg. Schriftenreihe Analytik.
- UBA (1995) (Hassel, D., Jost, P., Weber, F.J., Dursbeck, F.): Abgas-Emissionsfaktoren von Nutzfahrzeugen in der Bundesrepublik Deutschland für das Bezugsjahr 1990. Abschlussbericht. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Luftreinhaltung. UBA-FB 95-049. UBA-Berichte 5/1995.
- UBA (1999): HBEFA Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Version 1.2/Januar 1999. INFRAS AG, Bern/Schweiz, Hrsg.: Umweltbundesamt, Berlin.
- UFOP (Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen e.V.) (2002), Website: <http://www.ufop.de>.
- UniTerra (1999): Häufigkeit der Elemente in der Erdkruste nach Rutherford, Website: [http://www.uniterra.de/rutherford/tab\\_hauf.htm](http://www.uniterra.de/rutherford/tab_hauf.htm)
- US-EPA (2002): AP-42, Section 13.2.1 Paved Roads. See [www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/index.html](http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/index.html).
- VDI 3783 Blatt 9 (2002): Prognostische mikroskalige Windfeldmodelle – Evaluierung für Gebäude- und Hindernisumströmung. Verein Deutscher Ingenieure, Postfach 101139, Düsseldorf. Beuth Verlag GmbH, 10772 Berlin.
- VDI 4202 Blatt 1 (2002): Mindestanforderungen an automatische Immissionsmess-einrichtungen bei der Eignungsprüfung - Punktmessverfahren für gas- und partikelförmige Luftverunreinigungen. Verein Deutscher Ingenieure, Postfach 101139, Düsseldorf. Beuth Verlag GmbH, 10772 Berlin.
- Wahlin, P., F. Palmgren and R. van Dingenen (2001): Experimental studies of ultrafine particles in streets and the relationship to traffic. Atmospheric Environment, 35, No. 1 (2001) S63-S69.

**A KORRELATIONEN ZWISCHEN DEN MESSWERTEN OPSIS UND DEN MESSWERTEN DER ANDEREN STATIONEN**

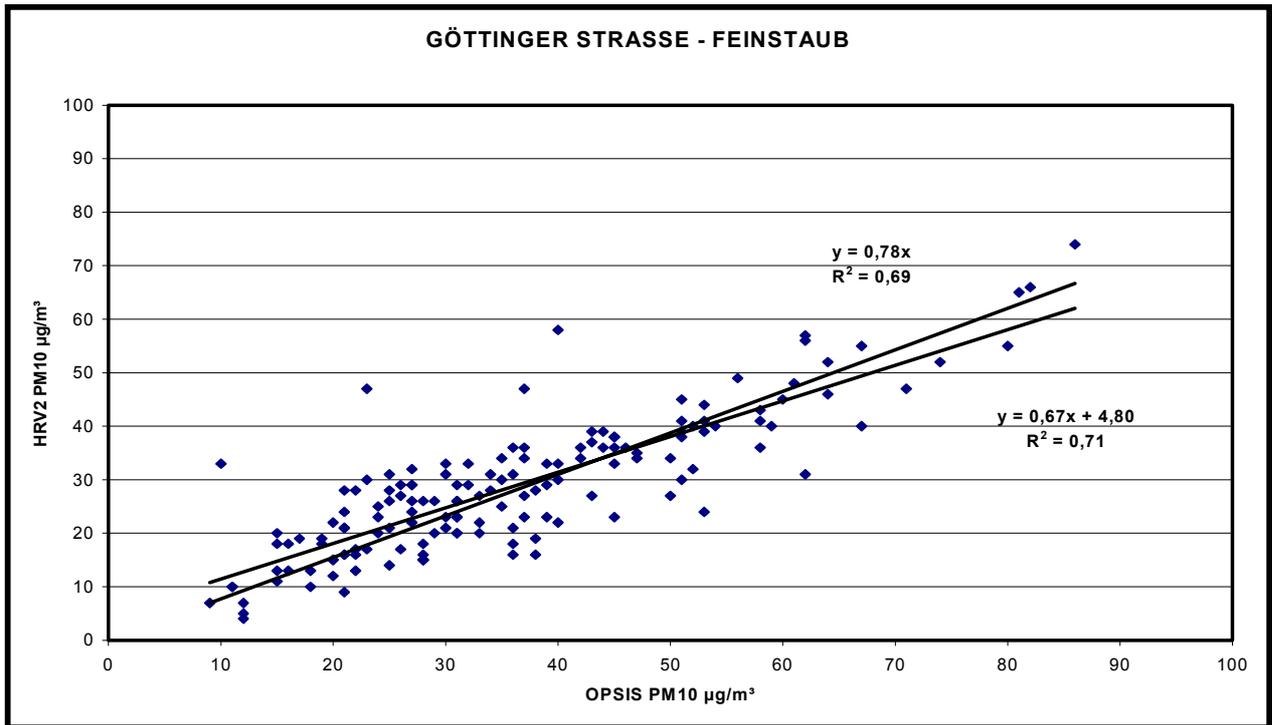


Abb. A1: Korrelation zwischen OPSIS und Station HRV2 für PM10

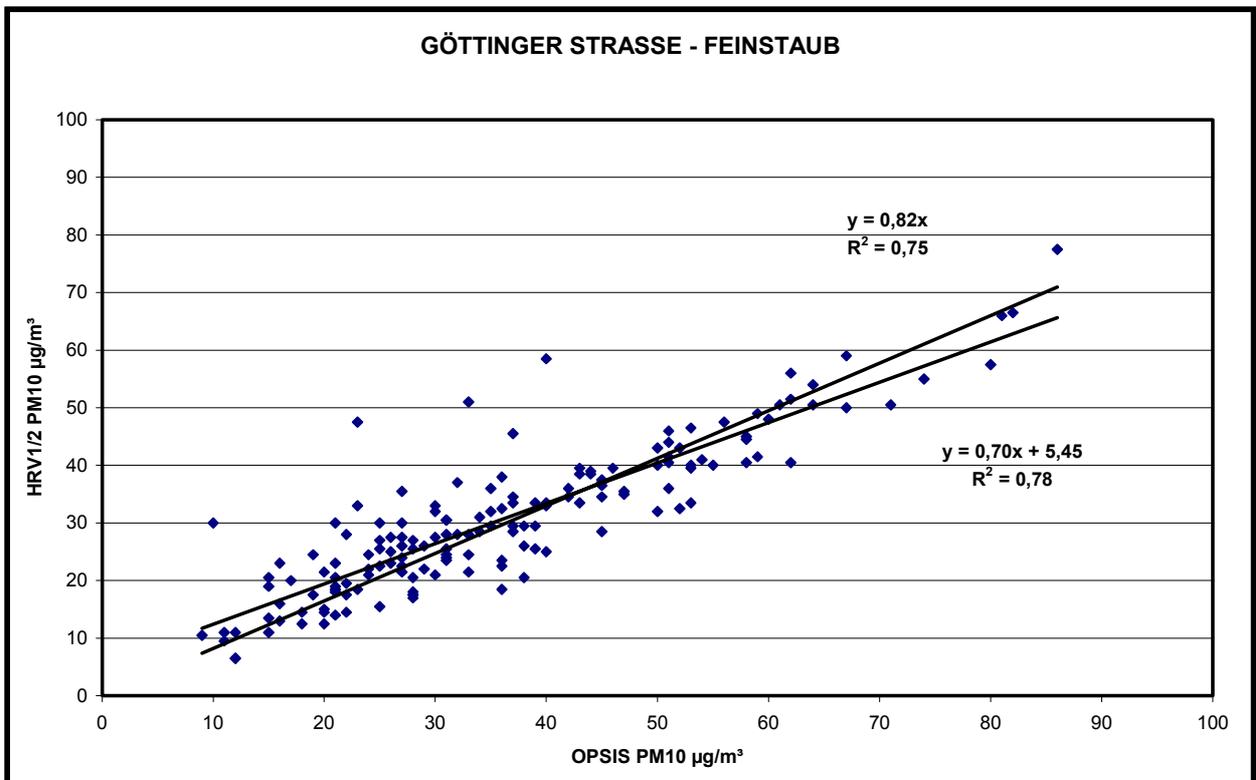


Abb. A2: Korrelation zwischen OPSIS und der gemittelten Werte der Stationen HRV1 und HRV2

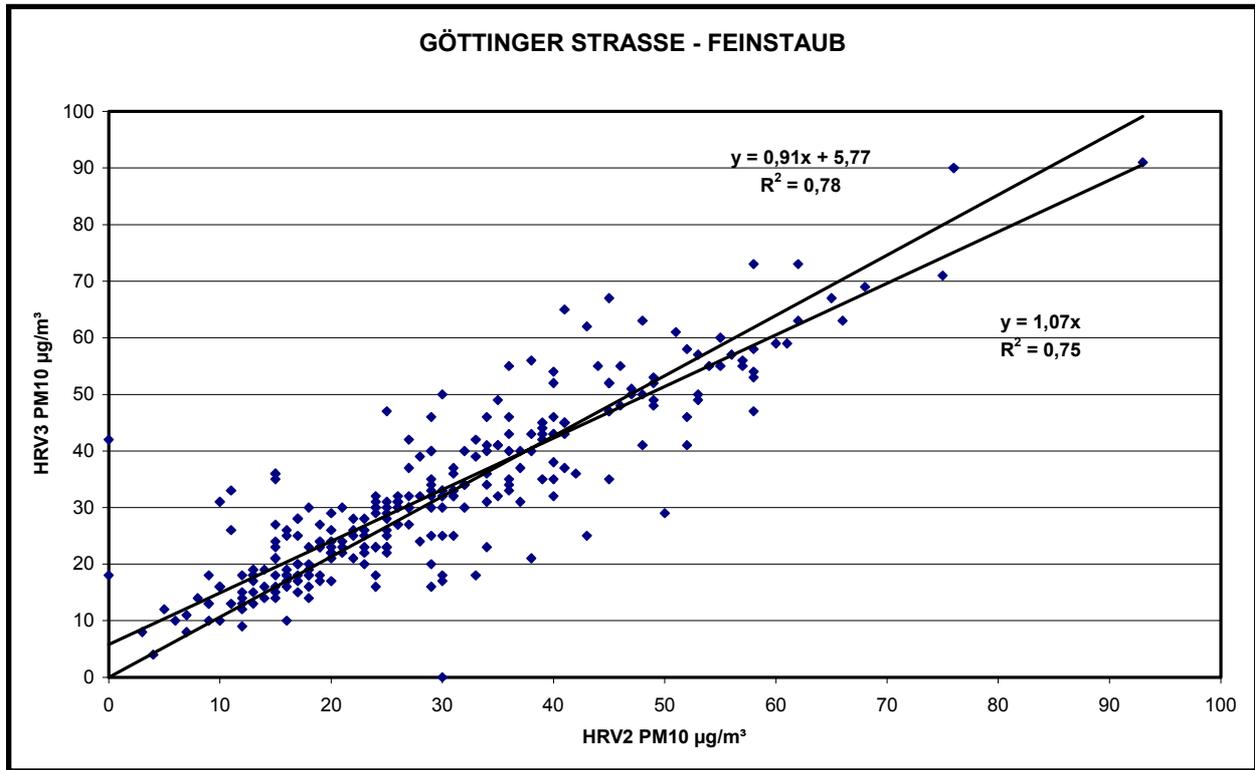


Abb. A3: Korrelation zwischen Station HRV2 und Station HRV3 für PM10

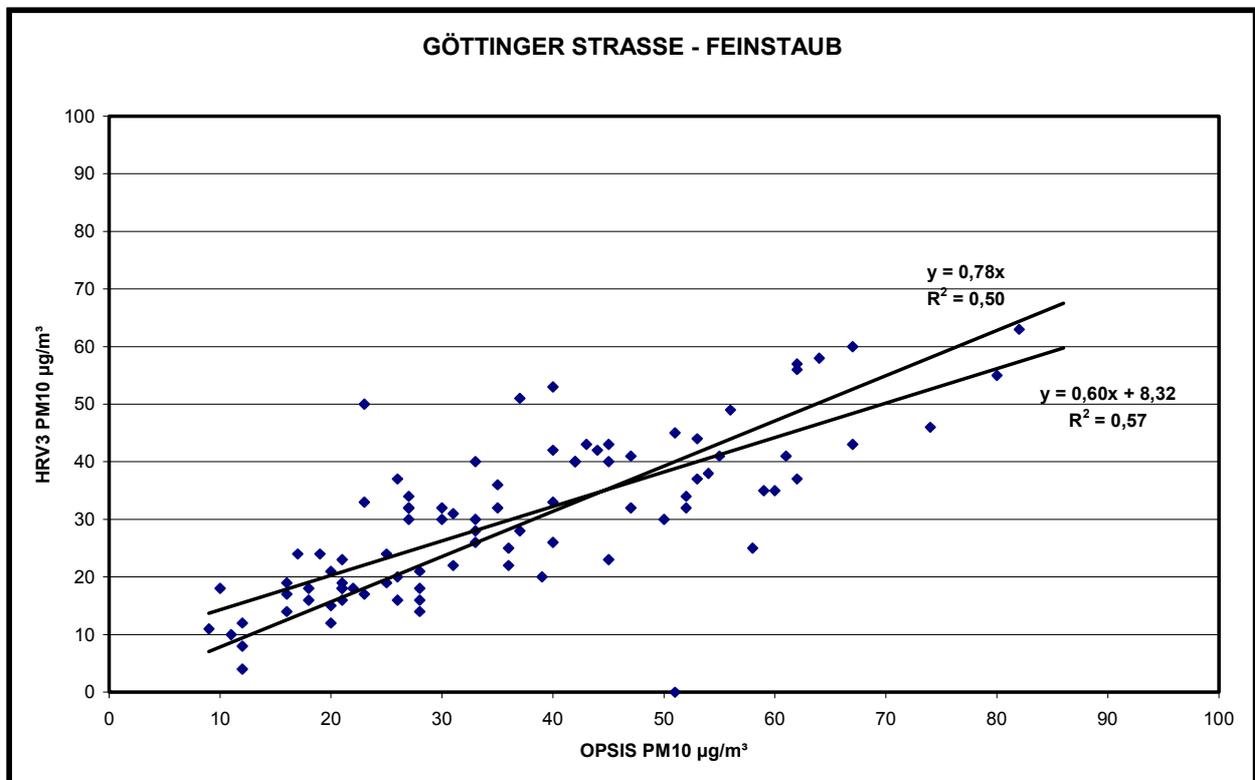


Abb. A4: Korrelation zwischen OPSIS und Station HRV3 für PM10

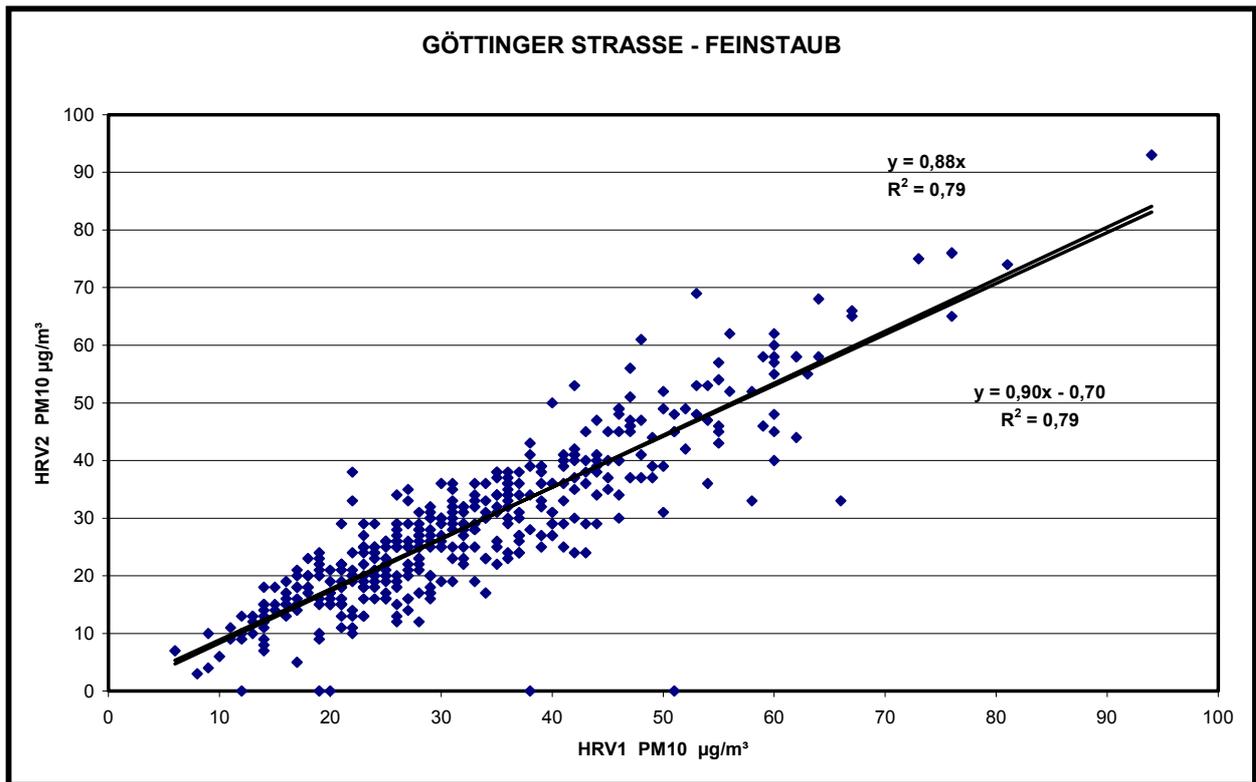


Abb. A5: Korrelation zwischen Station HRV1 und Station HRV2 für PM10

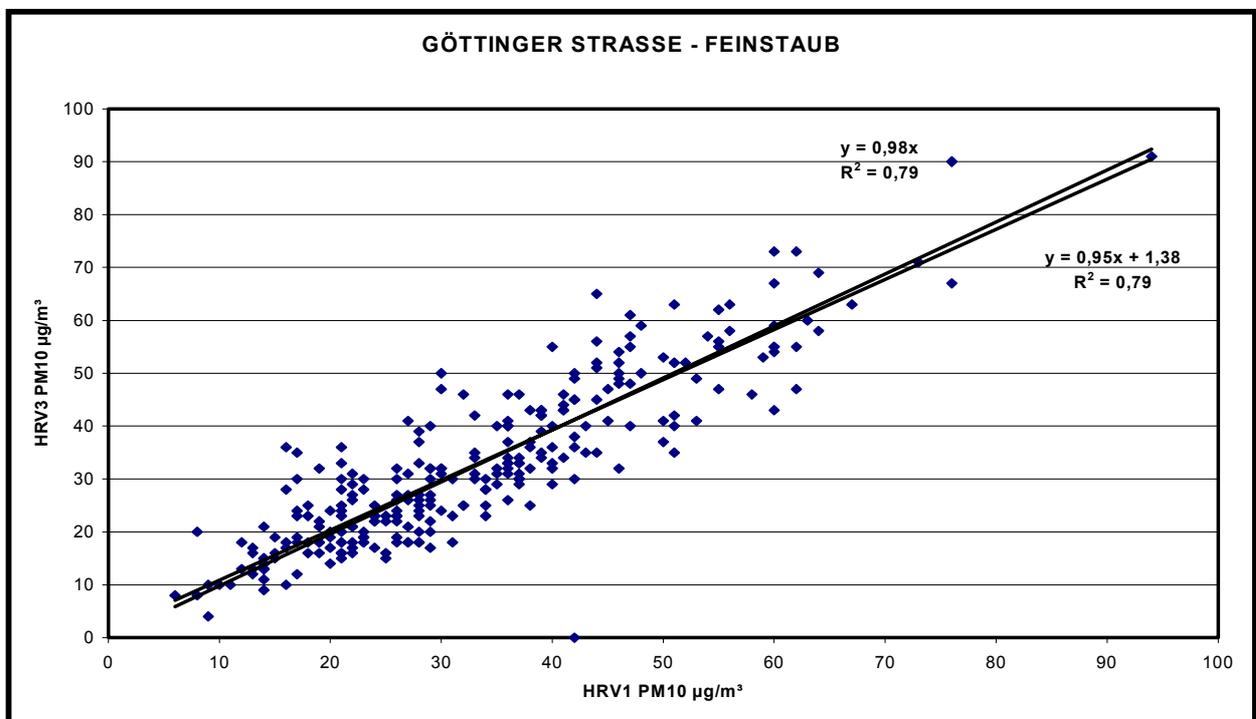


Abb. A6: Korrelation zwischen Station HRV1 und Station HRV3 für PM10

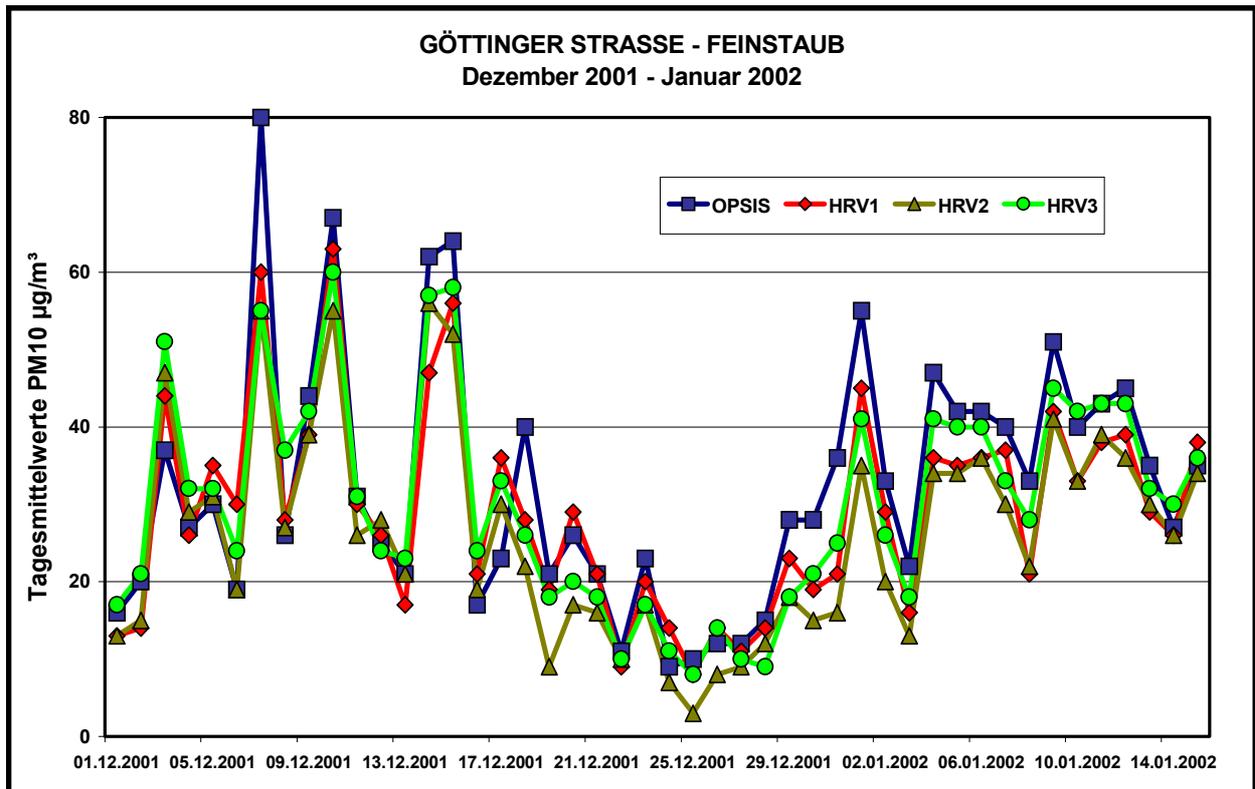


Abb. A7: Tagesmittelwerte für PM10 ermittelt durch OPSIS und an den Stationen HRV1, HRV2 und HRV3

**B GEMESSENE PM10- BZW. PM2.5-KONZENTRATIONEN WÄHREND DES  
OSTERZEITRAUMS 30.03 BIS 01.04.2002**

### HANNOVER, GÖTTINGER STRASSE - PM10 und PM2.5 "ÜBER DACH"-STATION HRSW

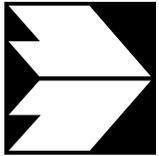
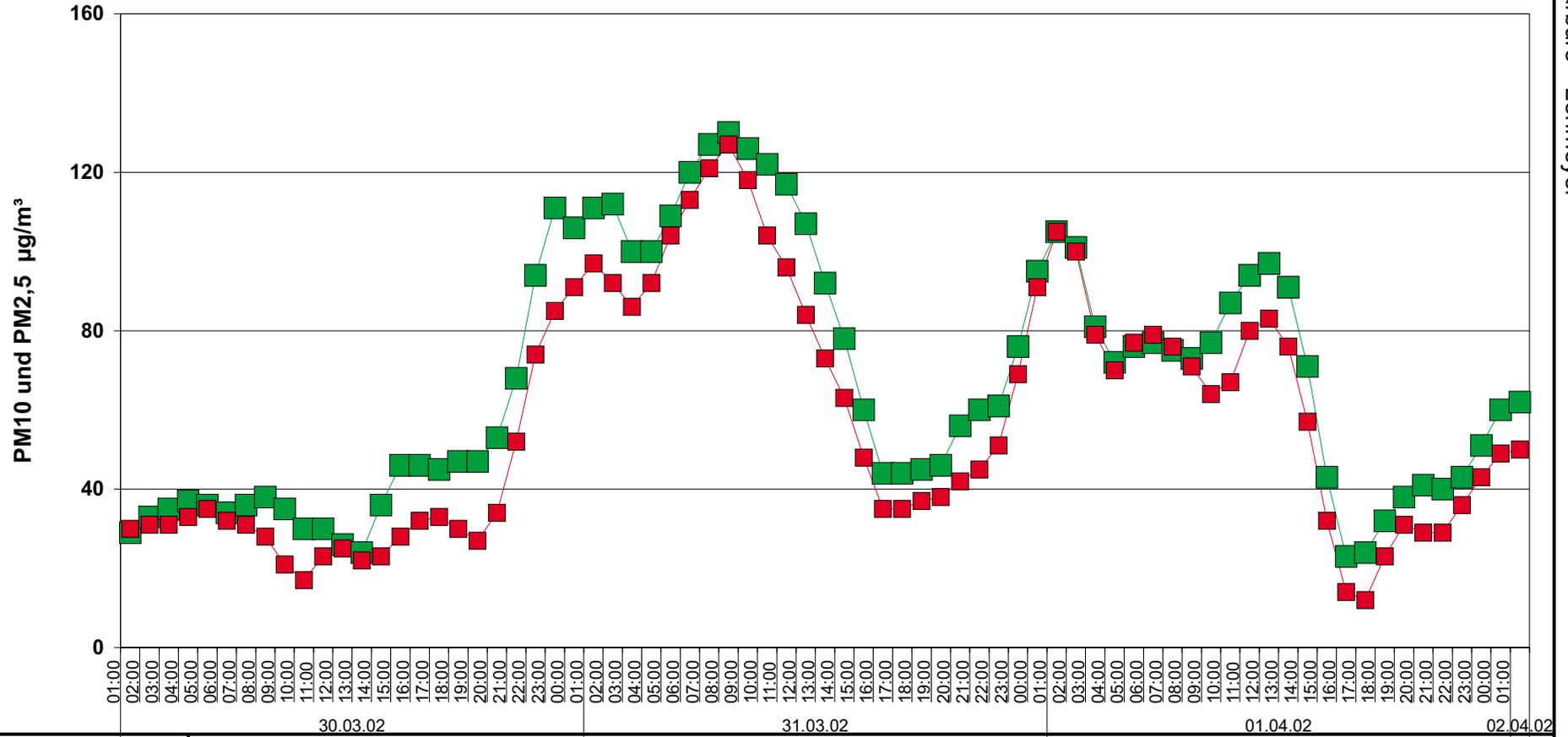


Abb. B1: Gemessene PM10 bzw. PM2,5-Konzentrationen an der Station HRSW

# HANNOVER, GÖTTINGER STRASSE - PM10 und PM2.5 VERKEHRSSTATION HRV1

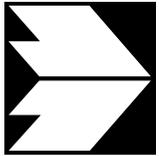
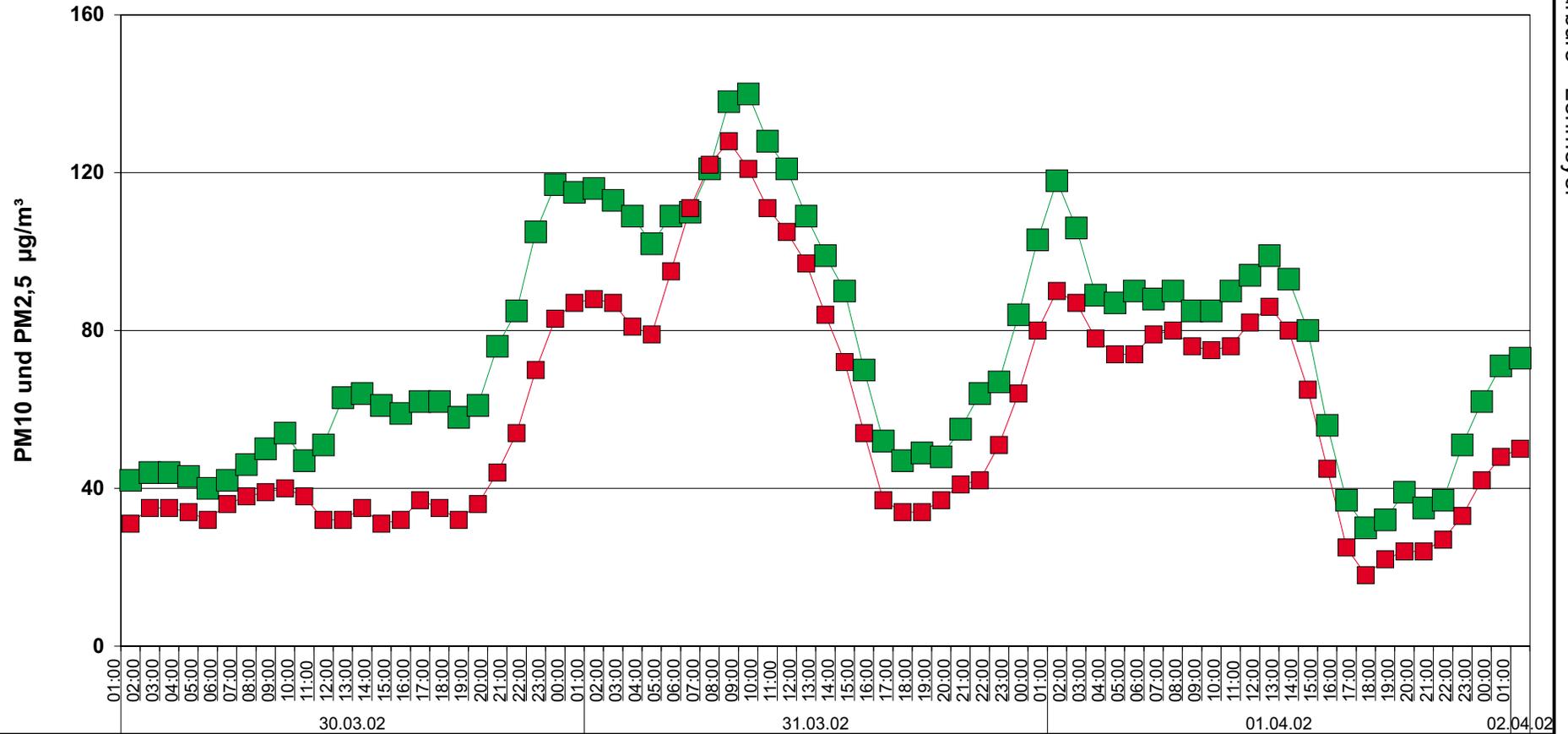


Abb. B2: Gemessene PM10 bzw. PM2,5-Konzentrationen an der Station HRV1

## HANNOVER, GÖTTINGER STRASSE - PM10 und PM2.5 VERKEHRSSTATION HRV2

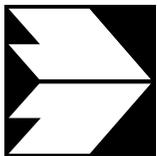
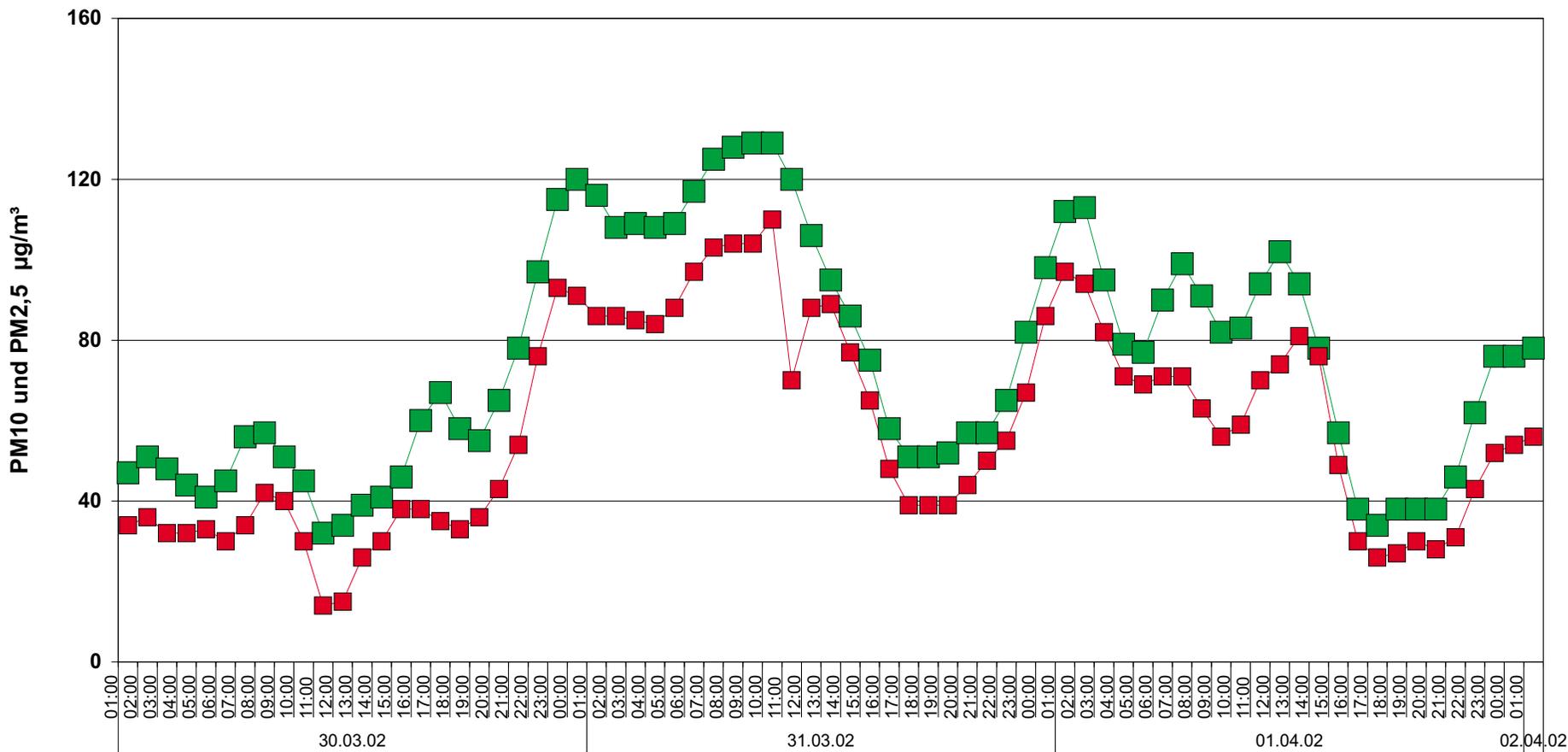


Abb. B3: Gemessene PM10 bzw. PM2,5-Konzentrationen an der Station HRV2

### HANNOVER, GÖTTINGER STRASSE - PM10 VERKEHRSSSTATION HRV3

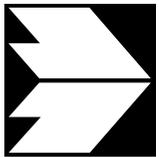
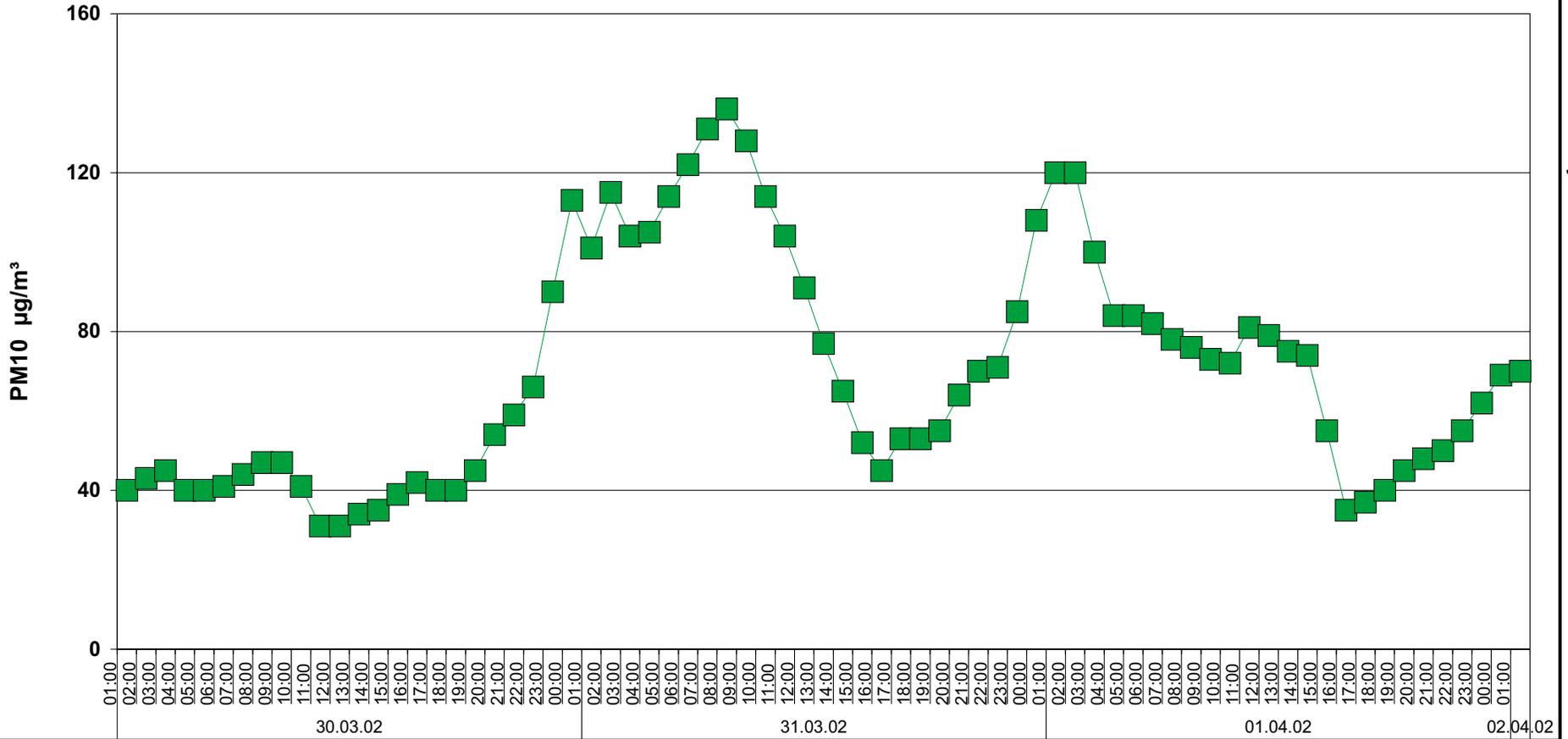


Abb. B4: Gemessene PM10-Konzentrationen an der Station HRV3

### HANNOVER, GÖTTINGER STRASSE - PM10 VERKEHRSSSTATION HRV4

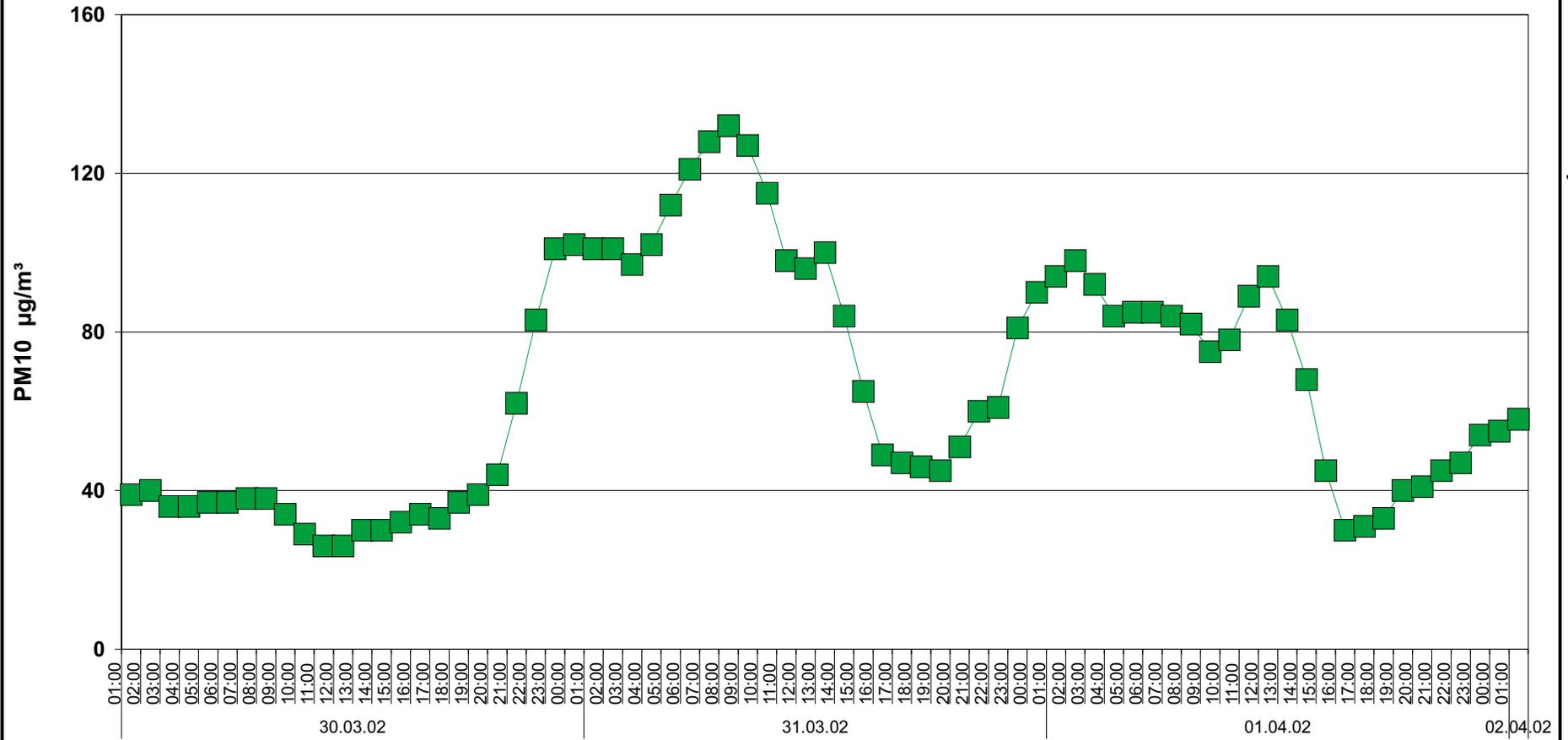


Abb. B5: Gemessene PM10-Konzentrationen an der Station HRV4