



Niedersächsisches  
Landesamt für  
Ökologie



6. Materialienband für Maßnahmepläne  
nach der EU-Richtlinie zur Luftqualität

**Feldmessungen in einem  
Stadtquartier zur Erzeugung eines  
Validierungsdatensatzes**

**Herausgeber:**  
Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, NLÖ  
An der Scharlake 39  
31135 Hildesheim

**in Zusammenarbeit:**  
Forschungszentrum Karlsruhe GmbH  
Institut für Meteorologie und Klimaforschung,  
Atmosphärische Umweltforschung, IMK-IFU, Garmisch-Partenkirchen  
Prof. Dr. K. Schäfer  
Dr. S. Emeis  
H. Hoffmann  
C. Jahn

Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, NLÖ, Hannover  
W.J. Müller  
Dr. B. Heits  
D. Haase  
W.-D. Drunkenmölle  
W. Busch  
R. Beyer  
Dr. J. Tharsen

knf-solutions, Hannover  
T. Nolte

1. Auflage 2004, 300 Ex.  
ISSN 0949-8265  
Schutzgebühr 10,-€ zzgl. Versandkostenpauschale z.Zt. 2,50 €

**Bezug**  
Niedersächsisches Landesamt für Ökologie  
An der Scharlake 39  
31135 Hildesheim

e-mail: [heinrich.klaholt@nloe.niedersachsen.de](mailto:heinrich.klaholt@nloe.niedersachsen.de)  
[wolfgang.mueller@nloe.niedersachsen.de](mailto:wolfgang.mueller@nloe.niedersachsen.de)  
[klaus.schaefer@imk.fzk.de](mailto:klaus.schaefer@imk.fzk.de)  
[t.nolte@knf-solutions.de](mailto:t.nolte@knf-solutions.de)

## **Feldmessungen in einem Stadtquartier zur Erzeugung eines Validierungsdatensatzes**

Prof. Dr. sc. nat. Klaus Schäfer  
Teilnehmer: PD Dr. rer. nat. Stefan Emeis, Dipl.-Geophys. Herbert Hoffmann,  
Dipl.-Ing. (FH) Carsten Jahn  
Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Institut für Meteorologie und Klimaforschung,  
Atmosphärische Umweltforschung (IMK-IFU)  
Kreuzeckbahnstr. 19, 82467 Garmisch-Partenkirchen  
Tel.: 08821 183 192, Fax: 08821 73573, E-mail: [klaus.schaefer@imk.fzk.de](mailto:klaus.schaefer@imk.fzk.de)

Mit Unteraufträgen an  
Dir. und Prof. Wolfgang J. Müller  
Teilnehmer: Dr. Bernd Heits, Dirk Haase, Wolf-Dieter Drunkenmölle, Werner Busch,  
Reinhard Beyer, Dr. Jürgen Tharsen  
Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ), Dez. 1.3 Umweltmeteorologie / Schutz  
der Atmosphäre und Dez. 1.4 Lufthygienisches Überwachungssystem Niedersachsen  
Göttinger Str. 14, 30449 Hannover  
Tel.: 0511 4446 267, Fax: 0511 4446 407, E-mail: [wolfgang.mueller@nloe.niedersachsen.de](mailto:wolfgang.mueller@nloe.niedersachsen.de)  
und  
Tobias Nolte  
knf-solutions, Falkenstr. 24, 30449 Hannover  
Tel. und Fax: 0511 21 97 87 79, E-mail: [t.nolte@knf-solutions.de](mailto:t.nolte@knf-solutions.de)

Juli 2004

## Inhaltsverzeichnis

Anmerkung	3
1. Einleitung	4
1.1. Aufgabenstellung	9
1.2. Voraussetzungen	10
1.3. Wissenschaftlicher und technischer Stand	12
2. Konzept und Ablauf der Untersuchungen	14
3. Experimentelle Untersuchungen	20
4. Qualitätssicherung der Messungen	24
4.1. Vergleich der Tracer-Messverfahren	24
4.2. Vergleich der Wetterstationen	25
4.3. Vergleich der CO-Messverfahren	28
4.4. Vergleich der beiden Tracer-Messverfahren in der Straßenschlucht	31
4.5. Vergleich der Ergebnisse der Schadgasmessverfahren in der Straßenschlucht	40
4.6. Weitere Maßnahmen zur Qualitätssicherung bezüglich der Feinstaubbelastung im Bereich der Göttinger Straße, Hannover	44
4.7. Vergleich des SODAR mit einem RASS und einem Ceilometer	45
4.7.1. Messergebnisse	46
4.7.2. Schlussfolgerungen für die MLH-Bestimmung aus SODAR-Messungen	50
4.8. Vergleich des SODAR mit der Dachstation HRSW des NLÖ	53
4.9. Schlussfolgerungen aus den Vergleichsmessungen	56
5. Interpretation der Messdaten	57
5.1. Untersuchung von Luftbelastungen in der Straßenschlucht mittels Fernerkundungs- und In-situ-Messungen	57
5.1.1. Räumliche Repräsentativität der Messstellen in der Straßenschlucht	57
5.1.1.1. Benzol	59
5.1.1.2. Stickstoffdioxid	60
5.1.1.3. Feinstaub PM10	62
5.1.1.4. Ruß	63
5.1.1.5. Schlussfolgerungen	64
5.1.2. Räumliche Variabilität der Luftbelastung in der Straßenschlucht	65
5.1.3. Rotor in der Straßenschlucht bei Queranströmung	71
5.2. Vergleich mit Windkanal-Untersuchungen	75
5.3. SODAR-Messungen zur Bestimmung der Mischungsschichthöhe	77
5.3.1. Kriterien für die Ableitung der Mischungsschichthöhe aus SODAR-Daten	78
5.3.2. Statistiken für die Mischungsschichthöhe über Hannover	79
5.3.3. Schlussfolgerungen aus den Auswertungen der Mischungsschichthöhe	84
5.4. SODAR-Messungen zur Untersuchung der mittleren Windverhältnisse in der urbanen Grenzschicht	85
5.4.1. Vertikalprofile der Windgeschwindigkeit	86
5.4.2. Tagesgang der Windgeschwindigkeit	87
5.4.3. Windscherung mit der Höhe und LLJ	90
5.4.4. Winddrehung mit der Höhe	93
5.4.4.1. Monatsmittel der Winddrehung	94
5.4.4.2. Einzelwerte der Winddrehung	96
5.5. SODAR-Messungen zur Untersuchung der mittleren Turbulenzverhältnisse in der urbanen Grenzschicht	99
5.6. SODAR-Messungen zur Untersuchung der Struktur der urbanen Grenzschicht über Hannover	103
5.7. Einfluss der Mischungsschichthöhe auf die Luftbelastung im urbanen Bereich	108
6. Datenbank ValiData	116
7. Schlussbemerkungen und Zusammenfassung	125
8. Literatur	127

## Anmerkung

Die in dieser Monographie dargestellten Arbeiten wurden im Rahmen des Verbundprojektes „Entwicklung und Validierung von Instrumenten zur Umsetzung der europäischen Luftqualitätspolitik (VALIUM)“ des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Atmosphärenforschungsprogramms (AFO 2000) (Förderkennzeichen 07ATF12) durchgeführt ([http://www.mi.uni-hamburg.de/technische\\_meteorologie/valium/](http://www.mi.uni-hamburg.de/technische_meteorologie/valium/)). An diesem Verbundprojekt im Förderbereich B „Forschung zur Entwicklung und Bereitstellung von Instrumenten für die Umweltpolitik“ waren folgende Institutionen mit Teilprojekten beteiligt:

### Teilprojekt 1:

M. Schatzmann, B. Leidl, Meteorologisches Institut, Universität Hamburg

Evaluierung und Erweiterung eines Naturdatensatzes zur Ausbreitung von Schadstoffen in Stadtgebieten

### Teilprojekt 2:

K. H. Schlünzen, Meteorologisches Institut, Universität Hamburg

Erstellung eines Modellsystems (M-SYS) für die Beurteilung der Luftqualität in unterschiedlicher Detailliertheit

### Teilprojekt 3:

W. Bächlin, Ingenieurbüro Dr. Achim Lohmeyer, Karlsruhe in Zusammenarbeit mit Ingenieurbüro Theurer, Speyer und W.J. Müller, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hannover

Erstellung eines auf Naturmessungen basierenden Validierungsdatensatzes zur Ausbreitung von Schadstoffen in Straßenschluchten

### Teilprojekt 4:

K. Schäfer, Institut für Meteorologie und Klimaforschung, Atmosphärische Umweltforschung, Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Garmisch-Partenkirchen in Zusammenarbeit mit W.J. Müller, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ) und Tobias Nolte, knf-solutions, Hannover

Feldmessungen in einem Stadtquartier zur Erzeugung eines Validierungsdatensatzes

### Teilprojekt 5:

R. Friedrich, J. Kühlwein, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart

Berechnung hochaufgelöster Emissionsdaten für einen Ballungsraum und Straßenschluchten

### Teilprojekt 6:

E. Schaller, Institut für Boden, Wasser, Luft, Brandenburgische Technische Universität Cottbus

Statistische Analyse von meteorologischen Messreihen und Ausbreitungsklassen zur Bestimmung repräsentativer „Cluster“ für die Abschätzung von Jahresmittelwerten und Perzentilen aus Episodenrechnungen

Die Koordination des Verbundprojektes wurde von Herrn Prof. Dr. Michael Schatzmann von der Universität Hamburg wahrgenommen.

## 1. Einleitung

Der Rat der Europäischen Union hat am 27.09.96 die Richtlinie 96/62/EG über die Beurteilung und Kontrolle der Luftqualität verabschiedet, die nun durch sogenannte ‚Tochterrichtlinien‘ ergänzt wird:

- Zu betrachten sind die in den EU-Tochterrichtlinien aufgeführten Schadstoffe: SO<sub>2</sub>, NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, Ozon, CO, Benzol, Feinpartikel PM<sub>10</sub>, Feinstpartikel PM<sub>2,5</sub>, sowie Blei, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Kadmium, Arsen, Nickel.
- Für die einzelnen Stoffe wurden oder werden Alarmschwellen, Grenzwerte und Zielwerte festgesetzt, die innerhalb bestimmter Zeitspannen bis 2005 bzw. 2010 unterschritten bzw. erreicht werden müssen:

EU-Tochterrichtlinie 1999/30/EG, Anhang VIII EU-Tochterrichtlinie 2000/69/EG, Anhang VI EU-Tochterrichtlinie 2002/3/EG, Anhang VII				
Komponente	Grenzwert *)	Nachweisgrenze **)	Genauigkeit ***)	Mindestdatenerfassung ****)
	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	%	%
SO <sub>2</sub>	20	2	15	90
NO <sub>2</sub>	40	4	15	90
NO <sub>x</sub>	30	3	15	90
PM <sub>10</sub>	40	4	30	90
Benzol	5	0.5	30	90
CO	10,000	1,000	15	90
Ozon	40	4	15	90 (Sommer)
*) als Grenzwerte wurden die in den Richtlinien angegebenen Jahresmittelwerte genommen; nur bei CO der Achtstundenmittelwert **) ein Zehntel des Grenzwertes ***) Definition der Genauigkeit nach ISO-GUM: systematische Abweichung + zweimalige Standardabweichung in der Nähe des Grenzwertes ****) bezogen auf das Kalenderjahr				

- Die Grenzwerte sind in Form von Langzeit- und Kurzzeitwerten als Überschreitungshäufigkeiten definiert, je nach Wirkung des Schadstoffes unterschiedlich (RICHTLINIE 1999/30/EG des RATES vom 22. April 1999).

### Grenzwerte für Schwefeldioxid

Schutzziel	Mittelungs- zeitraum	Grenzwert	Zieldatum
Schutz der menschlichen Gesundheit	1 Stunde	<b>350 µg/m<sup>3</sup></b> dürfen nicht öfter als <b>24-mal</b> im Kalenderjahr überschritten werden	01.01.2005
Schutz der menschlichen Gesundheit	24 Stunden (TMW)	<b>125 µg/m<sup>3</sup></b> dürfen nicht öfter als <b>3-mal</b> im Kalenderjahr überschritten werden	01.01.2005
Schutz von Ökosystemen	Kalenderjahr	<b>20 µg/m<sup>3</sup></b>	19.07.2001
	Winter- halbjahr 01.10 - 31.03.	<b>20 µg/m<sup>3</sup></b>	19.07.2001

#### **Alarmstufe für Schwefeldioxid:**

**500 µg/m<sup>3</sup>** an drei aufeinander folgenden Stunden gemessen  
Normzustand bei einer Temperatur von 293 K und einem Druck von 101,3 kPa

### Grenzwerte für Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide

Schutzziel	Mittelungs- zeitraum	Grenzwert	Zieldatum
Schutz der menschlichen Gesundheit	1 Stunde	<b>200 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>2</sub></b> dürfen nicht öfter als <b>18-mal</b> im Kalenderjahr überschritten werden	01.01.2010
Schutz der menschlichen Gesundheit	Kalenderjahr	<b>40 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>2</sub></b>	01.01.2010
Schutz der Vegetation	Kalenderjahr	<b>30 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>x</sub></b>	19.07.2001

#### **Alarmstufe für Stickstoffdioxid:**

**400 µg/m<sup>3</sup>** an drei aufeinander folgenden Stunden gemessen

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

Normzustand bei einer Temperatur von 293 K und einem Druck von 101,3 kPa

**Grenzwerte für Partikel (PM10)**

<b>Schutzziel</b>	<b>Mittelungs- zeitraum</b>	<b>Grenzwert</b>	<b>Zieldatum</b>
<b>Stufe 1</b>			
Schutz der menschlichen Gesundheit	24 Stunden	<b>50 µg/m³ PM<sub>10</sub></b> dürfen nicht öfter als <b>35-mal</b> im Kalenderjahr überschritten werden	01.01.2005
Schutz der menschlichen Gesundheit	Kalenderjahr	<b>40 µg/m³ PM<sub>10</sub></b>	01.01.2005
<b>Stufe 2</b>			
Schutz der menschlichen Gesundheit	24 Stunden	<b>50 µg/m³ PM<sub>10</sub></b> dürfen nicht öfter als <b>7-mal</b> im Kalenderjahr überschritten werden	01.01.2010
Schutz der menschlichen Gesundheit	Kalenderjahr	<b>20 µg/m³ PM<sub>10</sub></b>	01.01.2010

**Grenzwert für Blei**

<b>Schutzziel</b>	<b>Mittelungs- zeitraum</b>	<b>Grenzwert</b>	<b>Zieldatum</b>
Schutz der menschlichen Gesundheit	Kalenderjahr	<b>0,5 µg/m³</b>	01.01.2005

**Grenzwert für Benzol**

<b>Schutzziel</b>	<b>Mittelungs- zeitraum</b>	<b>Grenzwert</b>	<b>Zieldatum</b>
Schutz der menschlichen Gesundheit	Kalenderjahr	<b>5 µg/m³</b>	01.01.2010

**Grenzwert für Kohlenmonoxid**

Schutzziel	Mittelungs- zeitraum	Grenzwert	Zieldatum
Schutz der menschlichen Gesundheit	höchster 8-Stunden-Mittelwert eines Tages	<b>10 mg/m<sup>3</sup></b>	01.01.2005

Normzustand bei einer Temperatur von 293 K und einem Druck von 101,3 kPa

**Zielwerte für Ozon**

Zielwerte für Ozon	Referenzniveau	Mittelungszeitraum
Informationsschwelle	180 µg/m <sup>3</sup>	Einstundenmittelwert
Alarmschwelle	240 µg/m <sup>3</sup>	Einstundenmittelwert
Gesundheitsschutz	120 µg/m <sup>3</sup>	höchster 8-Stundenmittelwert darf an höchstens 25 Tagen pro Jahr überschritten werden
Materialschutz	40 µg/m <sup>3</sup>	Jahresmittelwert
		<b>Akkumulationszeitraum bei AOT40 <sup>1)</sup></b>
Schutz der Vegetation	AOT40 = 18.000 µg/m <sup>3</sup> ·h	Einstundenmittelwert akkumuliert von Mai bis Juli; gemittelt über 5 Jahre
Schutz der Vegetation langfristiges Ziel	AOT40 = 6.000 µg/m <sup>3</sup> ·h	Einstundenmittelwert akkumuliert von Mai bis Juli

<sup>1)</sup> Summe der Differenz zwischen den stündlichen Ozonkonzentrationen von mehr als 80 µg/m<sup>3</sup> und 80 µg/m<sup>3</sup> (40 ppb) unter Verwendung der Messwerte zwischen 08.00 und 20.00 Uhr MEZ an jedem Tag

- Um die Luftqualität in den Mitgliedsstaaten der EU beurteilen und vergleichen zu können, sind Belastungskarten zu erstellen. Diese Karten müssen die Situation bezüglich der genannten Stoffe
  - a) flächendeckend für die Mitgliedstaaten,
  - b) in feinerer Auflösung für Ballungsräume (> 250.000 Einwohner) und
  - c) in noch feinerer Auflösung für typische ‚micro-environments‘ (z. B. industriennahe Wohngebiete, Schwerpunkte des Kfz-Verkehrs) erkennen lassen.
- Die Belastungskarten sollen auf repräsentativen Messwerten basieren. Da Messdaten üblicherweise nur punktweise erhoben werden können, sind diese durch Modellierung flächendeckend zu verallgemeinern. Unterhalb vorgegebener Konzentrationsschwellen (untere Beurteilungsschwelle [UBS], obere Beurteilungsschwelle [OBS]) kann auf

Messungen ganz verzichtet werden. Die Belastungskarten sind dann allein auf Modellrechnungen (oder qualifizierte Schätzungen) abzustützen.

- Sofern Grenzwertüberschreitungen festgestellt werden, ist eine Analyse der Ursachen der Überschreitungen vorzunehmen, und es sind Maßnahmenpläne zu erarbeiten. Die dadurch zu erwartenden Verbesserungen sind zu prognostizieren, was ebenfalls den Einsatz von Modellen erforderlich macht.

Zur Umsetzung dieser Richtlinien sind Instrumente erforderlich, die noch nicht mit ausreichender Genauigkeit zur Verfügung stehen. Für diese Aufgabenstellung wurden im Rahmen des Teilprojektes 2 numerische Modelle (Modellsystem M-SYS, MI UHH) entwickelt (Trukenmüller et al., 2004). Zur Modellvalidierung auf der Mikroskala und zum Verständnis der kleinräumigen Prozesse, die zu hohen Schadstoffbelastungen führen, sind Datensätze aus kontinuierlichen Feldmessungen in einer Straßenschlucht und in deren Umgebung erforderlich.

## 1.1. Aufgabenstellungen

Die Aufgabenstellungen der Untersuchungen lauteten:

- Bereitstellung von Daten aus Feldmessungen in der Göttinger Straße in Hannover zur Validierung der vom Modellsystem M-SYS im Umfeld von ca. 1 km x 1 km im Rahmen des Teilprojektes 2 (MI UHH) ermittelten 12-monatigen Belastungskarten mit der erforderlichen räumlichen Auflösung von 200 m<sup>2</sup> (14 m x 14 m) – Validierung auf der Mikroskala;
- Bereitstellung von Daten zur Evaluierung des Transportmoduls des Modellsystems M-SYS mit den von SODAR gemessenen Höhenprofilen des Windvektors und von Turbulenzparametern bis in 1300 m Höhe und den Daten von mehreren Wetterstationen (Wind, Druck, Temperatur, Feuchte, Sonnenstrahlung) und Ultraschall-Anemometern (Turbulenzparameter);
- Bereitstellung der Daten zur Charakterisierung der Vorbelastung für die Göttinger Straße;
- Bereitstellung von Eingangsdaten (Wind- und Turbulenzparameter der Grenzschicht, Variation der Grenzschichthöhe) für die Windkanal-Arbeiten des Teilprojektes 1 (MI UHH);
- Bereitstellung von Daten zur Evaluierung der mikroskaligen Emissionsmodellierung (CO, NO<sub>x</sub>, CH<sub>4</sub>, BTX, VOC und Feinstaub (gesamt und PM10)) des Teilprojektes 5 (IER), die auf der Grundlage der zeitgleich stattfindenden Aktivitätsmessungen in der Straßenschlucht durchgeführt wird;
- Untersuchung der Überschreitungshäufigkeiten von Grenzwerten;
- Untersuchungen zum Nachweis der Repräsentativität der Messstellen;
- Bestimmung von Wetterabhängigkeiten der gemessenen Luftschadstoffkonzentrationen und von kleinräumigen Transportprozessen in der Straßenschlucht;
- Erfassung der Einflüsse der Mischungsschichthöhe auf die Luftbelastung.

Für die Bearbeitung dieser Aufgabenstellungen sind Feldmessungen in der Göttinger Straße und in deren Umgebung zur Erzeugung eines Validierungsdatensatzes mit folgenden Zielen erforderlich:

- a) Langfristige (mindestens ein Jahressgang) Untersuchung der Luftbelastung und der meteorologischen Parameter in einem Stadtquartier der Größe von 1 km x 1 km (Umgebung der Göttinger Straße).
- b) Erstellung eines Datensatzes in der Straßenschlucht im Umfeld der Verkehrsstation HRVS des NLÖ unter Nutzung der Luftmessstation für die allgemeine Luftqualität in Hannover, HRSW. Diese ist auf dem Gebäudedach des NLÖ gelegen, so dass die Luftschadstoffmessungen in ca. 33 m und die meteorologischen Messungen in ca. 43 m über dem Straßenniveau erfolgen.
- c) Messung der Tracer-Konzentrationen während der Tracer-Experimente des Teilprojektes 3 (Lohmeyer).

Der Validierungsdatensatz ist in einer Datenbank öffentlich zugänglich zu machen.

## 1.2. Voraussetzungen

Als Modell-Untersuchungsgebiet wurde die Göttinger Straße in Hannover, eine viel befahrene vierspurige, beiderseits bebaute Ausfallstraße, im Bereich des NLÖ, ausgewählt. Die Verkehrsbelastung beträgt über 30.000 Fahrzeuge pro Tag. Dieser Straßenschluchtabschnitt ist seit über einem Jahrzehnt Gegenstand detaillierter messtechnischer Untersuchungen (Müller et al., 2001). Bei einer Straßenbreite von 25 m liegt das Höhen-/Seiten Verhältnis bei ca. 1. Die Göttinger Straße ist etwa in Nord-Süd-Richtung orientiert; auf der Westseite befindet sich eine geschlossene Gebäudefront, auf der Ostseite wird die Straßenfront nur durch kleinere Straßeneinmündungen unterbrochen, so dass ein recht ausgeprägter Schluchtcharakter vorliegt (siehe Abbildung 1). An allen Verkehrsstationen (HRVS, HRV1, HRV2, HRV3 in der Göttinger Straße treten Überschreitungen der Grenzwerte für PM<sub>10</sub> und NO<sub>2</sub> auf, an der Über-Dach-Station (HRSW) und in der Seitenstraße (HRV4) nur für PM<sub>10</sub> (siehe Kapitel 5.1.1.). Diese Messstationen werden vom NLÖ betrieben (Müller et al., 2003; Bächlin et al., 2003a).

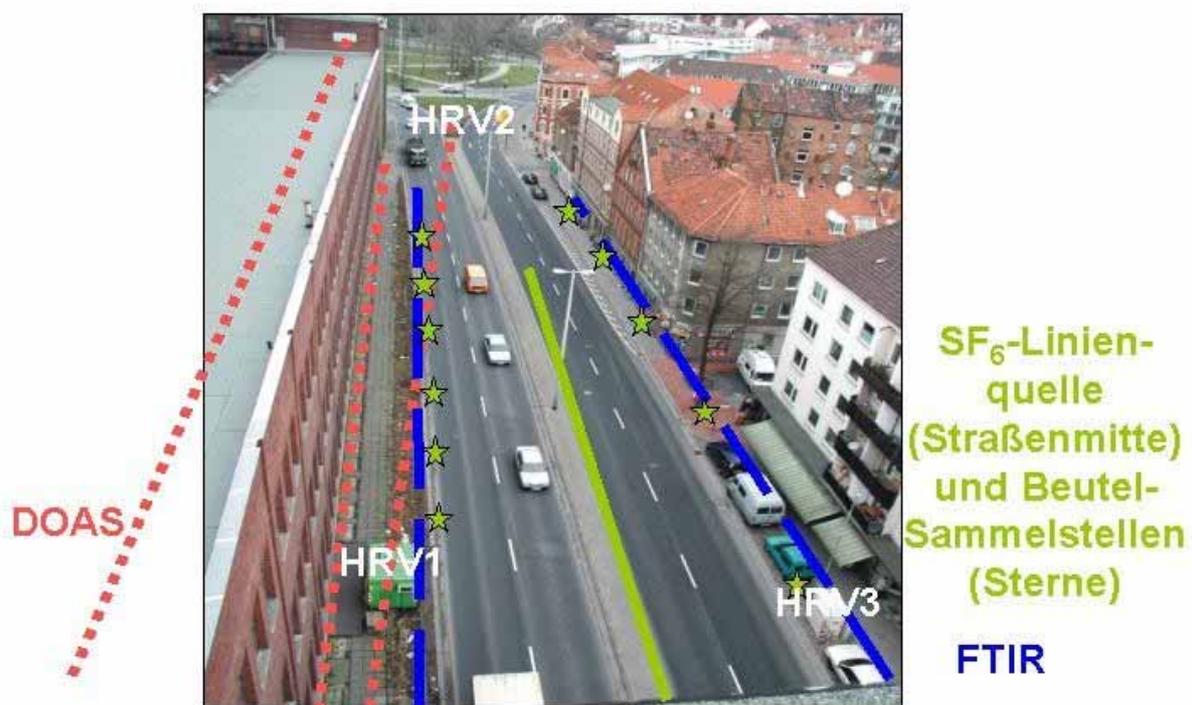


Abbildung 1: Anordnung der Messsysteme in der Straßenschlucht Göttinger Straße, Hannover vom NLÖ-Gebäudedach (Standort der In-situ-Station HRSW) aus gesehen: In-situ-Messstationen (Container) HRV1 (westlicher Fußweg – links im Bild), HRV2 (Deisterplatz – oben im Bild) und HRV3 (östlicher Fußweg – rechts im Bild), DOAS-Messtrassen (gepunktete Linien), FTIR-Messtrassen (gestrichelte Linien), SF<sub>6</sub>-Linienquelle (durchgezogene Linie) und Standorte der SF<sub>6</sub>-Sammler (Sterne).

Außer diesen In-situ-Messsystemen sind längenmittelnde Messsysteme wie DOAS und FTIR (typische Längen von 100 m) eingesetzt worden, die eine höhere zeitliche und räumliche Repräsentativität als die In-situ-Messsysteme haben. Damit sind neue Messergebnisse von kleinräumigen Prozessen, weitere Vergleiche mit Modellaussagen sowie Evaluierungen der Messdaten durch Vergleich verschiedener Messverfahren möglich (Schäfer et al., 2004).

Für die eingesetzten Messverfahren liegen VDI-Richtlinien und internationale Normen vor: Immissionsmessungen mittels FTIR-Spektrometrie und DOAS; Bestimmung der Höhenverteilung des Windes und der Turbulenzparameter mittels SODAR; In-situ-Messverfahren von Luftschadstoffen, die in Messnetzen verwendet werden. Es wurden ausschließlich eignungsgeprüfte Messgeräte eingesetzt.

Es erfolgte eine umfangreiche Qualitätssicherung sowohl durch Vergleich der langfristigen Messreihen der unterschiedlichen Messverfahren als auch der Messsysteme untereinander durch Installation am gleichen Messort vor oder nach jeder Messkampagne.

### 1.3. Wissenschaftlicher und technischer Stand

Auf der Mesoskala sind zahlreiche Feldmesskampagnen (TRACT (komplexes Terrain; Carvalho et al., 2002), BERLIOZ (Großraum Berlin; Becker et al., 2002)) durchgeführt worden. Wegen der eingesetzten Messverfahren (u. a. Flugzeuge) und der räumlichen Dichte der Messungen (im Bereich von 1 bis 10 km) können diese Messergebnisse nicht für die Validierung in der Mikroskala genutzt werden.

In der internationalen Literatur wie z.B. in den Zeitschriften "Atmospheric Environment", "Water, Air and Soil Pollution: Focus" und "Environmental Modelling and Assessment" sind zahlreiche Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Variation von Luftschadstoffen und meteorologischen Parametern im Innenstadtbereich (Amsterdam, Athen, Basel, Berlin, Bremen, Brescia, Falmouth, Helsinki, Kopenhagen, London, Mailand, Manchester, Marseille, Nantes, Neapel, Oslo, St. Petersburg, Stockholm, Thessaloniki, York u. a.) veröffentlicht worden. Diese erfolgten aber nicht konzentriert in einer Straßenschlucht und betreffen daher nur einige Aspekte dieses Vorhabens. Über Untersuchungen der Quellen von PM<sub>10</sub> im urbanen Bereich wird u. a. von Lenschow et al., 2003 berichtet.

In den letzten Jahren erschienen in der Zeitschrift „Atmospheric Environment“ mehrere Aufsätze zur Untersuchung der Luftbelastung in Straßenschluchten. Caton et al., 2003 modellieren die Dispersionsmechanismen. Murena und Vorraro (2003) berichten über gemessene vertikale Gradienten von Benzol in Neapel. Mensink et al. (2003) diskutieren die Anwendung von Modellen auf die Simulation von Straßenbelastungen. Assimakopoulos et al. (2003) untersuchen verschiedene Straßenschluchtkonfigurationen mit kleinräumigen Modellen. Longley et al. (2003, 2004a, b) und Longley (2004) beschreiben Messungen von Strömung und Turbulenz, Feinstaub- sowie Feinstaub-Größenverteilungen und -Konzentrationen in einer Straßenschlucht von Manchester, UK, leiten Flüsse ab und diskutieren den Einfluss der Quellen. Kim und Baik (2004) bestimmen die Zirkulationsstrukturen in der Straßenschlucht in Abhängigkeit von der Windrichtung mit einem Turbulenzmodell. Carslaw und Beevers (2004) untersuchen den Einfluss der primären NO<sub>2</sub>-Emissionen auf die Luftbelastung in einer Straßenschlucht in London, UK, unter Berücksichtigung chemischer Reaktionen und ziehen Schlussfolgerungen für Emissionsreduktionen. Die Umwandlungs- und Transportprozesse für Partikel vom Straßenbereich bis zu Hintergrundbedingungen untersuchen Wehner et al. (2002) sowie Ketzler und Berkowicz (2004) für alle möglichen Teilchen-Größen-Verteilungen. Gidhagen et al. (2004) untersuchen sowohl mit einem CFD-Modell als auch mittels Messungen die Zirkulation und die Konzentrationen von NO<sub>x</sub> und Feinstpartikeln und bestimmen den Einfluss der fahrzeuginduzierten Turbulenz. Auch auf Konferenzen wie der Reihe „International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes“ wird das Thema „Urbane Skala und Straßenschlucht-Modellierung“ diskutiert.

Die Validierung auf der Mikroskala ist bisher hauptsächlich mit Windkanal-Messungen vorgenommen worden. Somit sind bis jetzt Feldmessungen und Windkanal-Untersuchungen getrennt voneinander für die Validierung der Modelle genutzt worden. Außerdem berücksichtigen diese Validierungsdatensätze für reale Bedingungen in der Mikroskala nicht in genügendem Maße die Vorbelastungen für ein Stadtquartier, da Feldmesskampagnen nicht ausreichend auf die Umgebung des direkt zu untersuchenden Stadtquartiers ausgerichtet wurden.

Für die Schaffung von Validierungsdatensätzen ist weiterhin von Interesse, die Möglichkeiten von Fernerkundungsverfahren zu nutzen und damit die räumlich begrenzte Repräsentativität von punktwisen Messungen zu überwinden. Fernerkundungsverfahren stehen für Immissionsmessungen (FTIR-Spektrometrie (Grant et al., 1992) und DOAS (Platt und Perner, 1983)), die Bestimmung der Höhenverteilung des Windes und der Turbulenzparameter (SODAR (Reitebuch und Emeis, 1998; Emeis und Türk, 2004; Emeis,

2004) und Wind-Temperatur-Radar (WTR - Kopplung von SODAR und RADAR (Bauer-Pfundstein, 1999; Vogt und Jaubert, 2004)), der Temperatur (WTR (Vogt und Jaubert, 2004)) sowie der Schichtung der Atmosphäre (Ceilometer (Emeis et al., 2004; Münkel et al., 2003; Münkel et al., 2004) bzw. Mischungsschichthöhe zur Verfügung, die kontinuierlich und weitgehend automatisch Daten gewinnen.

Mit den optischen Messverfahren wird eine längengemittelte Konzentration auf einer Trasse von der Strahlungsquelle zum Spektrometer bestimmt. Deshalb können aufwändige Probenahmetechniken umgangen und die emittierten Komponenten berührungslos erfasst werden. Durch die FTIR-Spektroskopie und das DOAS-Verfahren erfolgt eine Multi-Komponenten-Messung von Spurengasen. Die aktive FTIR-Spektroskopie wird mit einer Infrarot-Strahlungsquelle und das DOAS-Verfahren mit einer UV/vis-Lampe eingesetzt.

Das SODAR nutzt die Rückstreuung von Schallwellen an Dichteschwankungen (Temperaturgradienten, Turbulenz) in der Luft zur Bestimmung von Geschwindigkeiten entlang der Strahlrichtung. Die Mischungsschichthöhe (MLH) kann aus der Rückstreuung und dem Turbulenzparameter  $\sigma_w$  abgeleitet werden, wenn diese innerhalb der Reichweite des SODAR liegt (Emeis et al., 2004). Qualitativ kann auch die Schichtung bzw. der Turbulenzgrad ( $\sigma_w$  auch quantitativ) aus der Amplitude des rückgestreuten Signals abgeleitet werden. SODAR-Auswertungen für die Bestimmung der Mischungsschichthöhe liegen bisher für Zentral-Schottland (Maughan et al., 1982) und Moskau (Lokoshchenko, 2002) vor. Im urbanen Bereich wurde SODAR bisher nur in Moskau eingesetzt.

## 2. Konzept und Ablauf der Untersuchungen

Die Abbildungen 1 und 2 zeigen die Anordnung der Messsysteme und der SF<sub>6</sub>-Tracer-Quelle in der Göttinger Straße in Hannover.

Zur Erreichung der Ziele wurden folgende Messungen durchgeführt:

a) Kontinuierliche Messungen von 2001 bis 2003:

- Kontinuierliche In-situ-Messung der Hintergrundkonzentrationen luftchemischer Parameter sowie meteorologischer Parameter an den zusätzlichen Messstationen HRV4 (östlich der Göttinger Straße) und HRV5 (auf dem Gelände des NLÖ westlich der Göttinger Straße).
- Wind- und Turbulenzprofile sowie Mischungsschichthöhen bis in 1300 m Höhe mittels SODAR (HRV9, siehe Abbildung 3).
- In Ergänzung zu den Messnetz-Stationen HRSW und HRVS (siehe Abbildung 2) wurden mit drei weiteren Messstationen HRV1, 2, 3 in der Göttinger Straße kontinuierlich Luftschadstoffe, meteorologische und Turbulenz-Parameter sowie mit einem DOAS-System HRT1 (gepunktete Linie in der Mitte von Abbildung 1) Luftschadstoffe gemessen. Mit einem Ultraschall-Anemometer wurde die Durchströmung einer Tordurchfahrt am NLÖ-Gebäude (HRV7) aufgezeichnet.
- Kontinuierliche Messung der "Vorbelastung" der Luftschadstoffe mit einem DOAS-System mit Retro-Reflektoren auf dem Dach (20 m Höhe) des westlich an die Göttinger Straße angrenzenden Hauses in Ergänzung zu HRSW (HRT7 und 8, gepunktete Linie auf der linken Seite in Abbildung 1) sowie der meteorologischen Parameter (HRV8, siehe Abbildung 2). Zeitweise wurden auch andere Trassen errichtet, um eine optimale Konfiguration zu finden.

b) Intensivmessphasen in der Göttinger Straße (08.08.01, 07.08.02, 23.10.02, 24.10.02, 25.10.02, 26.10.02, 11.04.03, 23.04.03):

- Feldmessungen der längengemittelten Konzentrationen von Luftschadstoffen und SF<sub>6</sub> mittels FTIR-Absorptionsspektrometrie auf dem westlichen und östlichen Fußweg der Göttinger Straße (HRT10, HRT11, gestrichelte Linien in Abbildung 1) während der Tracer-Experimente von Teilprojekt 3 mit der Tracer-Linienquelle (durchgezogene Linie in Abbildung 1 zwischen den beiden Fahrbahnen). Damit wurden die Luftschadstoffbelastung der Fußgänger und eventuelle Konzentrationsunterschiede zwischen der östlichen und westlichen Straßenseite erfasst.
- Es wurde eine weitere DOAS-Trasse (HRT9, gepunktete Linie auf der linken Seite in Abbildung 1) für Luftschadstoffe auf dem westlichen Fußweg errichtet. Damit sollte ein Höhengradient der untersuchten Gase auf der westlichen Straßenseite mit einem längenmittelnden Messverfahren erfasst werden.
- Die Tracer-Freisetzung (Bächlin et al., 2003b; Bächlin et al., 2004b) und -Messung von SF<sub>6</sub> wurde über einen Zeitraum von insgesamt 50 Stunden durchgeführt. Im Rahmen des Teilprojektes 3 erfolgte die Freisetzung von Tracergas auf einer Länge von 100 m in ca. 30 cm Höhe in Straßenmitte (durchgezogene Linie in Abbildung 1, Abbildung 2) und die Probenahme in der Umgebung der Tracer-Quelle an mindestens 12 Stellen mit 5-l-Gassammelbeutel (Sterne in Abbildung 1, Abbildung 2).
- Messungen von Windgeschwindigkeit und Windrichtung sowie Turbulenzparametern mit zwei Ultraschall-Anemometern in der Straßenschlucht.
- Im Rahmen des Teilprojektes 5 erfolgte die Messung der Aktivitäten des Straßenverkehrs. Die Anzahl der Kfz und Lkw für alle 4 Fahrspuren der Göttinger Straße wurden kontinuierlich erfasst.
- Ergänzende Messungen mit einem Ceilometer (auf dem Dach des NÖ-Gebäudes nahe HRSW) für die Aerosol-Höhenverteilung, Wolkenunterkantenhöhen und die Evaluierung der Bestimmung der Mischungsschichthöhe aus SODAR-Messungen sowie mit einem Wind-Temperatur-Radar (WTR, siehe Abbildung 3) für das Temperaturprofil und die Evaluierung der Bestimmung der Mischungsschichthöhe aus SODAR-Messungen.

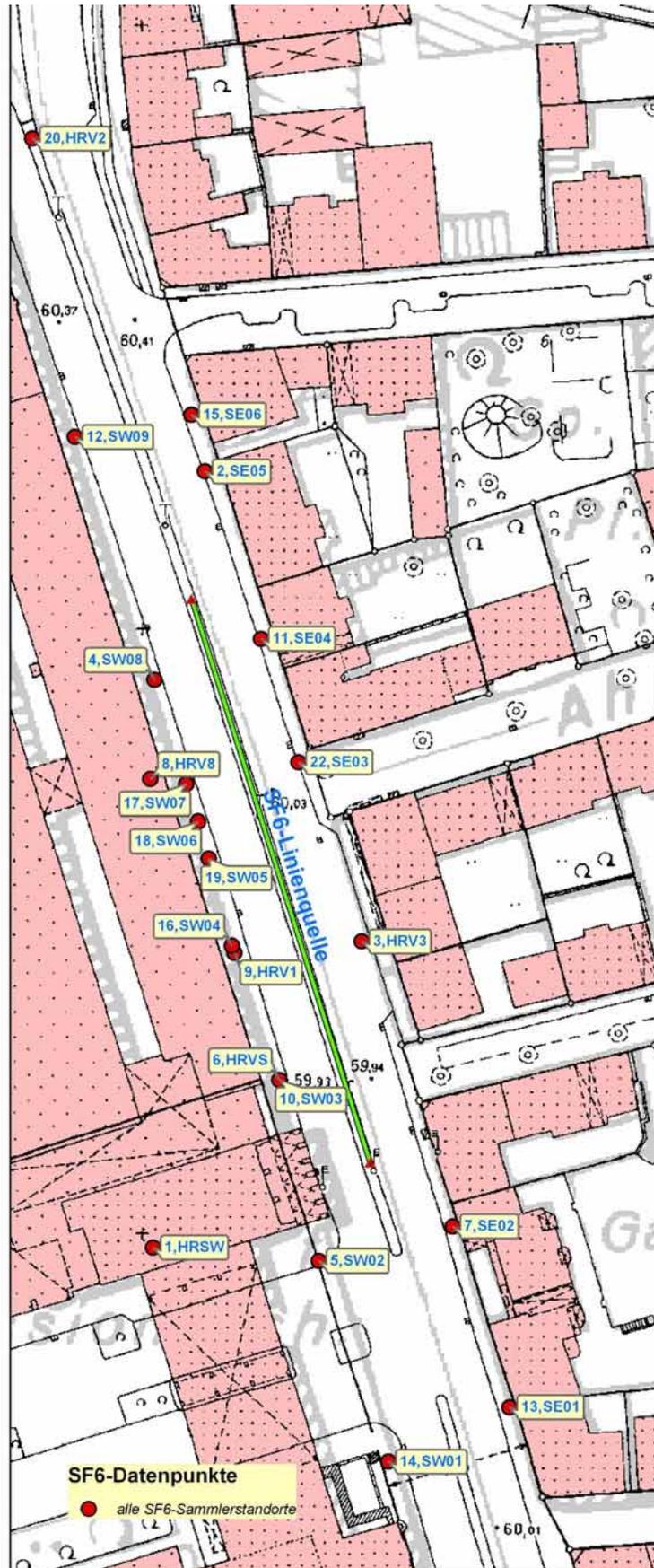


Abbildung 2: Lage der SF<sub>6</sub>-Linienquelle und der Standorte der SF<sub>6</sub>-Sammler (in der Datenbank ValiData werden die Bezeichnungen SW01 bis SW 09, SE01 bis SE 06, HRV1, HRV2, HRV3, HRV8, HRV5 und HRSW verwendet).

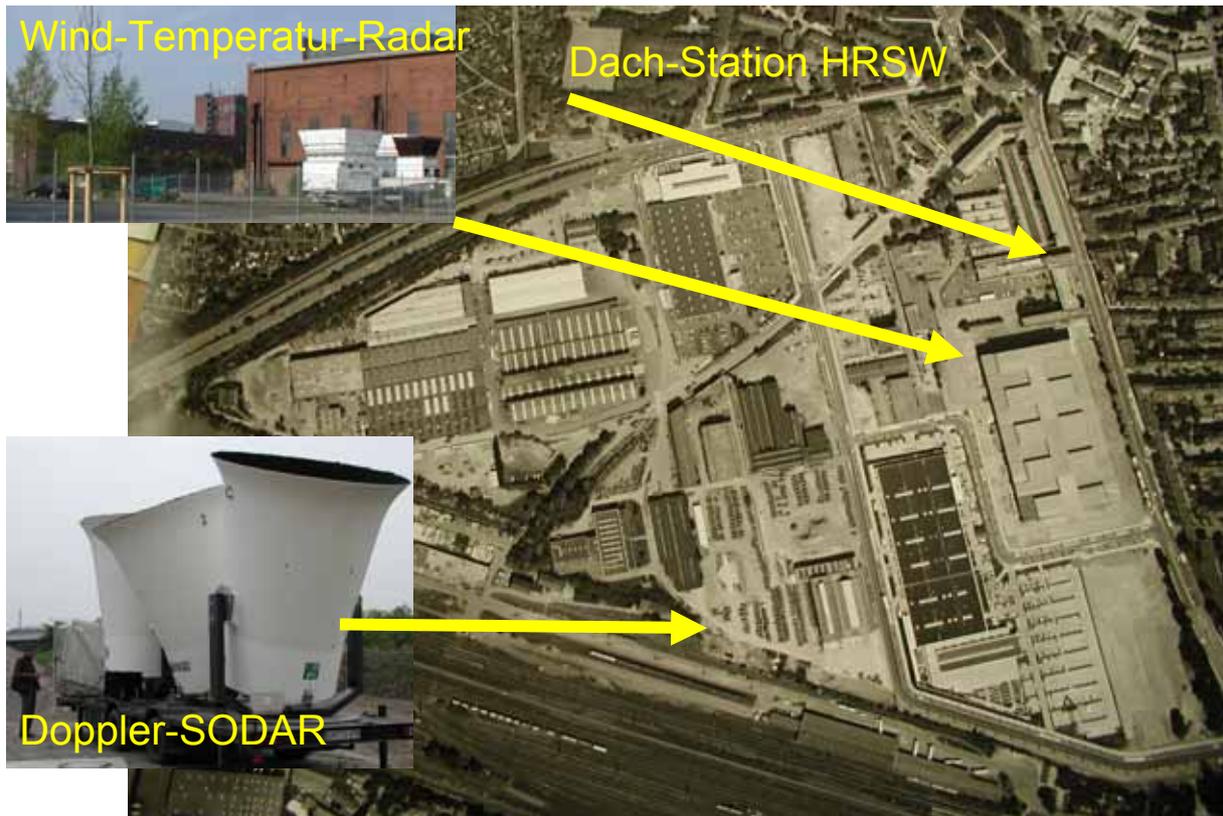


Abbildung 3: Standorte der Dach-Station HRSW, sowie von SODAR und Wind-Temperatur-Radar in der Nähe der Göttinger Straße (rechts im Bild).

Das Messkonzept (u. a. Standorte der Messinstrumente) wurde auch mit den Windkanal-Arbeiten zur Schaffung von Validierungsdaten in diesem Gebiet um die Göttinger Straße (Teilprojekt 1) abgestimmt (Pascheke, 2004). Im Projektkonsortium wurden schließlich am 07.08.2002 die wünschenswerten Bedingungen für die Durchführung der Messkampagnen festgelegt:

- Weitgehende Übereinstimmung der verschiedenen Wettervorhersagen,
- Kein Niederschlag und trockene Straße,
- Windgeschwindigkeit zwischen 4 und 8 m/s ohne starke Böen an HRSW sowie Windrichtungen zwischen 30 und 120° sowie 210 bis 300° oder
- Windgeschwindigkeit zwischen 2 und 4 m/s sowie beliebige, persistente Windrichtungen,
- konvektionsschwache, näherungsweise neutrale Wetterlage,
- stabile Wetterlage für zwei aufeinander folgende Messtage.

Die Wettervorhersage wurde von Heinke Schlünzen vom Teilprojekt 2 (MI UHH) in Absprache mit den Wissenschaftlern in Teilprojekt 4 vorgenommen. Es wurden 2 Tage vor dem Zeitraum einer Intensivmessphase beginnend täglich ca. 13 Uhr Telefonkonferenzen vom IMK-IFU mit MI UHH, NLÖ, Lohmeyer und IER abgehalten.

Jede Gruppe notierte auf einem vorbereiteten Protokollblatt die relevanten Ereignisse und sonstige für die Experimente wichtigen Beobachtungen und übergab die Aufzeichnungen anschließend an den Koordinator in Kopie. Die Fußgängerampel am Gebäude des NLÖ wurde während der Messkampagnen möglichst wenig von den Experimententeilnehmern benutzt. Die Uhrzeiten aller Uhren, PC und Geräte wurden täglich synchronisiert. Alle Daten wurden in MEZ aufgenommen.

Die Verantwortlichkeiten für die Feldexperimente waren wie folgt geregelt:  
IMK-IFU:

- Klaus Schäfer: Messkonzept, Koordination der experimentellen Arbeiten und Messkampagnen, Konzept der FTIR-Messungen, Validierungsdatensätze aus IMK-IFU-Messungen;
- Stefan Emeis: Konzept, Aufbau und Auswertung der SODAR-Messungen sowie Abstimmungen mit dem Modellsystem und den Windkanalmessungen; Datenbereitstellung; Qualitätssicherung der SODAR-Messungen, Vergleich SODAR – WTR – Ceilometer, Aufbereitung der SODAR-Daten für die Datenbank;
- Herbert Hoffmann: Konzept, Aufbau und Auswertung der Messungen mit den IMK-IFU-Messsystemen: DOAS-, meteorologische und In-situ-Messungen; Datenbereitstellung; Qualitätssicherung dieser Messungen; Aufbereitung der Daten für die Datenbank;
- Carsten Jahn: Aufbau, Durchführung und Auswertung der FTIR-Messungen; Datenbereitstellung; Qualitätssicherung der FTIR-Messungen; Aufbereitung der Daten für die Datenbank;

Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ):

- Bernd Heits, Dirk Haase, Werner Busch: Datenbereitstellung der Messungen der Konzentrationen von NO, NO<sub>2</sub>, CO, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, Benzol, Toluol und Ruß bzw. PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> in der Göttinger Straße und im Anströmbereich der Göttinger Straße mit In-situ-Messverfahren;
- Wolfgang J. Müller, Wolf-Dieter Drunkenmölle: Logistische Arbeiten vor Ort für die Feldmessungen, fachliche Begleitung und Bereitstellung der erforderlichen Infrastruktur, Turbulenzmessungen, Datenzusammenstellung;

Ingenieurbüro Dr. Lohmeyer (Lohmeyer):

- Wolfgang Bächlin: Koordination, Durchführung der Tracer-Experimente, Bereitstellung der Validierungsdatensätze;

Ingenieurbüro Dr. Wolfgang Theurer: Durchführung der Tracer-Experimente;

IER der Universität Stuttgart (IER), Jörg Kühlwein: Durchführung der Aktivitätsmessungen des Straßenverkehrs, Datenbereitstellung der Emissionen des Straßenverkehrs auf der Basis der Emissionsmodellierung;

Meteorologisches Institut der Universität Hamburg (MI UHH), Heinke Schlünzen: ständige Wettervorhersagen für die Intensivmessphasen;

MI UHH, Frauke Pascheke; NLÖ, Wolfgang J. Müller: Durchführung der Rauchgasexperimente

Fa. Vaisala, Christoph Munkel: Aufbau, Durchführung und Auswertung der Ceilometer-Messungen; Datenbereitstellung; Qualitätssicherung der Ceilometer-Messungen;

IMK-ASF, Siegfried Vogt: Aufbau, Durchführung und Auswertung der WTR-Messungen; Datenbereitstellung; Qualitätssicherung der WTR-Messungen.

Die Daten der Luftschadstoff- und Tracer-Messungen wurden von den Partnern an das NLÖ gegeben, vom NLÖ geprüft und danach in die Datenbank ValiData eingestellt.

Verlauf der Intensivmessphasen:

- Pilot-Messphase 2001:  
Aufbau von Lohmeyer, IER, NLÖ, IFU am Dienstag, 07.08.2001.  
Intensivmessphase am Mittwoch, 08.08.2001, von 10 bis 15 Uhr MEZ bei Winden um 230° mit 6 bis 11 m/s, nach Ende der Freisetzung Spülen der Leitungen.  
5 Stunden Tracer-Freisetzung.  
Keine Rauchgasfreisetzung.
- Sommer-Messkampagne 2002:  
Aufbau von IMK-IFU ab Montag, 29.07.2002.  
Vergleichsmessungen von IMK-IFU 30.07. bis 01.08.2002 über 36 Stunden.  
Erste Entscheidung am Mittwoch, 31.07.2002, 13 Uhr: Beginn der Messkampagne, da es bis Sonnabend, 03.08.02, trocken bleiben soll.  
Aufbau und Tests von Lohmeyer, IER, NLÖ, IMK-IFU am Donnerstag, 01.08.2002.

Entscheidung am Donnerstag, 01.08.02, 13 Uhr: Abbruch, da erst für Sonnabend eine kurzzeitige windige Wettersituation vorhergesagt wird; Rückreise aller Gruppen am gleichen Tag bzw. am Freitag.

Entscheidung am Montag, 05.08.2002, 13 Uhr: Messbeginn, da bis Donnerstag passende Wettersituationen vorhergesagt werden; Anreise aller Gruppen.

Entscheidung am Dienstag, 06.08.2002, 13 Uhr: Fortsetzung der Messvorbereitungen trotz Zurücknahme der Vorhersage passender Wettersituationen für Mittwoch und Donnerstag; als Aufgabe der Messungen werden Untersuchungen der verkehrsinduzierten Turbulenz wegen der zu erwartenden geringen Windstärken formuliert.

Intensivmessphase am Mittwoch, 07.08.2002, von 08 bis 15 Uhr MEZ bei Winden um Nord (Straßen-parallele Winde, die ursprünglich als günstig eingeschätzt wurden) mit 2 bis 4 m/s; 7 Stunden Tracer-Freisetzung; der anschließende Vergleich der FTIR-Spektrometer von 15.50 bis 17.20 Uhr MEZ zeigt bei einsetzendem Regen bei 10-facher Freisetzungsrates kaum erhöhte SF<sub>6</sub>-Konzentrationen.

Entscheidung am Mittwoch, 07.08.2002, 13 Uhr: Abbruch der Messkampagne, da bis Sonntag keine passenden Wettersituationen vorhergesagt werden; trotz Druckgradienten-schwacher Wetterlage Beendigung der Messkampagne; Rückreise aller Gruppen am gleichen Tag bzw. am Donnerstag.

Entscheidung am Freitag, 09.08.2002, 13 Uhr: keine Fortsetzung der Messkampagne; letztmalige Entscheidung zur Fortsetzung der Messkampagne oder zum Abbau der Messsysteme wird am Sonntag, 11.08.2002, 14 Uhr erfolgen.

Entscheidung am Sonntag, 11.08.2002, 11 Uhr: Beendigung der Messkampagne; die Gruppen reisen zum Abbau nach Hannover; IER nimmt noch Verkehrsmessungen vor.

- Messkampagne im Herbst 2002:

Messbereitschaft ab 18. Oktober 2002 (bis 03. November 2002)

Entscheidung zum Beginn der Messkampagne am 21. Oktober 2002, ca. 13 Uhr

Aufbau aller Gruppen ab 22. Oktober 2002

Intensivmessphasen am Mittwoch, 23. 10., 13 bis 17 Uhr MEZ, westliche Winde von 5 bis 7,5 m/s; Donnerstag, 24.10., 09 bis 17 Uhr MEZ, westliche Winde von 3 bis 8 m/s; Freitag, 25.10., 11 bis 17 Uhr MEZ, straßenparallele Winde aus Süd von 4,5 bis 7,5 m/s und Sonnabend, 26.10.2002, 11 bis 17 Uhr MEZ, westliche Winde von 7 bis 12 m/s; insgesamt 22 Stunden,

Vergleichsmessungen von IMK-IFU 26. bis 28. Oktober 2002 über einen Zeitraum von 28 Stunden (Gasmessverfahren bei HRV5) bzw. mit je einem USA vom 16. bis 28.10.2002 bei HRV 8 und vom 29.10. bis 24.04.2003 bei HRV5 (Windparameter).

- Messkampagne im Frühjahr 2003:

Messbereitschaft vom 21. März bis 13. April

Vergleichsmessungen von IMK-IFU 08. bis 10. April 2003 über einen Zeitraum von 38 Stunden (Gasmessverfahren bei HRV5).

Entscheidung zum Beginn der Messkampagne am 09. April, ca. 13 Uhr

Aufbau aller Gruppen ab 10. April 2003

Intensivmessphasen am Freitag, 11.04.2003, 09 bis 17 Uhr MEZ, westliche Winde von 3 bis 6,5 m/s; insgesamt 8 Stunden

Verlängerung der Messbereitschaft wegen ungünstiger Wetterbedingungen vom 22. bis 27. April 2003

Entscheidung zur Fortsetzung der Messkampagne am 21. April, ca. 13 Uhr

Aufbau aller Gruppen ab 22. April 2003

Intensivmessphasen am Mittwoch, 23.04.2003, 09 bis 17 Uhr MEZ, östliche Winde von 1,2 bis 3,5 m/s; insgesamt 8 Stunden

Danach Beginn des Abbaus aller IMK-IFU-Messsysteme: 24.04.2003: SODAR, HRV8, Wetterstation von HRV5, Ceilometer; 29.04.2003: DOAS, HRV5

Die Messsysteme waren länger als geplant im kontinuierlichen Einsatz, so dass die statistische Analyse von bestimmten Effekten, die in den gewonnenen Daten erkannt

wurden, ermöglicht wird. Das Ceilometer war nicht im Projektantrag vorgesehen und wurde von der Fa. Vaisala unentgeltlich eingesetzt. Dadurch wurden weitere Informationen über vertikale Profile und die Schichtung der unteren Atmosphäre verfügbar.

Es wurde die Datenbank ValiData entwickelt, in der alle Messdaten vorliegen (Nolte et al., 2004). In dieser Datenbank sind alle Messgeräte- und Stationsbeschreibungen, Anordnungen der Messsysteme sowie Möglichkeiten der Darstellung und Analyse der Daten enthalten. Auch die Messungenauigkeiten der Messverfahren sind angegeben.

### 3. Experimentelle Untersuchungen

Die spezielle Gebäudekonfiguration ermöglichte ein Messkonzept der Über-Dach-Messungen im Vergleich zu fahrbahnnahe Messungen in Bezug auf Windrichtung, Geschwindigkeit und Turbulenzparameter in 10 m über Straßen- oder Dachniveau sowie luftchemische Parameter in 3 m über Straßen- oder Dachniveau. Die Windmessungen erfolgten zum Teil mit Ultraschall-Anemometern für alle 3 Windkomponenten. Weiterhin wurden Temperatur, Feuchte, Globalstrahlung und Niederschlag (Menge und Andauer) erfasst. Alle Daten wurden als Halbstundenmittel gespeichert.

Für die Messungen während der Feldexperimente wurden DOAS-Messsysteme der Fa. OPSIS AB in bi-statischer und mono-statischer Ausführung (OPIS, 1997) eingesetzt. Beim mono-statischen DOAS werden mehrere Retro-Reflektoren verwendet, so dass verschiedene Messtrassen errichtet werden konnten. Das Einschwenken auf diese verschiedenen Messtrassen und die Justierung des Messsystems erfolgen automatisch, so dass die Trassen nacheinander in konstanter Reihenfolge gemessen werden und ein ununterbrochener Messbetrieb möglich ist. Die Messzeit beträgt je nach Komponente 30 Sekunden bis 2 Minuten. Die Nachweisempfindlichkeit des DOAS, bezogen auf einen Absorptionsweg von 500 m (bei z. B. 50 m um den Faktor 10 höher), hat nach Herstellerangaben folgende Werte (niedrig auflösendes Spektrometergitter): 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  für Benzol, Toluol und p-Xylol mit einer Genauigkeit von ca.  $\pm 30\%$ ; 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  für  $\text{NO}_2$ , 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  für  $\text{SO}_2$ , 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  für  $\text{O}_3$  und 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  für NO mit einer Genauigkeit von  $\pm 5$  bis  $\pm 10\%$ .

Für die FTIR-Absorptionsmessungen sind zwei baugleiche Spektrometer vom Typ K300 zum Einsatz gekommen. Der Aufbau erfolgte bi-statisch. Die Nachweisgrenzen betragen für einen Absorptionsweg von 100 m und eine Messzeit von 2 Minuten mit der Auswerte-Software EVAL für CO 6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  und  $\text{SF}_6$  2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Die Messgenauigkeit beträgt ca. 5 % (Haus et al., 1994).

Die SODAR-Messungen wurden mit einer vertikalen Auflösung von 12,5 und 25 m durchgeführt (Emeis und Türk, 2004; Emeis, 2004). Die unterste verwendbare Messhöhe lag bei 60 m. Die zeitliche Auflösung der Messungen lag bei 30 Minuten. Die Reichweite des SODAR betrug in Abhängigkeit von der Schichtung der Atmosphäre maximal 1300 m.

Das WTR wurde vom IMK-ASF eingesetzt und hatte Reichweiten für die Temperatur von ca. 700 m und für den Wind von 2000 bis 3000 m (Emeis et al., 2004).

Diese Fernerkundungsverfahren und die In-situ-Messverfahren zur Bestimmung von Luftschadstoff-Konzentrationen wurden als transportable Mess-Systeme eingesetzt, so dass die Zeiten für Auf- und Abbau bei den Intensivmessphasen minimal waren.

Es wurden folgende Messungen zur Charakterisierung der Vorbelastung, der Hintergrundbelastung und der Anström-Bedingungen sowie der Belastung in der Straßenschlucht Göttinger Straße durchgeführt:

- Kontinuierliche Messung der Wind- und Turbulenzprofile bis in 1300 m Höhe sowie der Mischungsschichthöhe in diesem Bereich mittels SODAR (HRV9, Gelände der Fa. Komatsu Deutschland GmbH, ca. 500 m von der Göttinger Str. entfernt in süd-westlicher Richtung) mit hoher zeitlicher (30 min) und vertikaler (halbstündlich abwechselnd 25 m und 12,5 m ab Oktober 2001) Auflösung; 15.05.2001 bis 13.05.2002 sowie ab 01.08.2002 bis 24. April 2003 (IMK-IFU).
- Kontinuierliche Messung der Hintergrundkonzentrationen luftchemischer Parameter ( $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{O}_3$ ,  $\text{PM}_{10}$ , Ruß) sowie meteorologischer Parameter mit der Messstation HRV4 in situ außerhalb der Straßenschlucht (östlich der Göttinger Straße), Halb-Stunden-Mittelwerte und während der Intensivmessphasen auch Zeitauflösung 3 Minuten; ab 08.08.2001 bis Ende 2003 (NLÖ).

- Kontinuierliche Messung der Hintergrundkonzentrationen luftchemischer Parameter (NO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, CO, NMKW, CH<sub>4</sub> und Gesamt-Staub), der Aerosol-Größenverteilung mit einem integrierenden Nephelometer (nur während der Intensivmessphasen) sowie meteorologischer Parameter mit der Messstation HRV5 in situ außerhalb der Straßenschlucht (auf dem Gelände des NLÖ westlich der Göttinger Straße); ab 04.07.2001 (schrittweise Inbetriebnahme) bis 29. April 2003 (IMK-IFU mit NLÖ).
- In Ergänzung zu den LÜN-Stationen HRSW und HRVS wurden mit drei weiteren Messstationen HRV1, 2, 3 in der Göttinger Straße kontinuierlich Ruß/PM10/PM2,5 und die Schadgase NO, NO<sub>2</sub>, CO, Benzol, Toluol, Xylol in situ und die meteorologischen inklusive Turbulenz-Parameter sowie mit dem DOAS-System der Fa. OPSIS (HRT1: 155 m Abstand, bis Anfang 2003) die Luftschadstoffe NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, Benzol und Toluol gemessen (NLÖ). Mit einem Ultraschall-Anemometer (HRV7) wurde die Durchströmung der Tordurchfahrt aufgezeichnet (NLÖ).
- Kontinuierliche Messung der "Vorbelastung" der Luftschadstoffe NO, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> (zeitweilig Benzol, Toluol) mit einem DOAS-System mit Retroreflektoren auf dem Dachniveau der westlich an die Göttinger Straße angrenzenden Häuser in Ergänzung zu HRSW ab 08.08.2001: längengemittelte Konzentrationen entlang der Straße. Das IMK-IFU-System war an/in der Göttinger Straße mit 3 Retroreflektoren bis 04.03.2002 wie folgt aufgebaut: Sende-/Empfangssystem auf dem Dach des NLÖ bei HRSW, Retroreflektoren an der Station HRV2 am Deisterplatz (HRT2: 174 m Abstand), auf dem nördlich gelegenen Dach („Kulissendach“, parallel zur Göttinger Straße, HRT3: 130 m Abstand), und auf einem nord-westlich gelegenen Dach der Fachhochschule (HRT4: 237 m Abstand). Der Neuaufbau des IMK-IFU-Systems am 09.04.2002 erfolgte mittig auf dem Dach („Kulissendach“) des Hanomag-Gebäudes mit entgegen gesetzten Trassen parallel zur Göttinger Straße (bis 29. April 2003). Die beiden Retroreflektoren befanden sich südlich (HRT7: 63 m Abstand) und nördlich (HRT8: 65 m Abstand).

Es wurden Intensivmessphasen während typischer Wettersituationen in der Göttinger Straße durchgeführt:

1. Räumliche Variationen von Luftschadstoffen im Modellgebiet Göttinger Straße:
  - Feldmessungen der längengemittelten Konzentrationen von CO, CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub> mittels FTIR-Absorptionsspektrometrie (IMK-IFU).
    - Pilot-Messphase 08.08.01: Zwei Messtrassen unterschiedlicher Länge wurden mit dem Spektrometer K300 im Messfahrzeug vom Parkplatz am Eingang des NLÖ-Gebäudes errichtet. Die Messtrassen wurden auf dem westlichen Fußweg längs der Straße parallel zur Tracer-Linienquelle aufgebaut mit den Globaren in Richtung Deisterplatz (HRT5: 100 m Abstand, HRT6: 143 m Abstand). Die Messtrassen befanden sich in Bodennähe in 1,2 bis 2,0 m Höhe und werden abwechselnd jeweils über einen Zeitraum von einer Stunde vermessen. Die zeitliche Auflösung betrug jeweils ca. 5 Minuten.
    - Sommermesskampagne 2002 am 07.08.02: Die Messtrassen wurden auf dem westlichen und östlichen Fußweg der Göttinger Straße entlang der Tracer-Quelle aufgebaut. Eine Messtrasse wurde mit dem Spektrometer K300 im Messfahrzeug vom Parkplatz am Eingang des NLÖ-Gebäudes aus errichtet (Global nahe Deisterplatz, HRT10: 135 m Abstand). Die andere Messtrasse wurde mit dem mobilen K300 in einem Transporter, der am östlichen Straßenrand in der Nähe des Deisterplatzes geparkt wurde, aufgebaut (HRT11: 135 m Abstand). Diese Messtrassen befanden sich in Bodennähe in 1,8 bis 2,0 m Höhe auf dem Fußweg parallel zur Tracer-Linienquelle. Die FTIR-Messungen wurden kontinuierlich und mit einer zeitlichen Auflösung von ca. 3 Minuten auf jeder Trasse durchgeführt.
    - Herbstmesskampagne 2002 vom 23. bis 26.10.02 und Frühjahrmesskampagne 2003 am 11. und 23.04.03: Es wurde die gleiche Anordnung wie im Sommer 2002 realisiert.

- Es wurde eine weitere DOAS-Trasse HRT9 für NO, NO<sub>2</sub> und SO<sub>2</sub> auf dem westlichen Fußweg errichtet (Sende-/Empfangseinheit auf dem Dach des OPSIS-Containers am Fahrbahnrand, Strahler in 1,10 m Abstand von der Hauswand des Hanomag-Gebäudes in gleicher Höhe senkrecht unter dem Retroreflektor des DOAS HRT8 auf dem darüber liegenden Dach, Abstand 126 m). Damit sollte ein Höhengradient der untersuchten Gase auf der westlichen Straßenseite mit einem längenmittelnden Messverfahren erfasst werden (IMK-IFU mit OPSIS, Herbstmesskampagne 2002, Frühjahrmesskampagne 2003).
  - Betrieb der In-situ-Messstationen (NLÖ und IMK-IFU).
2. Durchführung von Tracer-Experimenten mit SF<sub>6</sub>
    - Die Tracer-Freisetzung, -Probenahme und -Messung wurde über einen Zeitraum von insgesamt 50 Stunden durchgeführt (Lohmeyer).
    - Freisetzung von Tracergas auf einer Länge von 100 m (Lohmeyer).
    - Probenahme in der Umgebung der Tracer-Quelle an mindestens 12 Stellen mit 5-l-Gassammelbeuteln (Lohmeyer).
    - Das Tracergas wurde auf den Messtrassen der FTIR-Spektrometrie (HRT10 und 11 auf dem westlichen und östlichen Fußweg der Göttinger Straße) ebenfalls gemessen; die Messungen erfolgten am 24.10.2002 auch noch vier Stunden nach dem Abschalten der Tracer-Quelle, um die Konzentrationsabnahme zu untersuchen (IMK-IFU).
  3. Durchführung eines Rauchgasexperiments mit Videoaufzeichnung der Rauchgasausbreitung am Sonntag, dem 27.10.2002 von ca. 7 bis 07.30 Uhr (MI UHH, NLÖ).
  4. Messung der Aktivitäten des Straßenverkehrs (DTV-Mengen, Geschwindigkeiten, Kennzeichenerfassung zur Ermittlung der Abgasminderungssysteme bzw. Flottenzusammensetzungen) (IER). Die Anzahl der Kfz und Lkw für alle 4 Fahrspuren der Göttinger Straße wurden vom NLÖ kontinuierlich mittels Induktionsschleifen erfasst.
  5. Zwei weitere USA-Messungen in der Straße am 11. und 23.04.2003: Windgeschwindigkeit, Windrichtung (3 Minuten Zeitauflösung), Turbulenzparameter (NLÖ)
    - a) 3 m Höhe,
    - b) Messstellen auf beiden Straßenseiten zwischen Deisterplatz und HRV1 bzw. HRV3: am Ort der Tracer-Probenahme 4 und 11.
  6. gleichzeitige Kugelprobenahmen am Ort der USA-Messungen (3 Probenahmen am 23.04.2003 von 12.00 bis 12.30Uhr) und Analyse auf ca. 50 VOC.

#### Ergänzende Messungen:

- Betrieb eines Ceilometers auf dem Dach des NLÖ-Gebäudes zur Messung der Aerosol-Höhenverteilung in der Grenzschicht und der Wolkenunterkantenhöhen; ab 15.02.2002 bis Ende April 2003 (IMK-IFU mit Fa. Vaisala).
- Betrieb eines Wind-Temperatur-Radar in der Nähe von HRV5, um zusätzlich das Temperaturprofil zu messen und die Bestimmung der Mischungsschichthöhe aus SODAR-Messungen zu evaluieren; vom 26.04. bis 13.05.2002, vom 19. bis 01.11.2002 (IMK-ASF).

Eine detaillierte Beschreibung aller Messgeräte- und Stationsbeschreibungen sowie Anordnungen der Messsysteme befindet sich in der Datenbank ValiData (Nolte et al., 2004).

Die Qualitätssicherung erfolgte durch Vergleich der unterschiedlichen Messverfahren (ISO 13752 Air quality) sowohl mit langfristigen Messreihen als auch vor oder nach jeder Messkampagne über einen Zeitraum von mindestens 36 Stunden (30.07. bis 01.08.2002, 26. bis 28.10.2002, 08. bis 10.04.2003) an der Hintergrundmessstation HRV5 mit weitgehend homogener Durchmischung. Die Messsysteme des NLÖ dienten als Referenzsysteme, da diese regelmäßig an Ringversuchen mit bundesweiten Referenzstandards der Deutschen Referenzlabore des Umweltbundesamtes, Langen, und des LUA, Essen, teilnehmen und

Vergleichsmessungen mit dem Niederländischen Luftqualitätsmessnetz des RIVM, Bilthoven, Niederlande, zur Bestimmung der Messunsicherheiten sowie der relativen und absoluten Standardabweichungen durchgeführten (Van der Meulen et al., 2003). Diese Referenzsysteme erreichen ihre Leistungsparameter nur in den spezifizierten Temperaturbereichen (i. a. 5 bis 35°C) und werden deshalb in klimatisierten Messcontainern betrieben.

Die Messverfahren wurden entsprechend den geltenden VDI-Richtlinien (VDI 4202 Mindestanforderungen) und internationalen Normen (ISO 5725-1 Accuracy) angewendet:

- Immissionsmessungen mittels FTIR-Spektrometrie (VDI 4211) und DOAS (Entwurf VDI 4212 entsprechend aktuellem Stand);
- Bestimmung der Höhenverteilung des Windes und der Turbulenzparameter mittels SODAR (VDI 3786);
- In-situ-Messungen von Luftschadstoffen. Die Kalibrierungen wurden mindestens zu Beginn und am Ende der Intensivmessphasen durchgeführt.

Jeder im Messkonzept benannte Verantwortliche war für die Einhaltung der internen Qualitätskriterien verantwortlich (Einhaltung der Standard Operational Procedures, Kalibrationsverfahren).

Die weitere Qualitätssicherung erfolgte durch Vergleichsmessungen (ISO 13752 Air quality):

- langfristiger Vergleich Windrichtung und -geschwindigkeit von Doppler-SODAR mit HRSW;
- Vergleich der Reflektivität von Doppler-SODAR, der Temperatur vom WTR und der Rückstreu-Intensität des Ceilometers bei der Bestimmung der Mischungsschichthöhe (Emeis et al., 2004);
- langfristiger Vergleich von Benzol, NO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> der DOAS-Messungen (HRT1, 2, 3, 4, 7, 8, 9) mit HRVS, HRV1, HRV2, HRV3, HRV5 und HRSW;
- zu Beginn oder nach jeder Messkampagne wurden die transportablen Messsysteme an der Hintergrundmessstation HRV5 (weitgehend homogene Durchmischung der Umgebungsluft) über einen Zeitraum von mindestens 36 Stunden betrieben:
  - a) die beiden FTIR-Spektrometer wurden mit einem entsprechenden Referenzgerät für CO des IMK-IFU (von Juli 2002 bis April 2003 zum Vergleich in HRV5 installiert) sowie dem CO- und CH<sub>4</sub>-Gerät von HRV5 verglichen; weiterhin wurden hier im Oktober 2002 zweimal Luftproben in Kugeln genommen und auf diese Komponenten sowie SF<sub>6</sub> analysiert;
  - b) Abgleich der Wetterstationen: HRV5 und HRV8 mit HRSW (Sommer 2002) sowie mit zwei Ultraschall-Anemometern des NLÖ (Herbst 2002),
  - c) Tracergas-Freisetzung: Vergleich der FTIR-Spektrometrie und der Beutelprobenahme im Windkanal der UHH am 15.01.2002

#### 4. Qualitätssicherung der Messungen

##### 4.1. Vergleich der Tracer-Messverfahren

Die SF<sub>6</sub>-Messergebnisse der FTIR-Spektrometrie wurden mit der Probenahme und Laboranalyse (Lohmeyer) bei einer SF<sub>6</sub>-Freisetzung in der Windkanalhalle der Universität Hamburg (MI UHH) am 15.01.2002 verglichen. Gleichzeitig fand auch ein Vergleich der Messergebnisse von Ethan mittels FTIR-Spektrometrie und In-situ-Messung statt. Die FTIR-Messung wurde auf einer 26 m langen Trasse quer durch die Windkanalhalle durchgeführt. Die Proben mit Gassammelbeuteln wurden auf der Mitte der FTIR-Trasse genommen. Es wurden SF<sub>6</sub> und Ethan als kommerzielle Kalibriergase in der Halle des Windkanals freigesetzt (87 l/h Ethan, 0,1 l/h SF<sub>6</sub>). Unter Nutzung des Ventilators des Windkanals wurde eine möglichst homogene Verteilung der Kalibriergase in der Halle erzeugt. Nach einigen Tests am Vormittag erfolgte die Freisetzung von SF<sub>6</sub> von 15.12 Uhr bis 15.40 Uhr, wobei ab 15.30 Uhr die Lüftung eingeschaltet wurde. Eine zweite Freisetzung wurde von 16.12 bis 17.00 Uhr durchgeführt (Lüftung ausgeschaltet) und ab 18.05 Uhr wiederum die Lüftung eingeschaltet. Es wurden insgesamt 9 Luftproben genommen, während die FTIR-Messung kontinuierlich erfolgte. Die Messergebnisse sind in Abbildung 4 dargestellt. Die Konzentrationen von SF<sub>6</sub> in der Innenraumluft lagen über den Nachweisgrenzen der Messverfahren (FTIR: 2 ppb auf der 26 m Trasse). Alle Messergebnisse stimmen im Bereich der Messgenauigkeit der Messverfahren überein (5 %). Allerdings sind die SF<sub>6</sub>-Ergebnisse der beiden ersten Proben A1 und A2 deutlich über den FTIR-Messungen (ca. 50 %), wofür keine Erklärung gefunden werden konnte. Andererseits stimmen die relativen Unterschiede beider Messverfahren zwischen diesen beiden Messpunkten überein. Auch die Ethanmessungen haben im Vergleich mit den In-situ-Messungen der Universität Hamburg eine Abweichung im Rahmen der Messgenauigkeit von 5 %.

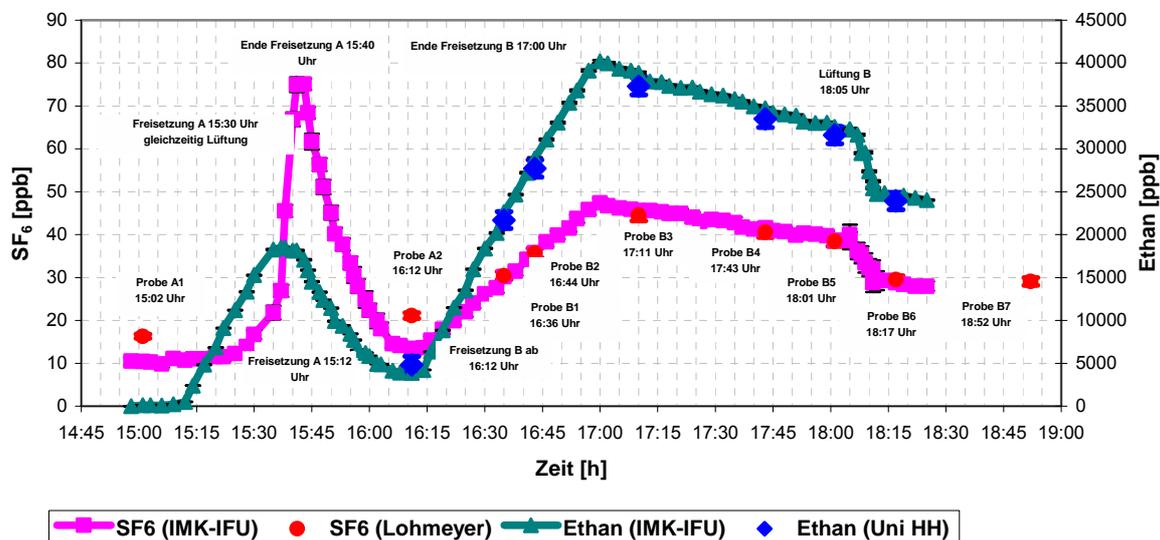


Abbildung 4: Ergebnisse der Tracer-Experimente im Windkanal der Universität Hamburg mit SF<sub>6</sub> und Ethan am 15.01.2002. Es sind die Messdaten der längenmittelnden FTIR-Messungen (26 m Trasse) und der Analyse der Probenahme (mit Angabe des Messfehlers) in der Mitte der FTIR-Trasse angegeben.

#### 4.2. Vergleich der Wetterstationen

Es erfolgte ein Vergleich der Windmessungen mittels Schalenkreuz-Anemometer (Wetterstation Thies) und Ultraschall-Anemometer an der Station HRV8 (Dach eines Gebäudes an der Göttinger Straße) vom 20.03. bis 25.04.2003. Die Ergebnisse sind in Abbildung 5 dargestellt. In der folgenden Tabelle sind die Ergebnisse der Mittelung der Messdaten der Windgeschwindigkeit beider Instrumente über den gesamten Zeitraum und die Abweichung jedes Instrumentes zum gemeinsamen Mittelwert angegeben:

	Wetterstation Thies	Ultraschall-Anemometer Metek
Mittlere Windgeschwindigkeit [m/s]	1,90	1,69
Mittlere Windgeschwindigkeit gesamt [m/s]	1,80	
Differenz beider Verfahren [m/s]	0,21	
Differenz zum Mittelwert [%]	11,7	

Der Vergleich zeigt eine höhere Windgeschwindigkeit in den Messergebnissen des Schalenkreuz-Anemometers gegenüber dem Ultraschall-Anemometer (overspeeding). Diese Tendenz ist aus der Literatur bekannt und wurde u. a. in Westermann (1996) untersucht.

Es wurden weiterhin die Windmessungen der Wetterstationen an HRSW, HRV5 und HRV8 vom 30.07. bis 01.08.2002 verglichen. Dazu wurde die Wetterstation von HRV8 vom 30.07.2002, ca. 14.30 Uhr, bis zum 31.07.2002, ca. 12.00 Uhr in der Nähe der Wetterstation von HRV5 und anschließend von ca. 12.30 Uhr bis zum 01.08.2002, ca. 11 Uhr in der Nähe der Wetterstation von HRSW eingesetzt. Abbildung 6 zeigt die Messergebnisse. Die folgende Tabelle enthält den Vergleich der mittleren Daten:

	Wetterstation HRV8 Thies	Wetterstation HRV5 Zeno
Mittlere Windgeschwindigkeit [m/s]	1,26	1,48
Mittlere Windgeschwindigkeit gesamt [m/s]	1,37	
Differenz beider Verfahren [m/s]	0,22	
Differenz zum Mittelwert [%]	16	
	Wetterstation HRV8 Thies	Wetterstation HRSW
Mittlere Windgeschwindigkeit [m/s]	1,74	2,79
Mittlere Windgeschwindigkeit gesamt [m/s]	2,27	
Differenz beider Verfahren [m/s]	1,04	
Differenz zum Mittelwert [%]	46	

Der Vergleich zeigt außerdem einen großen Unterschied in der Messung der Windrichtung beider Wetterstationen an HRV5 (Abbildung 6), die im Hof des NLÖ-Gebäudes installiert war. Die Ursache der Abweichungen sind räumliche Inhomogenitäten in der Luftströmung an dieser Station bei den relativ geringen Windgeschwindigkeiten während des Vergleichs. Beim Vergleich an HRSW tritt eine Abweichung in den Messdaten der Windgeschwindigkeit auf, die mit der unterschiedlichen Höhe der Wetterstationen zu erklären ist – HRSW befindet sich ca. 10 m über dem Dachniveau im Gegensatz zu 2 m Höhe der Thies-Wetterstation.

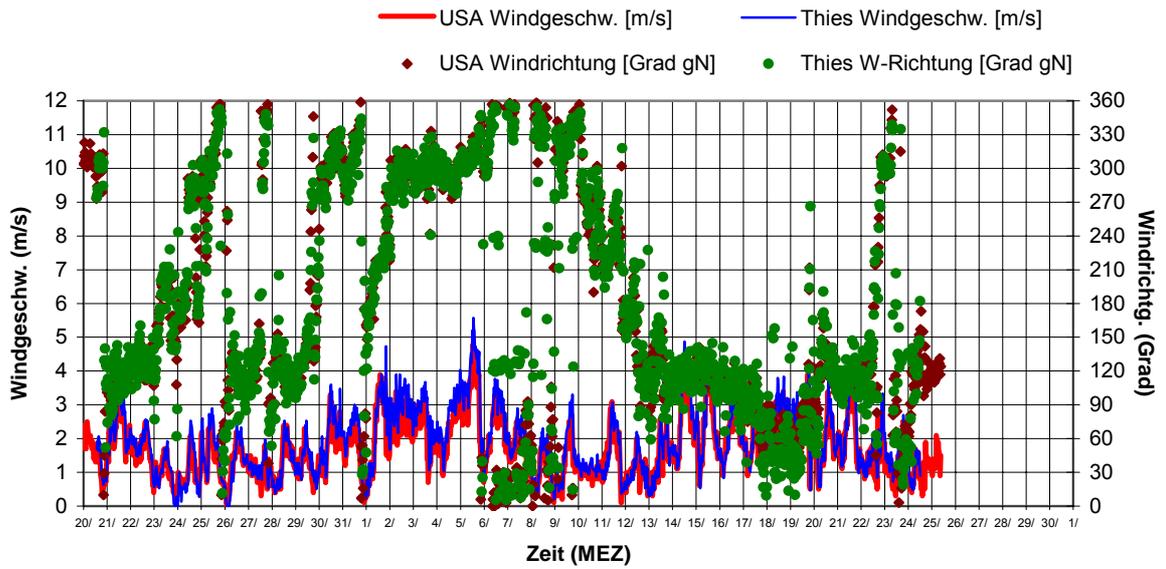


Abbildung 5: Vergleich der Windmessungen mittels Schalenkreuz-Anemometer (Wetterstation Thies) und Ultraschall-Anemometer an der Station HRV8 (Dach eines Gebäudes an der Göttinger Straße) vom 20.03. bis 25.04.2003.

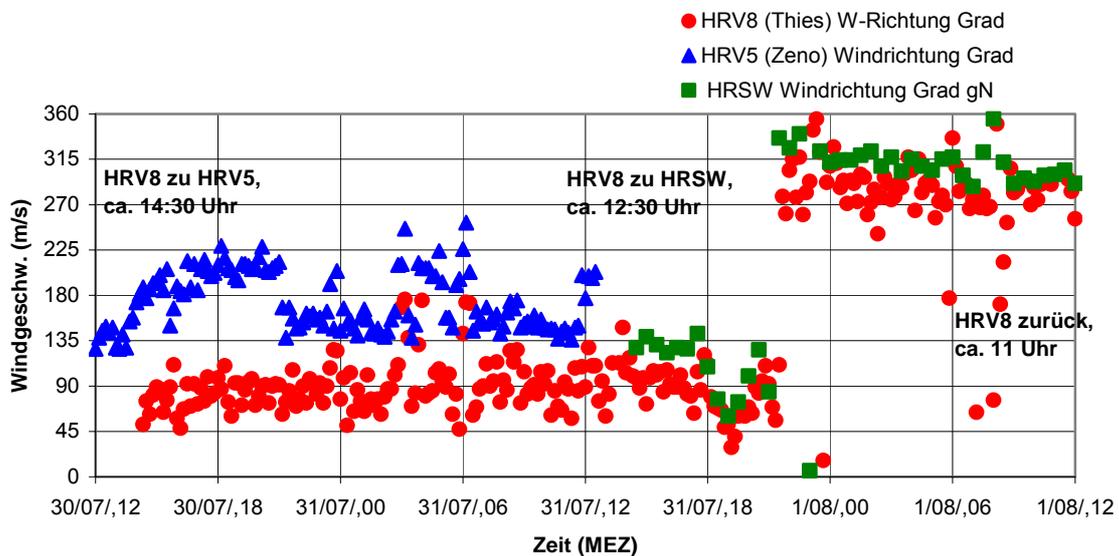
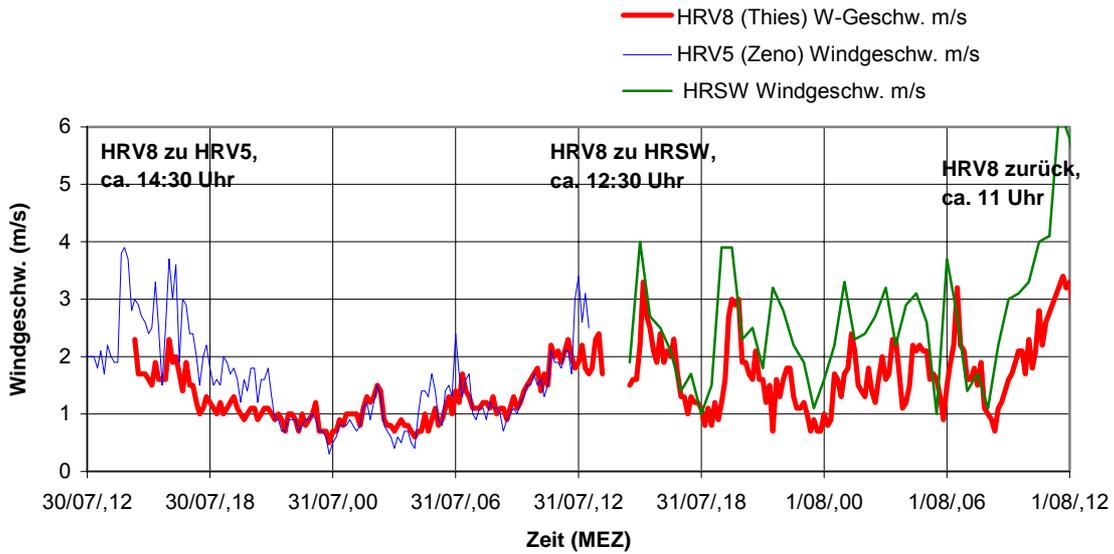


Abbildung 6: Vergleich der Windmessungen der Wetterstationen an HRSW, HRV5 und HRV8 vom 30.07. bis 01.08.2002. Die Wetterstation von HRV8 wurde vom 30.07.2002, ca. 14.30 Uhr, bis zum 31.07.2002, ca. 12.00 Uhr in der Nähe der Wetterstation von HRV5 und anschließend von ca. 12.30 Uhr bis zum 01.08.2002, ca. 11 Uhr in der Nähe der Wetterstation von HRSW eingesetzt.

#### 4.3. Vergleich der CO-Messverfahren

Die CO-Konzentrationsmessungen mittels FTIR (2 baugleiche K300 mit einer Trassenlänge von jeweils 89 m) und In-situ-Instrumenten (TE48 und Horiba) wurden für jede Intensivmessphase durch einen Aufbau der FTIR-Spektrometer in der Nähe der Station HRV5 verglichen. Die Messungen wurden vom 30.07.2002, ca. 10.00 Uhr bis 31.07.2002, ca. 23 Uhr (TE48-Gerät), vom 26.10.2002, ca. 19.00 Uhr bis 28.10.2002, ca. 24 Uhr (TE48-Gerät) sowie vom 08.04.2003, ca. 18.00 Uhr bis 10.04.2003, ca. 08.00 Uhr (Horiba-Gerät) durchgeführt. Die Messergebnisse sind in den Abbildungen 7 - 9 dargestellt. In der folgenden Tabelle ist der Vergleich der mittleren Daten enthalten:

	CO FTIR (K300-1)	CO FTIR (K300-2)	CO in situ (TE48)
	30.07., ca. 10.00 Uhr bis 31.07.2002, ca. 23 Uhr		
Mittlere Konzentration [ppm]	0,338	0,318	0,327
Mittlere Konzentration gesamt [ppm]	0,328		
Differenz zum Mittelwert [ppm]	0,010	0,010	0,001
Differenz zum Mittelwert [%]	3,1	3,1	0,3
	CO FTIR (K300-1)	CO FTIR (K300-2)	CO in situ (TE48)
	26.10., ca. 19.00 Uhr bis 28.10.2002, ca. 24 Uhr		
Mittlere Konzentration [ppm]	0,182	0,177	0,175
Mittlere Konzentration gesamt [ppm]	0,178		
Differenz zum Mittelwert [ppm]	0,004	0,001	0,003
Differenz zum Mittelwert [%]	2,3	0,6	1,7
	CO FTIR (K300-1)	CO FTIR (K300-2)	CO in situ (Horiba)
	08.04., ca. 18.00 Uhr bis 10.04.2003, ca. 08.00 Uhr		
Mittlere Konzentration [ppm]	0,487	0,496	0,412
Mittlere Konzentration gesamt [ppm]	0,465		
Differenz zum Mittelwert [ppm]	0,022	0,031	0,084
Differenz zum Mittelwert [%]	4,7	6,7	18,1

Die Vergleiche zeigen, dass die Differenzen zwischen den mittleren Messwerten der beiden FTIR-Systeme sowie des TE48-Gerätes nicht größer als 3 % sind. Allerdings ist die Differenz zum Horiba-Gerät deutlich höher. Auch eine Firmenwartung des Gerätes konnte die Qualität der Messwerte dieses Gerätes nicht verbessern. Aus den Vergleichsmessungen wurde deshalb die Schlussfolgerung gezogen, die CO-Daten des Horiba-Gerätes nicht in die Datenbank zu übernehmen. Ein Ausfall der CO-Daten von HRV5 wurde dadurch vermieden, dass frühzeitig an dieser Station zusätzlich das TE48-Gerät zum Einsatz kam.

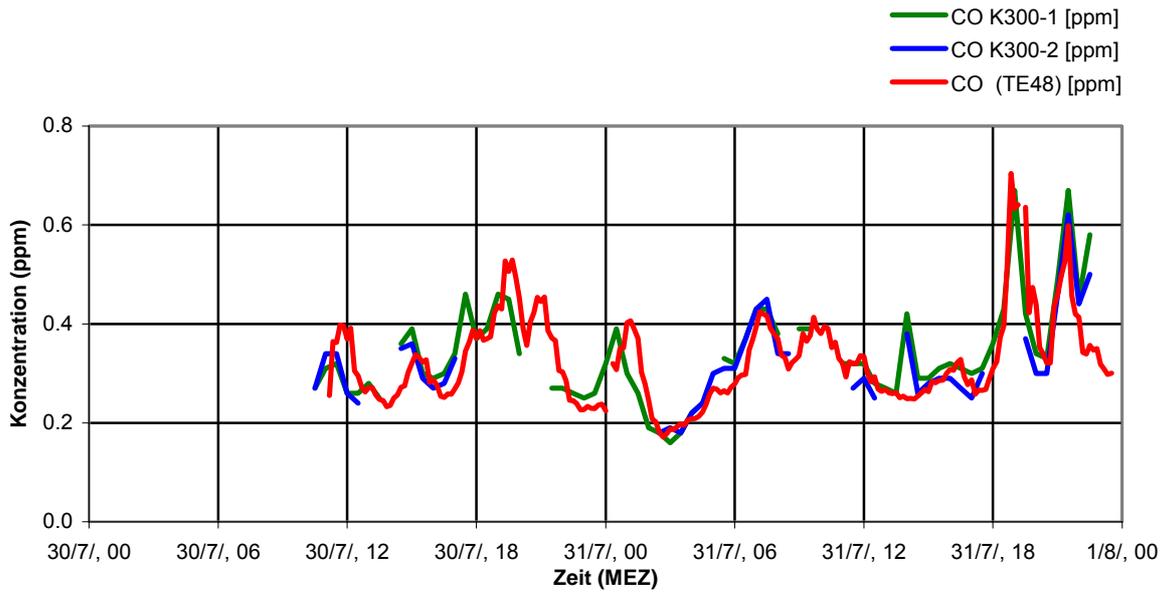


Abbildung 7: Vergleich der CO-Konzentrationsmessungen mittels FTIR (2 baugleiche K300 mit einer Trassenlänge von jeweils 89 m) und In-situ-Instrument (TE48) in der Nähe der Station HRV5 vom 30.07.2002, ca. 10.00 Uhr bis zum 31.07.2002, ca. 23 Uhr.

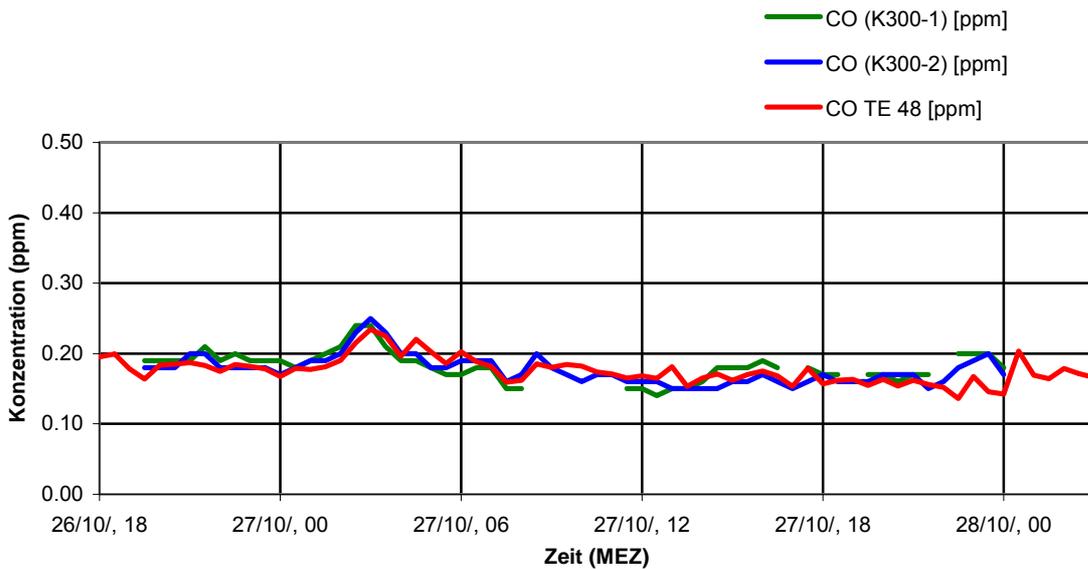


Abbildung 8: Vergleich der CO-Konzentrationsmessungen mittels FTIR (2 baugleiche K300 mit einer Trassenlänge von jeweils 89 m) und In-situ-Instrument (TE48) in der Nähe der Station HRV5 vom 26.10.2002, ca. 19.00 Uhr bis zum 28.10.2002, ca. 24 Uhr.

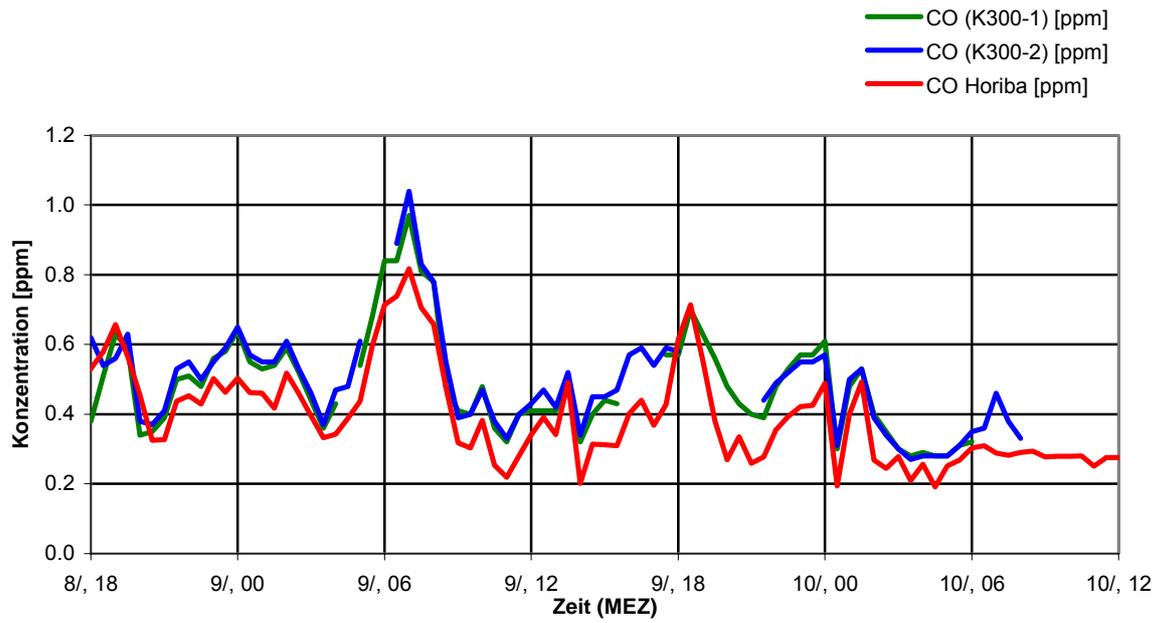


Abbildung 9: Vergleich der CO-Konzentrationsmessungen mittels FTIR (2 baugleiche K300 mit einer Trassenlänge von jeweils 89 m) und In-situ-Instrument (Horiba) in der Nähe der Station HRV5 vom 08.04.2003, ca. 18.00 Uhr bis 10.04.2003, ca. 08.00 Uhr.

#### 4.4. Vergleich der beiden Tracer-Messverfahren in der Straßenschlucht

Weiterhin wurden die FTIR-Messergebnisse (K300-1 und K300-2) mit den räumlich entlang der FTIR-Trasse gemittelten Beutel-Probenahme-Messergebnissen von SF<sub>6</sub> während jeder Intensivmessphase verglichen. Das Ergebnis ist in den Abbildungen 10 - 16 dargestellt. Die folgende Tabelle zeigt die Vergleiche der mittleren Messwerte:

	SF <sub>6</sub> FTIR (K300-1)	SF <sub>6</sub> Beutel- Analyse	SF <sub>6</sub> FTIR (K300-2)	SF <sub>6</sub> Beutel- Analyse
	West		Ost	
07.08.2002				
Mittlere Konzentration [ppb]	0,7	1,7	0,2	1,3
Mittlere Konzentration gesamt [ppb]	1,2		0,8	
Differenz beider Verfahren [ppb]	1,0		1,1	
Differenz beider Verfahren [%]	83		137	
23.10.2002				
Mittlere Konzentration [ppb]	3,2	3,0	1,5	1,0
Mittlere Konzentration gesamt [ppb]	3,1		1,2	
Differenz beider Verfahren [ppb]	0,2		0,5	
Differenz zum Mittelwert [%]	6		42	
24.10.2002				
Mittlere Konzentration [ppb]	2,4	2,3	0,7	1,1
Mittlere Konzentration gesamt [ppb]	2,3		0,9	
Differenz beider Verfahren [ppb]	0,1		0,4	
Differenz zum Mittelwert [%]	4		44	
25.10.2002				
Mittlere Konzentration [ppb]	0,6	1,3	2,9	3,1
Mittlere Konzentration gesamt [ppb]	0,9		2,9	
Differenz beider Verfahren [ppb]	0,7		0,2	
Differenz zum Mittelwert [%]	78		7	
26.10.2002				
Mittlere Konzentration [ppb]	1,8	2,3	0,7	0,6
Mittlere Konzentration gesamt [ppb]	2,1		0,6	
Differenz beider Verfahren [ppb]	0,5		0,1	
Differenz zum Mittelwert [%]	24		12	
11.04.2003				
Mittlere Konzentration [ppb]	2,9	2,5	1,0	0,8
Mittlere Konzentration gesamt [ppb]	2,7		0,9	
Differenz beider Verfahren [ppb]	0,5		0,1	
Differenz zum Mittelwert [%]	19		11	
23.04.2003				
Mittlere Konzentration [ppb]	0,8	0,9	2,7	3,5
Mittlere Konzentration gesamt [ppb]	0,8		3,1	
Differenz beider Verfahren [ppb]	0,1		0,8	
Differenz zum Mittelwert [%]	12		26	

Die größten Abweichungen zwischen den Messverfahren treten bei niedrigen Konzentrationen auf. Bei Konzentrationen oberhalb 1 ppb betragen die Abweichungen durchschnittlich 10 %. Dieses Ergebnis ist zufriedenstellend, da auf den Trassen mit 135 m Länge lediglich 6 bis 9 Probenahmestellen lagen. Wie in Kapitel 5.1.2. gezeigt wird, sind die Konzentrationen des Tracers in der Straßenschlucht räumlich sehr variabel. Die Vergleiche zeigen weiterhin keine systematischen Abweichungen zwischen längenmittelnden Messungen und Beutelprobenahme-Analysen.

Die Diskussion der Vergleiche der beiden SF<sub>6</sub>-Messverfahren zeigte die Notwendigkeit, sehr sorgfältig die Querempfindlichkeit der SF<sub>6</sub>-Signaturen mit Wasserdampf bei den FTIR-Messungen zu untersuchen und zu berücksichtigen. Für die Auswertung der SF<sub>6</sub>-Signaturen in den gemessenen IR-Spektren wird ein Referenzspektrum verwendet, aus dem mittels Classical-Least-Squares-Fitting die gesuchte SF<sub>6</sub>-Konzentration bestimmt wird. Das Verfahren benötigt außerdem ein Hintergrundreferenzspektrum. Dieses muss frei von dem gesuchten Gas sein. Im Falle der Tracer-Experimente konnte dieses Hintergrundreferenzspektrum nur vor oder nach der Tracer-Freisetzung aufgenommen werden, d.h. am Morgen oder am Abend. In diesem Zeitraum hat sich aber in der Regel die Feuchte der Umgebungsluft erheblich geändert. Anfangs wurde nur ein Hintergrundreferenzspektrum aus einem Messzeitraum vor dem Experimentbeginn verwendet. Die Auswertungen zeigten dann in einem Fall auch noch nach dem Ende der SF<sub>6</sub>-Freisetzung SF<sub>6</sub>-Konzentrationen. Um dieses Ergebnis zu überprüfen, wurde in einer Nachauswertung ein Hintergrundreferenzspektrum aus dem Messzeitraum nach dem Ende der SF<sub>6</sub>-Freisetzung verwendet. Dadurch erbrachte die FTIR-Messung mit dem Ende der SF<sub>6</sub>-Freisetzung auch keine SF<sub>6</sub>-Konzentrationen. Damit wurde die Vermutung bestätigt, dass die erhöhte Feuchte bei Verwendung des Hintergrundreferenzspektrums aus einem Messzeitraum vor dem Experimentbeginn zur Angabe einer SF<sub>6</sub>-Konzentration in der Auswertung geführt hatte.

Alle in den folgenden Abbildungen gezeigten Messergebnisse sind also der beschriebenen Nachauswertung unterzogen worden, bei der das die Feuchteänderung im Laufe des Tages am besten berücksichtigende Hintergrundreferenzspektrum verwendet wurde.

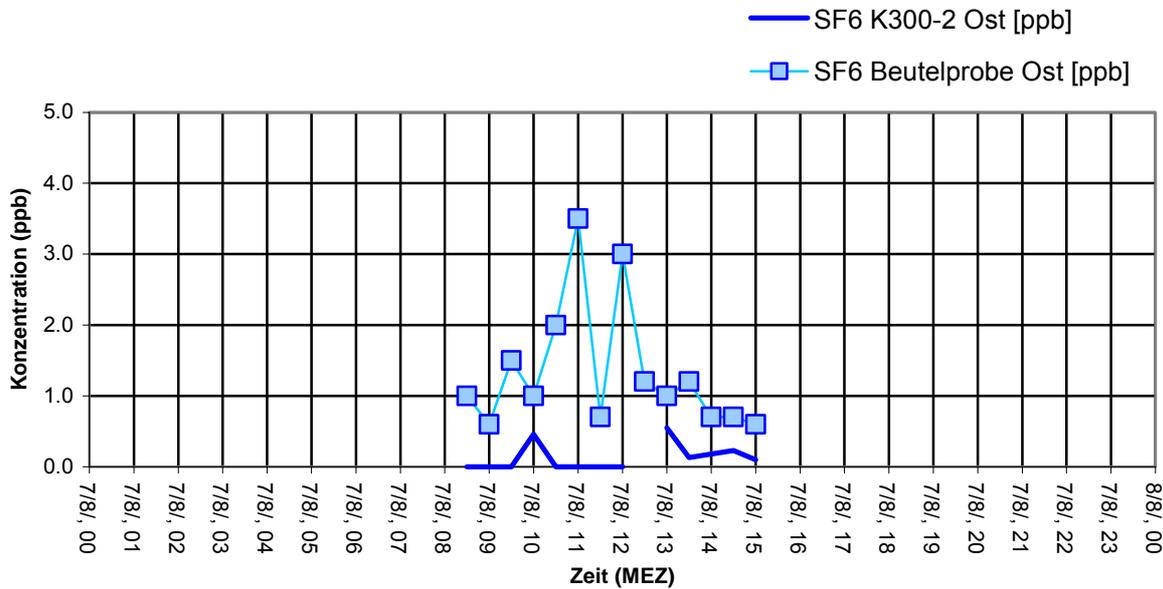
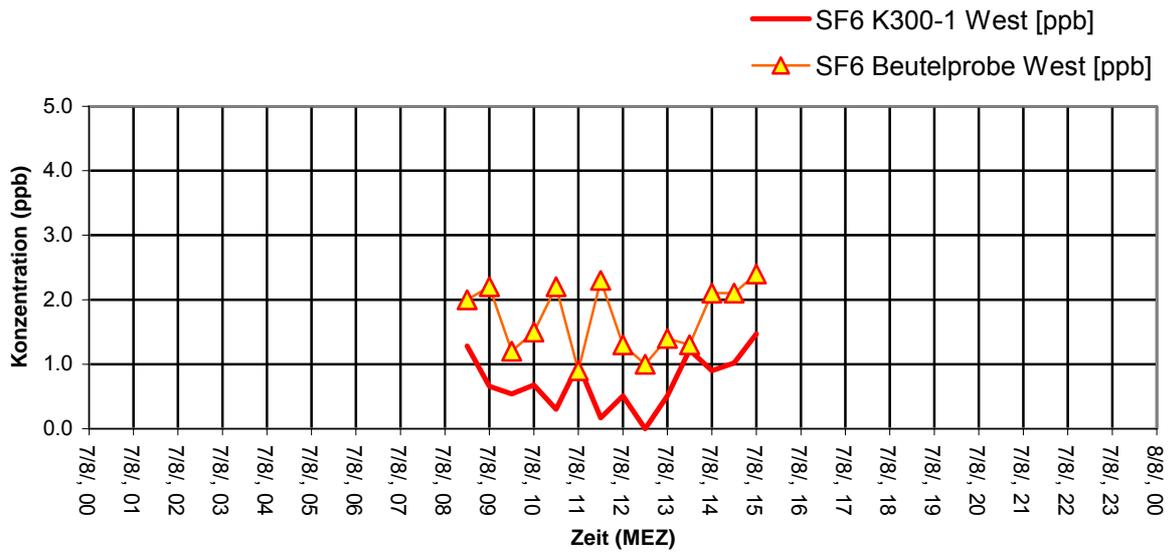


Abbildung 10: Vergleich der FTIR-Messergebnisse (K300-1 und K300-2, Trassenlänge jeweils 135 m) und der räumlich entlang der FTIR-Trasse gemittelten Beutel-Probenahme-Messergebnisse von SF<sub>6</sub> auf dem westlichen (oberes Bild) und östlichen Fußweg (unteres Bild) am 07. August 2002 bei Winden um Nord mit bis zu 3 m/s (ca. 14 Uhr).

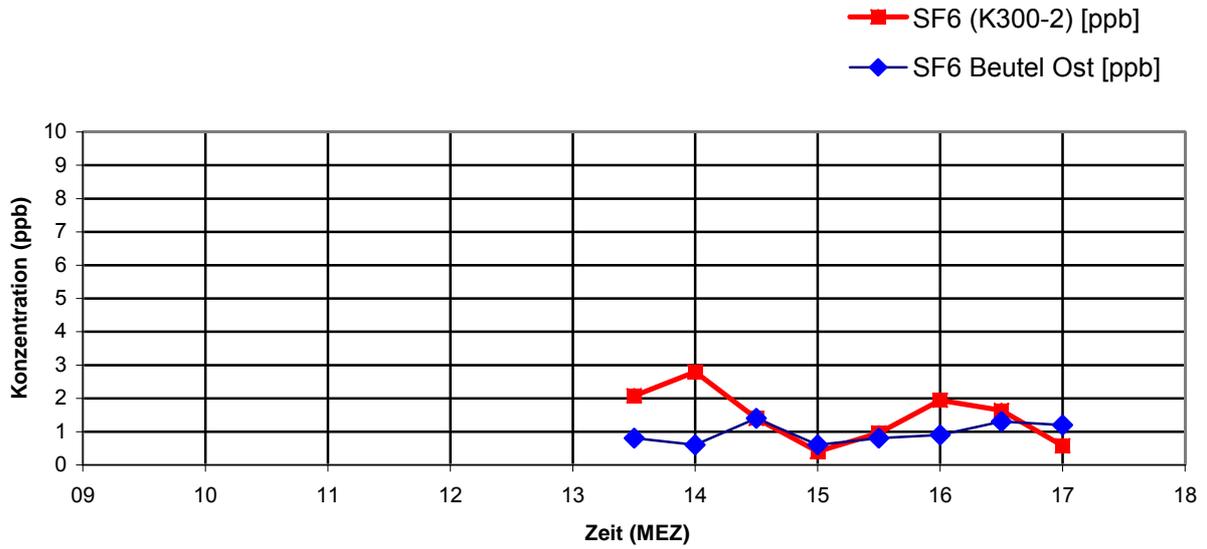
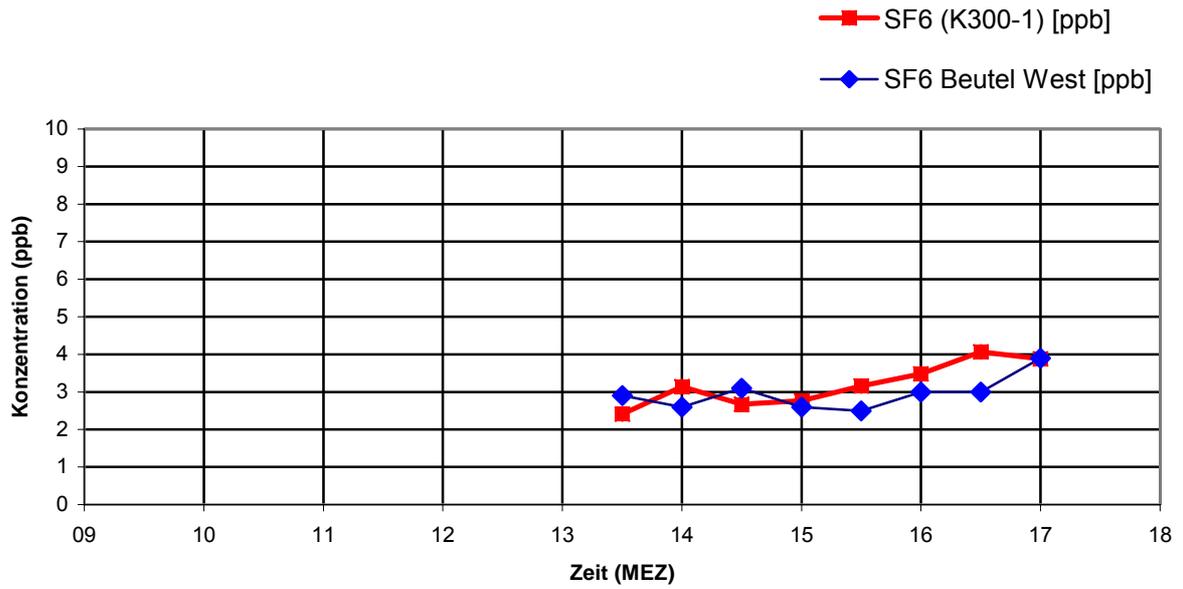


Abbildung 11: Vergleich der FTIR-Messergebnisse (K300-1 und K300-2, Trassenlänge jeweils 135 m) und der räumlich entlang der FTIR-Trasse gemittelten Beutel-Probenahme-Messergebnisse von SF<sub>6</sub> auf dem westlichen (oberes Bild) und östlichen Fußweg (unteres Bild) am 23. Oktober 2002 bei westlichen Winden um 6 m/s.

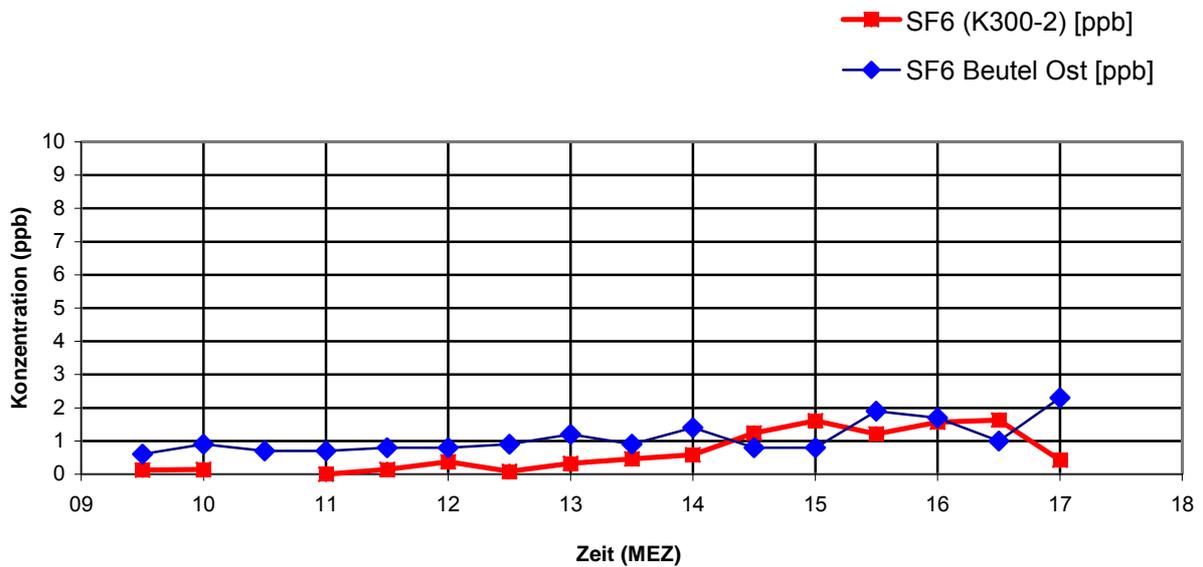
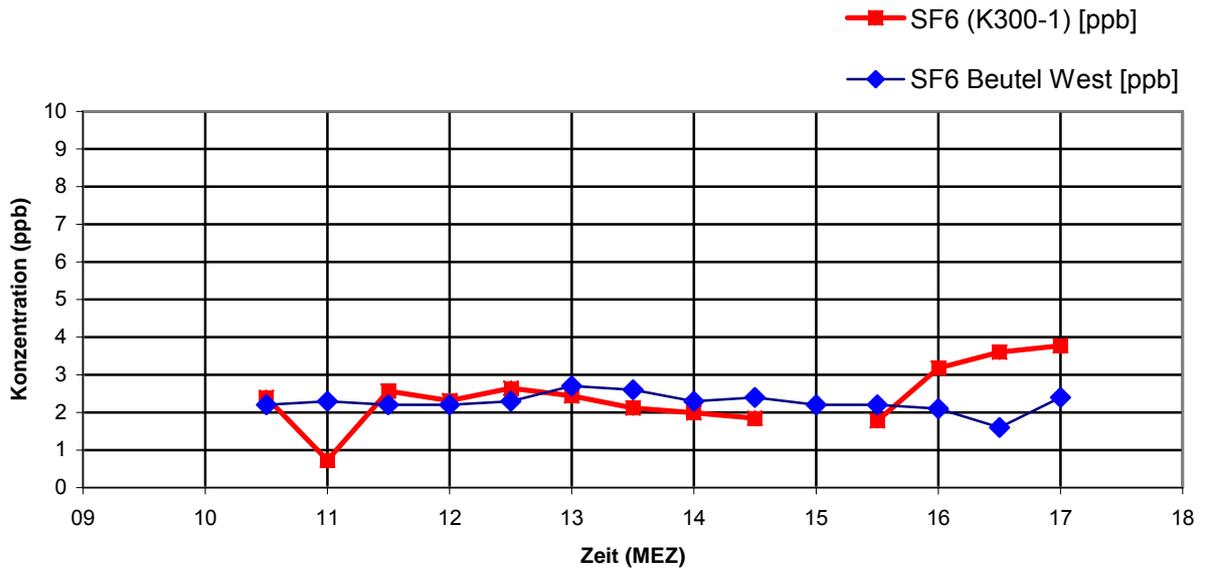


Abbildung 12: Vergleich der FTIR-Messergebnisse (K300-1 und K300-2, Trassenlänge jeweils 135 m) und der räumlich entlang der FTIR-Trasse gemittelten Beutel-Probenahme-Messergebnisse von SF<sub>6</sub> auf dem westlichen (oberes Bild) und östlichen Fußweg (unteres Bild) am 24. Oktober 2002 bei westlichen Winden um 7 m/s.

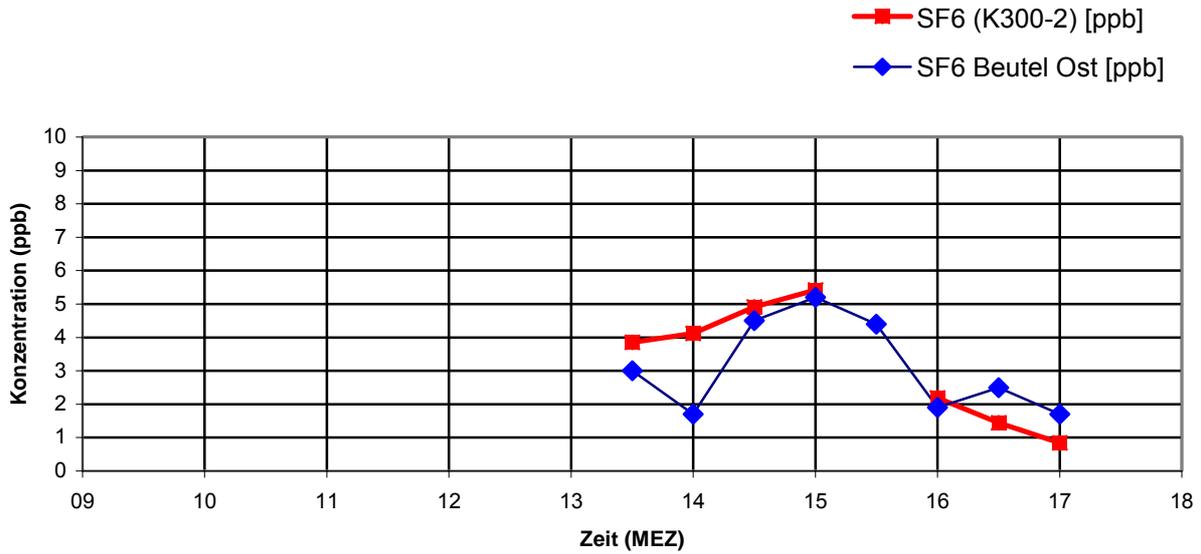
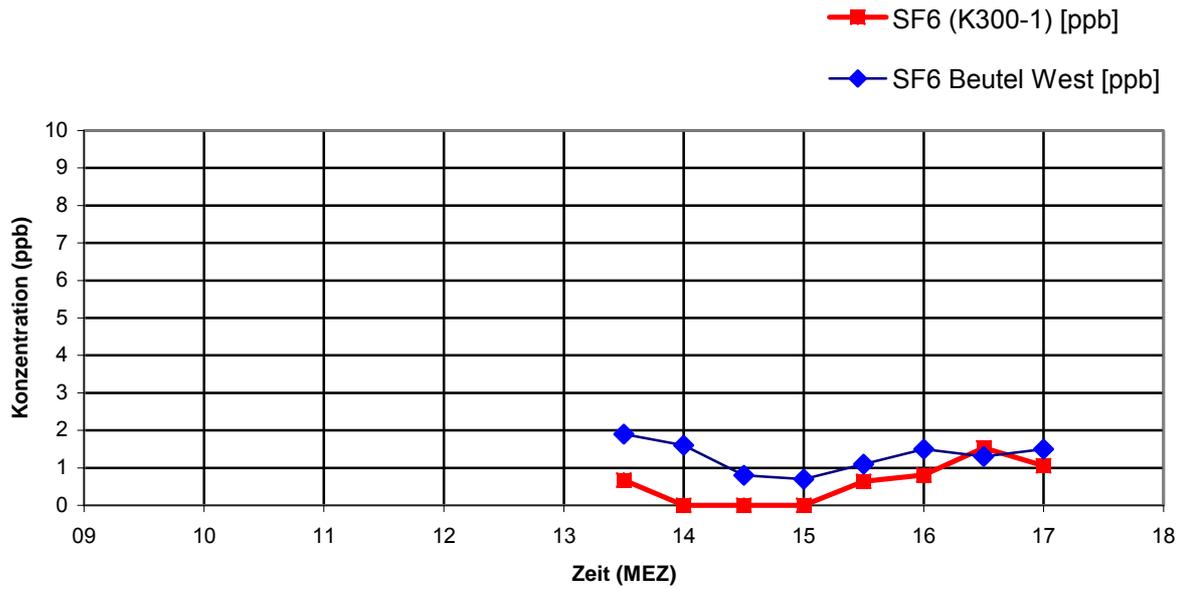


Abbildung 13: Vergleich der FTIR-Messergebnisse (K300-1 und K300-2, Trassenlänge jeweils 135 m) und der räumlich entlang der FTIR-Trasse gemittelten Beutel-Probenahme-Messergebnisse von SF<sub>6</sub> auf dem westlichen (oberes Bild) und östlichen Fußweg (unteres Bild) am 25. Oktober 2002 bei südlichen Winden um 6 m/s.

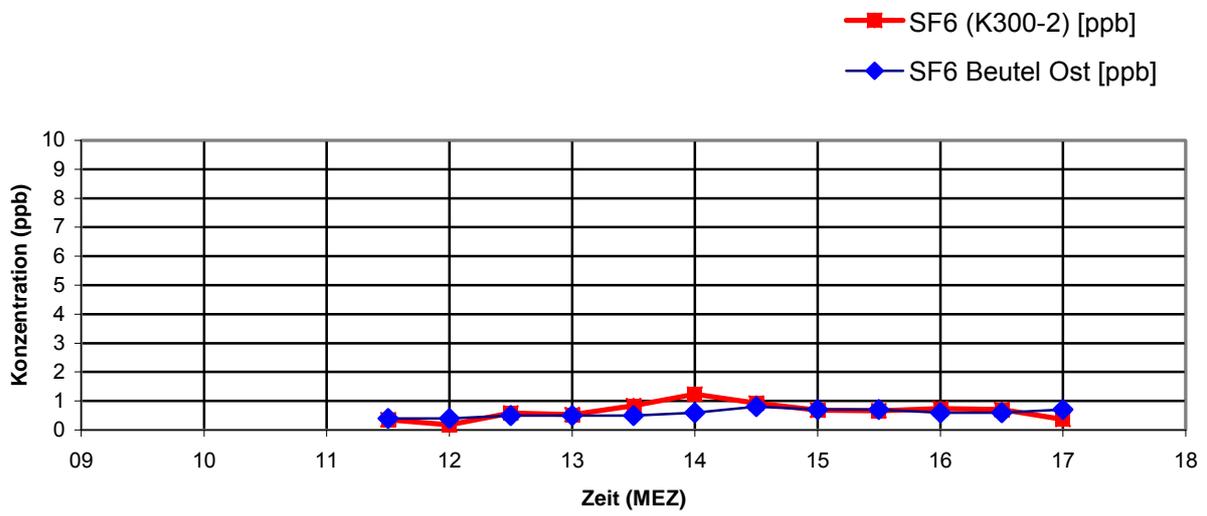
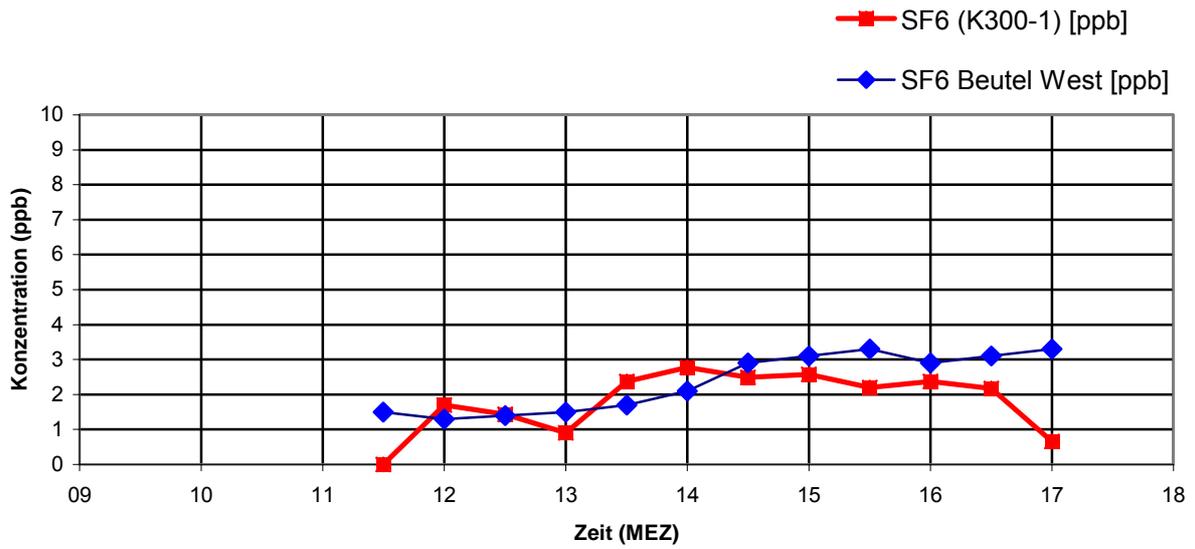


Abbildung 14: Vergleich der FTIR-Messergebnisse (K300-1 und K300-2, Trassenlänge jeweils 135 m) und der räumlich entlang der FTIR-Trasse gemittelten Beutel-Probenahme-Messergebnisse von SF<sub>6</sub> auf dem westlichen (oberes Bild) und östlichen Fußweg (unteres Bild) am 26. Oktober 2002 bei westlichen Winden um 10 m/s.

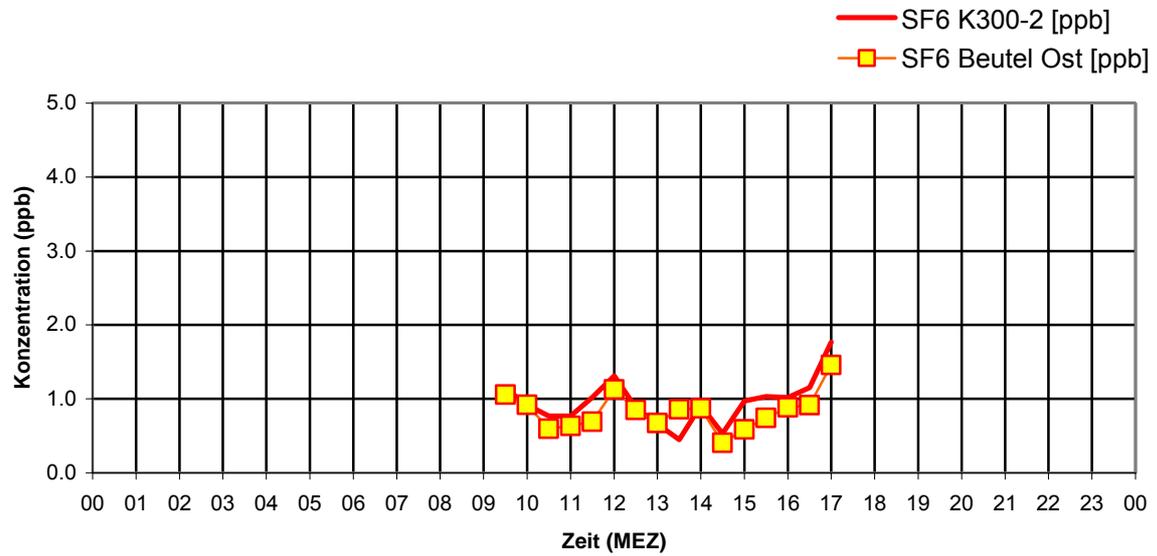
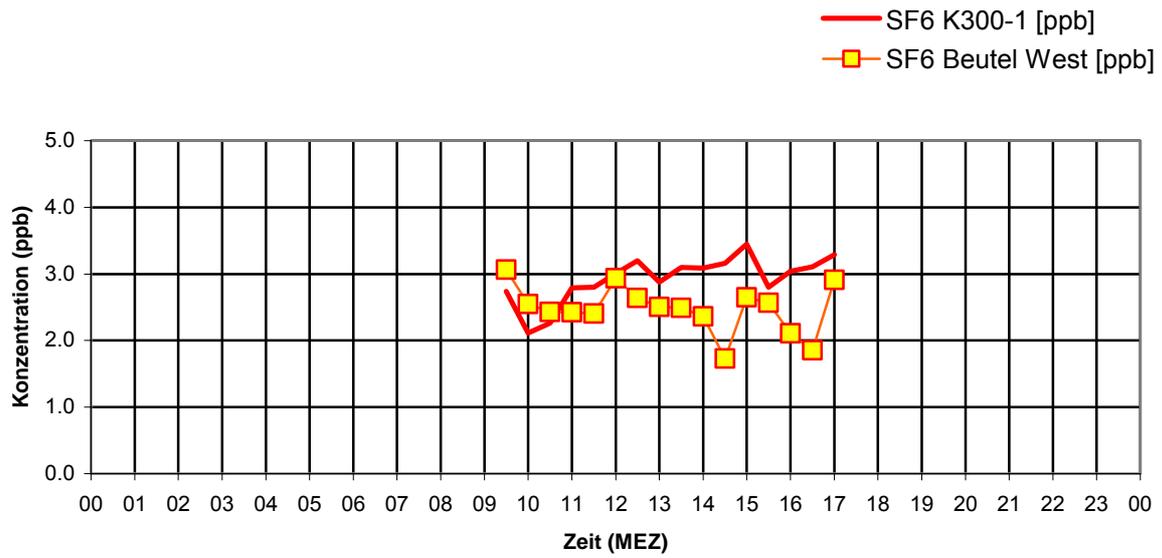


Abbildung 15: Vergleich der FTIR-Messergebnisse (K300-1 und K300-2, Trassenlänge jeweils 135 m) und der räumlich entlang der FTIR-Trasse gemittelten Beutel-Probenahme-Messergebnisse von SF<sub>6</sub> auf dem westlichen (oberes Bild) und östlichen Fußweg (unteres Bild) am 11. April 2003 bei westlichen Winden um 3 m/s.

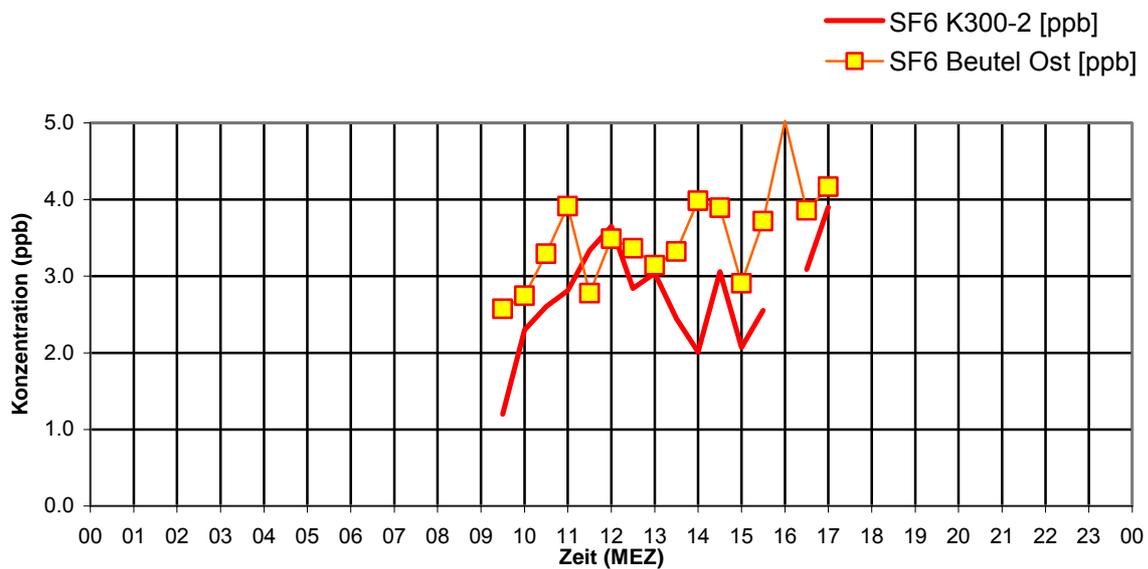
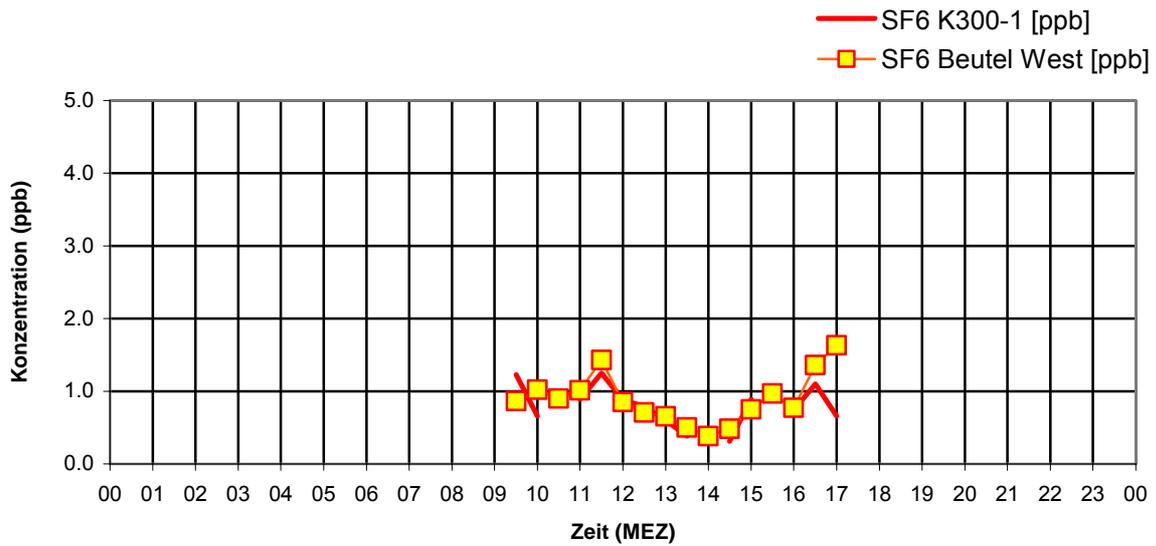


Abbildung 16: Vergleich der FTIR-Messergebnisse (K300-1 und K300-2, Trassenlänge jeweils 135 m) und der räumlich entlang der FTIR-Trasse gemittelten Beutel-Probenahme-Messergebnisse von SF<sub>6</sub> auf dem westlichen (oberes Bild) und östlichen Fußweg (unteres Bild) am 23. April 2003 bei östlichen Winden um 3 m/s.

#### 4.5. Vergleich der Ergebnisse der Schadgasmessverfahren in der Straßenschlucht

In den folgenden Auswertungen werden die Daten der Verkehrsstationen HRVS, HRV1, HRV2 und HRV3 sowie des DOAS-Messsystems HRT1 so betrachtet, als ob Parallelmessungen durchgeführt werden. Eine ausführliche Darstellung der Messergebnisse einschließlich der Darstellung der Beschreibung der Ausbreitungsrechnungen mit dem Modell MISKAM befinden sich in Bächlin et al. (2003a). Die im Rahmen des RIVM-Programms (Van der Meulen et al., 2003) gemachten Auswertungen einer echten Parallelmessung werden für diese Untersuchungen 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 DOAS-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 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.

Für NO<sub>2</sub> liegen Daten von HRT1 für den Zeitraum März 2001 bis März 2003 (Verfügbarkeit: 85 %) vor. Der Gesamtmittelwert für NO<sub>2</sub> der Stationen HRVS, HRV1, HRV2, HRV3 für das Jahr 2002 ist 52 µg/m<sup>3</sup> und an HRT1 51 µg/m<sup>3</sup>. Für Benzol betrug der Jahresmittelwert 2002 an allen vier Punktmessstationen 3 µg/m<sup>3</sup>, während die DOAS-Messung 4 µg/m<sup>3</sup> (Verfügbarkeit 2001/2002: 75 %) ergab. Dieses Ergebnis ist unter Berücksichtigung der Messungenauigkeit (expanded uncertainty) von ca. 30 % in diesem Konzentrationsbereich als ausreichend gute Übereinstimmung zu betrachten. Die Schwefeldioxid-Konzentrationen sind in Hannover sehr gering. Der Jahresmittelwert betrug 2002 bei der „Über Dach“ - Messung HRSW 6 µg/m<sup>3</sup>; die DOAS-Messung in der Straßenschlucht ergab 4 µg/m<sup>3</sup> (Verfügbarkeit 2001/2002: 80 %). Auch diese Übereinstimmung ist hinreichend gut.

Bei der „Über Dach“ - Messung HRSW betrug der Jahresmittelwert Ozon im Jahr 2002 41 µg/m<sup>3</sup> und in der Straßenschlucht mit 33 µg/m<sup>3</sup> etwa 20 % weniger. Dieses Ergebnis erklärt sich aus dem hohen NO-Angebot im straßennahen Bereich, welches zur Ozonabbau-Reaktion ( $O_3 + NO \rightarrow NO_2 + O_2$ ) führt. In den Wintermonaten wurde an beiden Messorten der gleiche Monatsmittelwert festgestellt: z.B. Dezember 2002 HRSW 15 µg/m<sup>3</sup>, HRT1 14 µg/m<sup>3</sup>.

Um zu prüfen, ob die längenmittelnde DOAS-Messung besser mit über mehrere Stationen gemittelten Konzentrationswerten übereinstimmt, wurden folgende gemittelten 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 DOAS-Werte mit den einzelnen Verkehrsstationen bzw. mit den gemittelten Werten wurde 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 Vorgehensweise zur Berechnung der absoluten und relativen Standardabweichungen zur Beschreibung der Messunsicherheit wurde in Van der Meulen et al., 2003 beschrieben.

In der folgenden Übersichtstabelle sind die berechneten Korrelationen und relativen Standardabweichungen aufgeführt:

**KOMPONENTE: NO<sub>2</sub>**

Zeitraum: Feb 2001 - Mai 2002

Station	Station/ Stationen	Korrelation		S <sub>r</sub> %
		Steigung	R <sup>2</sup>	
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

Man sieht, 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 Stationsstandorte HRVS und HRV1 mit der größeren Nähe von HRVS zur Ampelanlage und daraus resultierenden etwas höheren Werten wurden erfasst.

Die Korrelationskoeffizienten sind sehr gering. Dies könnte daran liegen, dass die weit überwiegende Anzahl der Messwerte in einem engen Konzentrationsbereich zwischen 30 bis 70 µg/m<sup>3</sup> 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 der Vergleich DOAS/Verkehrsstationen ähnliche relative Standardabweichungen ergibt wie der Vergleich der Punktmessungen HRVS, HRV1 untereinander. Die Korrelation der gemessenen NO<sub>2</sub>-Konzentrationen von HRT1 und HRVS (Korrelationskoeffizient 0,58) ist in Abbildung 17 dargestellt.

Ein Vergleich der Hintergrundstationen HRSW, HRV4 und HRV5 bezüglich der NO<sub>2</sub>-Halbstundenmittelwerte zeigt im Mittel eine sehr gute Übereinstimmung der ermittelten Hintergrundbelastung über Dach sowie östlich (HRV4) und westlich (HRV5) der Straßenschlucht in ca. 50 Meter Entfernung. Die berechneten Korrelationen belegen den guten Zusammenhang der Messreihen mit Korrelationskoeffizienten R<sup>2</sup> von 0,75 (HRV4/HRV5) und 0,77 (HRSW/HRV4). Die längenmittelnden Ozonmessungen ergeben somit eine plausible Beschreibung der Ozonbelastung in der Straßenschlucht.

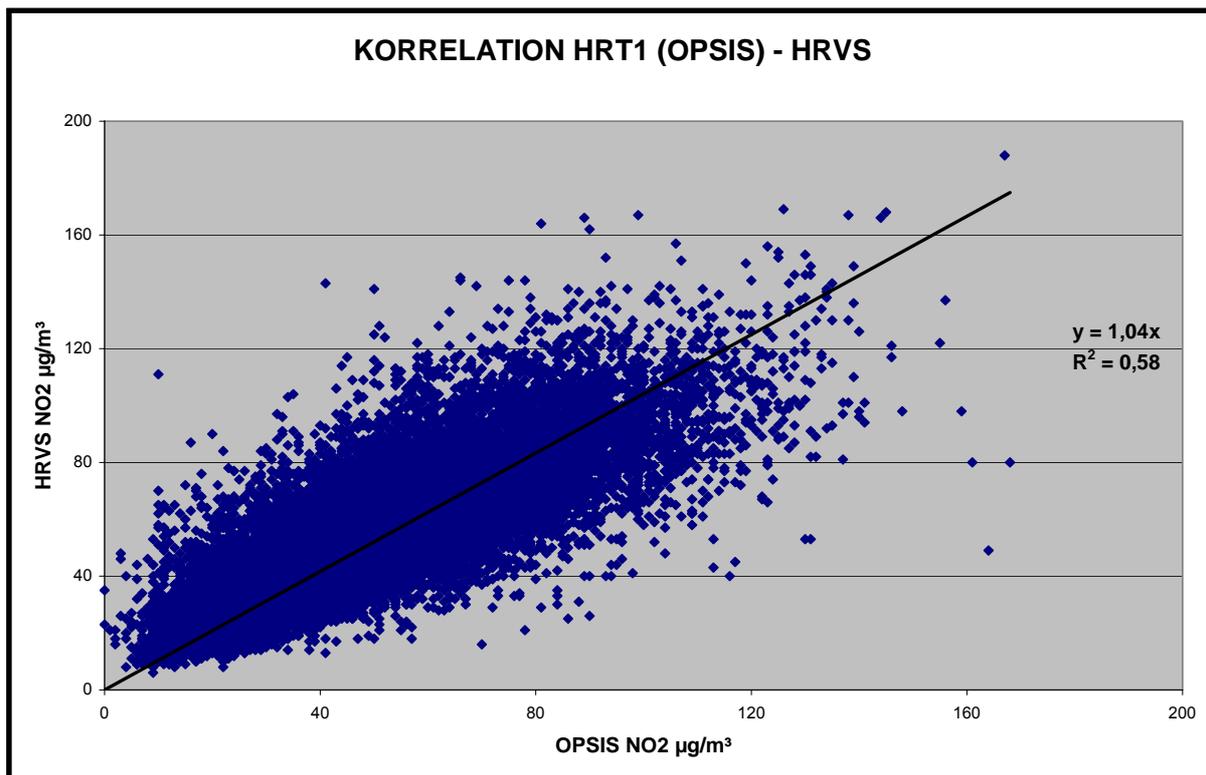


Abbildung 17: Korrelation zwischen OPSIS-DOAS (HRT1) und HRVS in der Straßenschlucht für NO<sub>2</sub>.

Eine noch bessere Übereinstimmung der Messwertverläufe findet man bei den Ozonkonzentrationen zwischen

- HRV4 und HRV5 mit einem R<sup>2</sup> von 0,96
- HRV4 und HRSW mit einem R<sup>2</sup> von 0,95.

Die Hintergrundmessungen Ozon zeigen den sehr begrenzten Einfluss der Straßenschlucht auf die direkte Umgebung im Wohnquartier; entsprechend gering sind auch die NO-Konzentrationen.

Nur dort, wo NO im Überfluss vorhanden ist, d.h. in der Straßenschlucht selbst, erwartet man eine deutlich verringerte Ozonbelastung, da hier eine schnelle Reaktion des NO mit Ozon stattfindet. Frühere Messungen zeigten, dass die mittlere Abnahme der NO-Konzentration mit der Höhe über Straßenniveau deutlich größer ist als beim NO<sub>2</sub>:

- Abnahme NO von 1,5 m auf 10 m: ca. 40 %
- Abnahme NO<sub>2</sub> von 1,5 m auf 10 m: ca. 10 %.

Da an den Verkehrsstationen keine Ozonmessungen durchgeführt werden, kann man nur die Ozonmessungen mittels DOAS (HRT1) in der Straßenschlucht mit den „Über Dach“ - Messungen HRSW vergleichen. Der Korrelationskoeffizient beträgt 0,63 (siehe Abbildung 18).

Der Minderbefund Ozon in der Straßenschlucht beträgt etwa 25 %; dies ergibt sowohl die Korrelationsrechnung HRSW/HRT1 als auch der Vergleich der Langzeitmittelwerte von 44 zu 34 µg/m<sup>3</sup>. Dieses Ergebnis entspricht den Erwartungen, da während des Messzeitraumes eine allgemein niedrige Ozonbelastung im Raum Hannover festzustellen war. Während Episoden erhöhter Ozonbelastungen sollten die Unterschiede deutlicher ausfallen.

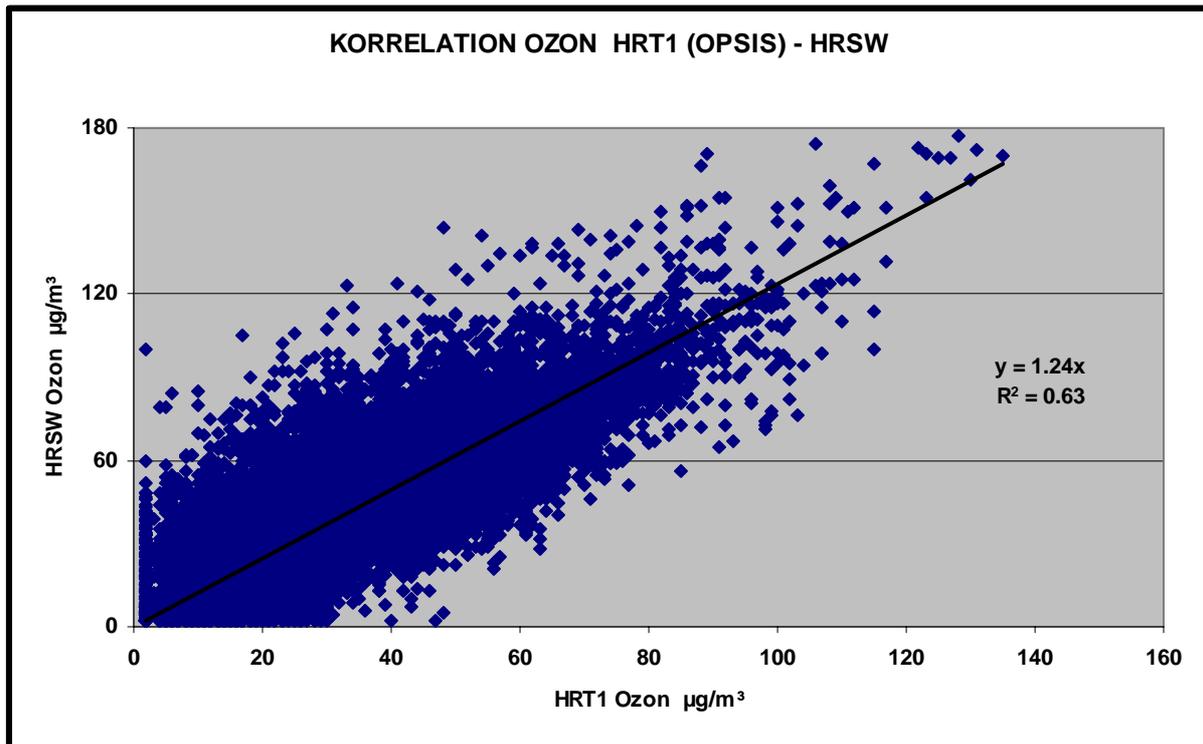


Abbildung 18: Korrelation zwischen OPSIS-DOAS (HRT1) in der Straßenschlucht und HRSW auf Dachniveau für Ozon.

Die Bewertung der Benzol-Messungen in der Göttinger Straße ist aufgrund der seit Januar 2000 deutlich geringeren Benzolbelastung von jetzt etwa  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Jahresmittel recht schwierig. An den Verkehrsstationen werden bei Stausituationen (Ampelschaltung und Entladevorgänge) stark erhöhte Halbstundenwerte festgestellt, die aber für den gesamten Untersuchungsbereich nicht typisch sind. Die ansonsten auftretenden Benzolkonzentrationen liegen im Bereich der Nachweisgrenze der im kontinuierlichen Einsatz befindlichen Gaschromatographen in den Messcontainern bzw. des DOAS-Systems. Zudem ist zu beachten, dass die zeitliche Überdeckung der Probesammlung beim GC ca. ein Drittel einer halben Stunde beträgt.

Eine Korrelation zwischen den Halbstundenwerten kann bei entfernt stehenden Messplätzen nicht gefunden werden. Die bei den in ca. 20 m voneinander entfernt stehenden Verkehrsstationen HRVS und HRV1 gefundene Korrelation ist erstaunlich gut, sollte aber nicht überbewertet werden.

Auch das DOAS-Messsystem kommt bei dieser Messaufgabe an seine Grenzen. Der festgestellte Langzeitmittelwert entspricht dem der Punktmessungen. Auch die Verfügbarkeit der Messwerte ist zufriedenstellend. Da die DOAS-Messung in ca. 4 m Höhe erfolgt, während die Probenahme der Messstationen sich in 1,5 m Höhe über Straßenniveau befindet, erwartet man im Mittel eine um 10 bis 20 % geringere Benzolkonzentration. Trotzdem ist Übereinstimmung der beiden Messmethoden im Hinblick auf die reale Benzolbelastung als befriedigend zu bewerten.

#### 4.6. Weitere Maßnahmen zur Qualitätssicherung bezüglich der Feinstaubbelastung im Bereich der Göttinger Straße, Hannover

Im Rahmen des Projektes „Feinstaub und Schadgasbelastungen in der Göttinger Straße, Hannover“ (Bächlin et al., 2004b) wurde eine Betrachtung zur Messgenauigkeit der Staubmonitore für die PM10- und PM2,5-Erfassung durchgeführt. Hierzu wurde eine länger anhaltende Episode mit hoher Feinstaubbelastung genutzt, die im Umfeld der Göttinger Straße zu einer recht einheitlichen Belastungssituation führte. Es konnte gezeigt werden, dass die gemeinsamen Bericht des NLÖ, Hannover und RIVM, Bilthoven (Van der Meulen et al., 2003) gemachten Aussagen zur Messgenauigkeit von Beta-Staubmonitoren zutreffen.

Im Rahmen des Projektes „Aerosolbudget in einem landwirtschaftlich geprägten Gebiet in Niedersachsen“ (Bächlin et al., 2004a) wurden an den LÜN-Stationen Bösel, BLWW und Hannover, HRSW einjährige Vergleichsmessungen zwischen dem Referenzmessgerät Digital AH80 und den im LÜN eingesetzten kontinuierlichen Staubmonitoren FH62I-N durchgeführt. Für den Standort Hannover wurde für den Untersuchungszeitraum April 2002 bis März 2003 ein Korrekturfaktor von 1,28 ermittelt. Der im Rahmen des LÜN seit dem Jahr 1999 eingeführte Korrekturfaktor von 1,33 konnte damit bestätigt werden.

Ein Vergleich der ermittelten Tagesmittelwerte von Digital AH80 und FH62I-N zeigt eine sehr gute Korrelation der beiden unterschiedlichen Messverfahren, so dass der FH62I-N als Äquivalenzverfahren eingesetzt werden kann.

#### 4.7. Vergleich des SODAR mit einem RASS und einem Ceilometer

Zur Validierung der SODAR-Messungen insbesondere für die Bestimmung der Mischungsschichthöhe (MLH) über der Stadt Hannover wurden neben dem SODAR zeitlich begrenzt zwei weitere Fernerkundungsgeräte im Umfeld des SODAR-Messstandorts eingesetzt. Es handelte sich hierbei um ein RASS, das Wind-Temperatur-Radar (WTR) des IMK-ASF, welches nur wenige Wochen eingesetzt werden konnte, und um ein Ceilometer, das CT25K (Räsänen et al., 2000) der Firma Vaisala, welches für ca. 1 Jahr eingesetzt werden konnte. Gleichzeitige Messungen aller drei Geräte liegen für die erste Maihälfte 2002 und die zweite Oktoberhälfte 2002 vor. Eine ausführliche Darstellung dieses Vergleichs findet sich in (Emeis et al., 2004).

Das SODAR sieht die Schallreflektivität  $S$ , die proportional zum akustischen Brechungsindex-Strukturparameter  $C_N^2$  ist, der im Wesentlichen von  $C_T^2$  abhängt (Beyrich, 1997). Nur Inhomogenitäten im Temperaturfeld der Größenordnung  $\Delta x = \lambda_{\text{Schal}}/2$  tragen zu  $S$  bei (Bragg-Bedingung). Das ist normalerweise im 'inertial subrange' des Turbulenzspektrums. Daher gibt  $S$  Informationen über die Turbulenzstruktur der Grenzschicht, aber nicht über das Vorzeichen des vertikalen Temperaturgradienten. Bei fehlendem vertikalen Temperaturgradienten wird auch bei ausgeprägter Turbulenz keine verwertbare Rückstreuinformation erzeugt. Bei schwachen Winden (fehlender Turbulenz) und starken Inversionen kann der Beitrag von mittleren vertikalen Temperaturgradienten zu  $S$  den des Beitrages der Turbulenz erreichen. Die Reichweite des SODARs bzgl. der Schallreflektivität ist maximal 1200 m.

Das WTR arbeitet in zwei Mess-Modi: dem RASS-Modus und dem clear-air-Modus. Im RASS-Modus sieht das WTR die Temperatur, indem es die Ausbreitung einer Schallfront mit dem RADAR beobachtet. Diese Messung wird durch Regen kaum behindert. Im clear-air-Modus sieht das WTR den elektromagnetischen Brechungsindex-Strukturparameter  $C_N^2$ , der im Gegensatz zu seinem akustischen Gegenstück im Wesentlichen durch Feuchte-Fluktuationen, weniger durch Temperaturfluktuationen, bestimmt wird. Das Ceilometer sieht über die optische Rückstreu-Intensität bei der Wellenlänge  $0,9 \mu\text{m}$  (nahes Infrarot) eine Aerosoldichte. Wolken und Niederschlag stellen ein nahezu unüberwindbares Hindernis bei der Messung dar. Das mit einem InGaAs-Diodenlaser betriebene Gerät ist ein Ein-Linsen-Gerät mit 377 mm Brennweite, einer Pulsfrequenz von 5,57 kHz und einer Pulslänge von 100 ns.

#### 4.7.1. Messergebnisse

Für den Vergleich wird die Periode 8. bis 10. Mai 2002 ausgewählt, in der alle drei Geräte einwandfrei gearbeitet haben, und in der es (nur gestört durch Wolken in der ersten Hälfte des 8. Mai und durch Regen zwischen 5 und 9 Uhr MEZ an diesem Tag) einen deutlichen Tagesgang der Grenzschichtentwicklung gab. Der Wind kam in diesen drei Tagen aus südöstlichen Richtungen, die Windgeschwindigkeit auf dem Dach der NLÖ schwankte zwischen 2 bis 3 m/s nachts und maximal 5 bis 6 m/s nachmittags. Am Abend des 10. Mai 2002 ging eine leichte Kaltfront über den Mess-Standort hinweg, nach der der Wind auf nordwestliche Richtungen drehte.

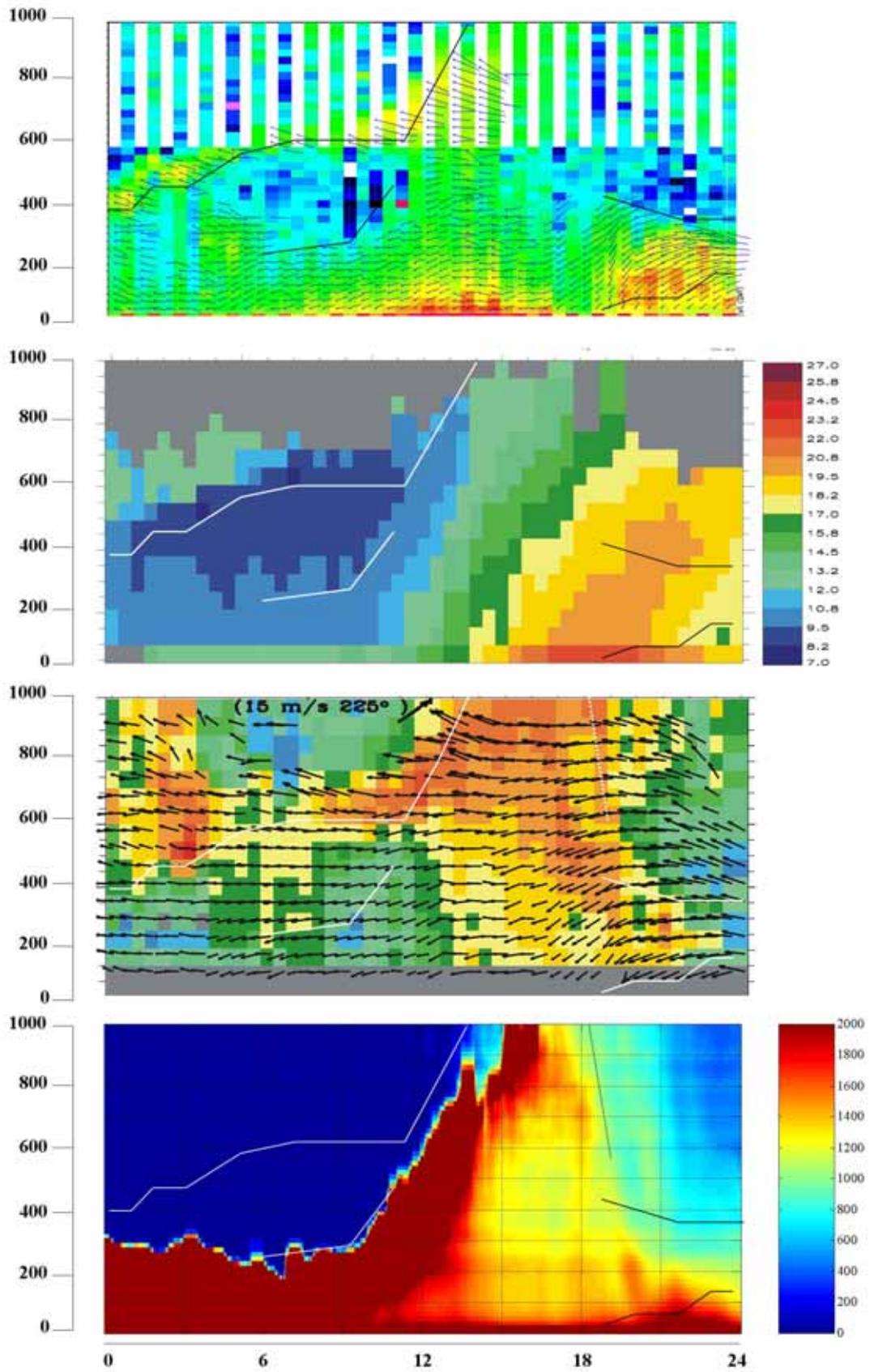


Abbildung 19: Vergleich SODAR – WTR - Ceilometer für den 8. Mai 2002

Untersucht wird die Grenzschicht bis 1000 m Höhe über Grund. Diese Höhe wird durch die Reichweite der Temperaturmessungen des WTR und die ungefähre Höhenreichweite des SODARs vorgegeben. Verglichen werden 30 min-Mittelwerte beim SODAR und beim WTR mit zeitlich hoch aufgelösten Daten (Zeitbasis 15 s) beim Ceilometer. Die vertikale Auflösung beträgt beim SODAR 25 m, beim WTR 50 m und beim Ceilometer 15 m.

Die Abbildungen 19 bis 21 zeigen jeweils vier gleich skalierte Teilbilder, die horizontal so ausgerichtet sind, dass gleiche Zeitpunkte genau übereinander liegen. Das oberste Bild zeigt die Schallreflektivität der Atmosphäre und den horizontalen Windvektor, beides mit dem SODAR gemessen. Das zweite Teilbild zeigt die mit dem WTR gemessene Temperatur (in °C) und - in der untersten Reihe - die auf dem Dach der NLÖ in 43 m Höhe gemessene Temperatur. Das dritte Bild zeigt die elektromagnetische Reflektivität der Atmosphäre, die im clear-air Modus des WTR erhalten wird. Das unterste Bild zeigt die Rückstreuintensität für nahes Infrarot, gemessen mit dem Ceilometer. Dunkelblaue Flächen über dunkelroten Flächen bedeuten fehlende Daten, hier ist der Lichtstrahl des Ceilometers vollständig in einer starken Dunst- oder Wolkenschicht absorbiert worden.

Die Abbildungen zeigen, dass sich die gemessenen Rückstreuintensitäten für akustische und elektromagnetische Wellen deutlich unterscheiden. Das WTR sieht im clear-air Modus eine Reihe von Strukturen, die das SODAR nicht oder nur ganz schwach sieht. Während das Rückstreumaximum beim SODAR außer bei abgehobenen Inversionen ständig in Bodennähe liegt, findet man es beim WTR in größeren Höhen (häufig zwischen 500 und 1000 m über Grund). Die stärkste Rückstreuintensität wird beim WTR tagsüber bei konvektiven Bedingungen beobachtet. Da sie sich aber über einen relativ großen Höhenbereich erstreckt, ist die Lage der Grenzschichtobergrenze hieraus nur schwer abzuleiten.

Eine abgehobene Inversion, die am 10. Mai 2002 durch das SODAR zwischen 7 und 9 Uhr MEZ beobachtet wurde, zeigt sich andeutungsweise auch in den WTR-Beobachtungen. Interessant jedoch sind einige gute Übereinstimmungen zwischen dem vom WTR empfangenen Signal und den Ceilometer-Daten. Hier fallen zunächst die beiden vertikalen Strukturen zwischen 16 und 17 Uhr MEZ und um 19 Uhr 20 MEZ des 10. Mai 2002 auf. Bei letzterem handelt es sich um ein kurzes Niederschlagsereignis verbunden mit dem Durchgang einer Kaltfront.

Aber auch eine weitere Struktur, die am frühen Morgen gegen 3 Uhr MEZ des 10. Mai 2002 vom WTR in 600 bis 1000 m Höhe gesehen wurde, findet sich in den Ceilometer-Daten als Grenze zwischen nahezu aerosolfreier und etwas aerosolhaltigerer Luft wieder. Die vom SODAR in diesem Zeitraum beobachtete Obergrenze einer etwas erhöhten Reflektivität findet in den Daten der beiden anderen Geräte dagegen keine Entsprechung.

In Übereinstimmung mit den bei Beyrich (1997) und Seibert et al. (2000) genannten Kriterien wurden Inversionen und Grenzschichtobergrenzen in der jeweils obersten Abbildung in der SODAR-Reflektivität durch schwarze Linien gekennzeichnet. Bei abgehobenen Inversionen gilt die Unterkante des sekundären Reflektionsmaximums als die Oberkante der (konvektiv) gut durchmischten Schicht. Bei Bodeninversionen gilt die Oberkante des Reflektionsmaximums als die Oberkante der stabilen Bodenschicht, in der noch reibungsbedingte Turbulenz vorhanden ist. Oberhalb dieser Schicht kann sich die stabile Schichtung noch fortsetzen, jedoch ist die Turbulenz so gering, dass es zu keiner messbaren Schallreflektivität kommt. Die Obergrenze des tagsüber auftretenden auf dem Boden aufliegenden Reflektionsmaximums wird nicht markiert, da es sich hierbei unter dieser Grenze um die durch die Einstrahlung aufgeheizte überadiabatische bodennahe Luftschicht handelt.

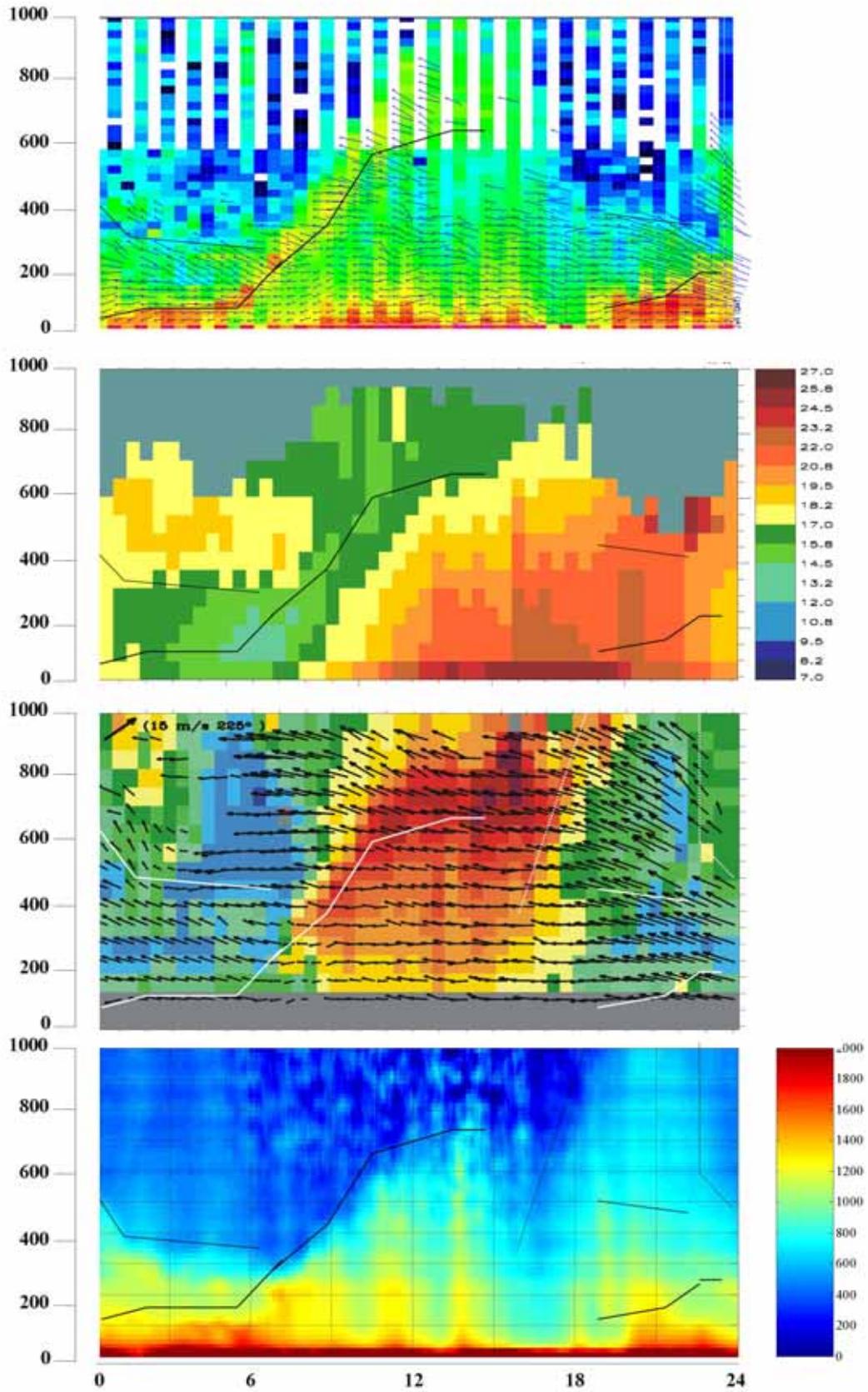


Abbildung 20: Vergleich SODAR – WTR - Ceilometer für den 9. Mai 2002

Folgende Phänomene können eindeutig identifiziert werden und werden Eingang in die im folgenden Kapitel zu beschreibende Inversionsstatistik finden:

- abgehobene Inversionen, die eindeutige Temperaturinversionen sind
- Abgehobene Inversionen, die Obergrenze einer konvektiv durchmischten Grenzschicht sind
- Nächtliche Bodeninversionen

#### 4.7.2. Schlussfolgerungen für die MLH-Bestimmung aus SODAR-Messungen

Abgehobene Inversionen, die mit einer Temperaturinversion verbunden sind, sind in der Schallreflektivität aus der SODAR-Messung und aus der mit dem WTR gemessenen Temperaturverteilung eindeutig identifizierbar. Sie stellen die Obergrenze für die Ausbreitung bodennahen Aerosols dar.

Die Obergrenze der konvektiven Grenzschicht ist mit dem SODAR nur während der anfänglichen Entwicklung gut verfolgbar. Später liegt sie entweder oberhalb des Messbereiches dieses Instrumentes (gut 1000 m) oder die Gradienten in der Schallreflektivität werden für eine eindeutige Identifikation zu gering. Das WTR erfährt im RASS-Modus eine ähnliche Höhenreichweitenbegrenzung wie das SODAR, solange die Obergrenze aber deutlich unter 1000 m liegt, ist sie im Temperaturprofil gut erkennbar. Das Ceilometer sieht innerhalb der konvektiven Grenzschicht eine deutlich erhöhte Aerosolkonzentration.

In den beiden hier betrachteten Nächten konnte aus der mit dem WTR gemessenen Temperaturverteilung und den Temperaturdaten der NLÖ-Station eine bodennahe Auskühlung und Inversion in untersten hundert Metern festgestellt werden. Das SODAR sah eindeutig diese unterste stabile Schicht als Reflektivitätsmaximum. Aus den Ceilometermessungen ist die bodennahe Inversion ebenfalls durch ein Reflektionsmaximum eindeutig identifizierbar, in der isothermen Schicht darüber finden sich filamentartige Strukturen.

In den Nachmittagsstunden, wenn die Heizung vom Boden her nachlässt und die vorhandene Turbulenz für eine gute Durchmischung sorgt, liefert das SODAR kaum verwertbare Daten, obwohl das WTR im RASS-Modus ein Fortbestehen der zuvor herrschenden generellen vertikalen Verteilung der aktuellen Temperatur anzeigt. Im clear-air Modus ist die gut durchmischte Grenzschicht bis zum Einsetzen der abendlichen Stabilisierung gut zu verfolgen. D.h., es gibt weiterhin Feuchtefluktuationen.

Das Ceilometer zeigt eine Reihe von zusätzlichen Strukturen, die nicht an die hier diskutierten Inversionen und Mischungsschichthöhen gebunden sind (teilweise aber an Feuchtestrukturen, siehe WTR-clear-air-Modus). Bei Wolken und Regen ist es aber für die hier diskutierte Anwendung kaum brauchbar. Andererseits gibt das Ceilometer direkt einen Einblick in die vertikale Aerosolverteilung, die sonst nur indirekt aus Mischungsverhältnissen, die mit dem SODAR oder dem WTR gemessen wurden, abgeleitet würde.

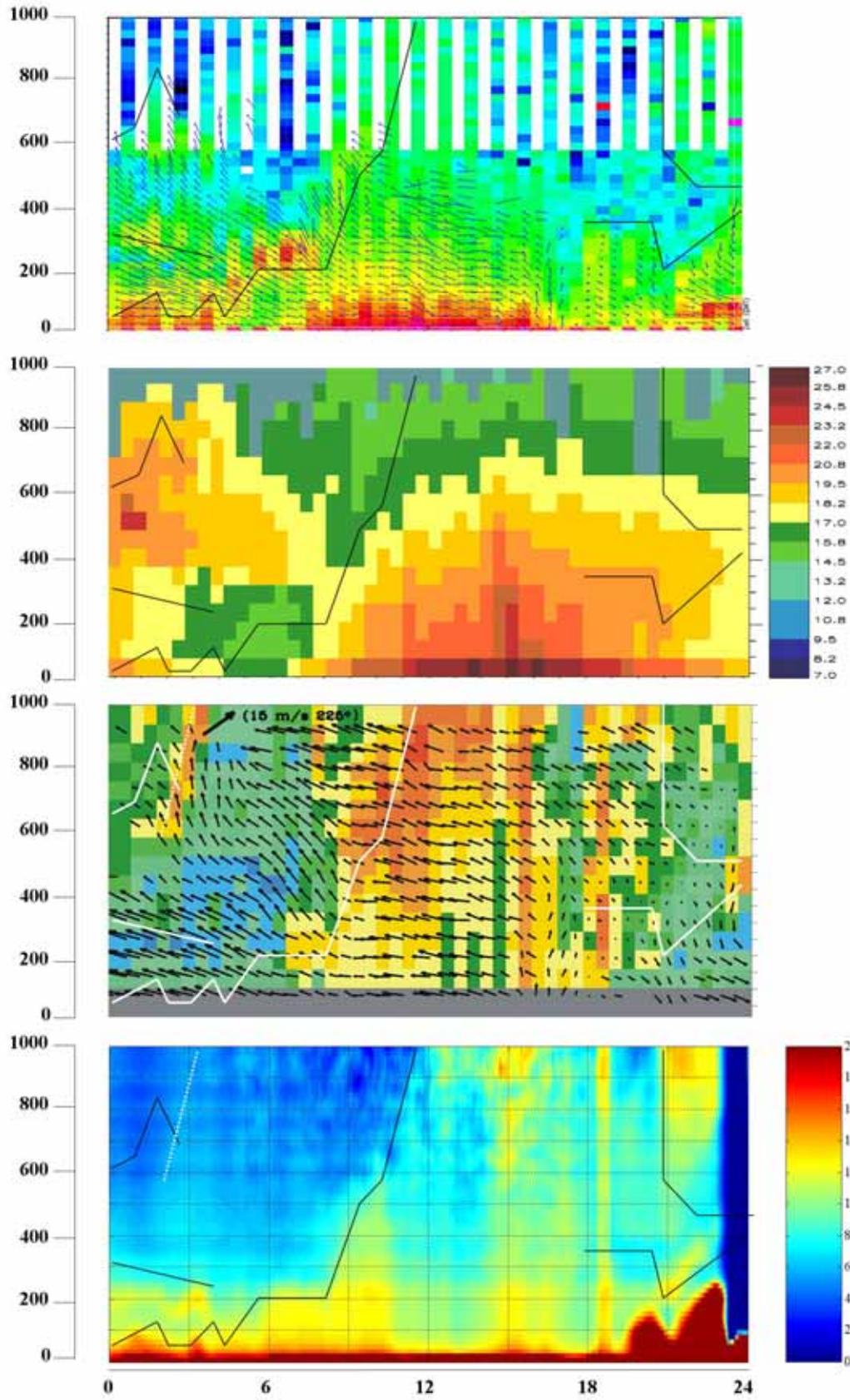


Abbildung 21: Vergleich SODAR – WTR - Ceilometer für den 10. Mai 2002

#### 4.8. Vergleich des SODAR mit der Dachstation HRSW des NLÖ

Für den Vergleich werden die vom SODAR in 60 m Höhe gemessenen Windwerte benutzt, da sie weitgehend frei von störenden Festecho-Einflüssen sind. Die hier verwendeten Messungen auf dem Dach des NLÖ-Gebäudes (Station HRSW) wurden in 43 m Höhe mittels Windfahne und einem Schalenkreuz-Anemometer (Thies) durchgeführt. In Bezug auf die Windgeschwindigkeit ist daher anzumerken, dass der Wind in 60 m typischerweise um 9 % höher ist als in 43 m über Grund. Dies ergibt die Betrachtung des logarithmischen Windprofils für eine neutrale Schichtung und eine Bodenrauigkeit von 1 m. Die Windgeschwindigkeit am SODAR sollte demnach meist über der an HRSW gemessenen Windgeschwindigkeit liegen.

Um zu testen, ob die am SODAR in 60 m Höhe gemessene Windrichtung von Gebäudestrukturen unbeeinflusst ist, wird sie mit den SODAR-Windwerten in 260 m Höhe verglichen.

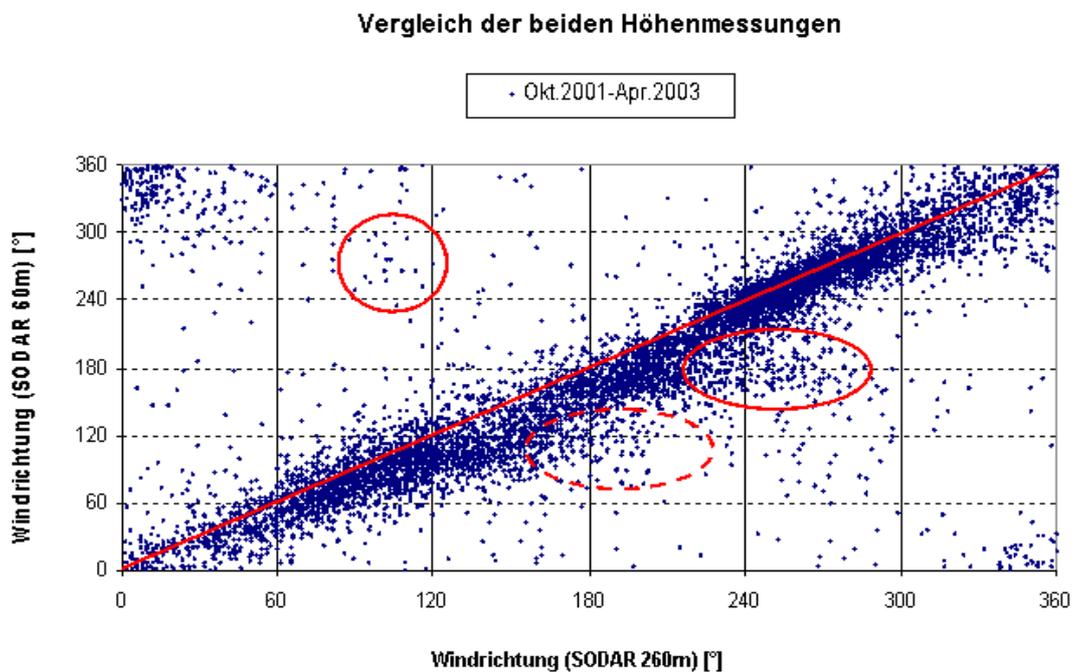


Abbildung 22: Vergleich der SODAR-Windmessungen in 60 und 260 m Höhe gegeneinander.

Die diagonale Anordnung der über den gesamten Zeitraum vorkommenden Datenpunkte in Abbildung 22 zeigt, dass die SODAR-Messungen aus beiden Höhen weitgehend gleiche Windrichtungen verzeichnen. Die meisten Datenpunkte liegen unterhalb der Hauptdiagonalen, was durch die Ekman-Drehung des Windes mit zunehmender Höhe um etwa 20° nach rechts zu erklären ist.

Bei näherer Betrachtung findet sich eine auffällige Anomalie in Form einer horizontalen Häufung von Punkten bei Windrichtungen von ca. 200° bis 270° in 260m Höhe, bei der das SODAR in 60m Höhe lediglich Windrichtungen von 170° gemessen hat. Hier scheinen Gebäudeeinflüsse oder auch gewisse Festechos eine Rolle zu spielen. Eine Analyse der in diesem Bereich vorherrschenden Wetterlagen ergibt, dass es sich vor allem um kalte, stabile Winternächte gehandelt hat. Es kann auch durchaus eine Inversion vorgelegen haben.

Die Abbildung verdeutlicht somit, dass auch das SODAR von den umliegenden Gebäuden nicht völlig unbeeinflusst bleibt, wie zunächst angenommen worden war. Es erfährt vor allem in dem auf  $170^\circ$  folgenden Windrichtungssektor eine merkliche, über die Ekman-Drehung hinausgehende, Änderung der Windrichtung von oben nach unten. Anhand der Gebäudestruktur können Vermutungen angestellt werden, weshalb gelegentlich die  $170^\circ$ -Richtung bevorzugt werden könnte. Die Streichrichtung der Gebäude auf dem Gelände der Fa. Komatsu rechts und links vom SODAR-Standort entspricht im Wesentlichen der Streichrichtung der Göttinger Straße ( $163^\circ$ ). Dies kann eine mögliche Erklärung dafür sein, weshalb das SODAR in 60m Höhe statt  $180 - 240^\circ$  gelegentlich eine Windrichtung von  $170^\circ$  misst. Scheinbar werden Winde aus westlichen Richtungen manchmal an diesem Gebäuderiegel gedreht.

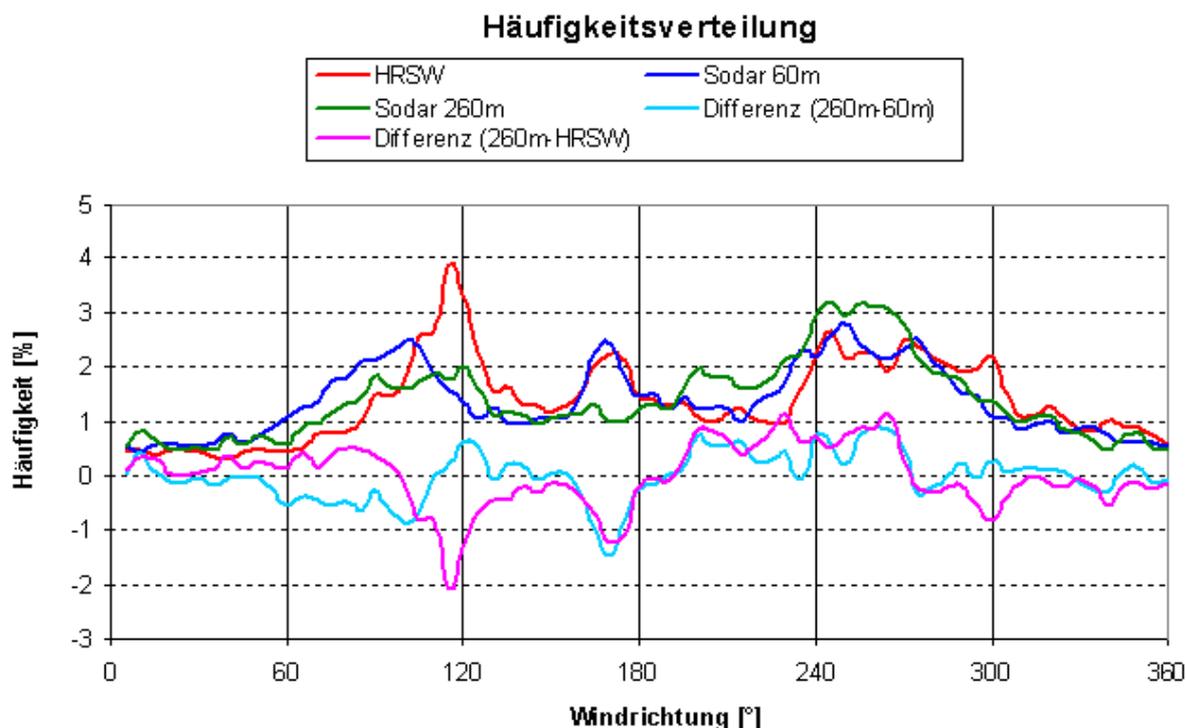


Abbildung 23: Häufigkeitsverteilung (in %) der einzelnen Windrichtungen von Okt 2001 bis Mai 2001 in den beiden Messhöhen des SODAR (60 m und 260 m) und an der Station HRSW sowie die Differenzen der Häufigkeiten in 60 m Höhe und an HRSW zu den Häufigkeiten in 260 m Höhe.

Abbildung 23 zeigt, dass die Station HRSW sich in zwei Windrichtungssektoren deutlich anders als das SODAR verhält. Am stärksten ist die Abweichung in dem Sektor zwischen  $60^\circ$  und  $120^\circ$ . Hier sind an der Station HRSW die Windrichtungen zwischen  $60^\circ$  und  $105^\circ$  unterhäufig gemessen worden, die Windrichtungen von  $110^\circ$  bis  $125^\circ$  dagegen stark überhäufig. Eine weitere geringere Unterhäufigkeit von Windrichtungen an der Station HRSW findet sich zwischen  $220^\circ$  und  $240^\circ$ , eine gewisse Überhäufigkeit ist dagegen noch bei  $290^\circ$  bis  $305^\circ$  zu finden.

Bei Anströmungen aus  $100^\circ$  bis  $120^\circ$  und zwischen  $240^\circ$  und  $300^\circ$  werden insbesondere bei stabiler Schichtung gelegentlich Geschwindigkeitsüberhöhungen an der Station HRSW beobachtet, ohne dass sich allerdings ein sehr systematisches Bild ergibt.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass für die Station HRSW die größte Häufigkeit in der Windrichtung bei  $115^\circ$  liegt und sich ein sekundäres Maximum bei  $170^\circ$  finden lässt, letzteres ebenso auch am SODAR. Winde, die am SODAR in 60 m Höhe aus

Nordost bis Ost kommen, wehen demnach an HRSW bevorzugt aus einer Windrichtung von 115°. Ein möglicher Grund für dieses auffällige Maximum bei 115° könnte das Wohngebiet gegenüber dem NLÖ-Gebäudes sein. Die Anordnung der Straßen in diesem Gebiet entspricht zwar nahezu der West-Ost-Richtung (von 73° nach 253°), allerdings befindet sich direkt gegenüber der Station HRSW (also bei 73°) keine Straßeneinmündung, sondern ein winkelförmiges Wohngebäude. Von dort einlaufende Strömungen würden teilweise blockiert. Wenn nun aber die bodennahe Strömung aus 115° kommt, so hat sie einen kurzen Weg über das Dach. Dabei wird dann bei stabiler Schichtung eine deutliche Geschwindigkeitsüberhöhung beobachtet. Die Windrichtung wird in diesem Sektor maßgeblich durch umliegende Gebäude beeinflusst. Ebenso fällt auf, dass Winde aus Süd-Süd-West bis West-Süd-West am SODAR in 60 m Höhe, an der Station HRSW meist aus einer Windrichtung von 245° wehen. Zudem werden an HRSW auch Winde aus 300° gemessen, die am SODAR aber aus westlicher Richtung bzw. West-Nord-West kommen.

Bei der nach Schichtungsklassen getrennten Analyse wird deutlich, dass Geschwindigkeitsüberhöhungen bevorzugt bei den stabilen Klassen D und E auftreten. Über die vorherrschenden Wetterlagen lässt sich nur schwer etwas sagen, da die einzelnen Windgeschwindigkeiten in diesem Bereich sehr unterschiedlich sind. Die beobachteten Winddrehungen können dagegen kaum mit der Stabilität der Atmosphäre in Verbindung gebracht werden. Ein interner Bericht von Frau C. Matuse zu dem Vergleich HRSW-SODAR, auf dem die in diesem Unterabschnitt gemachten Aussagen beruhen, liegt im IMK-IFU vor.

#### 4.9. Schlussfolgerungen aus den Vergleichsmessungen

Die Abweichungen beim Vergleich der Spurengas-Messsysteme sind insgesamt im Bereich der Messgenauigkeit bzw. unter 10 %.

Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Rückstreuungseigenschaften der Atmosphäre für vom SODAR ausgesandte akustische Wellen, für vom RASS ausgesandte Radarwellen und für vom Ceilometer ausgesandtes infrarotes Licht kann festgehalten werden, dass die vom hier eingesetzten SODAR Rückstreueinformationen verlässlich sind. Aus den vom SODAR wieder empfangenen Rückstreuintensitäten abgeleitete Mischungsschichthöhen lassen sich durch die beiden anderen Geräte verifizieren.

Die aus den Doppler-Verschiebungen der rückgestreuten Schallintensitäten abgeleiteten Geschwindigkeitsinformationen des SODAR stimmen im Wesentlichen mit den Messungen der Dachstation der NLÖ überein. Allerdings muss bei den unteren Messhöhen um die 60 m über Grund mit zeitweiligen Einflüssen der umliegenden Gebäude auf die SODAR-Windmessungen gerechnet werden. Die Dachstation ist allerdings auch nicht frei von Umgebungseinflüssen.

## 5. Interpretation der Messdaten

### 5.1. Untersuchung von Luftbelastungen in der Straßenschlucht mittels Fernerkundungs- und In-situ-Messungen

#### 5.1.1. Räumliche Repräsentativität der Messstellen in der Straßenschlucht

In der schon 1985 in Kraft getretenen EU-Richtlinie 85/203/EG „Über Luftqualitätsnormen für Stickstoffdioxid“, die im Jahre 1989 zur Wahl des Standortes der ersten LÜN-Verkehrsstation HRVS führte, heißt es im Anhang III: Ziel der Messung der Stickstoffdioxidkonzentration in der Außenluft ist eine möglichst sichere Beurteilung der Frage, inwieweit für den Einzelnen das Risiko einer über den Grenzwert hinausgehenden Belastung besteht. Als Messorte sollten daher von den Mitgliedsstaaten die Stellen mit dem mutmaßlichen höchsten Belastungsrisiko gewählt werden: Gebiete, die vor allem durch den Kraftfahrzeugverkehr beeinflusst werden und die folglich auf die Umgebung von Straßen mit hohem Verkehrsaufkommen begrenzt sind. Die Messpunkte sind so zu wählen, dass insbesondere verkehrsreiche Straßenschluchten und Verkehrsknotenpunkte abgedeckt sind.

In den neuen Tochter-Richtlinien der EU zur Rahmenrichtlinie „Über die Kontrolle und Beurteilung der Luftqualität“ 96/62/EG: 1. TRL 1999/30/EG „Über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickoxide, Partikel und Blei in der Luft“ sowie 2. TRL 2000/69/EG „Über Grenzwerte für Benzol und Kohlenmonoxid in der Luft“ wird in den Anhängen VI bzw. IV bei den Standortkriterien noch einmal explizit auf das wichtigste Schutzziel der Rahmenrichtlinie, dem „Schutz der menschlichen Gesundheit“, eingegangen: Die Probenahmestellen, an denen Messungen zum Schutz der menschlichen Gesundheit vorgenommen werden, sollten so gelegt werden, dass Daten zu den Bereichen innerhalb von Ballungsräumen gewonnen werden, in denen die höchsten Konzentrationen auftreten, denen die Bevölkerung ausgesetzt sein wird. Probenahmestellen für den Verkehrsbereich sollten so gelegt werden, dass sie für die Luftqualität in einem umgebenden Bereich von mindestens 200 m<sup>2</sup> repräsentativ sind.

Für den Bereich Göttinger Straße, Hannover waren vier Standorte, die diesen Kriterien entsprechen, möglich und wurden realisiert: HRVS (seit 1989), HRV1, HRV2, HRV3 (alle seit Februar 2001). Die Abbildungen 1 und 2 zeigen die Messorte in der Straßenschlucht. Mit dem erfassten Zeitraum von 2001 bis 2003 liegt den Untersuchungen ein fundiertes Datenmaterial zugrunde. Als Datenbasis einen Überblick wurden Monatsmittelwerte gewählt, und die Tabelle gibt eine Zusammenstellung der über die drei Jahre gemittelte Belastungssituation an den Messorten der LÜN-Stationen:

LÜN-Stationen	PM10 µg/m <sup>3</sup>	PM2,5 µg/m <sup>3</sup>	NO <sub>2</sub> µg/m <sup>3</sup>	NO µg/m <sup>3</sup>	Ruß µg/m <sup>3</sup>	CO mg/m <sup>3</sup>	Benzol µg/m <sup>3</sup>	Toluol µg/m <sup>3</sup>	Xylole µg/m <sup>3</sup>
Verkehr									
HRVS			59	88	8,2	0,8	3	8	6
HRV1	45	20	60	103	8,2	1,0	3	8	4
HRV2	43	19	65	92	8,2	1,1	3	9	5
HRV3	43		54	59	4,6	0,9	3	9	5
Allgemeine Belastung									
HRSW	29	16	27	8		0,4	1,2 *)	2,1 *)	2,4 *)
HRV4	29		29	9	2,1				
HRV5			29	9		0,3			

PM<sub>10</sub> mit Korrekturfaktor 1,33; PM<sub>2,5</sub> ohne Korrekturfaktor

\*) ORSA5-Passivsammler

Die Betrachtungen werden für die erfassten Komponenten Benzol, NO/NO<sub>2</sub>, Feinstaub PM10 (sowie PM2,5) und Ruß für das Jahr 2003 durchgeführt. Das Jahr 2003 wurde gewählt, da es sich aufgrund der meteorologischen Bedingungen bezüglich der Feinstaub- und Ozonbelastungen von den Jahren 2001 und 2002 deutlich unterscheidet. Die Grenzwertüberschreitungen bei den Komponenten Feinstaub PM10 und Stickstoffdioxid NO<sub>2</sub> waren sowohl bei den Langzeitgrenzwerten (Jahresmittelwert) als auch bei den Kurzzeitgrenzwerten (Überschreitungshäufigkeiten) wesentlich gravierender.

#### 5.1.1.1. Benzol

Die Jahresmittelwerte 2003 für Benzol lagen an allen vier Stationen unter dem Grenzwert der 2. TRL von  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Während im Jahr 2002 an allen vier Straßenschluchtstationen der gleiche JMW von  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen wurde, variierten die JMW im Jahr 2003 von  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (HRVS, HRV2) über  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (HRV1) bis  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (HRV3). Berücksichtigt man, dass die Hintergrundsbelastung an der Station HRSW  $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (orientierende Messungen mit ORSA5-Passivsammlern) beträgt und die Messungengenauigkeit in dem Konzentrationsbereich mit ca. 30 % angesetzt werden muss, so sind diese Unterschiede zwar nicht signifikant, zeigen aber doch, dass lokale Besonderheiten einen Einfluss auf die Jahresmittelwerte nehmen:

Im Falle von HRV3 dürften die dort geparkten Kraftfahrzeuge während des heißen Sommers durch ihre Verdunstungsemissionen des Benzins eine Erhöhung der Benzol-Werte bewirkt haben. In den Monaten Februar und März 2003 könnten die häufigen Ostwind-Wetterlagen zu den erhöhten Benzol- und auch CO-Konzentrationen an dieser Messstation beigetragen haben.

Für die Komponente Benzol wäre gemäß der 2. TRL 2000/69/EG der Standort HRV3 die richtige Wahl für eine Verkehrsstation im Jahr 2003.

### 5.1.1.2. Stickstoffdioxid

Betrachtet man zuerst die Stickstoffmonoxid-Konzentrationen so sind diese in den drei Untersuchungsjahren immer an der Station HRV1 am höchsten, wobei die Unterschiede zu HRVS und HRV2 mit 10 bis 20 % angegeben werden können. An HRV1 fahren die Kraftfahrzeuge mit der höchsten Geschwindigkeit vorbei, der Schluchtcharakter ist in diesem Straßenabschnitt am stärksten ausgeprägt und bei der Ausbildung eines Wirbels in der Straßenschlucht bei westlichen Winden über Dach sollten die NO-Emissionen von allen vier Straßenspuren zur Leeseite transportiert werden. Entsprechend werden an der gegenüberliegenden Station HRV3 um 30 – 40 % geringere NO-JMW festgestellt. Diese Verhältnisse können sich aufgrund meteorologischer (Ostwind-Wetterlagen, Inversionen) und lokaler Gegebenheiten (erhöhte Anzahl von Stausituationen, Baustellen etc.) in einzelnen Monaten drastisch ändern. So waren z.B. im Februar 2003 die NO- und CO-Monatsmittelwerte an der Station HRV3 deutlich höher als an der Station HRV1 (und HRVS):

HRV3: NO: 93 µg/m<sup>3</sup>; CO: 1,6 mg/m<sup>3</sup>; Benzol: 5 µg/m<sup>3</sup>  
 HRV1: NO: 73 µg/m<sup>3</sup>; CO: 1,2 mg/m<sup>3</sup>; Benzol: 4 µg/m<sup>3</sup>

An der Station HRV2 wurden während der drei Jahre (und auch 2003) NO-Konzentrationen gemessen, die denen der Station HRVS entsprachen. Diese Situation stellt sich beim Stickstoffdioxid NO<sub>2</sub> deutlich anders dar.

Während der Jahre 2001 und 2002 wurden an den Stationen HRVS, HRV1, HRV2 im Rahmen der Messgenauigkeit jeweils übereinstimmende Jahresmittelwert gemessen (2001: 54, 53, 53 µg/m<sup>3</sup>; 2002: 58, 58, 61 µg/m<sup>3</sup>), während der Jahresmittelwert an der Station HRV3 um ca. 10 % niedriger lag. Eine Überschreitung des Kurzzeitwertes für NO<sub>2</sub> (Einstundenmittelwert NO<sub>2</sub> größer 200 µg/m<sup>3</sup>) trat in den Jahren vor 2003 nur sehr vereinzelt auf und konnte auf Stausituationen in der Göttinger Straße aufgrund von Baumaßnahmen oder Unfällen zurückgeführt werden.

Im Jahr 2003 waren diese Verhältnisse insofern anders, als an der Station HRV2 mit 79 µg/m<sup>3</sup> ein deutlich höherer Jahresmittelwert auftrat als an HRV1 (69 µg/m<sup>3</sup>) bzw. HRVS (66 µg/m<sup>3</sup>); HRV3 lag mit 61 µg/m<sup>3</sup> wieder ca. 10 % unter HRV1. Auch der Kurzzeitgrenzwert für NO<sub>2</sub> wurde 2003 an allen Verkehrsstationen LÜN (auch LÜN-Verkehrsstation Braunschweig BGVS) für mehrere Stunden überschritten. Die Auswertung für Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide in den Jahren 2001, 2002 und 2003 gemäß EU-Tocherrichtlinie 1999/30/EG liefert folgende Jahresmittelwerte (JMW) und Jahreshöchstwerte (JHW) in µg/m<sup>3</sup> (NO<sub>x</sub> = NO + NO<sub>2</sub> mit NO bezogen auf NO<sub>2</sub>):

LÜN-Stationen		2001				2002				2003			
		JMW	JHW	JMW	JMW	JMW	JHW	JMW	JMW	JMW	JHW	JMW	JMW
		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	42	193	179	90	50	133	162	73	64	235	163	70
Hannover	HRVS	54	147	216	106	58	180	182	80	66	221	175	77
Hannover	HRV1	53	174	237	119	58	198	213	101	69	328	198	91
Hannover	HRV2	53	184	220	110	61	253	190	85	79	282	197	83
Hannover	HRV3	47	284	135	57	53	252	141	58	61	237	150	63
Hannover	HRV4					27	116	40	8	31	135	41	7
Hannover	HRSW	26	90	39	8	25	91	36	8	30	141	43	9

Die Überschreitungshäufigkeit des Einstundenwertes für NO<sub>2</sub> von 200 µg/m<sup>3</sup> an der Station HRV2 war mit 35 Stunden so hoch, dass der Kurzzeitgrenzwert der 1. TRL 1999/30/EG von 18 Überschreitungen pro Jahr erheblich überschritten wurde:

HRVS: 4 Überschreitungsstunden

HRV1: 11 Überschreitungsstunden  
HRV2: 35 Überschreitungsstunden  
HRV3: 2 Überschreitungsstunden  
BGVS: 6 Überschreitungsstunden

Als Grund für die deutlich erhöhten Langzeit- und Kurzzeitbelastungen für NO<sub>2</sub> an der Station HRV2 könnten auch die ausgeprägten Ozonsituationen des Sommers 2003 eine Rolle spielen. Über die Hälfte der Überschreitungen traten in den Sommermonaten bis September auf. Es ist vorstellbar, dass das große Ozonangebot im Bereich des Deisterplatzes im Gegensatz zur Straßenschlucht eine NO<sub>2</sub>-Bildung im Umfeld von HRV2 beschleunigte (Lage der Messstationen siehe Abbildungen 1 und 2).

Für die Komponente Stickstoffdioxid NO<sub>2</sub> wäre gemäß der 1. TRL 1999/30/EG der Standort HRV2 die richtige Wahl für eine Verkehrsstation im Jahr 2003.

### 5.1.1.3. Feinstaub PM10

Der Feinstaub PM10 wurde im LÜN 2001/2003 mittels Beta-Staubmonitoren FH62-IN gemessen; zur Anpassung an das Referenzmessverfahren für Feinstaub (hier: DIGITEL AH80) werden die ermittelten Tagesmittelwerte mit einem Faktor 1,33 multipliziert.

Im Jahr 2002 wurde an den drei Verkehrsstationen HRV1, HRV2, HRV3 mit 42, 41 und 40 µg/m³ die in etwa gleiche mittlere Jahresbelastung festgestellt. Als allgemeine Belastung für Hannover wurden an der Station HRSW 29 µg/m³ ermittelt. Die Konzentrationserhöhung in der Straßenschlucht betrug also etwa 30 %. Der Grenzwert für die Langzeitbelastung PM<sub>10</sub> gemäß der 1. TRL 1999/30/EG von 40 µg/m³ war also erreicht bzw. knapp überschritten. Ein wesentlich größeres Problem stellt allerdings die Überschreitung des Kurzzeitgrenzwertes dar. Erlaubt sind 35 Überschreitungen eines Tagesmittelwertes von 50 µg/m³ im Jahr. An den Stationen HRV1, HRV2, HRV3 wurden in den letzten drei Jahren folgende Überschreitungshäufigkeiten festgestellt gemäß EU-Tochterrichtlinie 1999/30/EG (Jahresmittelwerte (JMW) in µg/m³, ÜT: Anzahl der Überschreitungstage mit TMW > 50 µg/m³, Messmethode: FH 62 IN mit PM<sub>10</sub>-Probenahme, Umrechnungsfaktor auf Referenzmethode: 1,33):

LÜN-Stationen		2001		2002		2003	
		JMW	ÜT	JMW	ÜT	JMW	ÜT
Hannover	HRSW	27	28	29	42	34	56
Hannover	HRV1	43	105	43	102	49	138
Hannover	HRV2	39	64	41	104	48	130
Hannover	HRV3	46	50	40	90	45	102
Hannover	HRV4			28	34	36	(34) *)
Braunschweig	BGVS	41	85	40	93	47	126

\*) HRV4 bis Juni 2003

Die deutlich höheren Überschreitungshäufigkeiten des Jahres 2003 spiegeln sich auch in den Erhöhungen des JMW wider, die mit 49, 48, 45 µg/m³ um etwa 7 µg/m³ über der Belastung des Vorjahres liegen; damit war 2003 auch der Langzeitgrenzwert von 40 µg/m³ signifikant überschritten. Da die allgemeine Belastung für Hannover auch etwa 5 µg/m³ höher lag, können lokale Einflüsse weitgehend ausgeschlossen werden.

An den Stationen HRV1 und HRV2 sowie an der Station HRSW wird mit der gleichen Messtechnik wie beim Feinstaub PM10 auch der Feinstaub PM<sub>2,5</sub> gemessen. An allen drei Stationen war die Feinstaubbelastung im Jahr 2003 nur geringfügig um 1 µg/m³ höher als 2002. Das Verhältnis von PM<sub>2,5</sub>/ PM<sub>10</sub> von etwa 0,7 an Stationen für die allgemeine Luftbelastung (HRSW) und etwa 0,6 an Verkehrsstationen änderte sich nicht wesentlich.

Für die Komponente Feinstaub PM10 wäre gemäß der 1. TRL 1999/30/EG der Standort HRV1 die richtige Wahl für eine Verkehrsstation im Jahr 2003.

#### 5.1.1.4. Ruß

Die Komponente Ruß ist messtechnisch schwierig zu erfassen, so dass den angegebenen Messwerten und Kenngrößen eine Messgenauigkeit von ca. 50 % zuzuordnen ist. Unter Berücksichtigung dieser Einschränkung kann als Belastung für die Göttinger Straße ein JMW von  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für die Stationen HRVS, HRV1 und HRV2 sowie  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für die Station HRV3, jeweils für alle drei Jahre, angegeben werden. Dies bedeutet, dass der Konzentrationswert für Ruß von  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  als JMW aus der (inzwischen aufgehobenen) 23. BImSchV in der Göttinger Straße erreicht wird. Ein besonderer Belastungsschwerpunkt konnte dabei nicht identifiziert werden.

#### 5.1.1.5. Schlussfolgerungen

Anhand der kontinuierlichen, dreijährigen Luftschadstoffmessungen in der Göttinger Straße, Hannover an vier verschiedenen Messpunkten wurde untersucht, welcher Messort im Sinne der 1. und 2. Tochterrichtlinie der EU als der am höchsten belastete Punkt (hot spot) anzusehen ist. Dabei stellte sich heraus, dass im Jahr 2003 für die drei Luftschadstoffkomponenten Benzol, Stickstoffdioxid  $\text{NO}_2$  und Feinstaub  $\text{PM}_{10}$  drei verschiedene Messorte (HRV3, HRV2, HRV1) die Bereiche der höchsten Belastung repräsentierten.

Die Diskussion Luftbelastungsschwerpunkte in der Göttinger Straße, Hannover zeigt damit, dass in Abhängigkeit von den meteorologischen und lokalen Randbedingungen jeder der untersuchten Messorte seine Vor- und Nachteile hat. Es konnte also kein Messpunkt identifiziert werden, der alle Fragestellungen bezüglich der in den EU-Tochterrichtlinien geregelten Schadstoffkomponenten ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$ , Benzol, CO) in idealer Weise abdeckt.

Da man sich in der Regel für einen Standort entscheiden muss, so würde man wohl HRV1 als Messort für eine Dauermessung auswählen. An diesem Messort werden die höchsten  $\text{PM}_{10}$ -Belastungen ermittelt. Auch die  $\text{NO}_2$ -Belastung der gesamten Straßenschlucht wird hier recht gut repräsentiert.

Die Benzol-, CO-, Ruß- und NO-Belastungen spielen bei diesen Betrachtungen eine eher untergeordnete Rolle und müssen für eine Standortauswahl nur nachrangig berücksichtigt werden.

### 5.1.2. Räumliche Variabilität der Luftbelastung in der Straßenschlucht

Die räumliche Variabilität der Luftbelastung wurde durch den Vergleich der in situ und der längenmittelnden Messungen untersucht. Von der Anzahl der Messstellen waren dafür die SF<sub>6</sub>-Tracer-Experimente in der Straßenschlucht besonders geeignet. Die Luftproben wurden in Gassammelbeuteln an insgesamt 8 Stellen in 1,5 m Höhe auf dem westlichen Fußweg und 5 Stellen auf dem östlichen Fußweg über einen Zeitraum von jeweils 0,5 Stunden gesammelt (Abbildung 2). Anschließend wurden diese Luftproben im Labor mittels Gaschromatographie analysiert. Die längengemittelten SF<sub>6</sub>-Konzentrationen wurden mittels FTIR-Absorptionsspektrometrie gemessen (siehe Kapitel 3.).

Durch räumliche Mittelung der Punktmessungen entlang der Messstrecken konnte eine generell gute Übereinstimmung der längengemittelten Konzentrationen von beiden Messverfahren festgestellt werden. Die Abbildungen 24 und 25 zeigen die Vergleiche von SF<sub>6</sub> am 25. Oktober 2002 bei straßenparallelen Winden aus Süd mit 4,5 bis 7,5 m/s und vom 24. Oktober 2002 bei westlichen Winden mit 3 bis 7,5 m/s über Dach an HRSW.

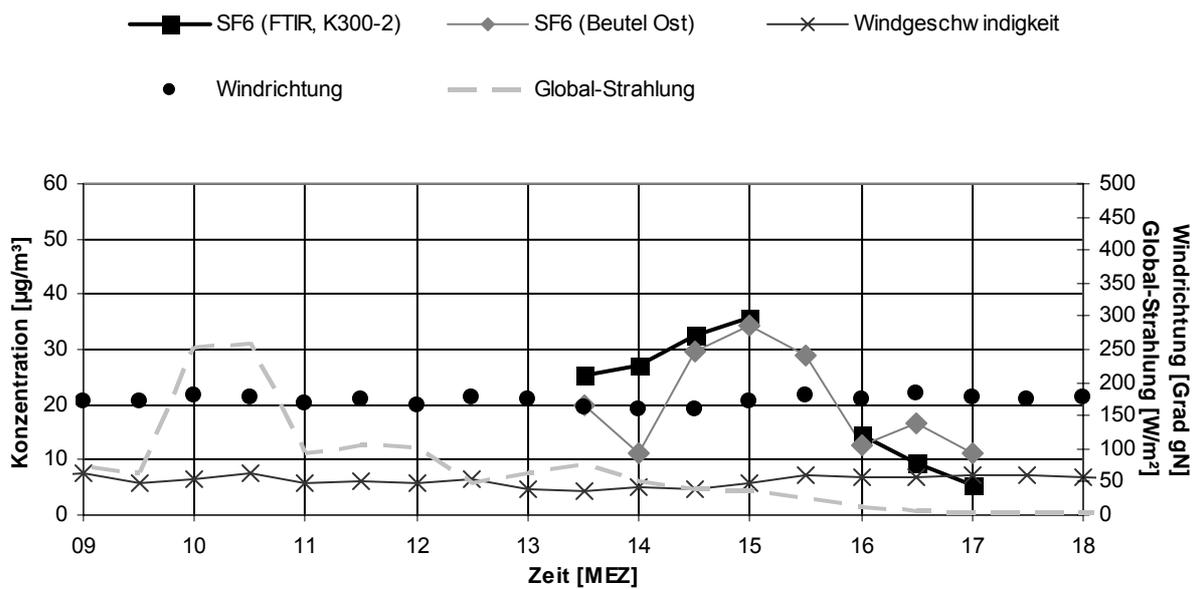
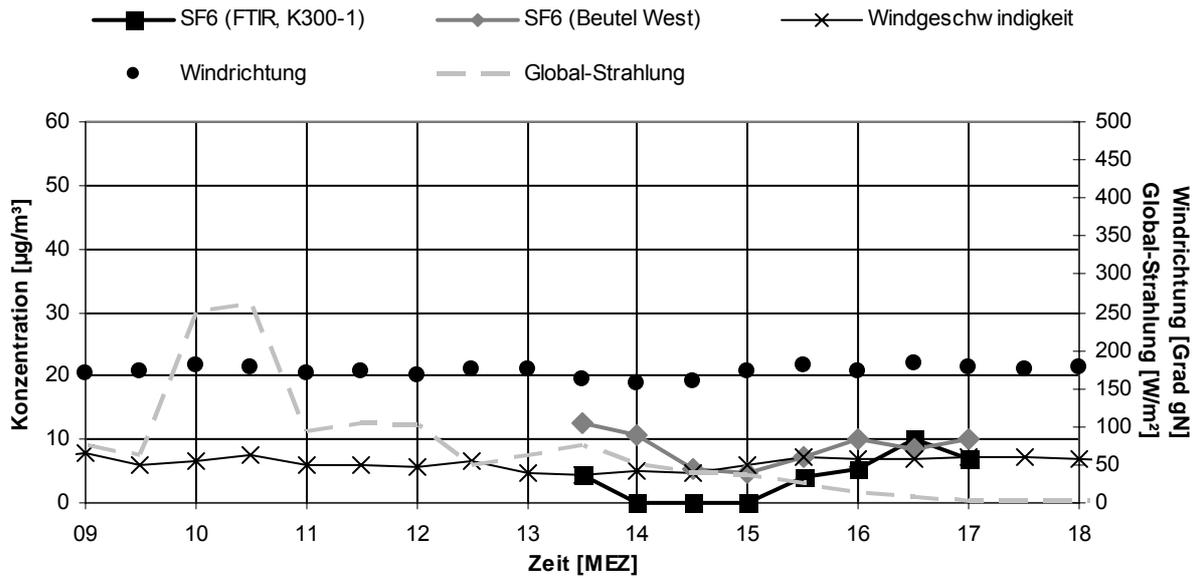


Abbildung 24: Vergleich der FTIR-Messergebnisse (K300-1 und K300-2) und der räumlich entlang der FTIR-Trasse gemittelten Beutel-Probenahme-Messergebnisse von SF<sub>6</sub> am 25. Oktober 2002 auf dem westlichen (oberes Bild) und östlichen Fußweg (unteres Bild) bei straßenparallelen Winden aus Süd mit 4,5 bis 7,5 m/s über Dach an HRSW (Darstellung von Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Global-Strahlungsintensität).

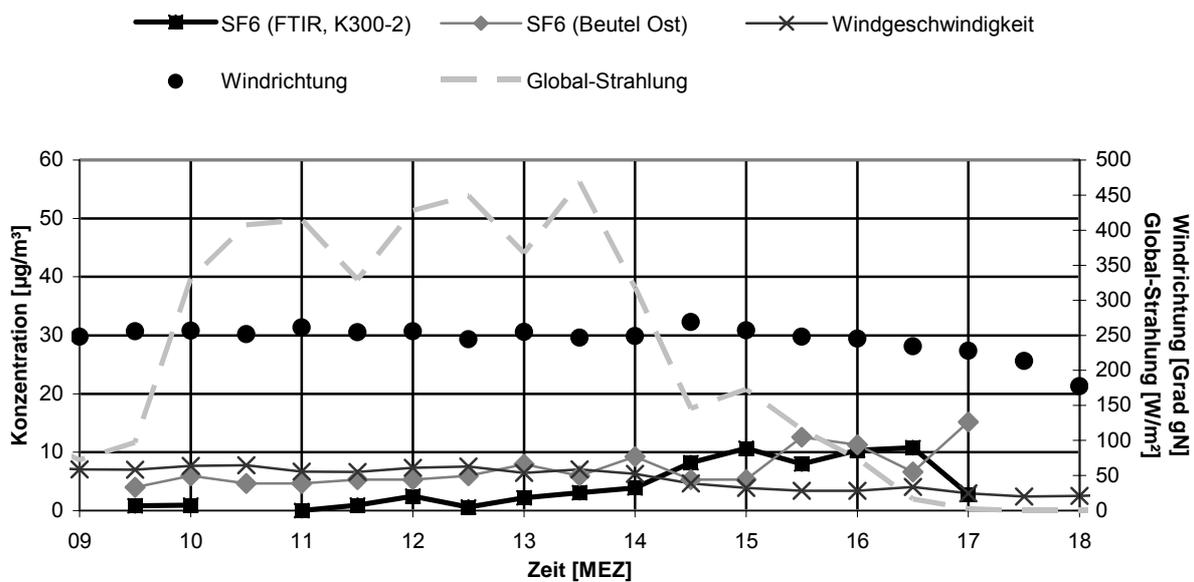
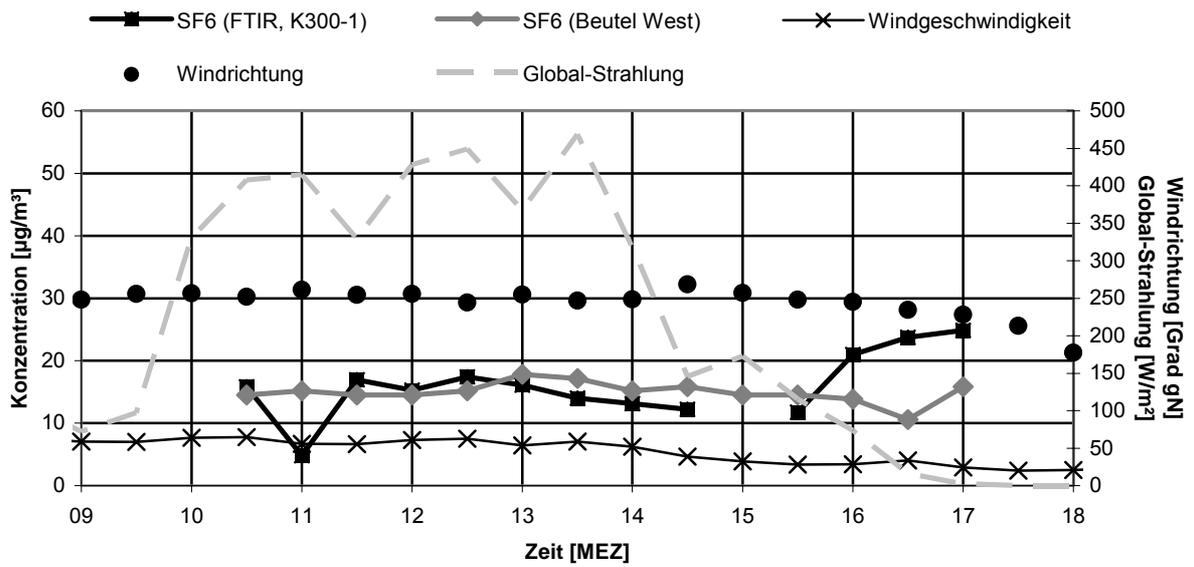


Abbildung 25: Vergleich der FTIR-Messergebnisse (K300-1 und K300-2) und der räumlich entlang der FTIR-Trasse gemittelten Beutel-Probenahme-Messergebnisse von SF<sub>6</sub> am 24. Oktober 2002 auf dem westlichen (oberes Bild) und östlichen Fußweg (unteres Bild) bei westlichen Winden mit 3 bis 7,5 m/s über Dach an HRSW (Darstellung von Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Global-Strahlungsintensität).

Der Vergleich der einzelnen Messergebnisse zeigt eine deutlich größere zeitliche Variation der Punktmessungen gegenüber den längenmittelnden Messungen. Dieses Ergebnis ist in Übereinstimmung mit der ebenfalls großen Variation der Punktmessstellen untereinander, d.h. einer großen räumlichen Variation der Tracer-Konzentration auf den Fußwegen. Die größten Differenzen zwischen beiden Messverfahren traten während straßenparalleler Windrichtungen auf (25. Oktober 2002, 07. August 2002). In Abbildung 26 sind die Ergebnisse für den 25. Oktober 2002 dargestellt.

Bei Queranströmung der Straßenschlucht waren die zeitlichen und räumlichen Variationen der Punktmessungen geringer. Bei westlichen Windrichtungen (11. April 2003, 24. Oktober 2002, 23. und 26. Oktober 2002) lag auf dem östlichen Fußweg eine deutlich höhere Tracer-Konzentration als auf dem westlichen Fußweg vor, während sich bei östlichen Windrichtungen (23. April 2003) die entsprechenden entgegengesetzten Verhältnisse ausbildeten. Ein Beispiel zeigt die Abbildung 27 für den 24. Oktober 2002.

Die beiden gezeigten Situationen weisen auf die Heterogenität der lokalen Konzentrationsfelder in einer Straßenschlucht hin. Selbst über 30 Minuten gemittelte Werte zeigen keine homogene Konzentrationsverteilung sondern zwischen benachbarten Messorten erhebliche Unterschiede. Dieses ist einerseits durch die Inhomogenität der in ihrer Ausdehnung begrenzten Linienquelle bedingt. Zum anderen sind die Unterschiede in den Konzentrationswerten auch auf die Inhomogenität der Strömungsfelder zurückzuführen. Diese sind in der Straßenschlucht nur lokal repräsentativ, während sie über Dach durchaus für ein größeres Gebiet repräsentativ sind (Schlünzen et al., 2003).

Die Untersuchungsergebnisse sind auch im Baustein 6 des Gesamt-Berichtes enthalten. Im Folgenden werden diese und die Ergebnisse weiterer Messtage der Intensivmessphasen dargestellt.

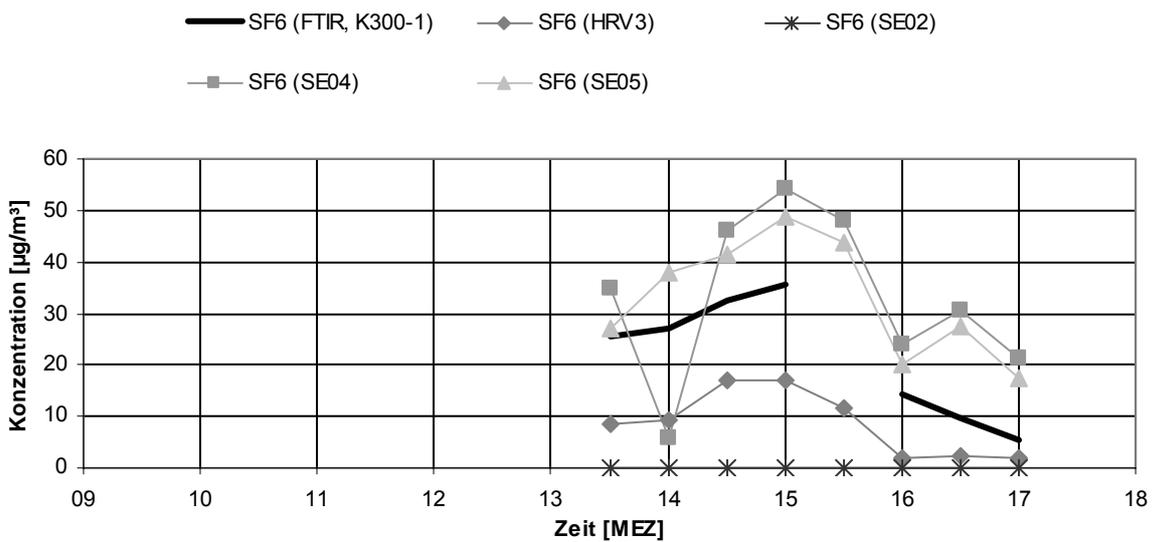
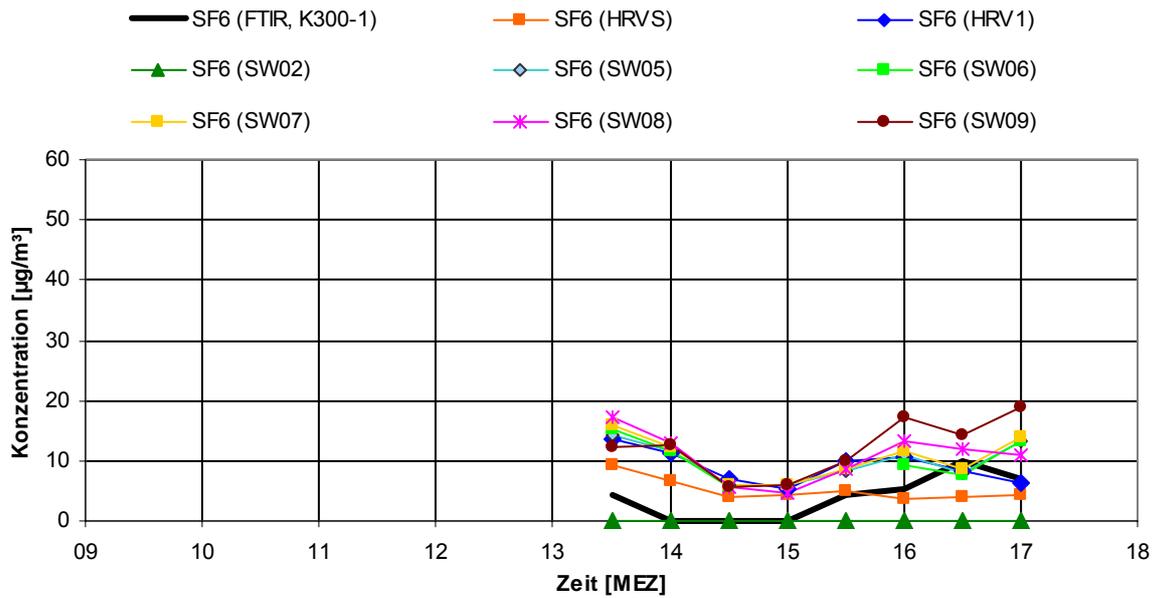


Abbildung 26: Vergleich der FTIR-Messergebnisse (K300-1 und K300-2) und Beutel-Probenahme-Messergebnisse von SF<sub>6</sub> am 25. Oktober 2002 auf dem westlichen (oberes Bild) und östlichen Fußweg (unteres Bild) bei straßenparallelen Winden aus Süd mit 4,5 bis 7,5 m/s über Dach an HRSW.

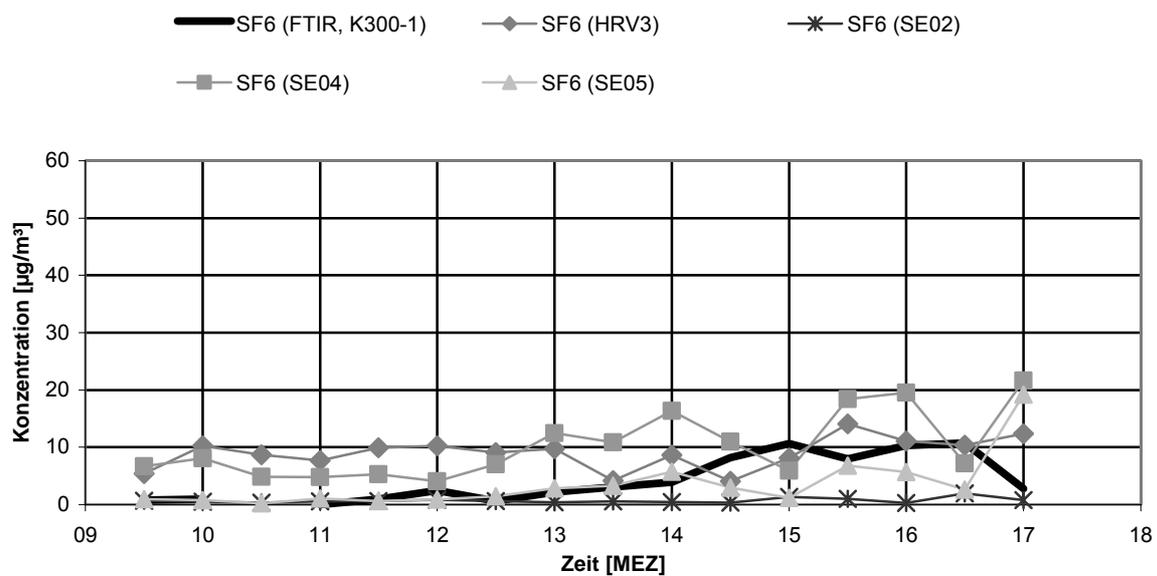
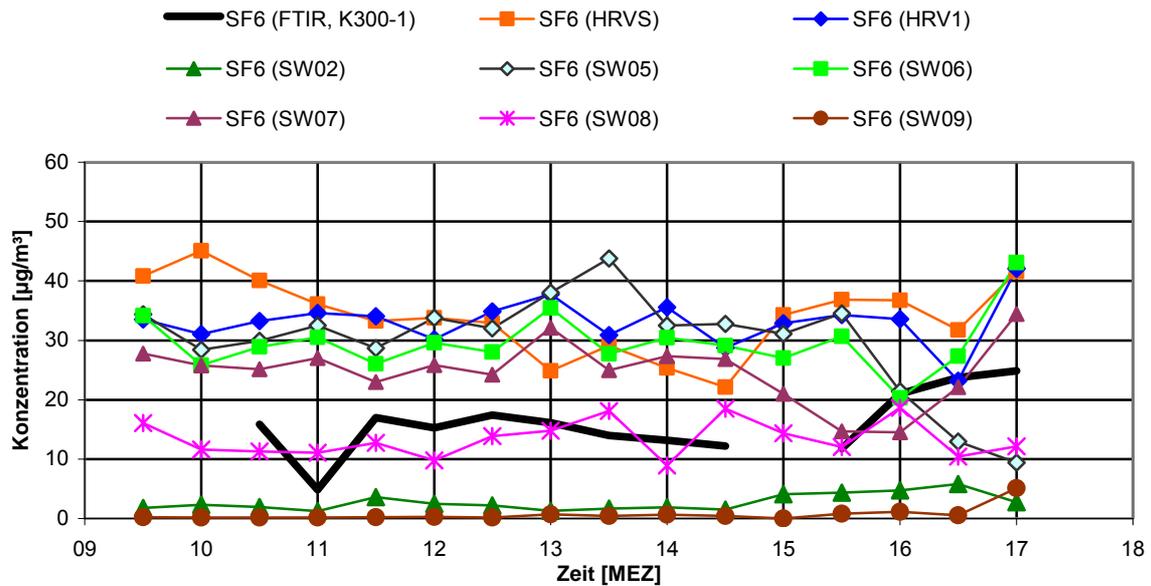
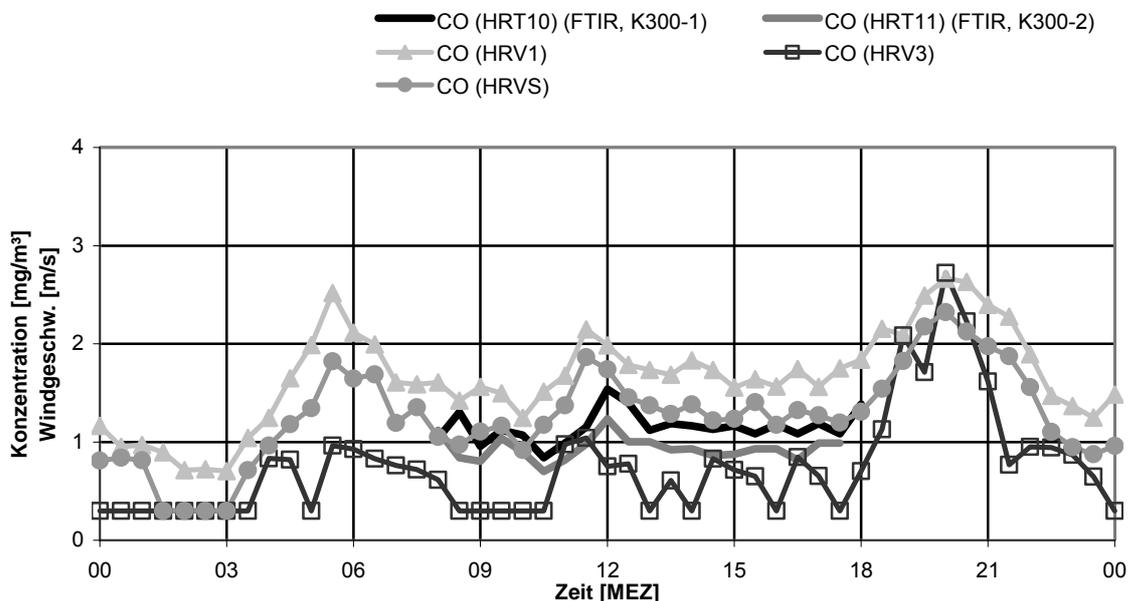


Abbildung 27: Vergleich der FTIR-Messergebnisse (K300-1 und K300-2) und Beutel-Probenahme-Messergebnisse von SF<sub>6</sub> am 24. Oktober 2002 auf dem westlichen (oberes Bild) und östlichen Fußweg (unteres Bild) bei westlichen Winden mit 3 bis 7,5 m/s über Dach an HRSW.

Die DOAS-Messungen an HRT1 lassen die Schlussfolgerung zu (siehe Kapitel 5.1.1. und 5.1.2.), dass eine längenmittlere Messung über die gesamte Straßenschlucht die Luftbelastung am besten wiedergibt.

### 5.1.3. Rotor in der Straßenschlucht bei Queranströmung

Die Messergebnisse der Tracer- sowie der Schadgas-Konzentrationen auf beiden Seiten der Göttinger Straße sowie in verschiedenen Höhen an der Straße ermöglichten die Untersuchung mikro-skaliger Einflüsse auf das Konzentrationsfeld in der Straßenschlucht. Sowohl die Tracer- als auch die Schadgas-Konzentrationen zeigen den Einfluss der Windrichtung auf die Zirkulation in der Straßenschlucht. Die bodennahe Windrichtung ist in der Straßenschlucht bei deren Queranströmung entgegengesetzt zur Strömungsrichtung über der Straßenschlucht. Dieses schlägt sich in den Konzentrationsfeldern nieder, die auf der windzugewandten Seite geringere Konzentrationen aufweisen als auf dem in der Straßenschlucht im Windschatten befindlichen Fußweg. Als Beispiel werden in Abbildung 28 die CO-Konzentrationen der längenmittellenden FTIR-Messungen (westlich HRT10 und östlich HRT11) und von Punktmessungen an drei Stellen am Straßenrand (westlich HRVS und HRV1 sowie östlich HRV3) bei westlichen, ab 21 Uhr süd-östlichen Winden mit einer Windgeschwindigkeit zwischen 1 und 6,5 m/s über Dach an HRSW dargestellt. Die Daten beziehen sich auf den 11. April 2003 und wurden bei wechselnder Bewölkung gewonnen. Der horizontale Gradient ist bei den westlichen Winden bis ca. 19 Uhr konstant (westliche Straßenseite mit HRT10, HRV1 und HRVS ist höher als östliche Straßenseite mit HRT11 und HRV3). Mit der Abnahme der Windgeschwindigkeit und der Drehung des Windes auf südliche Richtungen bricht dieser Gradient nahezu zusammen. Der vertikale Gradient ist bis etwa 21 Uhr auf der westlichen Straßenseite negativ, d.h. die Konzentration nimmt mit der Höhe ab (HRSW gegenüber HRT10, HRVS und HRV1). Die Konzentrationen steigen am späten Abend durch Abnahme der Windgeschwindigkeit an. Gleichzeitig nimmt auch die Konzentration an HRSW zu und die Konzentrationsunterschiede zwischen HRSW, HRV1 und HRVS sind um 23 Uhr recht ähnlich. Ursache ist auch die veränderte Straßenschluchtströmung, die eine eher homogene Verteilung der Stoffe bewirkt.



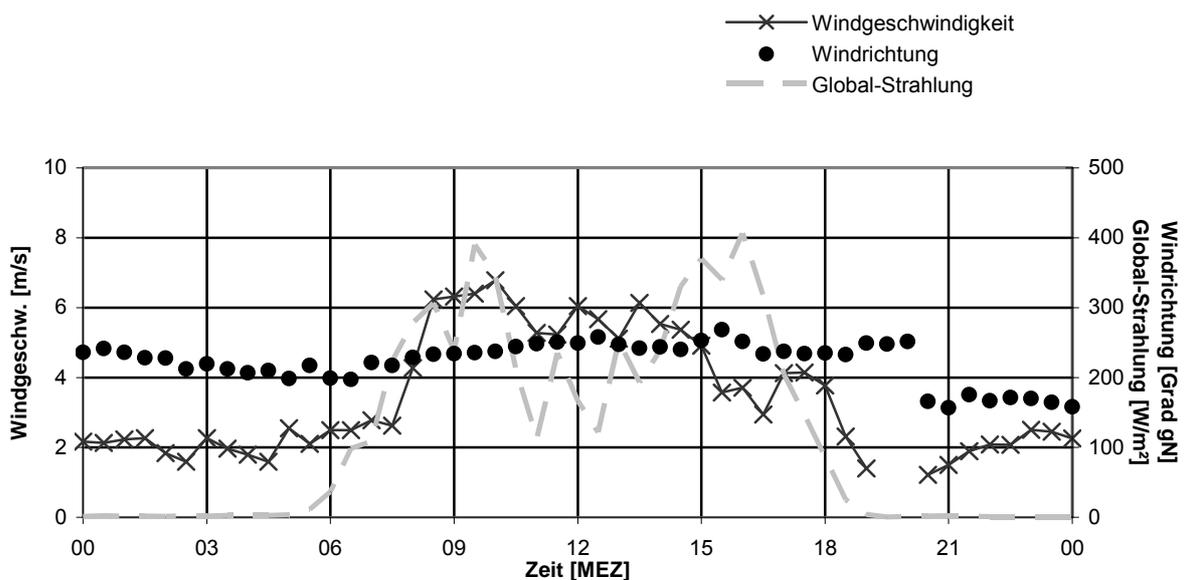
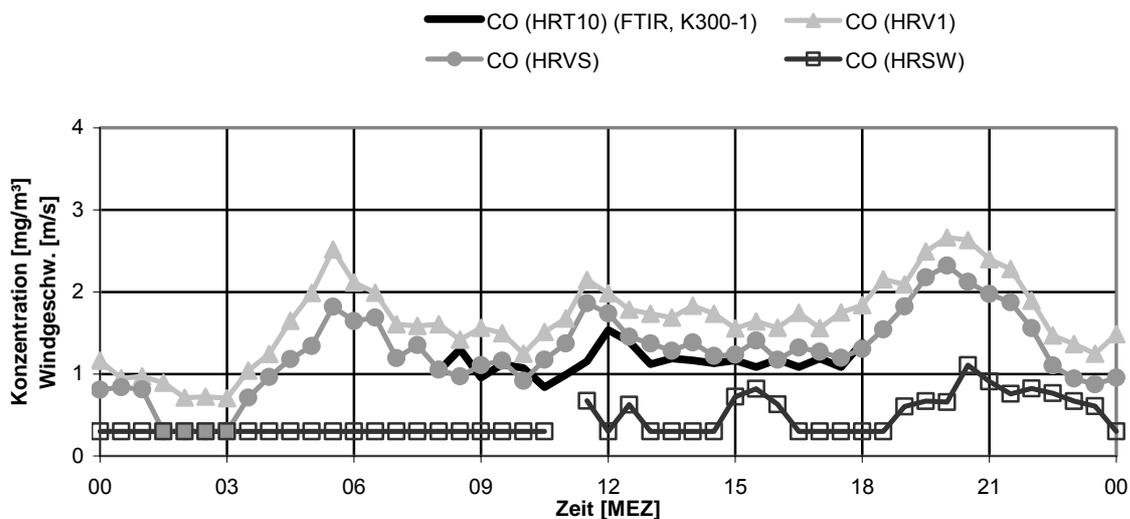
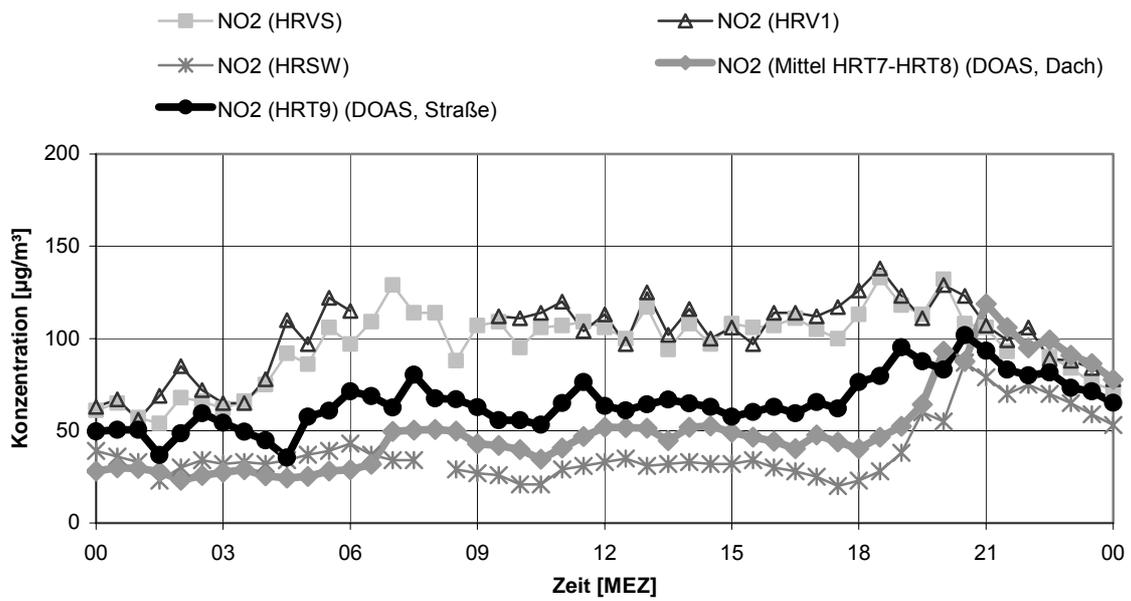
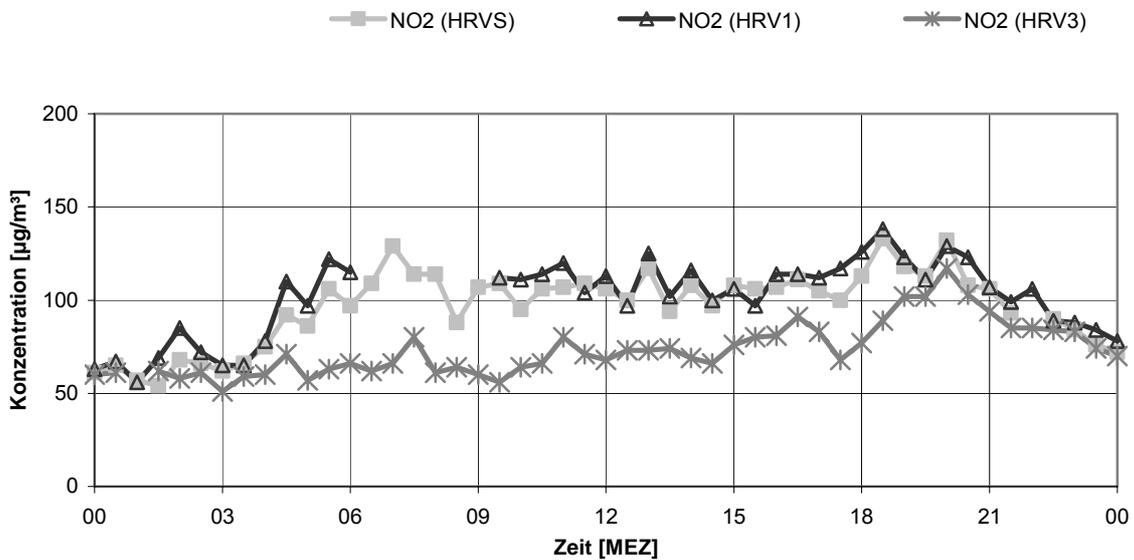


Abbildung 28: FTIR-Messergebnisse (K300-1 und K300-2) und In-situ-Messergebnisse von CO am 11.04.03 auf dem westlichen (HRT10, HRV1, HRVS) und östlichen Fußweg (HRT11, HRV3) im oberen Bild (horizontale Variationen) sowie am Boden (HRT10, HRV1, HRVS) und auf dem Dach (HRSW) auf der westlichen Straßenseite im mittleren Bild (vertikale Variationen) mit Darstellung von Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Global-Strahlungsintensität über Dach an HRSW im unteren Bild.

Die Messergebnisse von NO<sub>2</sub> zeigen ganz ähnliche Verhältnisse. Die längenmittelnden DOAS-Messungen auf der westlichen Straßenseite (HRT9) und auf dem Dach (HRT7-HRT8) eines an die Straße angrenzenden Hauses und die auch für die CO-Untersuchung verwendeten Punktmessungen für den horizontalen (HRV1 und HRVS auf dem westlichen Fußweg, HRV3 auf dem östlichen Fußweg) und vertikalen Gradienten (HRT9, Mittel HRT7-HRT8 und HRSW) sind in Abbildung 29 dargestellt. Auch hier ist tagsüber bei westlichem Wind eine horizontaler Gradient (westliche Straßenseite mit HRVS und HRV1 ist höher als östliche Straßenseite mit HRV3) und eine Abnahme der Konzentration mit der Höhe

(HRVS/HRV1, HRT9, Mittel HRT7-HRT8, HRSW) zu finden, die in der Nacht bei veränderter Windrichtung geringer wird. Auch die Konzentrationszunahme ist sichtbar.



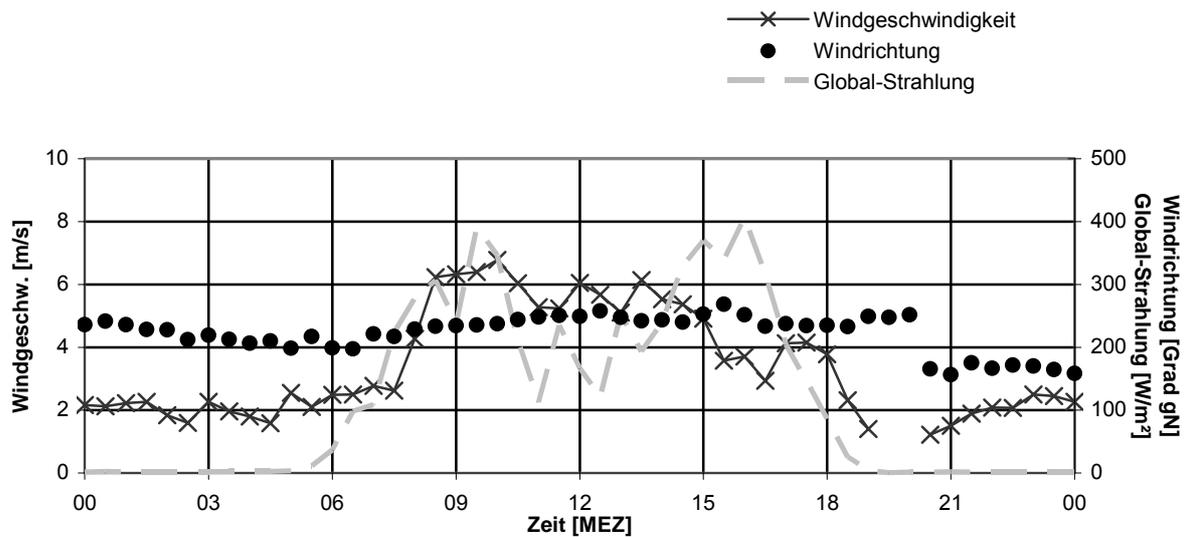


Abbildung 29: DOAS- und In-situ-Messergebnisse von  $\text{NO}_2$  am 11.04.03 auf dem westlichen (HRV1, HRVS) und östlichen Fußweg (HRV3) im oberen Bild (horizontale Variationen) sowie am Boden (DOAS HRT9, HRV1, HRVS) und auf dem Dach (DOAS HRT7-HRT8, HRSW) auf der westlichen Straßenseite im mittleren Bild (vertikale Variationen) mit Darstellung von Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Global-Strahlungsintensität über Dach an HRSW im unteren Bild.

Diese Ergebnisse der Naturmessungen werden auch in den Modellstudien mit dem M-SYS Modell MITRAS wiedergegeben (Trukenmüller et al., 2004) und mit ähnlichen Experimenten in der Literatur beschrieben (Xie et al., 2003).

## 5.2. Vergleich mit Windkanal-Untersuchungen

Im Rahmen des Teilprojektes 1 wurde ein detailliertes aerodynamisches Modell der Göttinger Straße in Hannover und der Umgebung von ca. 1 km x 1 km einschließlich der Topographie für den Windkanal der Universität Hamburg im Maßstab 1 : 250 gebaut (Pascheke, 2004). Entsprechend den zuvor durchgeführten Feldexperimenten erfolgten hoch aufgelöste Geschwindigkeits- und Konzentrationsmessungen in dem neutral geschichteten Grenzschicht-Windkanal. Mit Turbulenzgeneratoren und Rauigkeitselementen wurden im Windkanal die Grenzschichtverhältnisse, die aus den Wind- und Turbulenzmessungen der Feldexperimente bestimmt wurden, nachgebildet.



Das Messprogramm im Windkanal bestand aus folgenden Schritten: Erfassung von Zeitreihen der Konzentrationen an den Orten der Messstationen der Feldexperimente sowie an den äquidistanten Messpunkten auf beiden Straßenseiten in der Straßenschlucht; Bildung der mittleren Konzentrationen und Standardabweichungen für die den Feldexperimenten entsprechenden Mittelungszeiträume von 10, 30 und 60 Minuten, um die Variabilität der Konzentrationswerte durch das turbulente Strömungsfeld innerhalb der Straßenschlucht zu bestimmen; Variation der Länge der Tracer-Linienquelle, um die optimale Konfiguration für die Bedingungen der Göttinger Str. bei den untersuchten Windrichtungen zu finden.

Entlang der Richtungsfahrbahnen wurden große Variationen der Standardabweichungen in den Windkanal-Untersuchungen gefunden. Die Standardabweichungen waren kleiner auf der Lee-Seite der Straßenschlucht. Obwohl die Standardabweichungen der 30-Minuten-Mittelwerte hauptsächlich unter 20 % lagen, wurden an allen Messstellen Variationen von mehr als 100 % zu den entsprechenden mittleren Konzentrationen gefunden. Während der Feldmessungen waren diese Variationen noch höher wegen der Änderungen der Wetterverhältnisse. Auf der anderen Straßenseite waren die Standardabweichungen geringer. Es kann eine Strömung am Boden der Straßenschlucht beobachtet werden, die entgegen der Richtung der Überströmung ausgerichtet ist, so dass eine Zirkulation entsprechend einem Rotor geschlussfolgert wird.

Die Ergebnisse der Probenahmen auf den Absorptionstrassen der FTIR-Messungen wurden mit den Abständen der Messstellen räumlich gemittelt. In Abbildung 30 ist der Vergleich der längengemittelten normierten Konzentrationen  $c^*$  aus Feldmessungen (FTIR und Probenahmen) sowie Windkanalmessungen für die mittlere Windrichtung  $250^\circ \pm 8^\circ$  am 24. Oktober 2002 von 11.00 bis 14.30 MEZ gezeigt.  $c^*$  ist definiert als

$$c^* = \frac{c_z \cdot u_{ref} \cdot h}{Q/L} \quad (1)$$

mit  $c_z = (c - c_v)$ : Konzentration der zusätzlichen Luftbelastung durch Emissionen in der Straßenschlucht,  $Q/L$ : Emissionsquellstärke pro Längen-Einheit,  $u_{ref}$ : Windgeschwindigkeit in der Höhe  $z_{ref}$  (in diesem Falle HRSW in 43 m Höhe),  $h$ : Normalisierungsparameter entsprechend der Gebäudehöhe (Definition in Bächlin et al. (2003b)). Die im Windkanal für die Situation des 24. Oktober 2002 gemessenen Tracer-Konzentrationen wurden in 30-Minuten-Mittel von  $c^*$  umgerechnet. Die  $c^*$ -Werte der Feldmessungen wurden aus sieben 30-Minuten-Mitteln von  $c^*$  gebildet.

Der Parameter  $c^*$  gibt die Möglichkeit des Vergleichs von Windkanaluntersuchungen und Feldexperimenten. Alle Methoden zeigen für  $c^*$  das gleiche Verhältnis von westlicher zu östlicher Straßenseite. Die in Abbildung 30 angegebene Streuung der  $c^*$ -Werte beruht bei den FTIR-Daten auf Halb-Stunden-Mittelwerten. Bei den Probenahme- und Windkanal-Daten wurde für die Streuung das Mittel aller Messwerte der Messstellen entlang der FTIR-Trassen gebildet.

Die Messergebnisse zeigen eine klare Differenzierung für die beiden Straßenseiten. Die quantitativen Unterschiede zwischen den einzelnen Methoden liegen u. a. in den unterschiedlichen Mittelungszeiten von Feld- und Windkanalmessungen begründet. Die Daten des Windkanals beruhen auf einer statistisch sicheren langfristigen Konzentrationsmessreihe während bei den Feldexperimenten nur ein Mittel aus sieben Halb-Stunden-Mittelwerten gebildet werden konnte. Im Windkanal resultiert die Streuung aus kurzzeitigen Mitteln von Variationen, die durch turbulente Fluktuationen entstehen. Somit müssen die Streuungen der Messwerte im Windkanal kleiner als bei den Feldmessungen sein.

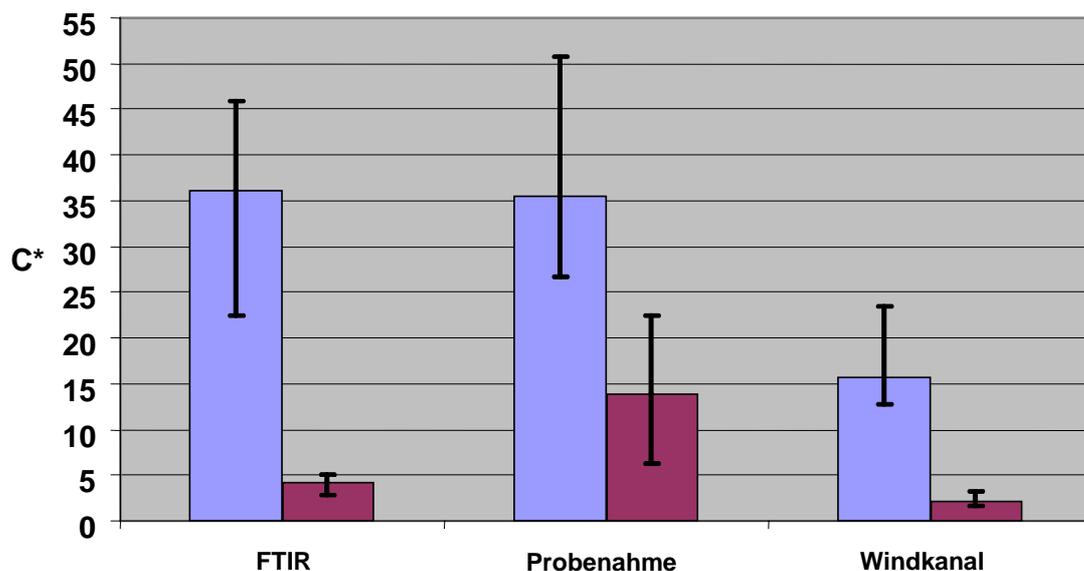


Abbildung 30: Vergleich der  $c^*$ -Daten aus Feldmessungen (FTIR und Probenahme) sowie Windkanalmessungen für die mittlere Windrichtung  $250^\circ \pm 8^\circ$  am 24. Oktober 2002 von 11.00 bis 14.30 MEZ. Die Ergebnisse der Feldmessungen sind aus sieben 30-Minuten-Mitteln von  $c^*$  auf westlicher (blau) und östlicher (rot) Straßenseite gebildet worden. Die Ergebnisse der Probenahmen auf den Absorptionstrassen der FTIR-Messungen wurden räumlich gemittelt. Die angegebene Streuung der Messwerte beruht auf 30-Minuten-Mittelwerten.

Insgesamt gesehen bestätigen die Untersuchungen im Windkanal (Wind- und Turbulenzparameter, Variation der Grenzschichthöhe, Tracer-Experimente) die in Kapitel 5.1.2. und 5.1.3. gefundenen Verhältnisse.

### 5.3. SODAR-Messungen zur Bestimmung der Mischungsschichthöhe

Die Ausbreitung emittierter und sekundär gebildeter Luftbeimengungen hängt unter anderem von dem Volumen ab, auf das diese Beimengungen verdünnt werden können. Dieses Volumen, in dem eine vertikale Durchmischung durch mechanisch und/oder thermisch erzeugte Turbulenzen stattfindet, ist nach oben hin in der Regel begrenzt. Die Obergrenze wird als Mischungsschichthöhe (MLH) bezeichnet. Die MLH ist über längere Zeiträume hinweg In-situ-Messungen nicht zugänglich, sondern muss mit Fernerkundungsverfahren vom Boden her bestimmt werden. Ausführliche Darstellungen zu den hier dargestellten MLH-Daten von Hannover finden sich in Türk und Emeis (2003) sowie Emeis und Türk (2004).

### 5.3.1. Kriterien für die Ableitung der Mischungsschichthöhe aus SODAR-Daten

Für die automatische Bestimmung der Inversionshöhe aus den vom SODAR gemessenen Rückstreuintensitäten  $R(z)$  (in dB) und Vertikalwindfluktuationen  $\sigma_w$  (in m/s) werden zwei Kriterien verwendet. Kriterium 1 sucht nach der Grenze, oberhalb der die Turbulenz rasch unter einen bestimmten Schwellwert sinkt. Diese Grenze ist vor allem nachts häufig die Obergrenze der Mischungsschicht. Tagsüber markiert sie die Obergrenze der konvektiven Mischungsschicht bei Abwesenheit ausgeprägter Temperaturinversionen:

$$H_1 = z, \text{ wenn } (R(z) < 88 \text{ dB und } R(z+1) < 86 \text{ dB und } R(z+2) < 84 \text{ dB}). \quad (2)$$

Die Betrachtung von drei aufeinander folgenden Stufen soll verhindern, dass einzelne ‚Ausreißer‘, die nicht mit der Obergrenze im Zusammenhang stehen, ein frühzeitiges Abbrechen des Suchalgorithmus bewirken.

Kriterium 2 ist zweigeteilt und sucht nach aufliegenden oder abgehobenen Inversionen. Für abgehobene Inversionen soll gelten:

$$H_2 = z, \text{ wenn } (\partial R/\partial z(z+1) < 0 \text{ und } \partial R/\partial z(z-1) > 0 \text{ und } \sigma_w < 0,70 \text{ ms}^{-1}). \quad (3)$$

Es wird also nach einem sekundären Maximum der Rückstreuintensität gesucht, bei dem gleichzeitig die Varianz der Vertikalwindgeschwindigkeit relativ niedrig ist. Hierdurch werden Maxima, die durch thermisch induzierte Turbulenz erzeugt wurden und die tagsüber häufiger auftreten, ausgeschlossen. Inversionen sind in der Regel durch thermisch stabile Verhältnisse charakterisiert, so dass hier niedrige Varianzen erwartet werden. Aufliegende Inversionen werden durch folgende Bedingung gesucht:

$$H_2 = z, \text{ wenn } (R(z-1) > 105 \text{ dB und } R(z) < 105 \text{ dB und } \sigma_w < 0,3 \text{ ms}^{-1}). \quad (4)$$

Wiederum werden sehr niedrige Varianzen der Vertikalgeschwindigkeit verlangt, um Situationen mit hoher Turbulenz in Bodennähe, wie sie bei kräftiger Einstrahlung tagsüber regelmäßig auftreten, auszuschließen.

Der jeweilige Suchalgorithmus für die beiden Kriterien wird getrennt nacheinander durchgeführt. Die Daten werden dabei von unten her durchsucht. Ist das jeweilige Kriterium erfüllt, so wird die Höhe notiert und die Suche abgebrochen. Mehrfach übereinander liegende Inversionen werden somit nicht erkannt. Für die Ausbreitung in Bodennähe emittierter Schadstoffe ist aber in der Regel nur die unterste Inversion bedeutsam. Als Mischungsschichthöhe MLH wird schließlich das Minimum der beiden Kriterien gewählt:

$$MLH = \min(H_1, H_2). \quad (5)$$

### 5.3.2. Statistiken für die Mischungsschichthöhe über Hannover

Abbildung 31 zeigt die Häufigkeitsstatistik für die Halbstundenwerte der MLH berechnet nach (5) für die vier Monate Februar 2003 (Winter), April 2002 (Frühling), August 2002 (Sommer) und November 2002 (Herbst). Dabei wird nach Tag (7.00 Uhr bis 18.30 Uhr MEZ) und Nacht (19.00 Uhr bis 6.30 Uhr) unterschieden. Die Verteilungen sind auf die Gesamtzahl der Tagesstunden respektive der Nachtstunden normiert. Die Höhenintervalle betragen 25 m. Ganz rechts in den Teilbildern sind die Häufigkeiten markiert, für die überhaupt keine MLH durch den Algorithmus festgestellt wurde. Dies tritt in der Regel entweder bei bedecktem und sehr windigen Wetter auf (z.B. im November) oder bei stark konvektiv geprägten Wetterlagen, wenn die MLH tagsüber höher als die Reichweite des SODARs ist (z.B. im August). Im Februar wurde in 99 % aller Fälle eine MLH diagnostiziert.

In allen vier Monaten sind nachts die sehr niedrig liegenden MLH am häufigsten, was auf aufliegende Inversionen in Strahlungsnächten zurückzuführen sein dürfte. Die höchsten MLH treten erwartungsgemäß tagsüber in den eher konvektiv geprägten Monaten April und August auf. In den Monaten Februar und November ist der Unterschied in den Häufigkeitsverteilungen für Tag und Nacht am geringsten, da in diesen Monaten die Sonneneinstrahlung keine große Rolle spielt.

Abbildung 32 zeigt dieselben Auswertungen wie zuvor, aber nur für die aufliegenden und abgehobenen Inversionen, also nur für das Kriterium 2 berechnet nach (3) und (4). Normiert ist die Darstellung auf die jeweiligen Tages- und Nachtstunden ohne die Halbstundenmittel, für die keine MLH nach Kriterium 2 festgestellt werden konnte. Auffallend ist die deutlich geringere Häufigkeit. Im April konnte nur in 30 % der Fälle eine Inversion nach Kriterium 2 festgestellt werden, im November immerhin in 61 % aller Fälle. Ursache ist die mittlere Stabilität der atmosphärischen Schichtung in den einzelnen Monaten, die im April am niedrigsten und im November am höchsten ist. Insgesamt zeigt sich bei den auftretenden Fällen in allen Monaten ein relativ geringer Tag-Nacht-Unterschied, wenn auch die ganz niedrigen Höhen fast nur nachts vorkommen.

Abbildung 33 zeigt die Häufigkeitsverteilung für das Tagesmaximum der MLH. Hier sollte man allerdings beachten, dass diese Darstellung relativ anfällig für Fehler des automatischen Suchkriteriums für die MLH ist, da bereits ein ‚Ausreißer‘ nach oben zu einer starken Verfälschung führen kann. Die Höhenintervalle betragen daher hier auch nur 50 m. Trotzdem zeigt die Auswertung einen interpretierbaren Jahresgang. Hier liegen die Werte für MLH im Februar 2003 eindeutig am niedrigsten. Im April und August sind die Maxima der MLH auf Grund der häufiger auftretenden thermischen Konvektion sehr hoch, im November dagegen wegen der häufiger auftretenden hohen Windgeschwindigkeiten.

Die mittleren Tagesgänge der MLH sind in Abbildung 34 gezeigt. Der geringe, aber systematisch auftretende Unterschied zwischen zwei benachbarten Halbstundenmitteln ist auf die beiden unterschiedlichen Messprogramme zurückzuführen, die immer abwechselnd für je eine halbe Stunde ausgeführt wurden. Die höchsten MLH werden mittags gegen 13.00 Uhr MEZ im August 2002 erreicht, knapp gefolgt von denen im April 2002. Auch der Februar 2003 zeigt noch einen feststellbaren Tagesgang, der auf eine Vielzahl von sonnigen Tagen in diesem Wintermonat (9 Tage mit mehr als 6 Stunden Sonnenschein) zurückzuführen ist. Nahezu abwesend ist der Tagesgang im November 2002.

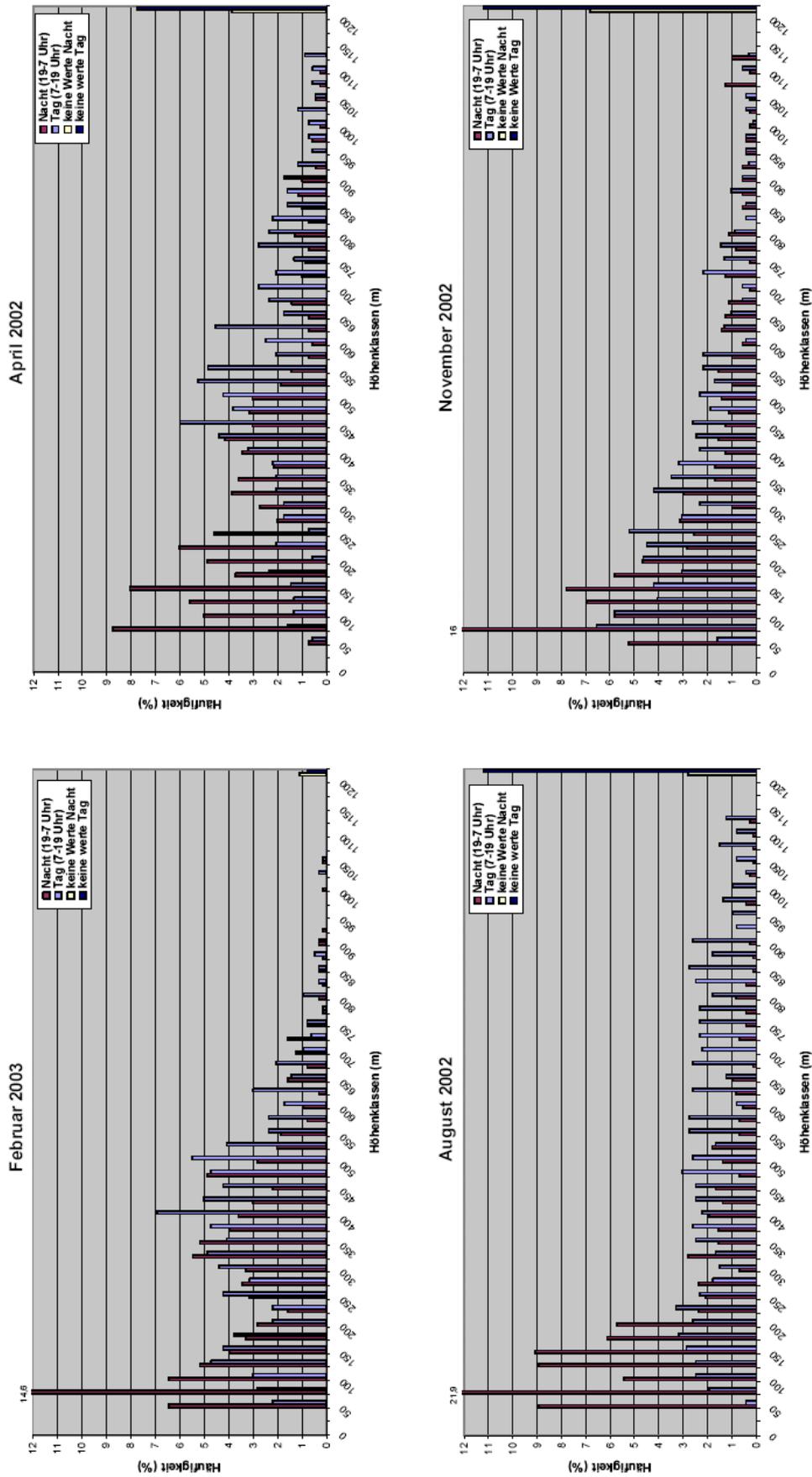


Abbildung 31: Häufigkeitsstatistik für MLH nach (5) für vier ausgewählte Monate. Es wird nach Tag (blau) und Nacht (braun) unterschieden. Klassenbreite: 25 m.

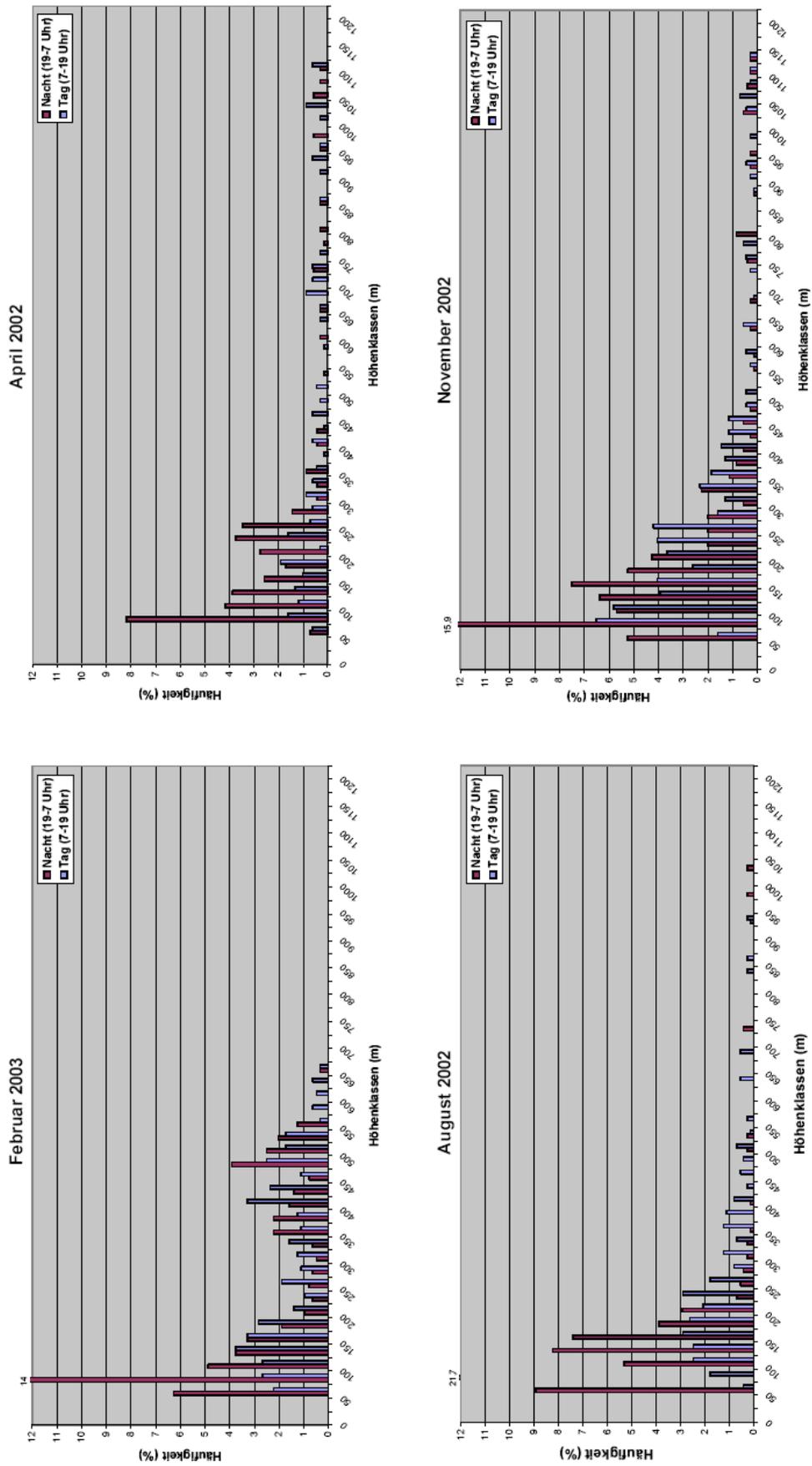


Abbildung 32: Häufigkeitsstatistik für aufliegende und abgehobene Inversionen nach (3) und (4) für vier ausgewählte Monate. Darstellung analog zu Abbildung 31.

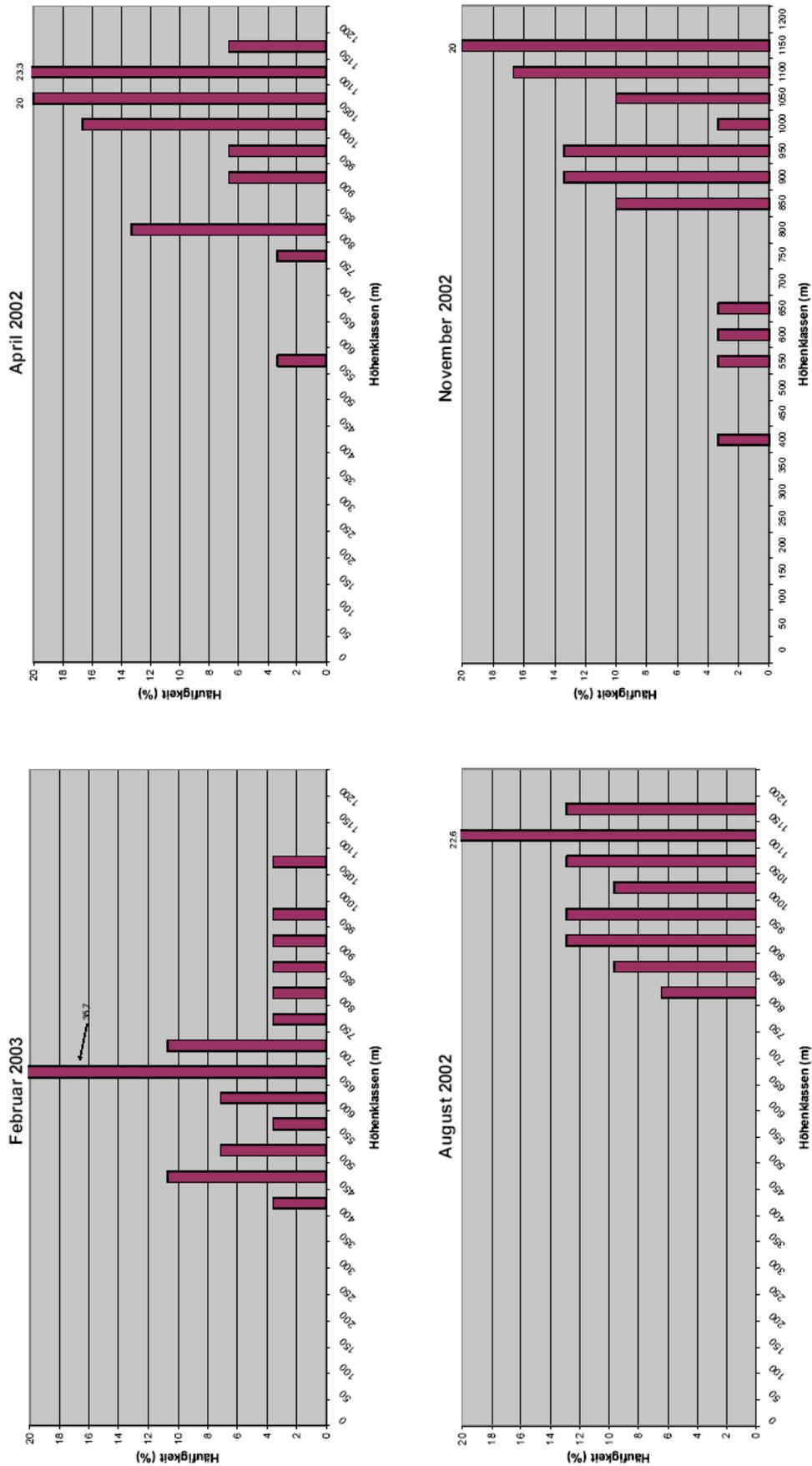


Abbildung 33: Häufigkeitsstatistik für das Tagesmaximum der MLH nach (5) für vier ausgewählte Monate.

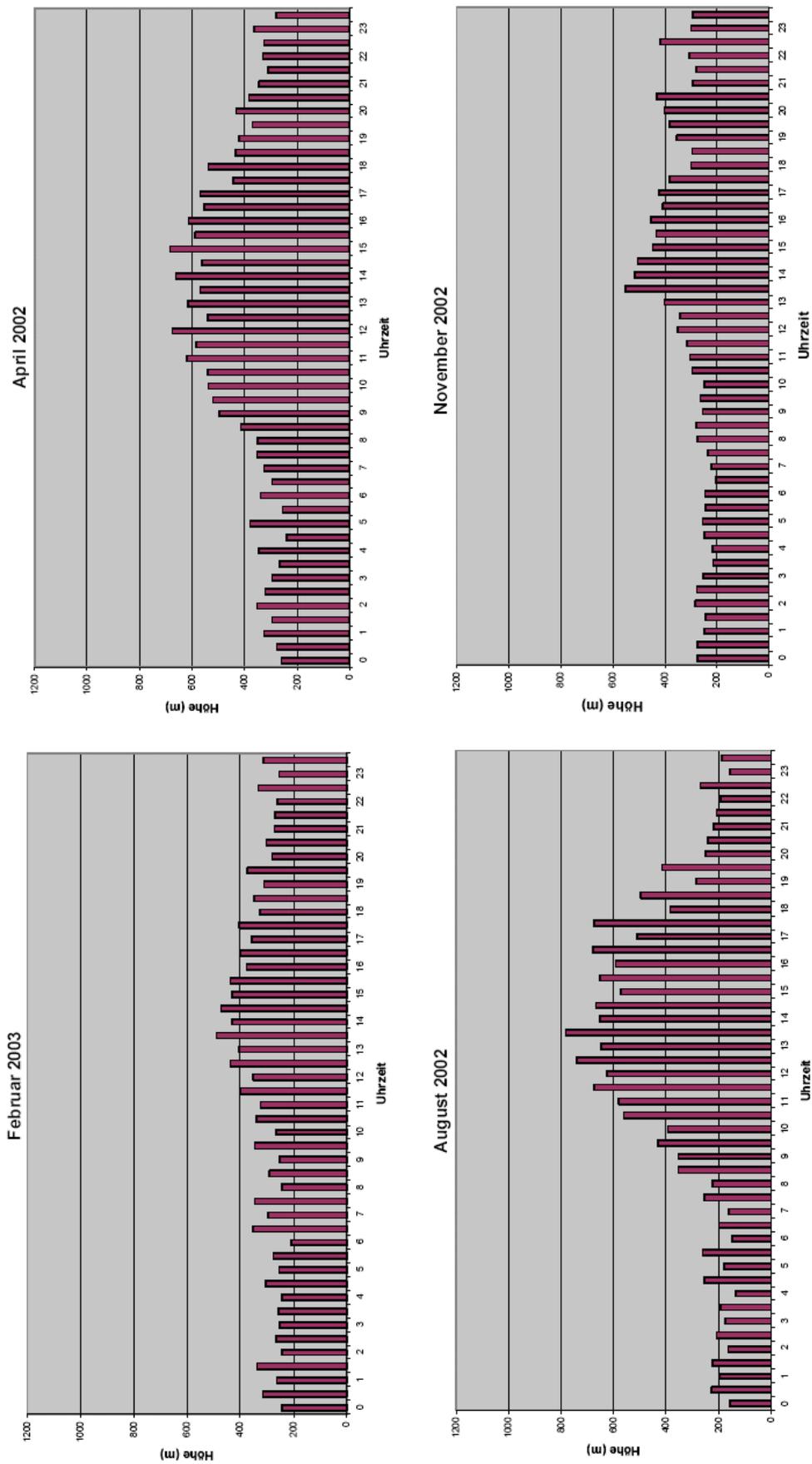


Abbildung 34: Mittlerer monatlicher Tagesgang der MLH nach (5) für vier ausgewählte Monate.

### 5.3.3. Schlussfolgerungen aus den Auswertungen der Mischungsschichthöhe

Die Auswertung der SODAR-Messungen in Bezug auf die Mischungsschichthöhe (MLH) hat gezeigt, dass mit dieser Art der akustischen Fernerkundung längere Zeitreihen der MLH erhalten werden können, die eindeutige klimatologische Signale wie Tagesgang, Jahresgang und interannuelle Variabilität enthalten. Andere als Fernerkundungsverfahren sind derzeit nicht verfügbar, um solche Daten mit dieser Dichte und über einen so langen Zeitraum zu erfassen. Die vorgestellten Häufigkeitsstatistiken der MLH enthalten eine klimatologische Aussage für die Ausbreitungsbedingungen über Hannover im Tages- und Jahresgang und von Jahr zu Jahr. Die Relevanz der hier gefundenen Daten für die MLH spiegelt sich auch in der Korrelation dieser Daten mit denen für die Konzentration einiger Luftschadstoffe wider (siehe Kapitel 5.7.).

Diese Auswertung liefert einen Beitrag zum Verständnis hoher Luftbelastungen in Städten. Darüber hinaus können die MLH-Daten auch zur Diagnose von Luftbelastungen aus Satellitendaten, für den Einsatz diagnostischer Windfeldmodelle und für die Validierung numerischer und physikalischer Strömungsmodelle verwendet werden.

#### 5.4. SODAR-Messungen zur Untersuchung der mittleren Windverhältnisse in der urbanen Grenzschicht

Neben der integralen Größe Mischungsschichthöhe stellen die Auswertungen der Vertikalprofile des mittleren Windes und der Turbulenz die wesentlichen Ergebnisse aus den SODAR-Messungen für den Messzeitraum dar. Hieraus lassen sich die Charakteristika der urbanen Grenzschicht über Hannover ableiten. Die sehr rauhe Oberfläche, die hohe Wärmekapazität der versiegelten Böden und Gebäude und die begrenzte Ausdehnung der Stadt Hannover wird zu einem deutlichen modifizierten Aufbau der atmosphärischen Grenzschicht führen, verglichen mit der Grenzschicht über flachen, horizontal homogenen ländlichen Gebieten. Die Einflüsse der Stadt werden dabei sowohl in der Prandtl-Schicht wie auch in der unteren Ekman-Schicht sichtbar sein. Die Messungen in Hannover waren weltweit die erstmalige Gelegenheit, langfristige SODAR-Messungen der Wind- und Turbulenzverhältnisse über einem städtischen Gebiet durchzuführen (Lokoshchenko, 2002) hat für Moskau nur Rückstreuintensitäten ausgewertet, Melling und List (1980) haben über Toronto nur bei ausgewählten konvektiven Wetterlagen gemessen). Ein Vergleich dieser Messungen zu anderen SODAR-Messungen über verschiedenen ländlichen Gebieten findet sich in Emeis (2004).

### 5.4.1. Vertikalprofile der Windgeschwindigkeit

Die Abbildungen 35 bis 38 zeigen Monatsmittel der Profile des mittleren Windes, getrennt für Tag und Nacht. Wenn die Gesetze der Prandtl-Schicht auch für die urbane Grenzschicht gelten, dann müssen sich diese Profile durch das mit der Stabilitätsfunktion modifizierte logarithmische Windprofil beschreiben lassen. Zur Überprüfung dieser Vermutung sind in den Abbildungen zusätzlich mit diesem Gesetz berechnete Profile eingezeichnet worden. Dabei ist die Rauigkeitslänge von 1m vorgegeben worden und eine Anpassung an die gemessenen Profile durch eine Variation der Schubspannungsgeschwindigkeit  $u_*$  und der Monin-Obukhov-Länge  $L_*$  erreicht worden.

Zunächst sieht man, dass im August der Unterschied zwischen dem mittleren Tages- und dem mittleren Nachtprofil am größten ist, im November ist er am geringsten. Zudem findet sich im August 2002 nachts in ca. 300 m Höhe über Grund ein Windmaximum, was auf das häufigere Auftreten von niedertroposphärischen Windmaxima („low-level-jet“) in diesem Monat hindeutet. Weiter fällt auf, dass der für die homogene Prandtl-Schicht typische Anstieg der Windgeschwindigkeit tagsüber über Hannover nur sehr selten stattfindet. In den 17 vorliegenden Monatsmitteln ist dieser Anstieg nur im April 2003 (Abbildung 36) unterhalb von 123 m Höhe deutlich erkennbar, ansonsten ist er in den Monatsmitteln bis hinunter auf 40 bis 60 m über Grund kaum nachweisbar. Über homogenem Gelände ist die Höhe, unterhalb der der Wind tagsüber stärker als nachts ist, ein guter Indikator für die mittlere Obergrenze der Prandtl-Schicht. Dieser Indikator kann in der urbanen Grenzschicht nicht verwendet werden.

Beim Vergleich zwischen den gemessenen monatlichen Windprofilen und den berechneten Prandtl-Schicht-Profilen fällt auf, dass insbesondere im Februar und im November in den Höhen unterhalb von 85 m das gemessene Profil gestört ist (ein Einfluss von Festechos könnte hier allerdings auch noch möglich sein). Zwischen 85 m und 300 bis 400 m über Grund werden dann die gemessenen Profile sehr gut durch theoretische Prandtl-Schicht-Profile beschrieben. Aus dieser Tatsache ist eine Obergrenze der Prandtl-Schicht von ungefähr 350 m über der Stadt abzuleiten. Unterhalb von 85 m sind lokale Einflüsse zu vermuten, die Abweichungen von den Prandtl-Schicht-Profilen verursachen.

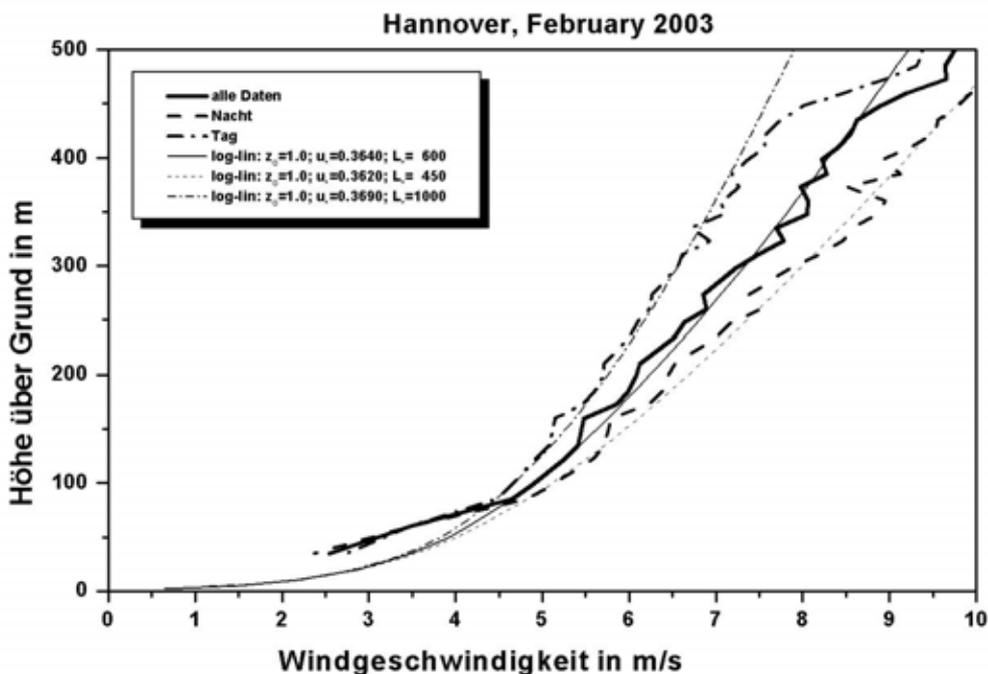


Abbildung 35: Monatsmittel des vertikalen Windprofils für Februar 2003. Dünne Linien stellen berechnete theoretische Windprofile dar, die an die gemessenen approximiert wurden.

### 5.4.2. Tagesgang der Windgeschwindigkeit

Je stärker die Turbulenz ist, desto besser ist die Durchmischung und desto geringer ist die Windzunahme mit der Höhe. Da die Turbulenz nachts nur mechanisch durch Scherung, tagsüber aber auch thermisch durch die Aufheizung des Bodens durch die Sonneneinstrahlung und dadurch ausgelöste Konvektion erzeugt wird, zeigt die Stärke der turbulenten Durchmischung der Grenzschicht einen klaren Tagesgang. Dies hat unterschiedliche Konsequenzen für den Tagesgang der Windgeschwindigkeit in verschiedenen Höhen über Grund.

Im Frühjahr (Abbildung 39 rechts oben), wenn die Atmosphäre noch recht kalt ist, die Sonne aber den Boden schon lange und stark aufwärmt, kommt es tagsüber zu starker Labilität in Bodennähe und die Konvektion reicht durch die ganze Grenzschicht hindurch nach oben. Die Folge ist, dass der vertikale Geschwindigkeitsgradient in der oberen Prandtl-Schicht und der unteren Ekman-Schicht mittags nahezu verschwindet (siehe auch Abbildung 36). Da die bodennahe Luftschicht mittags somit einen intensiven Austausch mit höheren Luftschichten hat, in denen die Windgeschwindigkeit hoch ist, steigt die bodennahe Windgeschwindigkeit mittags an (siehe Kurve für 60 m Höhe). Nachts dagegen, wenn die Luft stabil geschichtet ist, stirbt die Turbulenz aus und die bodennahe Luftschicht entkoppelt sich von den höheren Luftschichten. Reibungsbedingt geht dann die bodennahe Windgeschwindigkeit zurück, und die Luft oberhalb der bodennahen Schicht spürt nachts die Bodenreibung kaum noch. Daher steigt hier die Windgeschwindigkeit an (siehe Kurven für 135 und 210 m).

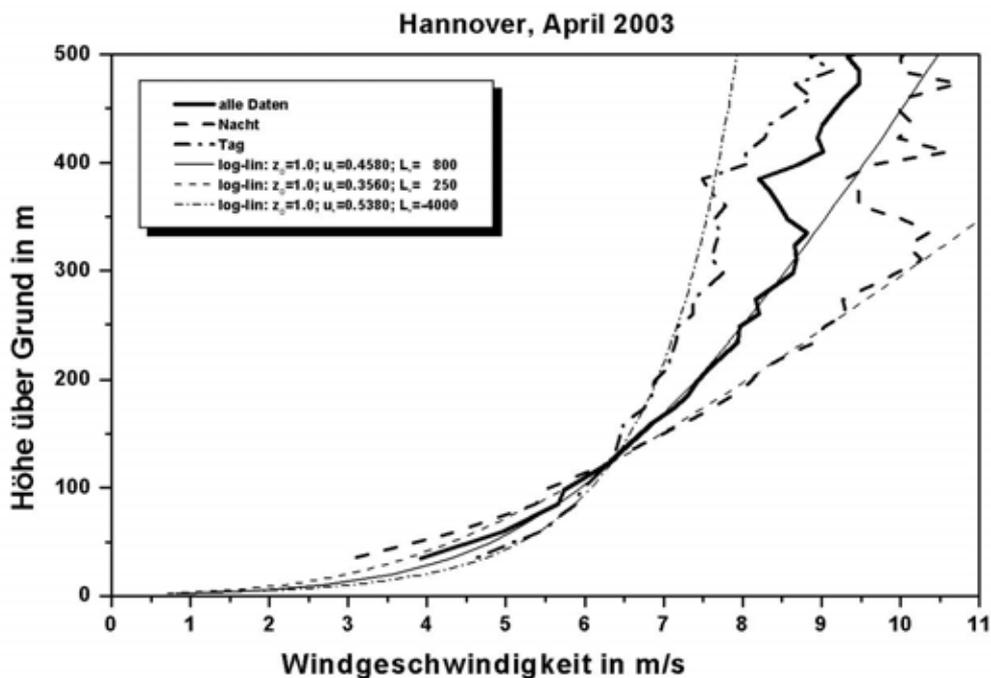


Abbildung 36: Wie Abbildung 35, aber für April 2003

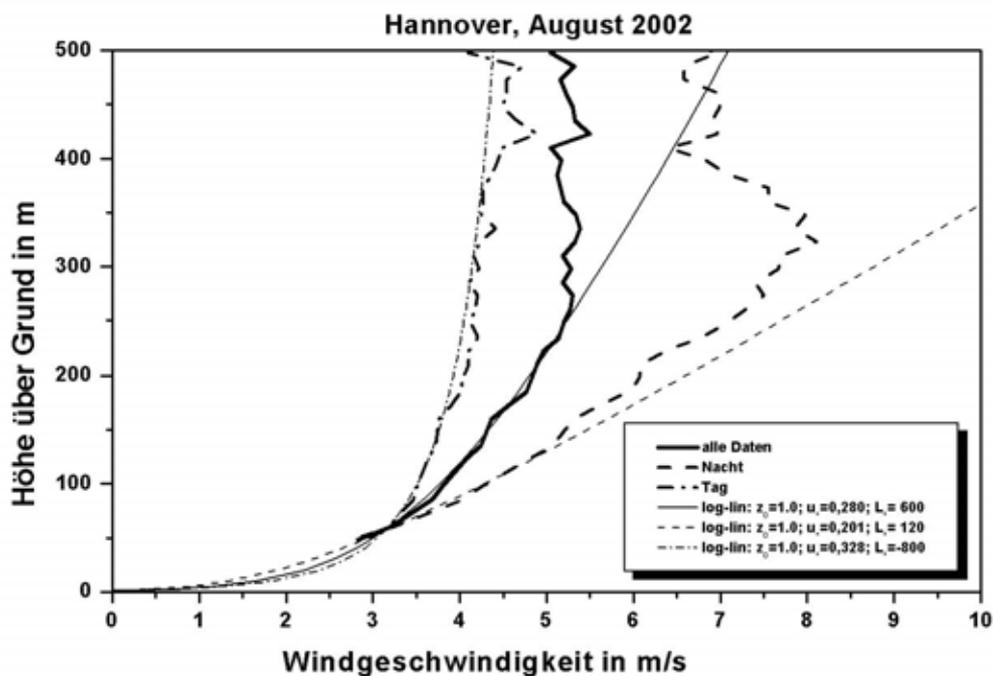


Abbildung 37: Wie Abbildung 35, aber für August 2002.

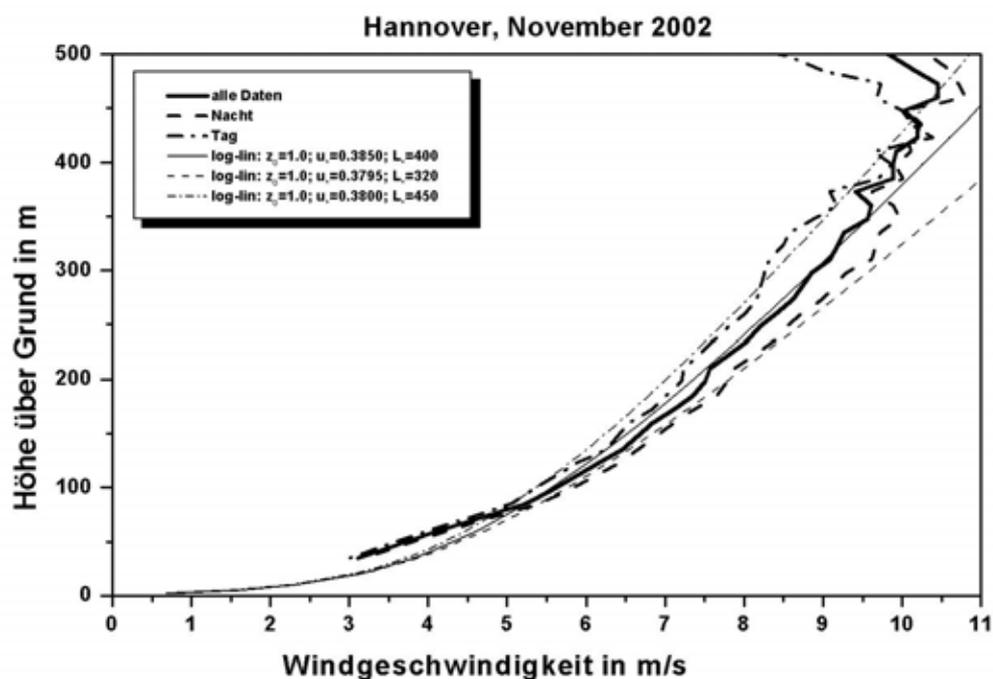


Abbildung 38: Wie Abbildung 35, aber für November 2002.

Im Herbst (Abbildung 39, rechts unten), wenn die Atmosphäre noch recht warm ist, die Sonne aber den Boden nur noch kurz und wenig aufheizt, kommt es mittags nur noch zu geringer Labilität in Bodennähe. Der konvektive Austausch mit höheren Luftschichten kommt kaum noch zustande. Daher führt die mittäglich erhöhte Turbulenz hauptsächlich zu einer Verringerung der Windgeschwindigkeit in den höheren Schichten (siehe Kurven für 135 und 210 m), da diese Schichten dann verstärkt die Bodenreibung spüren. Auch geht der vertikale Geschwindigkeitsgradient mittags nicht ganz auf Null zurück.

Wie bereits im vorigen Unterkapitel diskutiert, ist die weitgehende Konstanz der Windgeschwindigkeit in ca. 60 m Höhe in allen Monaten außer dem April 2003 ein auffälliges und nicht erwartetes Phänomen in diesen Messungen. Grund dafür dürfte das auch nachts recht hohe Turbulenzniveau (siehe Kapitel 5.5.) und die damit verbundene geringere nächtliche Auskühlung sein.

### 5.4.3 Windscherung mit der Höhe und LLJ

Nachts, wenn die untere Ekman-Schicht von der darunter liegenden bodennahen Luftschicht durch das Abflauen der Turbulenz abgekoppelt wird, wird das Kräftegleichgewicht, welches den Wind bestimmt, empfindlich gestört. Die tagsüber in der unteren Ekman-Schicht deutlich spürbare Bodenreibung (siehe den mittäglichen Geschwindigkeitsabfall in 110 m Höhe in Abbildung 41) verschwindet abends nahezu schlagartig. Da die beiden anderen Kräfte (Druckgradientkraft und Corioliskraft), die dieser Kraft tagsüber die Waage hielten, nicht sofort darauf reagieren können, wird der Wind bei Wegfall der Reibung stark beschleunigt. Es bildet sich bei bestimmten Wetterlagen abends und nachts an der Obergrenze der Prandtl-Schicht ein Windgeschwindigkeitsmaximum aus, in dem höhere Windgeschwindigkeiten als in der freien Troposphäre gemessen werden. Dieses Phänomen, das nach Kottmeier et al (1983) in Norddeutschland in ca. 10 % aller Nächte auftritt, wird Grenzschichtstrahlstrom oder nächtlicher 'low-level-jet' genannt. In den zuvor gezeigten Monatsmitteln der nächtlichen Windprofile (Abbildung 36 und 37) kommt das Auftreten des 'low-level-jet' ganz klar im August 2002 heraus, und ansatzweise auch im April 2003. Das korreliert eindeutig mit der statischen Stabilität der Prandtl-Schicht, die für August 2002 den höchsten Wert erreicht ( $1/L_* = 0,008 \text{ m}^{-1}$ ) und für April 2003 den zweithöchsten Wert ( $0,004 \text{ m}^{-1}$ ).

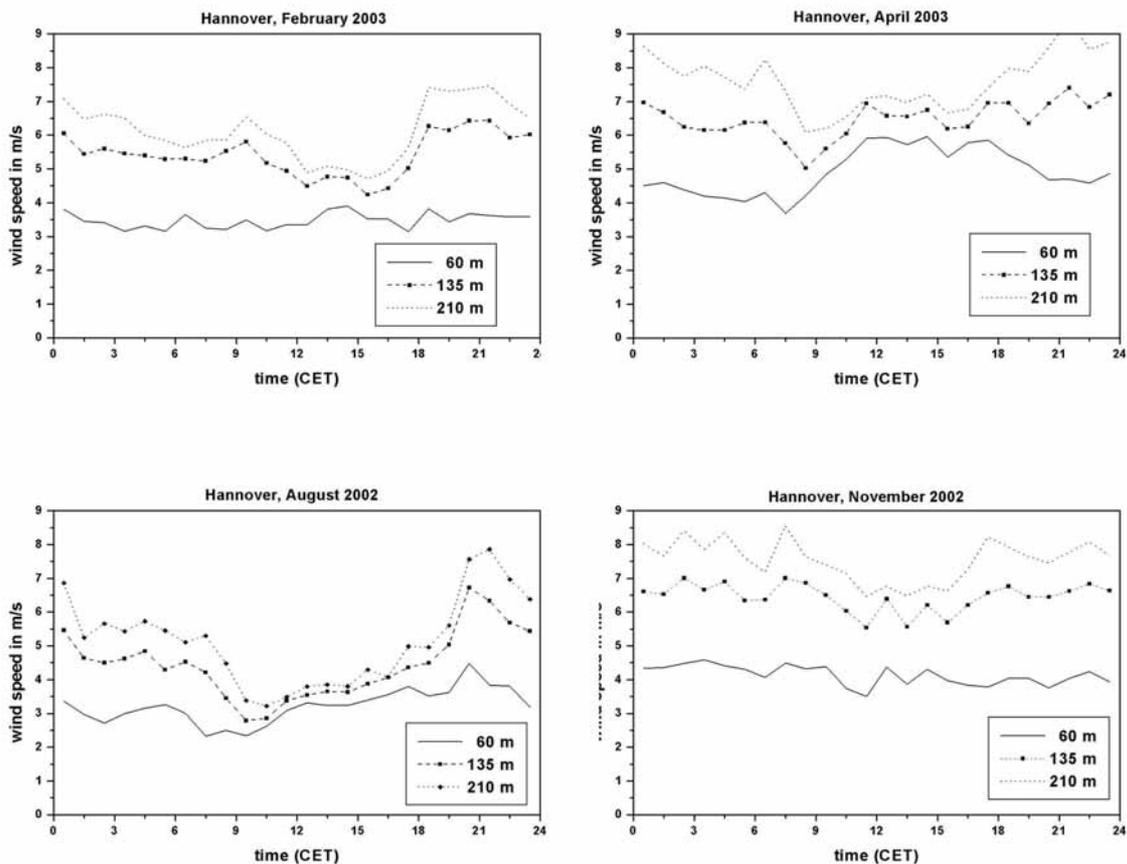


Abbildung 39: Mittlere monatliche Tagesgänge der Windgeschwindigkeit über Hannover in den Höhen 60, 135 und 210 m über Grund für die Monate Februar 2003, April 2003, August 2002 und November 2002.

In Abbildung 40 ist ein Beispiel gezeigt. In der Nacht vom 19. zum 20. Oktober 2001 hatte sich in ca. 100 bis 150 m Höhe über Grund eine starke Inversion gebildet. An der Oberseite dieser Inversion kam es zur Ausbildung eines Strahlstroms, dessen Geschwindigkeitsmaximum um 23 Uhr mit 10 m/s in ca. 160 m Höhe lag. Darunter ist ein

starker Abfall der Geschwindigkeit zu beobachten: in 110 m Höhe betrug die Windgeschwindigkeit nur noch 7,4 m/s und in 60 m Höhe nur noch 4,4 m/s. Typisch für einen Grenzschichtstrahlstrom ist die - hier vor allem in der ersten Nachthälfte - zu beobachtende Winddrehung mit der Zeit im Uhrzeigersinn.

Abbildung 41 zeigt die vertikale Windscherung (Punkte) während einer ganzen Woche im Oktober 2001 über Hannover im Höhenintervall zwischen 60 und 160 m über Grund im Vergleich zur Windgeschwindigkeit in 110 m Höhe. Die Scherung ist regelmäßig nachts höher als am Tage. Der höchste Wert der Scherung wird hier mit 7,2 m/s pro 100 Höhenmeter am Morgen des 9. Oktobers erreicht. Häufig geht mittags die Scherung bei guter vertikaler Durchmischung auf nahezu Null zurück. Leicht negative Werte sind dabei vermutlich auf Überströmungseffekte nahe gelegener Gebäude zurückzuführen.

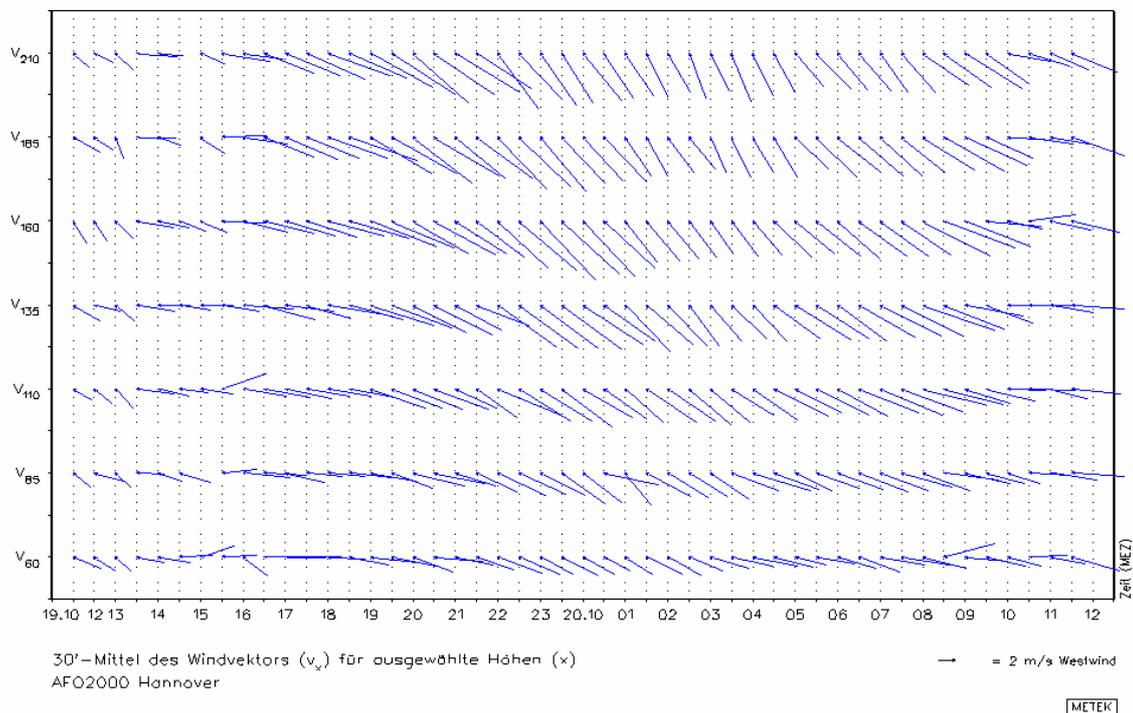


Abbildung 40: Mit SODAR gemessene Halbstundenmittel des horizontalen Windes (Richtung und Stärke) als Funktion der Höhe (60 bis 210 m) in der Zeit vom 19. Oktober 2001, 12 Uhr (MEZ) bis zum 20. Oktober, 12 Uhr.

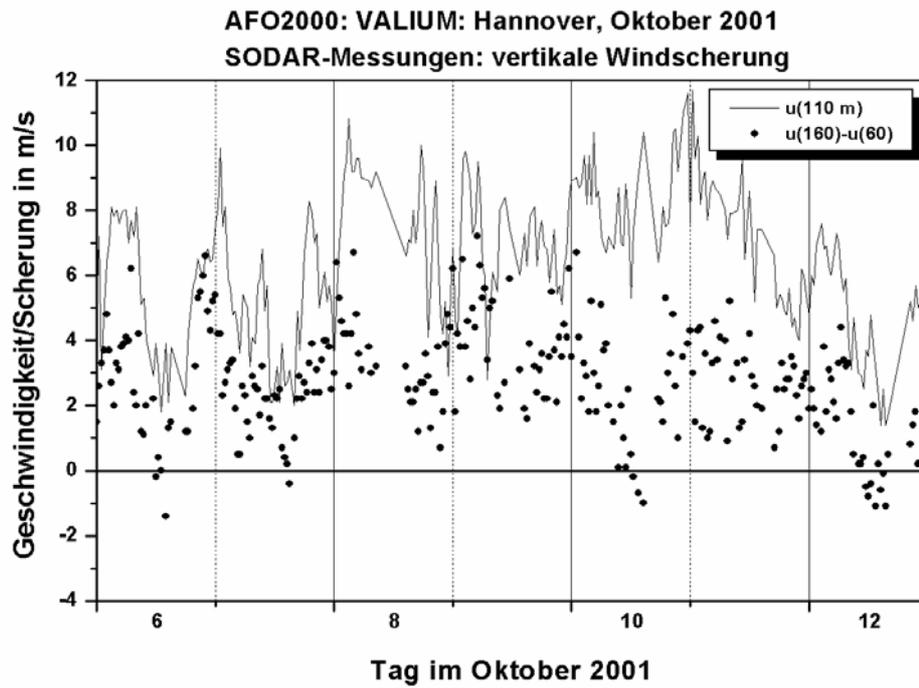


Abbildung 41: Gang der Windscherung zwischen 60 und 160 m Höhe und der horizontalen Windgeschwindigkeit in 110 m Höhe während einer Woche.

#### 5.4.4. Winddrehung mit der Höhe

Ein wesentliches Phänomen der Grenzschicht über flachen, horizontal homogenem Gelände ist, dass es in der Prandtl-Schicht nur eine Windgeschwindigkeitszunahme aber kaum eine Winddrehung gibt, in der unteren Ekman-Schicht aber eine deutliche Winddrehung. Im Folgenden wird zunächst die mittlere monatliche Winddrehung für ausgewählte Monate (dieselben, die bereits zuvor dargestellt wurden, plus dem April 2002) für die Höhenintervalle 60 – 110 m, 60 – 160 m und 60 -210 m Höhe untersucht, jeweils für das Tagesmittel und für vier 6-Stunden-Intervalle. Danach werden Einzelwerte untersucht und extreme Situationen vorgestellt.

#### 5.4.4.1 Monatsmittel der Winddrehung

Die folgende Tabelle zeigt, dass im Monatsmittel Winddrehungen von einer Höhe zur nächsten (110 m, 160 m, 210 m) zwischen 0° pro 50 m in instabilen Situationen (nachmittags im April und im August) bis hin zu 12° pro 50 m bei sehr stabilen Situationen (nachts im August) auftreten. Bei den stabil geschichteten Nächten im August 2002 ist im mittleren Windprofil ein low-level Jet mit Achse in ca. 300 m Höhe klar nachweisbar.

Bei den Monaten mit tagsüber instabil geschichteter Prandtl-Schicht (beide April und August) ist klar erkennbar, dass die Stabilisierung und die damit verbundene Winddrehung abends zunächst in der untersten Schicht einsetzt (zwischen 18 und 24 Uhr hohe Winddrehung in der Schicht 60 bis 110 m, darüber nahezu keine weitere Drehung) und dann im Laufe der Nacht die gesamte hier betrachtete Schicht erfasst (zwischen 0 und 6 Uhr fortschreitende Winddrehung in allen Höhen). In dem kalten aber sonnigen Februar 2003 ist zumindest nachmittags zwischen 12 und 18 Uhr eine gut durchmischte Schicht bis mindestens 210 m Höhe ohne signifikante Winddrehung nachweisbar, im windigen und sonnenscheinarmen November 2002 dagegen ist bis auf die unterste Schicht am Nachmittag immer eine deutliche Winddrehung vorhanden.

Die Monatsmittel der Windrichtungsdrehung in Grad gegenüber Windrichtung in 60 m Höhe für ausgewählte Monate sind in der folgenden Tabelle dargestellt (oberste Zeile: Tageszeit in Stunden, zweite Zeile: Höhe in m):

		0-24			0-6			6-12			12-18			18-24		
	110	160	210	110	160	210	110	160	210	110	160	210	110	160	210	
Februar 2003	5	11	15	9	16	22	3	12	16	0	3	5	6	11	14	
April 2002	2	4	6	4	6	14	0	4	2	2	3	5	4	2	5	
April 2003	3	5	7	8	15	20	-1	1	2	1	0	1	4	5	7	
August 2002	6	9	12	12	18	29	2	6	6	2	2	2	12	13	13	
November 2002	5	12	17	9	14	16	6	12	20	0	5	10	6	15	25	



#### 5.4.4.2 Einzelwerte der Winddrehung

Am Beispiel des Oktober 2001 wird in der Abbildung 43 die Häufigkeitsverteilung der Winddrehung in den bereits zuvor betrachteten Höhenintervallen gezeigt. Der Winkel zwischen der Windrichtung in der freien Troposphäre und der Windrichtung in der bodennahen Schicht hängt von der Oberflächenrauigkeit (siehe folgende Tabelle) und dem thermischen Aufbau der Grenzschicht ab. Bei völliger Entkopplung zwischen den Windverhältnissen in der bodennahen Schicht und der darüber liegenden Ekman-Schicht, was nachts bei starker Auskühlung der bodennahen Luft geschehen kann, sind Windrichtungsunterschiede bis zu 90 Grad möglich (Emeis, 2001). Die folgenden Auswertungen von SODAR-Messungen zeigen einige Beispiele. Abbildung 43 zeigt die Häufigkeitsverteilung der Winddrehung über der Stadt Hannover für Oktober 2001 für die Höhenintervalle 60 bis 110 m (unten), 60 bis 160 m (Mitte) und 60 bis 210 m (oben). Der Auswertung liegen 30 min-Mittelwerte zugrunde. Man erkennt, dass die Winddrehung mit zunehmendem Höhenintervall zunimmt. Während zwischen 60 und 110 m Höhe über Grund ungefähr die Hälfte aller Werte bei Drehungen zwischen  $0^\circ$  und  $15^\circ$  liegen, ist bei dem Intervall 60 bis 160 m die Hälfte aller Werte bereits zwischen  $0^\circ$  und  $20^\circ$  zu finden. 5,8 % der Werte im Intervall zwischen 60 und 160 m weisen Drehungen über  $40^\circ$  auf, das heißt, für mehr als 40 Stunden wurden diese großen Winddrehungen mit der Höhe beobachtet.

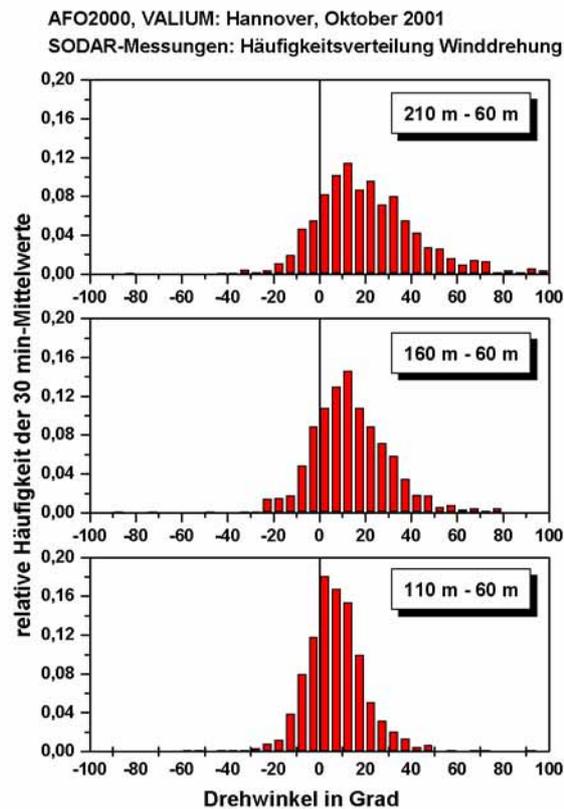


Abbildung 43: Häufigkeitsstatistik für Winddrehungen (30min-Mittelwerte) mit der Höhe für drei verschiedene Höhenintervalle aus SODAR-Messungen.

Die typischen Werte für vertikale Windprofile in der bodennahen Grenzschicht (Prandtl-Schicht). Rauigkeitslänge  $z_0$ , Hellmann-Exponent  $n$  (für thermisch neutrale Schichtung) und reibungsbedingter Ablenkungswinkel der Windrichtung gegenüber der Windrichtung in der freien Troposphäre  $\varphi$  (Tab. 7.1 aus Emeis (2000), modifiziert) sind:

Boden- beschaffenheit	$z_0$ [m]	$n$	$\phi$ [Grad]
Wasser	0,001	0,11	15 – 25
Gras	0,01 - 0,05	0,16	
Buschland	0,1 - 0,2	0,20	25 – 40
Wald	0,5	0,28	
Städte	1 - 2	0,40	35 – 50
Großstadt	5		

Allerdings ist das Auftreten großer Winddrehungen meistens an relativ niedrige Windgeschwindigkeiten gekoppelt. Abbildung 44 zeigt den Zusammenhang zwischen Winddrehung und der Windgeschwindigkeit in 110 m Höhe. Während bei geringen Windgeschwindigkeiten Drehwinkel von mehr als 90° vorkommen können, wurde in dem Messzeitraum für Windgeschwindigkeiten über 8 m/s keine Drehung im 30 min-Mittel von mehr als 30° beobachtet. Große Winddrehungen sind ein typisch nächtliches Phänomen. Abbildung 45 zeigt den Gang der Winddrehung für die drei Höhenintervalle aus den vorhergehenden Abbildungen für die Woche vom 10. bis 16. Oktober 2001. Die größten Drehungen sind jeweils in den frühen Morgenstunden des 12., 13., 14. und 15. Oktober 2001 zu erkennen.

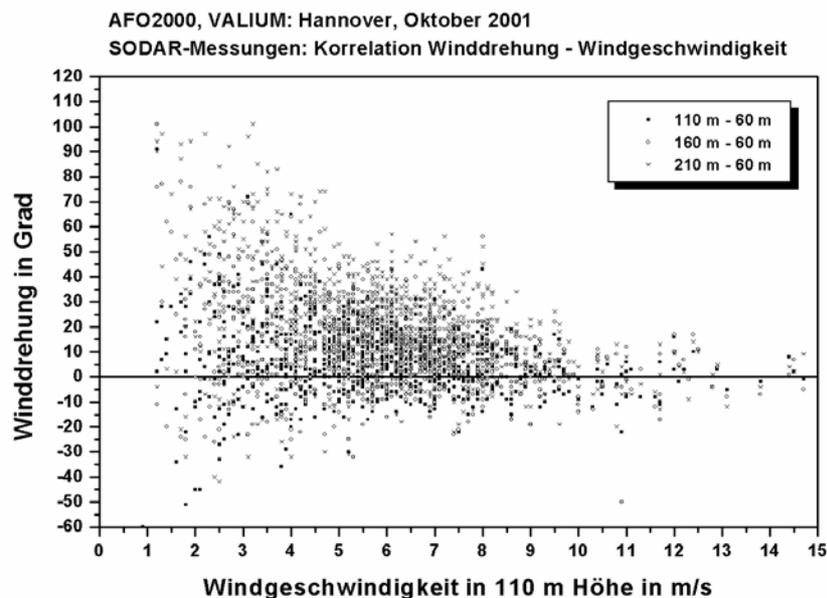


Abbildung 44: Zusammenhang zwischen Winddrehung mit der Höhe und mittlerer Windgeschwindigkeit.

Abbildung 46 zeigt schließlich die Windmessungen aus der Nacht vom 13. zum 14. Oktober 2001 für die Messhöhen 60 bis 210 m (Abstand der einzelnen Messhöhen: 25 m). Hier lagen die mittleren Windgeschwindigkeiten bei 5 bis 7 m/s und der mittlere Drehwinkel zwischen 60 und 210 m nahezu die ganze Nacht über bei ca. 40°. Kurz nach Mitternacht, als der Wind kurzfristig etwas nachlässt, steigt die Winddrehung sogar auf über 60°.

AFO2000, VALIUM: Hannover, Oktober 2001  
 SODAR-Messungen: Winddrehung mit der Höhe

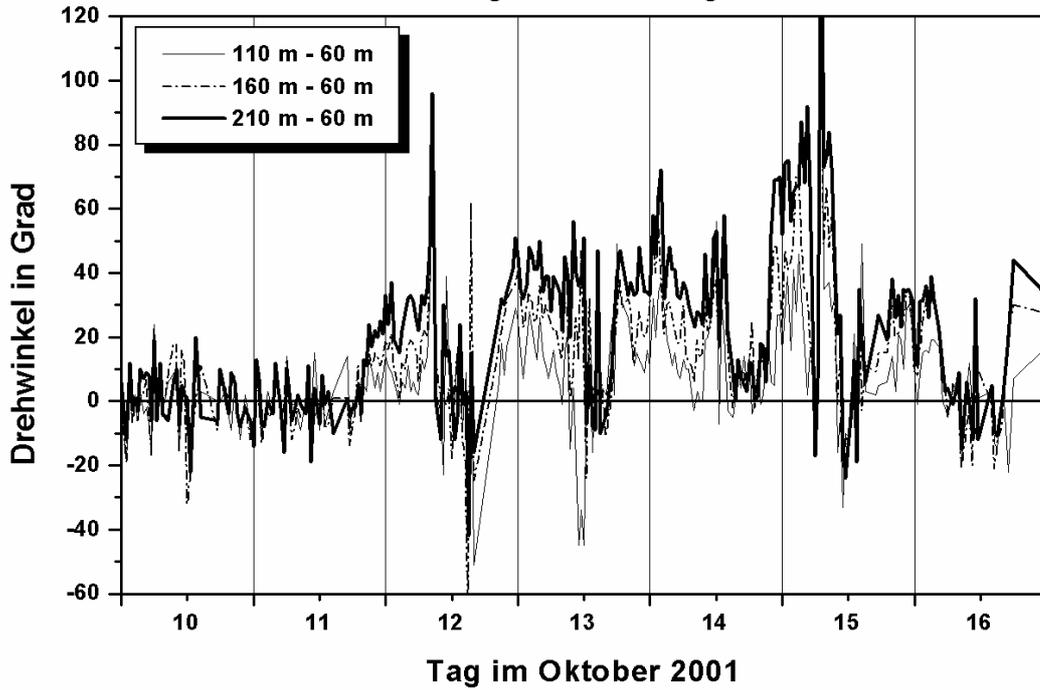


Abbildung 45: Gang der Winddrehung mit der Höhe während einer Woche im Oktober 2001.

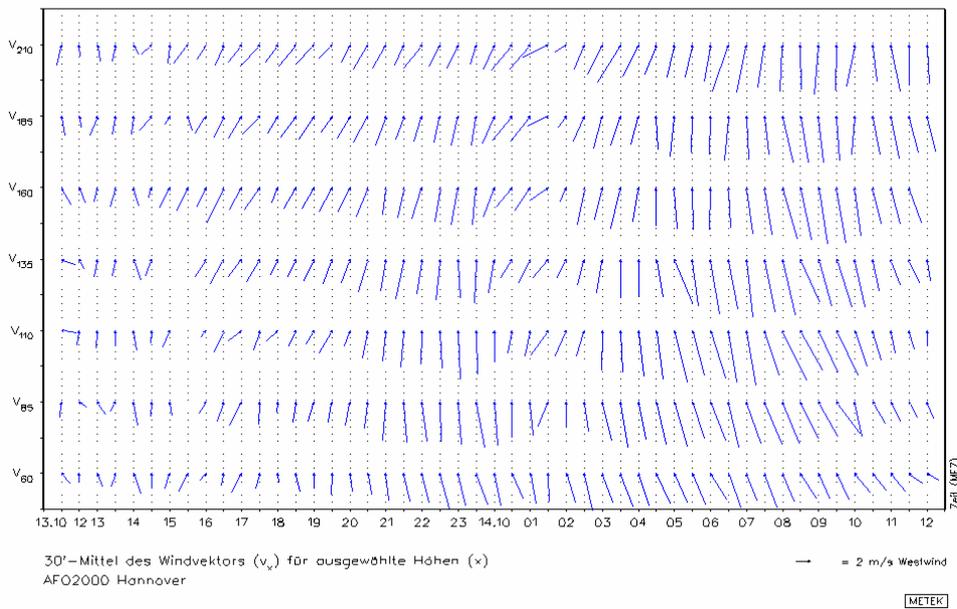


Abbildung 46: Mit SODAR gemessene Halbstundenmittel des horizontalen Windes (Richtung und Stärke) als Funktion der Höhe (60 bis 210 m) in der Zeit vom 13. Oktober 2001, 12 Uhr (MEZ) bis zum 14. Oktober, 12 Uhr.

## 5.5. SODAR-Messungen zur Untersuchung der mittleren Turbulenzverhältnisse in der urbanen Grenzschicht

Das SODAR liefert neben den mittleren Windkomponenten auch Vertikalprofile der Varianz der vertikalen Geschwindigkeitskomponente  $\sigma_w$ . Varianzen der horizontalen Windkomponenten könnten auch mit ausgegeben werden, sind aber wegen der nahezu vertikalen Ausrichtung der drei Antennen wenig belastbar. Durch Normierung der Varianz mit der mittleren horizontalen Windgeschwindigkeit erhält man eine Turbulenzintensität. Beide Größen können zur Charakterisierung der urbanen Grenzschicht herangezogen werden.

Abbildung 47 zeigt das Vertikalprofil von  $\sigma_w$  für August 2002 und Abbildung 48 dasselbe für den November 2002. Abbildung 49 zeigt mittlere monatliche Tagesgänge in den drei Höhen 60, 135 und 210 m für vier ausgewählte Monate. Auffällig in den Vertikalprofilen gegenüber solchen aus flachem homogenem Gelände ist der Anstieg von  $\sigma_w$  bis zu einer Höhe von ca. 350 m im August 2002 und etwas schwächer bis ca. 150 m auch im November 2002. Da dieses Phänomen zu allen Tageszeiten und bei allen Windrichtungen auftritt, ist anzunehmen, dass es sich um ein generelles Phänomen der urbanen Grenzschicht über Hannover handelt. Im flachen Gelände wurde mit dem SODAR in diesem Höhenbereich zumeist ein vertikal konstantes Höhenprofil beobachtet.

Der Tagesgang von  $\sigma_w$  ist jahreszeitenabhängig. Nach Abbildung 49 ist er im April am stärksten, gefolgt vom August. Im Herbst und Winter scheint er gering zu sein. Grund ist die thermische Erzeugung von Turbulenz im Frühling und Sommer, die tagsüber die Werte von  $\sigma_w$  auf ungefähr das Doppelte vom Nachtwert steigen lässt. Der Nachtwert ist windgeschwindigkeitsabhängig und variiert über Hannover in den hier dargestellten Monaten zwischen 0,5 und 0,7 m/s.

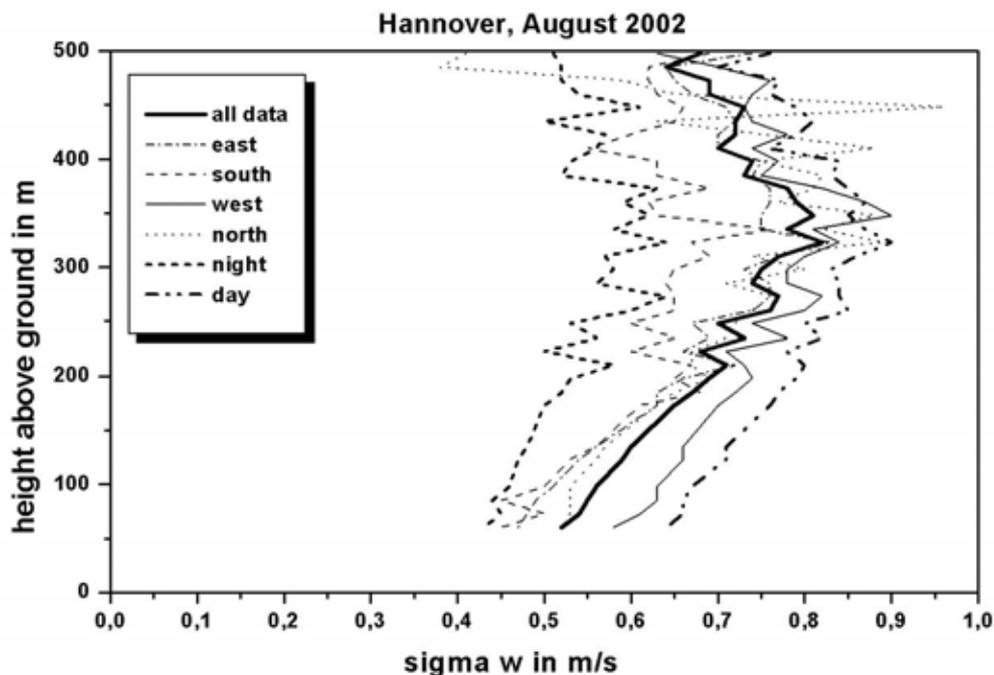


Abbildung 47: Monatsmittel des Vertikalprofils von  $\sigma_w$  für August 2002, aufgeteilt nach Tageszeit und Windrichtung.

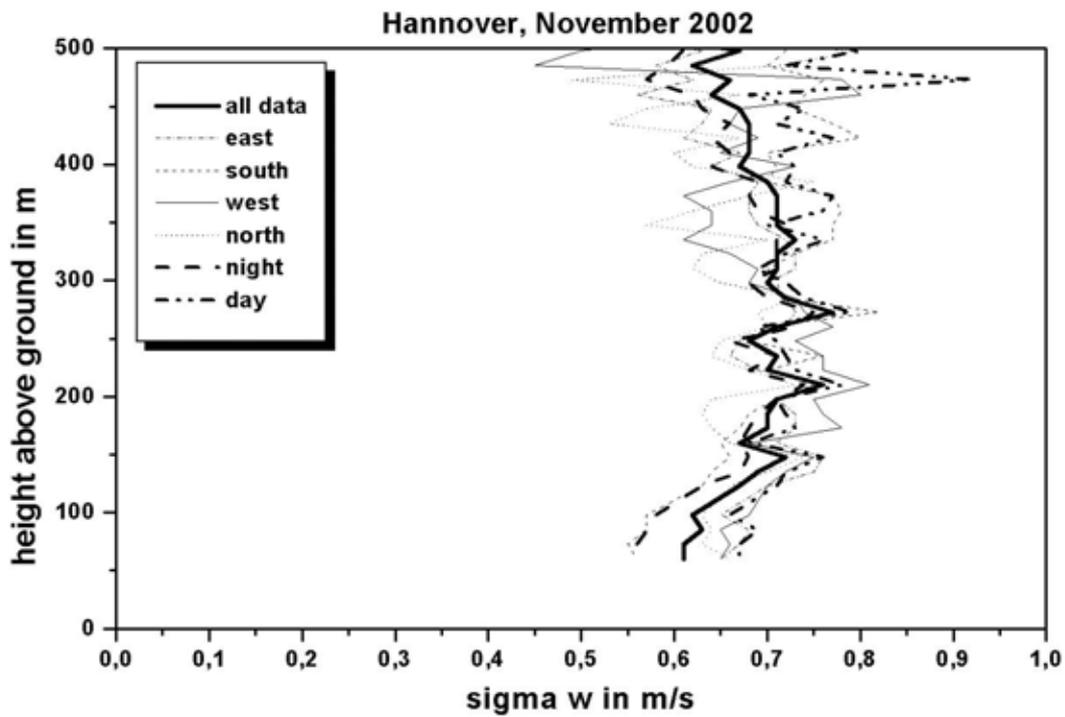


Abbildung 48: wie Abbildung 47, aber für den November 2002.

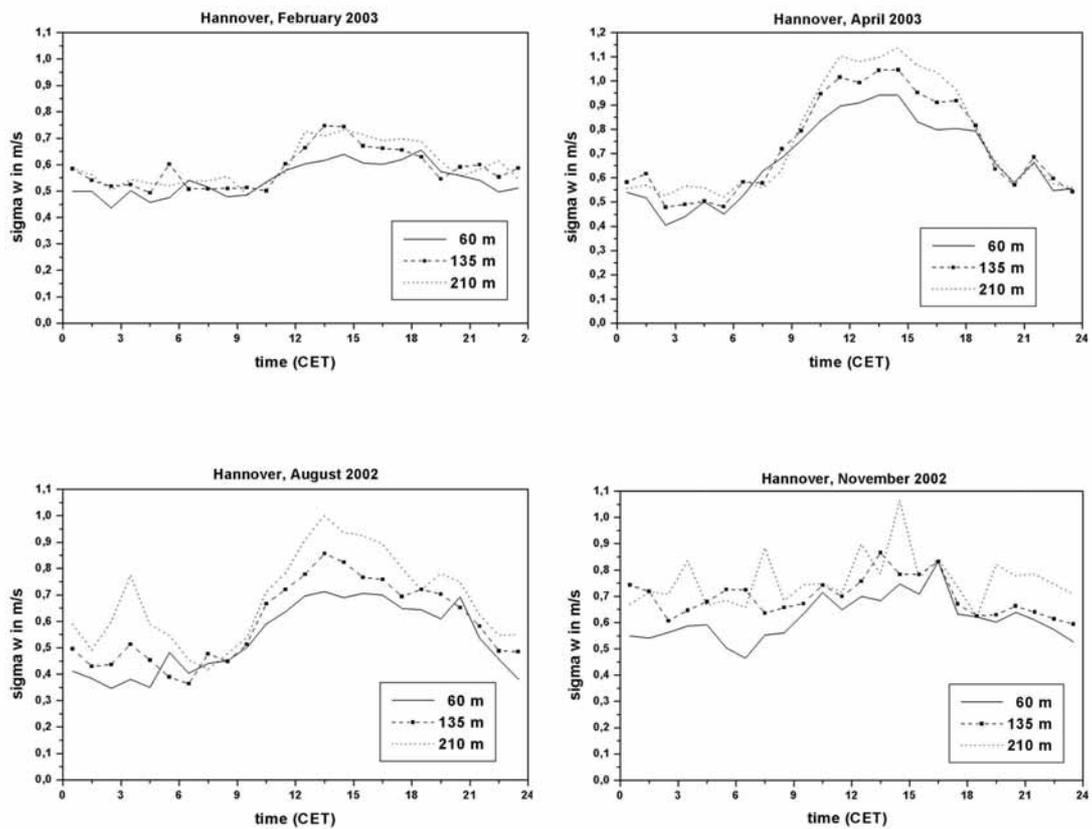


Abbildung 49: Monatsmittel des Tagesgangs von  $\sigma_w$  für die Höhen 60, 135 und 210 m über Grund für die Monate Februar 2003, April 2003, August 2002 und November 2002.

Die festgestellte Abhängigkeit von  $\sigma_w$  von der Windgeschwindigkeit lässt sich eliminieren, indem man  $\sigma_w$  mit der horizontalen Windgeschwindigkeit normiert. Man erhält so die Turbulenzintensität (genauer: die Intensität der vertikalen Komponente der Turbulenz). Die Abbildungen 50 bis 52 zeigen mittlere Vertikalprofile der Turbulenzintensität für August 2002 und November 2002 und mittlere Tagesgänge der Turbulenzintensität für drei Höhen für vier ausgewählte Monate.

Die Turbulenzintensität scheint in 60 m Höhe über Grund am größten zu sein und nimmt dann mit der Höhe ab. Diese Abnahme ist im Herbst und Winter stärker als im Frühling und Sommer. Wie die mittleren Tagesgänge zeigen, verschwindet in Stunden mit instabiler Schichtung auf Grund starker Einstrahlung diese Abnahme vollständig oder kehrt sich sogar um (insbesondere im August 2002 zwischen 12 und 17 Uhr). Zu diesen Zeiten nimmt  $\sigma_w$  stärker mit der Höhe zu als die mittlere Windgeschwindigkeit. Der Nachtwert der Turbulenzintensität liegt das ganze Jahr über zwischen 0,08 und 0,10 und damit fast doppelt so hoch wie über flachem, horizontal homogenem Gelände. Bei starker Sonneneinstrahlung, wie im August 2002, können Werte von mehr als 0,20 erreicht werden.

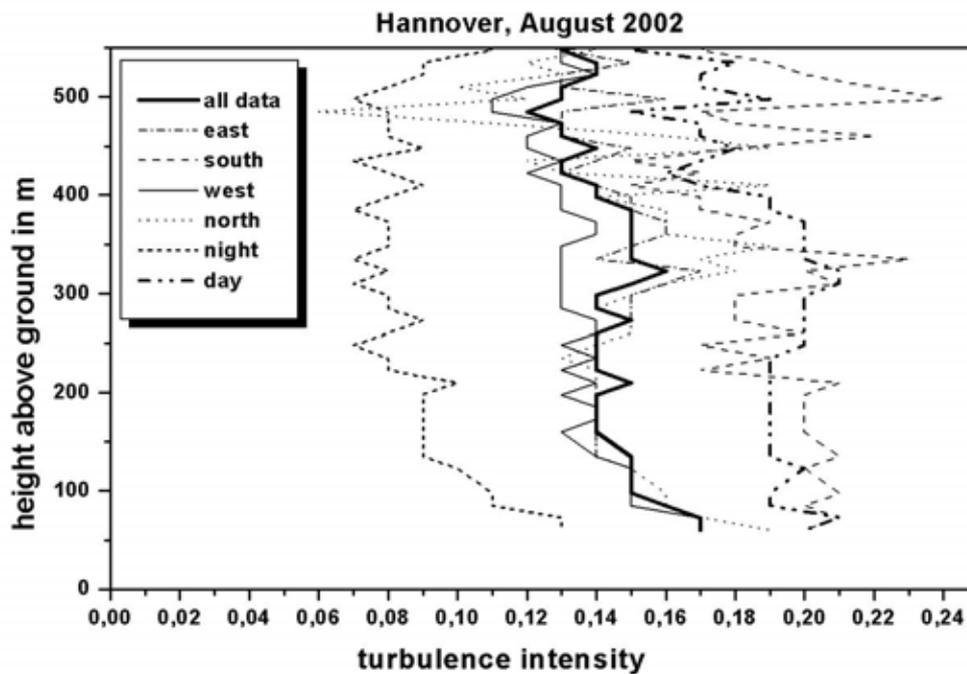


Abbildung 50: wie Abbildung 47, aber für die Turbulenzintensität.

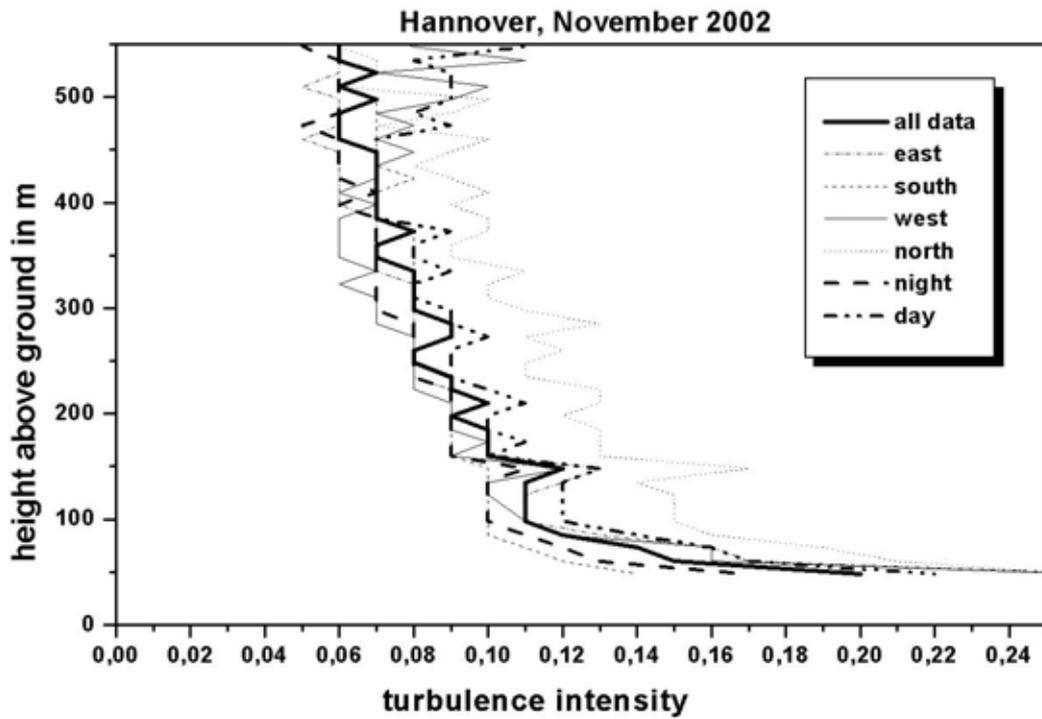


Abbildung 51: Wie Abbildung 48, aber für die Turbulenzintensität.

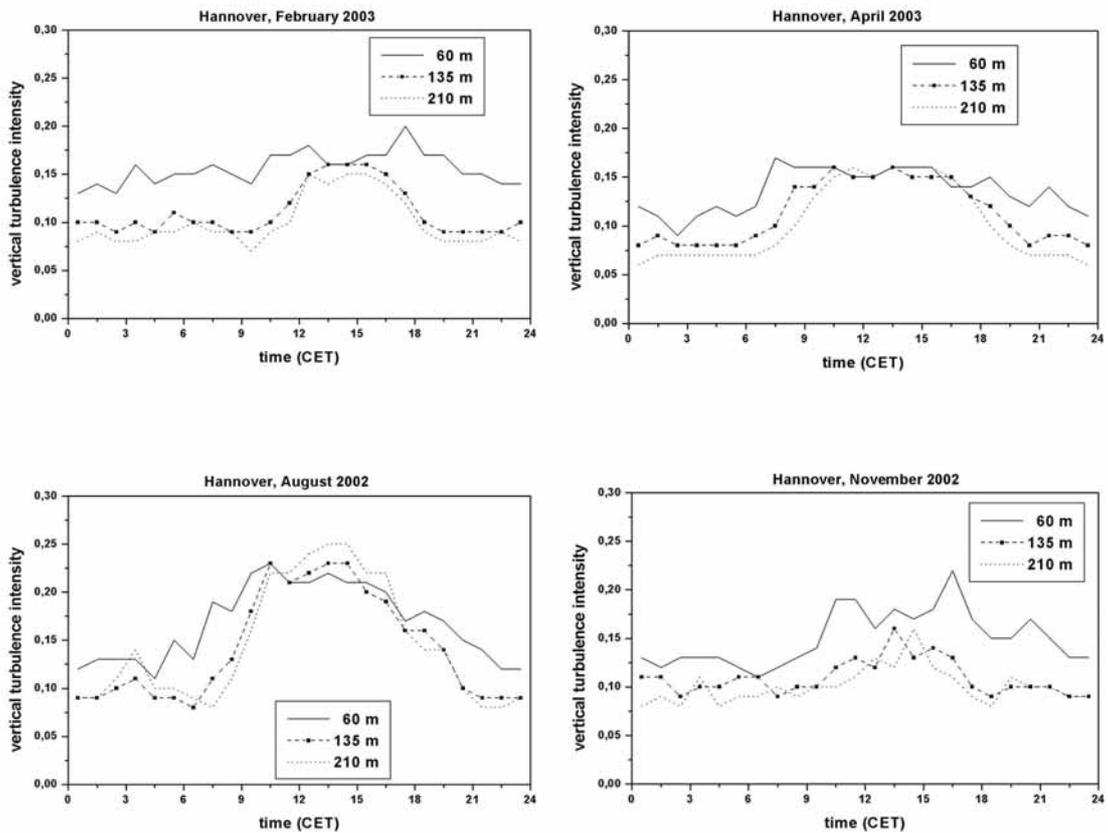


Abbildung 52: wie Abbildung 49, aber für die Turbulenzintensität.

## 5.6. SODAR-Messungen zur Untersuchung der Struktur der urbanen Grenzschicht über Hannover

Abschließend sollen die SODAR-Messergebnisse in das bisher bekannte Bild einer urbanen Grenzschicht eingeordnet werden und auch mit Erkenntnissen für flache, horizontal homogene Grenzschichten verglichen werden. Bei diesem Vergleich muss die begrenzte räumliche Ausdehnung der Stadt berücksichtigt werden, die die Ausbildung einer horizontal homogenen städtisch geprägten Grenzschicht nicht zulässt, sondern nur zu einer Modifikation der vorhandenen großräumig geprägten Grenzschicht führt.

Die urbane oder städtische Grenzschicht (urban boundary layer, UBL), die sich durch die hohe Rauigkeit und durch die höhere Temperatur (Wärmeinsel) der Oberfläche von anderen Grenzschichten über natürlich vorkommenden Oberflächen unterscheidet, wird üblicherweise (Plate, 1995; Roth, 2000) – im Unterschied zur Grenzschicht über flachem, horizontal homogenem Gelände – in vier Schichten eingeteilt. Von unten nach oben haben wir:

- die Bestands-Schicht (urban canopy layer, UCL, die Schicht, in der die Gebäude stehen),
- die Nachlauf-Schicht (die Schicht, in der der Einfluss einzelner Gebäude noch spürbar ist),
- die Prandtl-Schicht (inertial sublayer, IS, constant flux layer, CFL, die Schicht, in der die vertikalen turbulenten Flüsse annähernd höhenkonstant sind) und die
- die Ekman-Schicht (die Schicht, in der die Winddrehung hin zum geostrophischen Wind stattfindet).

Die beiden untersten Schichten werden auch zur Urbanen Rauigkeits-Schicht (urban roughness layer, URL oder roughness sub-layer, RSL) zusammengefasst (Rotach, 1999). Für die Bestands-Schicht können keine allgemeinen Profile angegeben werden, da Wind und Turbulenz von der lokalen Konfiguration der Gebäude abhängen (Umströmungen, Düseneffekte, Kanalisierungen, etc.). Für die Nachlauf-Schicht kann man versuchen, allgemeine Profile anzugeben, die wahren Bedingungen können in der direkten Nähe von Gebäuden jedoch stark davon abweichen. Die Höhe der Urbanen Rauigkeits-Schicht wird üblicherweise mit 2 bis 5 mal die typische Gebäudehöhe angegeben.

Für die Prandtl-Schicht und die Ekman-Schicht geht Plate (1995) auch über der Stadt von den üblichen Gesetzen aus, die für diese Schichten über flachem, horizontal homogenem Gelände gefunden wurden. Dem steht allerdings die begrenzte Ausdehnung der Stadt entgegen, die es vermutlich nicht zulässt, dass sich diese Schicht im Gleichgewicht mit dem Untergrund befindet. Nach Wierenga (1993) sollte für einen solchen Gleichgewichtszustand in der Höhe  $z$  die Anströmung über eine Strecke von ca.  $100z$  über eine gleichartige Oberfläche führen. Roth (2000) betrachtet oberhalb der Nachlauf-Schicht nur die konvektiv geprägte Mischungsschicht und behandelt somit nur den thermisch instabilen Fall. Durch die intensive vertikale Vermischung ist die notwendige Anströmweglänge bei instabiler Schichtung deutlich niedriger als der zuvor angegebene Schätzwert von Wieringa (siehe z.B. bei Roth und Oke (1995)), die mehr als eine Größenordnung niedrigere Werte geben). Man kann somit bei dieser Schichtung eher von einem Gleichgewicht zwischen der Strömung und dem Untergrund ausgehen. Setzt man für die Obergrenze der Prandtl-Schicht (IS oder CFL) den üblichen Wert von  $0,1$  mal Höhe der Mischungsschicht an, so kann für größere Gebäudehöhen die Prandtl-Schicht verschwinden, da die Rauigkeits-Schicht bereits bis  $0,1$  mal die Mischungsschichthöhe hinaufreicht (Rotach, 1999).

Während die oben genannte Einteilung aus einer Vielzahl von Einzelexperimenten kürzerer Laufzeit und teilweise bei bestimmten ausgewählten Wetterlagen abgeleitet wurde, liegen für die Obergrenze der Mischungsschicht über der Stadt langjährige Messungen mit SODAR und Radiosonden für Moskau vor (Lokoshchenko, 2002). Die Monatsmittel der Mischungsschichthöhen variieren danach im Jahresverlauf zwischen 250 und 500 m. Der

monatlich gemittelte Tagesgang der Mischungsschichthöhe schwankt zwischen 200 und 1000 m.

Wegen der Bedeutung der urbanen Grenzschicht für die Belastung von Bauwerken existieren auch eine Reihe von Windkanaluntersuchungen. Diese behandeln aber nur den Fall der thermisch neutralen Schichtung und können daher ein wesentliches Phänomen der städtischen Grenzschicht, die städtische Wärmeinsel, nicht berücksichtigen. Eine frühe Studie zur urbanen Grenzschicht stellt die Arbeit von Counihan (1973) dar, eine neuere Untersuchung, die sich mit hohen Rauigkeitslängen befasst, findet sich in Farell und Iyengar (1999).

In dieses aus vielen Einzelmessungen zusammengesetzte Bild der städtischen Grenzschicht werden nun die in den vorhergehenden Kapiteln dargestellten, sich über mehr als eineinhalb Jahre erstreckenden SODAR-Messergebnisse aus Hannover eingeordnet. Für die Höheneinteilung der städtischen Grenzschicht ergibt sich für die Umgebung der Göttinger Straße in Hannover folgendes Bild im Monatsmittel:

- Die Bestands-Schicht reicht vom Boden bis in ca. 25 m Höhe (das ist die mittlere Höhe der Gebäude in der Umgebung).
- Die Nachlauf-Schicht erstreckt sich von ca. 25 bis 80 m Höhe. Das wird durch das abknickende Windprofil unterhalb von 85 m in den Abbildungen 35 und 38 gestützt. Das passt zu dem von Plate (1995) und Roth (2000) angegebenen Höhe dieser Schicht bis in 2 bis 5fache Gebäudehöhe.
- Die Prandtl-Schicht findet sich von ca. 80 bis 150 (nachts) bzw. 300 m (tagsüber im Frühjahr und Sommer) Höhe. Das wurde aus den mittleren Windprofilen abgeleitet. Die Prandtl-Schicht scheint hiernach deutlich höher als die oben genannten 1/10 der Mischungsschichthöhe zu sein.
- Die Ekman-Schicht mit ihrer typischen Winddrehung nimmt den darüber befindlichen Raum bis zur variablen Obergrenze der Grenzschicht ein.
- Die Obergrenze der Mischungsschicht liegt im Monatsmittel zwischen 300 und 500 m, die monatlich gemittelten Tagesgänge reichen von 200 bis 800 m herauf. Diese Werte erscheinen etwas niedriger (bis zu 20 %) als die von Lokoshchenko (2002) für Moskau angegebenen Werte.

An einzelnen Tagen sind deutliche Abweichungen nach unten oder oben möglich. Nachstehend werden die einzelnen Messergebnisse zu den Wind- und Turbulenzverhältnissen nach Schichten getrennt zusammengefasst.

Für die Bestands-Schicht, aus der keine SODAR-Messungen vorliegen, sei auf die direkten Messungen in der Göttinger Straße verwiesen. Aus der Nachlauf-Schicht sind nur die Messungen aus 35 m und 60 m Höhe über Grund eingeschränkt verwertbar. Wir beobachten:

- Die mittlere Windgeschwindigkeit in dieser Schicht liegt am Standort des SODARs niedriger als nach einer Extrapolation der Prandtl-Schicht-Profile nach unten hin zu erwarten wäre (Abbildungen 35 bis 38).
- Die Windgeschwindigkeit im oberen Teil dieser Schicht (60 m) hat praktisch keinen Tagesgang (Abbildung 39). Grund hierfür scheint das fehlende Einschlagen des Windes nachts zu sein, da trotz statisch stabiler Schichtung der Luft in höheren Schichten die Turbulenzintensität in Bodennähe nachts (Abbildung 52) recht hoch bleibt, nämlich doppelt so hoch wie über ländlichen Gebieten. Dieses Phänomen ist in Übereinstimmung mit dem Fehlen einer Strahlungsinversion, wie es auch von Uno et al. (1988, 1992) über Sapporo und Sapporo und Dupont et al. (1999) über Paris beobachtet wurde. Ursächlich hierfür ist der städtische Wärmeinseleffekt. Dafür beobachteten Uno et al. (1988, 1992) eine Inversion in ca. 60 m Höhe in der zweifachen Gebäudehöhe und einen durch mechanische Turbulenz erzeugten abwärts gerichteten Wärmefluss durch diese Inversion hindurch. Der Wärmeinseleffekt Hannovers ist in den RASS-Messungen (Abbildung 21, zweites Teilbild von oben) vor allem in der ersten Nachthälfte sichtbar. Hier ist die

Temperatur, die an der NLÖ-Dachstation gemessen wurde höher als die Temperatur in der Luft darüber. Ein solcher fehlender Tagesgang der Windgeschwindigkeit in der Nachlauf-Schicht findet sich auch über Wäldern mit ähnlicher Rauigkeit der Oberfläche (Peters und Fischer, 2002).

- Die Varianz der Vertikalgeschwindigkeit liegt ca. 30% über der über ländlichen Gebieten. Peters und Fischer (2002) finden eine analoge Erhöhung der Varianz über Waldgebieten gegenüber der über Marschland.
- Innerhalb des vom SODAR erfassten oberen Teils der Nachlauf-Schicht nimmt die Turbulenzintensität deutlich (um ca. 30%) nach oben hin ab. Die Abnahme ist auf die Zunahme der horizontalen Windgeschwindigkeit mit der Höhe in dieser Schicht zurückzuführen, da die Varianz selbst in Übereinstimmung mit den Windkanalexperimenten von Counihan (1973) mit der Höhe zunimmt. Größenordnung und Abnahme der Turbulenzintensität stimmt mit den in Abbildung 7 in Roth (2000) gezeigten Naturexperimentdaten und den in Abbildung 6 in Farell und Iyengar (1999) gezeigten Windkanaldaten gut überein und können mit der Formel (9c) in Roth (2000)

$$\sigma_w/u(z) = 0,114 + 0,226 \exp(-0,634(z/z_H))$$

(mit der mittleren Gebäudehöhe  $z_H$ ) beschrieben werden. Ebenso passen die Ergebnisse in den Abbildung 50 und 51 zur Abbildung 8 in Roth (2000), die eine Zunahme der Turbulenzintensität bei höherer Instabilität der thermischen Schichtung zeigen.

Zur Prandtl-Schicht wurde Folgendes gefunden:

- Die monatlich gemittelten Windprofile lassen sich mit den stabilitätsabhängigen logarithmischen Windprofilen der Prandtl-Schicht beschreiben. Hiernach variiert die Höhe der Prandtl-Schicht von ca. 200 m in den Nächten des August 2002 bis zu ca. 400 m im windigen November 2002. Diese Höhe ist deutlich größer als das 0,1-fache der Mischungsschichthöhe (Rotach, 1999), scheint jedoch durch die Windprofildaten gerechtfertigt.
- Über flachem, horizontal homogenem Gelände ist die Höhe, in der sich der Tagesgang der Windgeschwindigkeit umdreht (unterhalb dieser Höhe wehen die stärksten Winde am Tage, darüber in der Nacht) ein guter Indikator für die Höhe der Prandtl-Schicht (nach Wierenga (1989) liegt die Höhe der Umkehr des Tagesganges in ungefähr der gleichen Höhe wie die Obergrenze der Prandtl-Schicht). Über der Stadt Hannover ist diese Umkehr des Tagesganges, außer im April 2003, in den Monatsmitteln der mittleren Windgeschwindigkeit nicht nachweisbar. Oberhalb der Rauigkeits-Schicht finden wir immer ein nächtliches Maximum der Windgeschwindigkeit.
- Für  $\sigma_w$  erwartet man in der flachen, horizontal homogenen Prandtl-Schicht bei stabilen und neutralen Schichtungen ein vertikal konstantes Profil bei  $\sigma_w/u_* = 1,3$ , für labile Schichtung eine Zunahme mit der Höhe proportional zu  $(1-z/L_*)^{1/3}$ . Über der Stadt Hannover finden wir dagegen tagsüber in der Prandtl-Schicht eine Fortsetzung der generellen Zunahme von  $\sigma_w$  mit der Höhe aus der Nachlaufschicht, auch bei im Mittel stabiler Schichtung (und im Sommer und Herbst auch nachts). Diese Zunahme reicht im November bis in ca. 200 m Höhe, im August bis in ca. 350 m Höhe. Am Unterrand der Prandtl-Schicht (60 m über Grund) finden wir für  $\sigma_w/u_* = 1,4$  (nachts) und 1,6 (tagsüber) im Februar 2003, 1,4 (nachts) und 1,5 (tagsüber) im April 2003, 2,0 (nachts) und 2,1 (tagsüber) im August 2002 und 1,4 (nachts) und 1,7 (tagsüber) im November 2002. Im August 2002, in dem wir aus dem Tagesprofil der mittleren Windgeschwindigkeit eine negative Monin-Obukhov-Länge  $L_* = -800$  m abgeleitet haben, ergibt ein Vergleich, dass der Anstieg mit der Höhe durchaus proportional zu dem Faktor  $(1-z/L_*)^{1/3}$  verläuft. Allerdings hat der Anstieg im November bei im Mittel stabiler Schichtung eine vergleichbare Steigung.

- Einen solchen Anstieg der Varianz mit der Höhe findet man nicht über Waldgebieten (Peters und Fischer, 2002). In diesem Aspekt unterscheidet sich die Prandtl-Schicht über einer Stadt von der über anderen Bestands-Schichten mit ähnlicher Rauigkeit. Allerdings kann der beobachtete Anstieg darauf zurückzuführen sein, dass sich die städtische Grenzschicht wegen des relativ kurzen Anströmweges über die Stadt von ca. 3 bis 5 km noch nicht im Gleichgewicht mit der Unterlage befinden kann (3 bis 5 km sind nur ca. 10% des hierfür notwendigen Weges).
- Für die Turbulenzintensität erwartet man in der Prandtl-Schicht wegen der weiteren Zunahme der Windgeschwindigkeit eine Abnahme mit der Höhe, wie es über ländlichen Gebieten auch beobachtet wird. Über der Stadt finden wir außer einer deutlichen Abnahme am Übergang von der urbanen Rauigkeits-Schicht zur Prandtl-Schicht vor allem im Sommer (siehe Abbildung 50 für August 2002) höhenkonstante Profile der Turbulenzintensität. Im Winter (siehe Abbildung 51 für November 2002) ist eine gewisse Abnahme mit der Höhe feststellbar. Das Novemberprofil der Turbulenzintensität passt, wegen der weitgehend fehlenden Instabilität der thermischen Schichtung, recht gut zu den in Farell und Iyengar (1999), dortige Abbildung 6 gezeigten Windkanalergebnissen für neutrale Schichtung. Die Turbulenzintensität ist mit Nacht-Werten um 0,08 über der Stadt fast doppelt so hoch wie über flachem, horizontal homogenem Gelände (um 0,05). Der Höhenverlauf der Turbulenzintensität über der Stadt ist somit stark durch die Konvektion geprägt.
- Der Tagesgang der Turbulenzintensität ist vor allem im Sommer stärker ausgeprägt als über ländlichen Gebieten, was auf die stärkere Aufheizung der Stadt zurückzuführen ist. Ein ähnlicher Effekt ist auch in den Daten für März über Paris in Dupont et al. (1999) zu sehen.
- Trotz der hohen Turbulenzintensität in der nächtlichen Prandtl-Schicht werden in klaren stabilen Nächten am Oberrand dieser Schicht niedertroposphärische Windmaxima (low-level Jets, LLJs) beobachtet. Im August 2002 sind sie auch im mittleren nächtlichen Windprofil deutlich ausgeprägt. Die Achse dieser Jets liegt in 300 bis 350 m Höhe. Da LLJs aber ein großräumiges Phänomen im norddeutschen Flachland sind, dürfte die erhöhte Rauigkeit der räumlich begrenzten Stadt Hannover nur einen geringen Einfluss auf das Auftreten dieser Jets haben.

Für den oberen Teil der Mischungs-Schicht (Ekman-Schicht) finden wir:

- Die Winddrehung mit der Höhe, ein Charakteristikum der unteren Ekman-Schicht, setzt in Hannover teilweise schon in der Prandtl-Schicht ein. Nachts erhält man bereits deutliche Drehungen in den untersten 100 bis 200 m der Grenzschicht. Tagsüber bei instabilen Schichtungen allerdings ist in den untersten 200 m keine Winddrehung nachweisbar.
- Nach Hildebrandt und Ackermann (1984) erwartet man in einer konvektiven Grenzschicht über einer Stadt das Maximum von  $\sigma_w$  in einer Höhe von ca.  $0,4 z_i$ , ca. 30% höher als über ländlichen Gebieten. Darüber nimmt  $\sigma_w$  wieder ab (Melling und List, 1980), wie auch in den Daten für August 2002 (Abbildung 47) deutlich zu sehen. Dreht man diese Beziehung um, so kann man aus der Höhe des maximalen  $\sigma_w$  auf die Höhe der Mischungsschicht schließen. Im August 2002 ist das Maximum von  $\sigma_w$  bei 330 m, im November 2002 bei 200 m. Daraus folgen Höhen der Mischungsschicht tagsüber bei 800 m im August 2002 und bei 500 m im November 2002. Diese Werte sind in guter Übereinstimmung mit den Mischungsschichthöhen, die im Kapitel 5.3. abgeleitet wurden (Abbildung 34).
- Zumindest im August 2002 wird auch nachts ein Maximum von  $\sigma_w$  in einer Höhe von ca. 300 m gefunden. Da sich die Stadt tagsüber stark erwärmt, nachts aber kühle Luft vom Umland über die Stadt geweht wird, kann die Luft über der Stadt auch nachts labil geschichtet sein. Casadio et al. (1996) haben ein analoges Verhalten durch nächtliche SODAR-Messungen über Rom festgestellt, wenn der kühle Seewind noch über die Stadt wehte.
- Inwieweit die in Kapitel 5.3. abgeleiteten Mischungsschichthöhen durch die Stadt Hannover geprägt sind, kann nicht abgeleitet werden, da keine räumlichen

Gradienten dieser Höhen erfasst wurden und analoge Statistiken aus dem gleichen Zeitraum für das Umland nicht vorliegen. Die hier gefundenen Werte passen aber gut zu den in Lokoshchenko (2002) dargestellten langjährigen Mittelwerten für Moskau.

Zusammenfassend kann man sagen, dass sich die SODAR-Messungen prinzipiell in das bekannte Bild der urbanen Grenzschicht einordnen. Allerdings ist die Trennung zwischen der Rauigkeits-Schicht und der Prandtl-Schicht und zwischen der Prandtl-Schicht und der unteren Ekman-Schicht nicht so scharf und systematisch wie man das über horizontal homogenen Oberflächen findet. So entspricht der Tagesgang der Windgeschwindigkeit in der urbanen Prandtl-Schicht bereits dem aus der Ekman-Schicht gewohnten Tagesgang, während der Anstieg der Varianz der Vertikalgeschwindigkeit in der urbanen Prandtl-Schicht eher noch dem üblichen Anstieg in der Rauigkeits-Schicht gleicht. Die Turbulenzintensität ist in der urbanen Grenzschicht deutlich erhöht und das Vertikalprofil der Turbulenz bei stabiler Schichtung entspricht nicht den üblichen Annahmen für die Prandtl-Schicht. Diese Phänomene scheinen kein Charakteristikum der Grenzschicht über Hannover zu sein, da sie sich auch in vergleichbaren Messungen über Budapest zeigen.

Die Ursache für die fließenden Übergänge zwischen den einzelnen Schichten in der urbanen Grenzschicht dürften zum Teil auf den Wärmeinseleffekt der Stadt zurückzuführen sein, der insbesondere nachts eine Stabilisierung der Luftschichtung behindert, zum Teil müssen sie aber auch darauf zurückgeführt werden, dass die urbane Grenzschicht sich wegen der geringen Anströmlänge über städtischem Gebiet nicht im vollständigen Gleichgewicht mit der Unterlage befindet.

Die Untersuchung der Struktur der urbanen Grenzschicht über Hannover aus den SODAR-Messungen hat eine Reihe von neuen Erkenntnissen erbracht. Gleichzeitig wird aber klar, dass die Beschreibung der urbanen Grenzschicht noch nicht abgeschlossen ist, und dass diese Schicht, die für die Lufthygiene in der Stadt von großer Bedeutung ist, noch weiteren Untersuchungen bedarf.

## 5.7. Einfluss der Mischungsschichthöhe auf die Luftbelastung im urbanen Bereich

Die Ausbreitung emittierter und sekundär gebildeter Luftbeimengungen hängt unter anderem von dem Volumen ab, auf das diese Beimengungen verdünnt werden können (Schäfer et al., 2002). Dieses Volumen, in dem eine vertikale Durchmischung durch mechanisch und/oder thermisch erzeugte Turbulenzen stattfindet, ist nach oben hin in der Regel begrenzt (Definition der MLH). Die MLH ist über längere Zeiträume hinweg In-situ-Messungen nicht zugänglich, sondern muss mit Fernerkundungsverfahren vom Boden her bestimmt werden. Ausführliche Darstellungen zu den hier dargestellten MLH-Daten von Hannover auf der Basis von SODAR-Messungen finden sich in Türk und Emeis (2003) sowie Emeis und Türk (2004).

Eine Motivation für diese Untersuchungen ist die Möglichkeit, mit Hilfe der MLH hohe Luftschadstoffbelastungen im urbanen Bereich vorherzusagen. Dazu soll auch die Reichweite des dominanten Einflusses von Emissionen auf Luftschadstoffbelastungen untersucht werden. Im Folgenden wird weiterhin der Frage nachgegangen, ob alle Luftbeimengungen in gleicher Weise von der MLH abhängen.

Die CO-Konzentrationen an den In-situ-Messstationen wurden mit dem Messgerät TE48 der Firma Thermo Instruments (IR-Gas-Filter- Korrelationsmessverfahren) gemessen. Während bis Ende 2001 eine Zuverlässigkeitsgrenze von 300 µg/m<sup>3</sup> verwendet wurde, galt anschließend eine Grenze von 600 µg/m<sup>3</sup>. Damit wiesen die Daten lediglich das fünffache der festgesetzten Zuverlässigkeitsgrenze auf, was eine zu geringe Dynamik darstellt, um eine aussagekräftige Korrelation mit der Mischungsschichthöhe zu erhalten. Für die NO<sub>x</sub>-Bestimmung wurde ein TE42 von Thermo Instruments (Chemilumineszenz-Messverfahren) verwendet, das eine Nachweisgrenze von 3 µg/m<sup>3</sup> hat. Zur Untersuchung der PM10- und PM2,5-Konzentrationen kam das Messgerät FH62 I-N (Beta-Strahlungs-Absorptionsmessverfahren) mit einer Zuverlässigkeitsgrenze von 10 µg/m<sup>3</sup> zum Einsatz. Der Dynamikbereich erreichte Werte von 90 für NO<sub>x</sub>, 120 für PM10 und 100 für PM2,5, so dass diese Messdaten eine sehr gute Dynamik haben.

Der gesamte Messzeitraum von Oktober 2001 bis April 2003 in mehrere Einzelzeiträume unterteilt worden, weil die einzelnen Jahreszeiten mit unterschiedlichen Höhen für die Durchmischung der bodennahen Luftschichten einhergehen. Es ist nicht strikt nach den klassischen Jahreszeiten gegliedert worden, sondern die Monate sind so zugeordnet, dass sie in ihren meteorologischen Gegebenheiten den anderen Monaten ähneln. Unter diesen Gesichtspunkten entstanden insgesamt sechs Zeiträume: 06.10.2001 - 31.01.2002: Wintermonate, 01.02.2002 - 12.05.2002: Frühlingsmonate, 01.08.2002 - 31.08.2002: Sommermonat, 01.09.2002 - 30.11.2002: Herbstmonate, 01.12.2002 - 28.02.2003: Wintermonate, 01.03.2003 - 23.04.2003: Frühlingsmonate.

Zunächst wurden Korrelationen auf der Basis von Halbstundenmittelwerten untersucht, die jedoch keine eindeutige Beziehung zwischen Mischungsschichthöhe und Schadstoffkonzentrationen zeigten. Die weitere Auswertung wurde darum mit Tagesmittelwerten sowohl für die MLH als auch für die verschiedenen Konzentrationen durchgeführt. In der folgenden Tabelle sind die Ergebnisse der Berechnung des Korrelationskoeffizienten  $R^2$  bzw. Bestimmtheitsgrades für die Abhängigkeit der Konzentrationen von der MLH dargestellt. Dunkel unterlegt sind die Werte, die signifikant sind, d.h. die Werte, die größer als der gesamte Standardfehler sind. Zur Berechnung des gesamten Standardfehlers wurde der Standardfehler der Konzentrationsmessung für NO<sub>x</sub> von 5 % ( $S_1 = 0,05$ ) sowie für PM10 und PM2,5 von 15 % ( $S_1 = 0,15$ ) verwendet. Die Bestimmung der MLH aus den SODAR-Messungen hat einen Standardfehler von 10 % ( $S_2 = 0,10$ ). Nach der Gleichung

$$\text{Gesamt-Standard-Fehler} = 1 - \{(1 - S_1) \cdot (1 - S_2)\} \quad (6)$$

folgt für NO<sub>x</sub> ein Wert von 14,5 % sowie für PM10 und PM2,5 ein Wert von 23,5 %. Für die Auswertung wurden ebenfalls einzelne Tage und Wochenabschnitte betrachtet, um zu klären, ob unterschiedliche Emissionsquellstärken aus dem Straßenverkehr zu unterschiedlichen Korrelationen zwischen MLH und Schadstoffkonzentration führen. Es wurde unterschieden nach dem Zeitraum Montag - Donnerstag sowie Freitag, Samstag und Sonntag. Die folgende Tabelle zeigt die Korrelationskoeffizienten R<sup>2</sup> für die Abhängigkeit der Konzentrationen von der Mischungsschichthöhe für NO<sub>x</sub> während sechs unterschiedlicher Zeiträume sowie für NO<sub>x</sub>, PM10 und PM2,5 in der gesamten Zeit an der Über-Dach-Messtation HRSW:

	Alle Tage	Montag - Donnerstag	Freitag	Samstag	Sonntag
06.10.01 - 31.12.02	0,37	0,56	0,33	0,23	0,34
01.02.02 - 12.05.02	0,46	0,51	0,65	0,75	0,33
01.08.02 - 31.08.02	0,23	0,49	0,02	0,29	0,23
01.09.02 - 30.11.02	0,41	0,38	0,53	0,45	0,63
01.12.02 - 28.02.03	0,32	0,36	0,27	0,08	0,19
01.03.03 - 23.04.03	0,43	0,44	0,97	0,77	0,36
NO <sub>x</sub> gesamter Zeitraum	0,36	0,42	0,43	0,31	0,38
PM10 gesamter Zeitraum	0,14	0,19	0,16	0,06	0,07
PM2,5 gesamter Zeitraum	0,15				

Die nächste Tabelle gibt die Korrelationskoeffizienten R<sup>2</sup> für die Abhängigkeit der Konzentrationen von der Mischungsschichthöhe für NO<sub>x</sub> während sechs unterschiedlicher Zeiträume sowie für NO<sub>x</sub>, PM10 und PM2,5 in der gesamten Zeit an der Verkehrsmesstation HRVS an:

	Alle Tage	Montag - Donnerstag	Freitag	Samstag	Sonntag
06.10.01 - 31.12.02	0,03	0,13	0,05	0,11	0,14
01.02.02 - 12.05.02	0,46	0,03	0,00	0,19	0,12
01.08.02 - 31.08.02	0,01	0,01	0,21	0,06	0,45
01.09.02 - 30.11.02	0,18	0,07	0,25	0,51	0,43
01.12.02 - 28.02.03	0,03	2·10 <sup>-6</sup>	0,06	0,04	5·10 <sup>-5</sup>
01.03.03 - 23.04.03	0,05	0,04	0,19	0,59	0,02
NO <sub>x</sub> gesamter Zeitraum	0,04	0,04	0,07	0,18	0,13
PM10 gesamter Zeitraum	0,14				
PM2,5 gesamter Zeitraum	0,17				

Es ist an der Station HRSW eine deutliche Abhängigkeit der Konzentrationen von der MLH festzustellen, die ebenso für die Hintergrundstationen HRV4 und 5 (27 % bzw. 33 %) gilt. Bei hohen Mischungsschichthöhen finden sich niedrige Konzentrationen, während bei niedrigen Mischungsschichthöhen die hohen Schadstoffkonzentrationen überwiegen. Diese Verhältnisse konnten auch für einzelne hoch oder gering belastete Tage gefunden werden. Für NO<sub>x</sub> lässt sich die Schlussfolgerung ziehen, dass 36 % der beobachteten Konzentrationen an HRSW durch die MLH verursacht sind. Dagegen lässt sich an HRVS keine signifikante Korrelation (4 %) erkennen. Die Konzentrationen sind hier stärker von den Emissionen bestimmt. Allerdings sind an HRSW die Korrelationskoeffizienten für PM10 und PM2,5 deutlich geringer als für NO<sub>x</sub> (nur 14 bzw. 15 %) und von gleicher Größe wie für HRV1 (14 bzw. 17 %). Weiterhin ist festzustellen, dass die Konzentrationsverhältnisse zwischen HRVS bzw. HRV1 und HRSW für NO<sub>x</sub> 6, für PM10 1,5 und für PM2,5 1,25 betragen. Das offensichtliche Absinken von R<sup>2</sup> an den einzelnen Tagen Freitag, Samstag und Sonntag ist damit zu erklären, dass diese im Gegensatz zum Zeitraum Montag - Donnerstag weitaus weniger Daten aufweisen und damit eine höhere Streuung haben, was zu einem geringeren Bestimmtheitsgrad führt.

Die Abbildungen 53 bis 58 zeigen für den gesamten Messzeitraum vom 06.10.2001 bis 23.04.2003 die Abhängigkeit der Konzentrationen von  $\text{NO}_x$ ,  $\text{PM}_{10}$  und  $\text{PM}_{2,5}$  für die Dachstation HRSW und die Verkehrsmessstation HRVS von der Mischungsschichthöhe sowie den Korrelationskoeffizienten und die Parameter einer linearen Abhängigkeit. Für die  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen besteht außer an der Über-Dach-Station HRSW auch an den Messstationen außerhalb der Straßenschlucht HRV4 und HRV5 bei Betrachtung des gesamten Messzeitraums eine klare Abhängigkeit von der Mischungsschichthöhe. Das ist aber für Messstationen in der Straßenschlucht und generell für  $\text{PM}_{10}$ - und  $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentrationen nicht der Fall. Weiterhin kann geschlussfolgert werden, dass  $\text{PM}_{10}$  und  $\text{PM}_{2,5}$  relativ homogen in der urbanen Atmosphäre verteilt sind.

Es liegt ein Bericht über ein Praktikum von M. Köckritz am IMK-IFU vor, in dem die diskutierten Untersuchungen der Mischungsschichthöhen-Abhängigkeit begonnen wurden.

Die Aussagen zur Abhängigkeit von der Mischungsschichthöhe treffen auch an einzelnen Tagen zu: An einem Tag hoher Luftbelastung (13.12.2002) betrug die mittlere tägliche Konzentration von  $\text{PM}_{10}$   $89 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $\text{PM}_{2,5}$   $77 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und  $\text{NO}_x$   $78 \mu\text{g}/\text{m}^3$  an der Dachstation HRSW bei einer relativ niedrigen Mischungsschichthöhe von 380 m. Andererseits war bei geringer Luftbelastung (27.10.2002) mit einer täglichen mittleren  $\text{NO}_x$ -Konzentration von  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  an HRSW die Mischungsschichthöhe wesentlich höher bei 735 m. Also auch diese Beispiele zeigen den dominanten meteorologischen Einfluss an HRSW gegenüber dem Einfluss der Emissionen.

Daraus kann eine weitere Schlussfolgerung gezogen werden. Die Dachstation wie auch die Hintergrundstationen HRV4 und HRV5 sind repräsentativ für die urbane Atmosphäre während die Bodenstationen in der Straßenschlucht hauptsächlich von den lokalen Emissionen beeinflusst sind. Die Abbildungen 59 und 60 unterstützen das: Die Diagramme der  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen von HRV4 gegenüber den  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen an HRSW und von HRV5 gegen HRSW zeigen eine nahezu lineare Abhängigkeit der Konzentrationen dieser Stationen im gesamten Messzeitraum. An HRV4 und HRV5 treten die höchsten  $\text{NO}_x$ -Konzentrationswerte bei Windrichtungen auf, bei denen kein direkter Einfluss der Emissionen der Göttinger Straße besteht: HRV4 bei  $160 - 210^\circ$  und HRV5 bei  $160 - 270^\circ$  (siehe Abbildungen 61 und 62). Die in diesen Abbildungen fehlenden Windrichtungen sind darauf zurückzuführen, dass beide Stationen im bebauten Gebiet (Nebenstraße bzw. Hof) aufgebaut sind. Die gleichen Ergebnisse wurden auch im Teilprojekt 2 mittels numerischer Simulationen gefunden.

Die Korrelationen der Konzentrationen von  $\text{NO}_x$ ,  $\text{PM}_{10}$  und  $\text{PM}_{2,5}$  mit der Windgeschwindigkeit und der Temperatur wurden ebenfalls untersucht. Der Korrelationskoeffizient ist kleiner als 11 %, so dass keine signifikante Abhängigkeit geschlussfolgert werden kann.

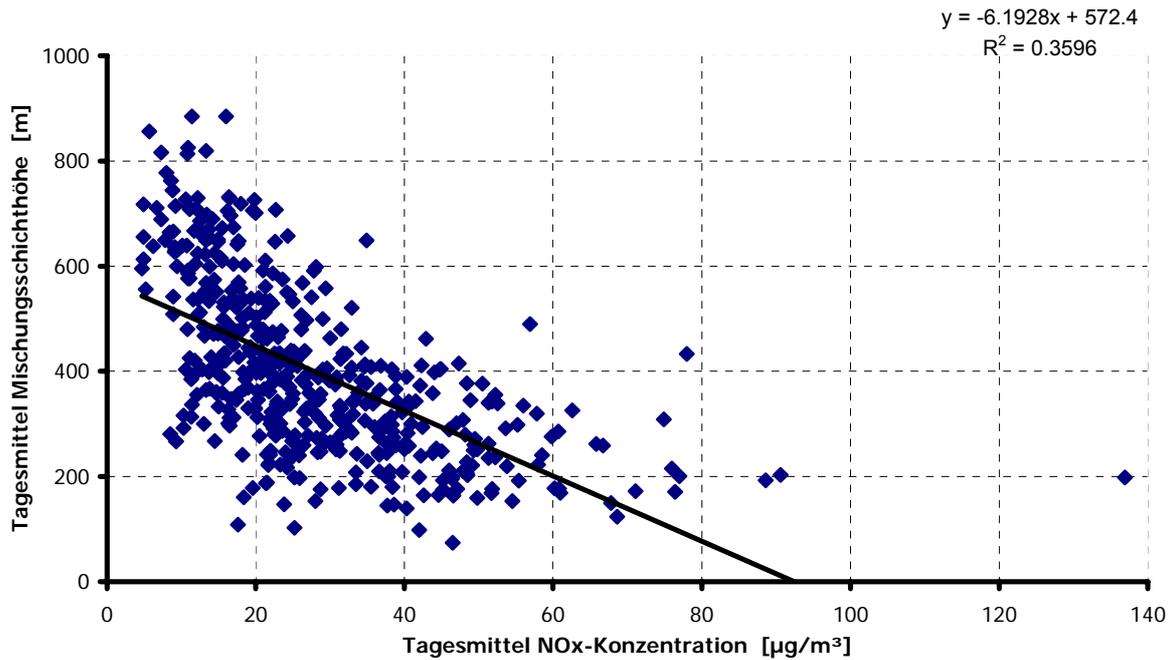


Abbildung 53: Korrelationskoeffizient  $R^2$  und Parameter der linearen Abhängigkeit der  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen von der Mischungsschichthöhe an der Dach-Station HRSW während des gesamten Messzeitraums.

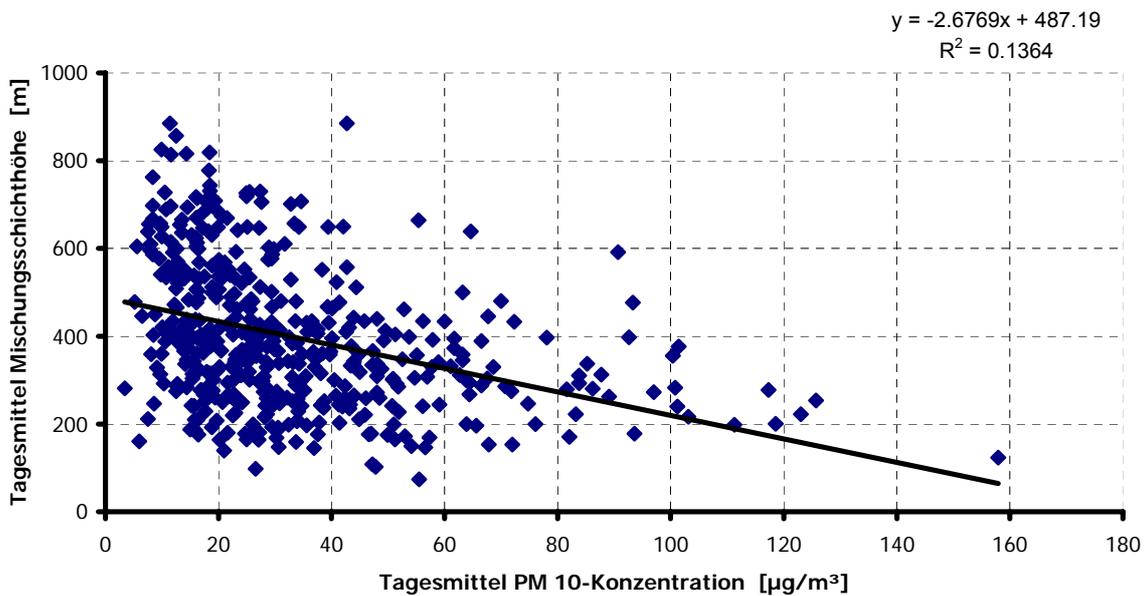


Abbildung 54: Korrelationskoeffizient  $R^2$  und Parameter der linearen Abhängigkeit der  $\text{PM}_{10}$ -Konzentrationen von der Mischungsschichthöhe an der Dach-Station HRSW während des gesamten Messzeitraums.

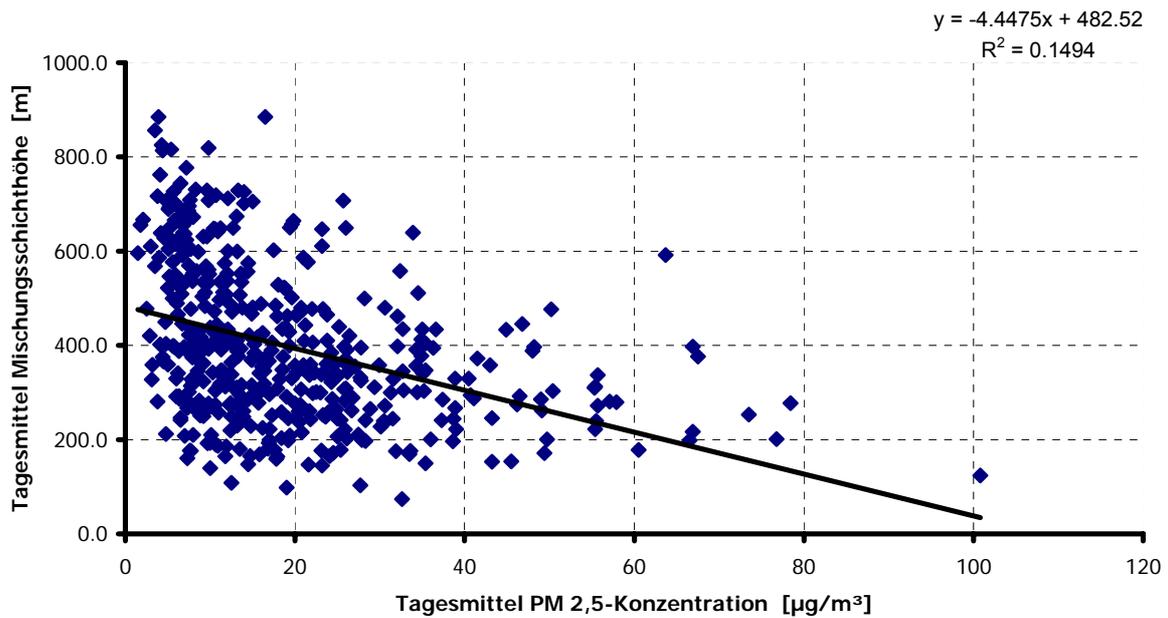


Abbildung 55: Korrelationskoeffizient  $R^2$  und Parameter der linearen Abhängigkeit der PM<sub>2,5</sub>-Konzentrationen von der Mischungsschichthöhe an der Dach-Station HRSW während des gesamten Messzeitraums.

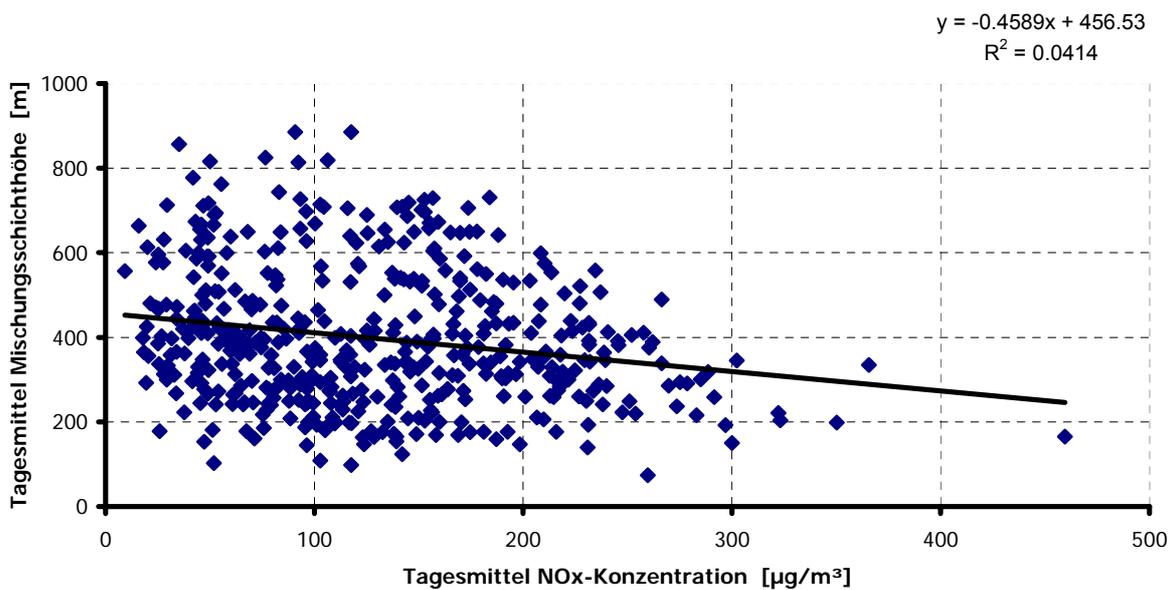


Abbildung 56: Korrelationskoeffizient  $R^2$  und Parameter der linearen Abhängigkeit der NO<sub>x</sub>-Konzentrationen von der Mischungsschichthöhe an der Verkehrsmesstation HRVS während des gesamten Messzeitraums.

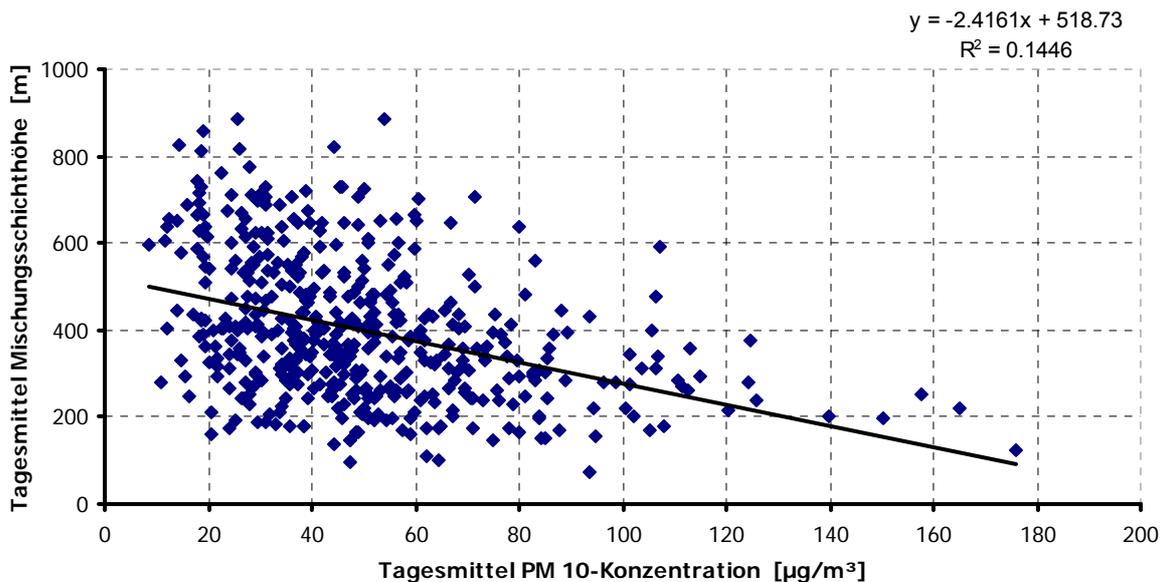


Abbildung 57: Korrelationskoeffizient  $R^2$  und Parameter der linearen Abhängigkeit der PM10-Konzentrationen von der Mischungsschichthöhe an der Verkehrsmessstation HRV1 während des gesamten Messzeitraums.

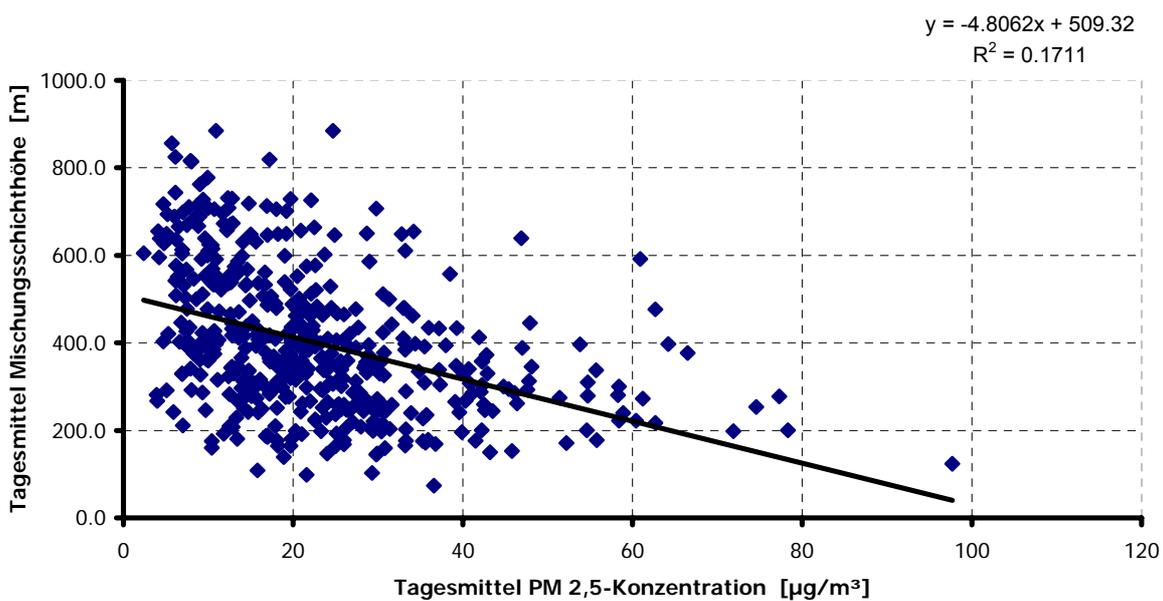


Abbildung 58: Korrelationskoeffizient  $R^2$  und Parameter der linearen Abhängigkeit der PM2,5-Konzentrationen von der Mischungsschichthöhe an der Verkehrsmessstation HRV1 während des gesamten Messzeitraums.

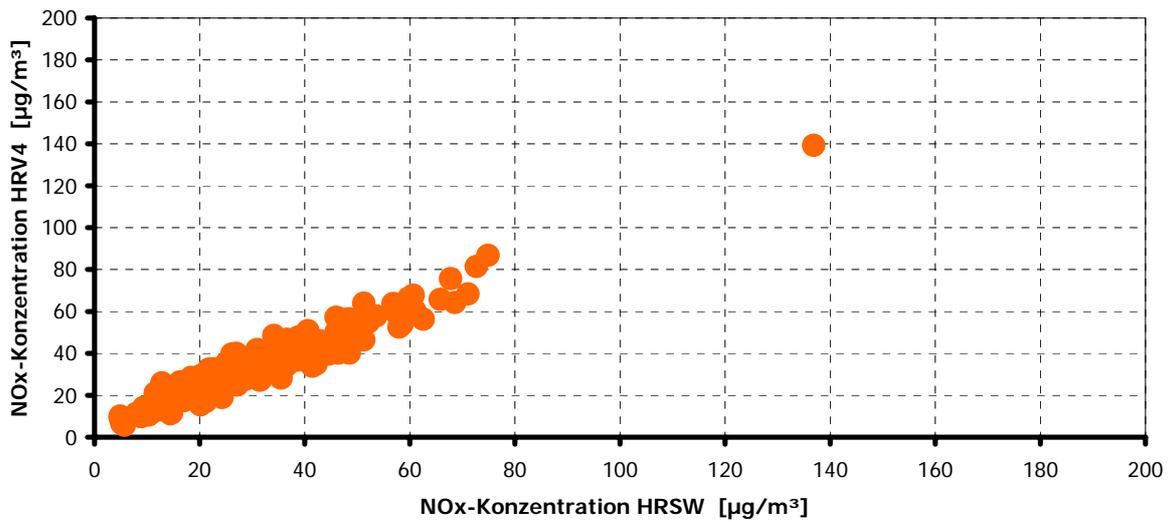


Abbildung 59: Diagramm der täglichen mittleren NO<sub>x</sub>-Konzentrationen an der Hintergrundstation HRV4 gegenüber den Konzentrationen an der Dachstation HRSW während des gesamten Messzeitraums.

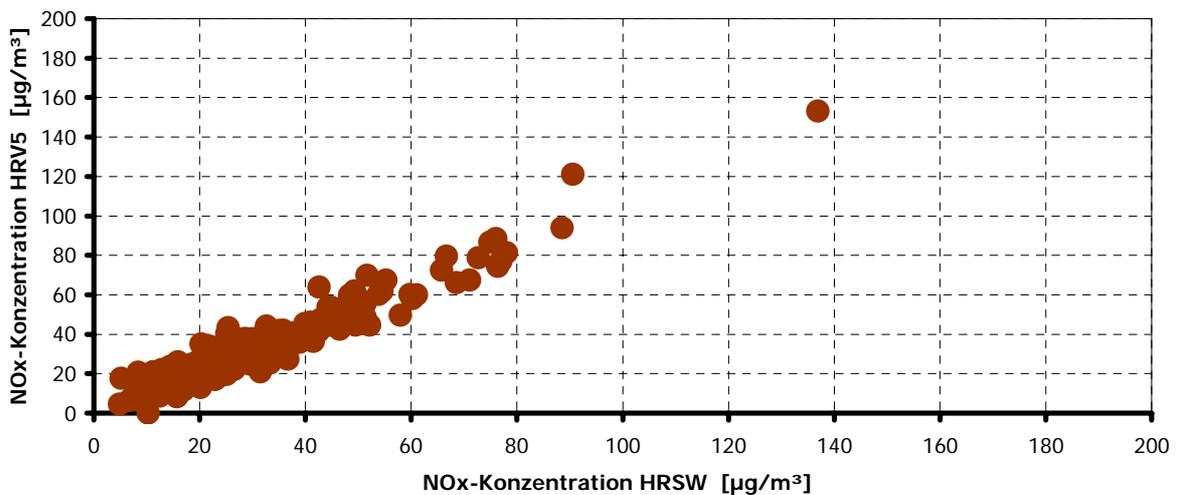


Abbildung 60: Diagramm der täglichen mittleren NO<sub>x</sub>-Konzentrationen an der Hintergrundstation HRV5 gegenüber den Konzentrationen an der Dachstation HRSW während des gesamten Messzeitraums.

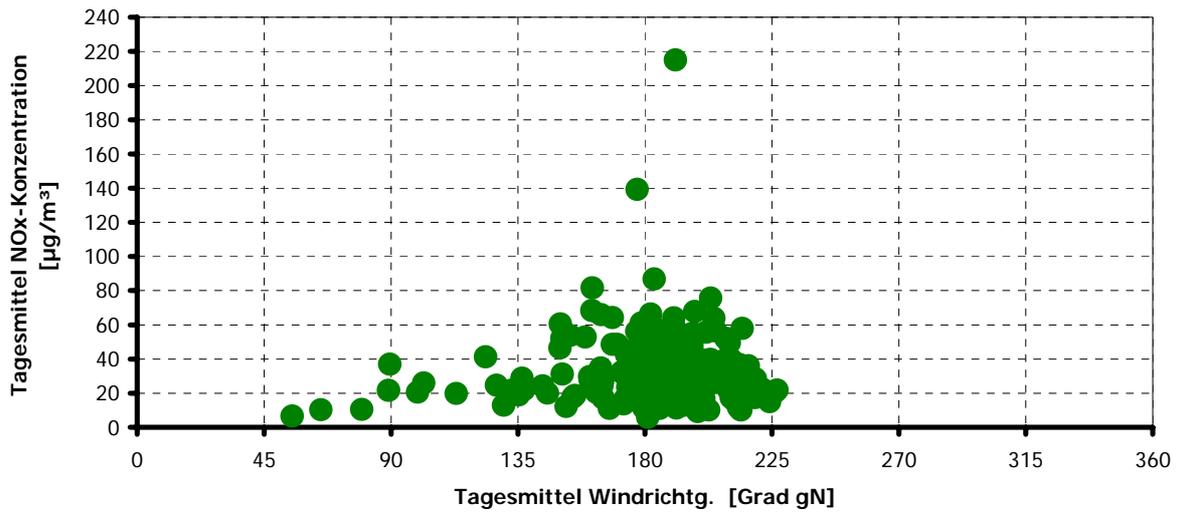


Abbildung 61: Abhängigkeit der mittleren täglichen  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen von der mittleren täglichen Windrichtung an der Hintergrundstation HRV4 während des gesamten Messzeitraums.

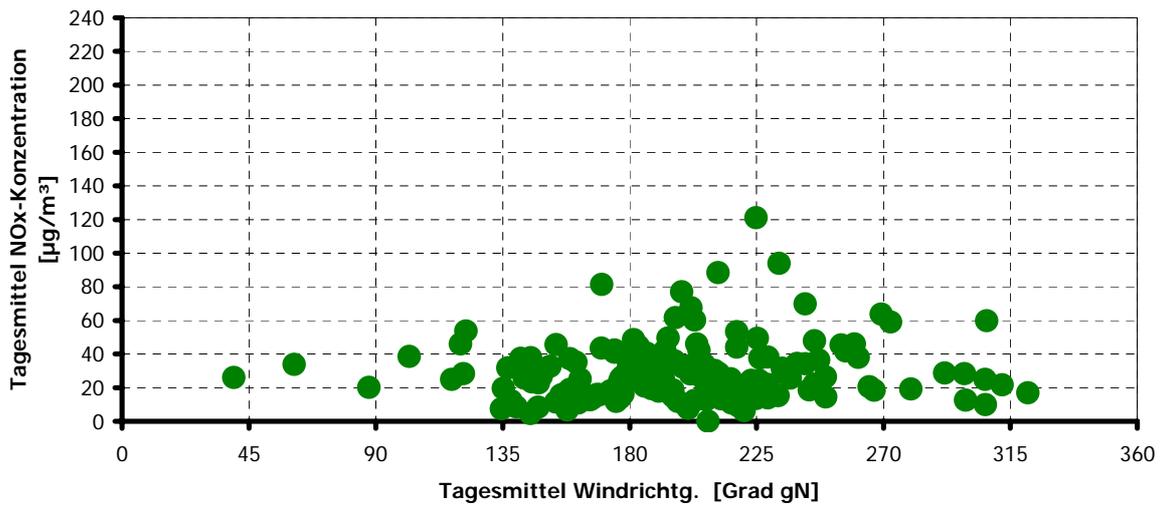


Abbildung 62: Abhängigkeit der mittleren täglichen  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen von der mittleren täglichen Windrichtung an der Hintergrundstation HRV5 während des gesamten Messzeitraums.

## 6. Datenbank ValiData

Die Datenbank ValiData (Nolte et al., 2004) ist in englischer Sprache abgefasst. Es wird die Lage aller Messstationen beschrieben:

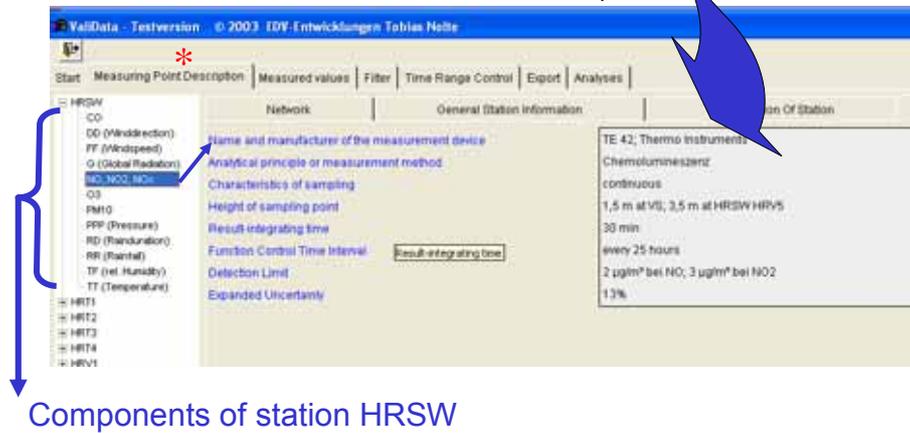
The screenshot displays the ValiData software interface. The title bar reads "ValiData - Testversion © 2003 EDV-Entwicklungen Tobias Nolte". The interface is divided into several sections:

- Left Panel:** A tree view showing a hierarchy of data series. Under "HRS", there are sub-items: HRT1, HRT2, HRT3, HRT4, HRV1, HRV2, HRV3, HRV4, HRV5, HRV6, and HRV5.
- Top Tabs:** "Start", "Measuring Point Description", "Measured values", "Time Range", "Quality", and "Analyses".
- Main Content Area:** Divided into three sub-sections:
  - Network:** Lists fields such as "Name of the network", "Abbreviation", "Name of body responsible for the management of the network", "Name of person responsible", "Address of responsible body", "Telephone and fax numbers", "E-mail address", "Web site address", and "Time reference basis of the data series (utc, local)".
  - General Station Information:** Contains the following text:

Lufthygienisches Ueberwachungsnetz Niedersachsen  
LUEN  
Niedersächsisches Landesamt fuer Oekologie  
B. Heits  
Göttinger Str. 14, D-30449 Hannover  
+49 511 4446-364 Fax -365  
bernd.heits@nlou.niedersachsen.de  
www.nlou.de
  - Classification Of Station:** (Empty)
- Map:** A street map showing a grid of buildings. A blue dot marks the location of the measuring site. A blue arrow points from the text "Measuring site Station HRS" to this dot.

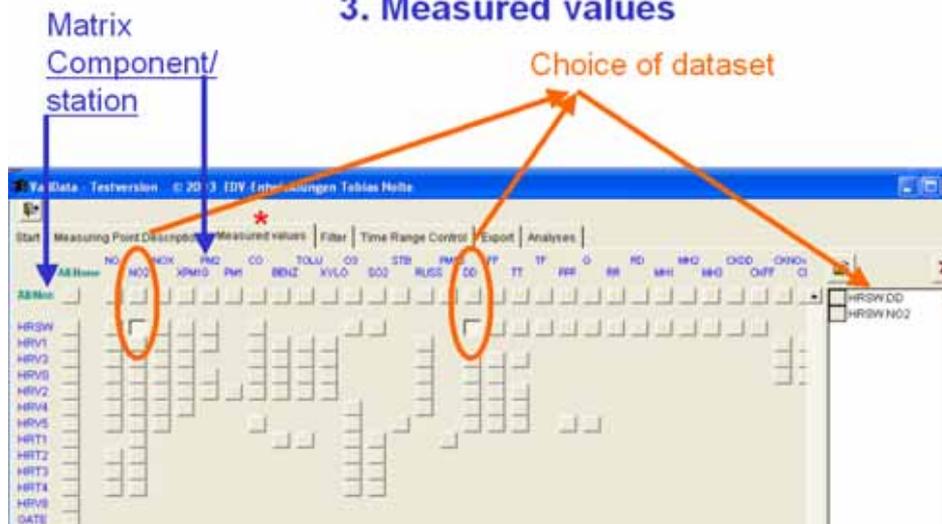
Die Datenbank enthält Informationen über alle verwendeten Messgeräte:

## 2.4 Measurement device information

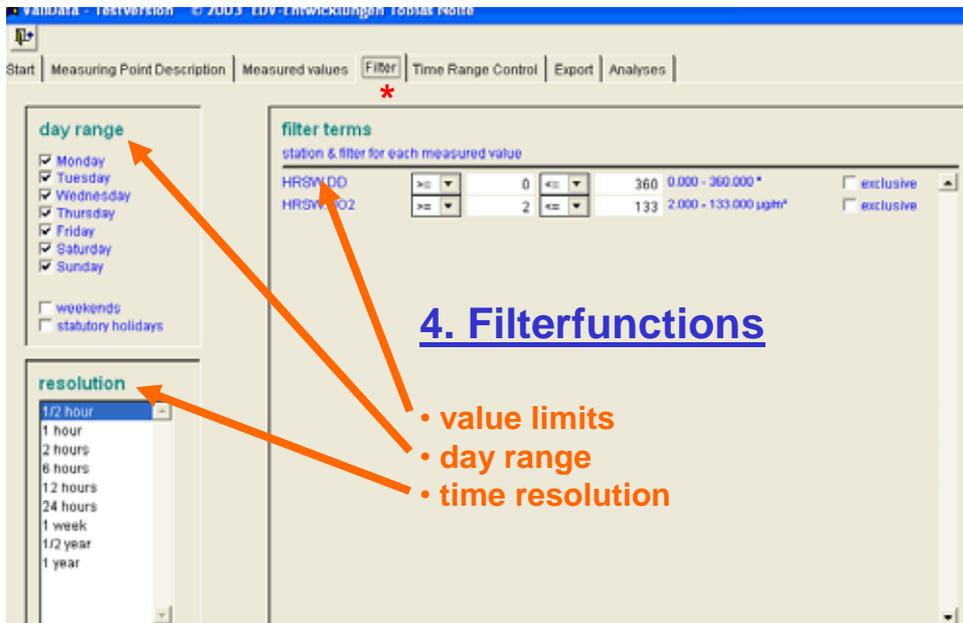


Die ValiData enthält alle Messdaten der Luftschadstoffe (in situ und Fernerkundung) und meteorologischen Messdaten (in situ und Fernerkundung: Temperatur, Druck, Feuchte, Globalstrahlung, Wind- und Turbulenzfelder, Mischungsschichthöhen) sowie die Ergebnisse der Intensivmessphasen mit den Tracer-Experimenten aus dem gesamten Messzeitraum von 2001 bis 2003. Es wurden mehr als 25 Komponenten an mehr als 30 Messstellen (teilweise nur zeitweise) erfasst. Die zeitliche Auflösung der Messdaten beträgt mindestens 30 Minuten, und die Zeitbasis ist MEZ. Die Beschreibungen entsprechen den EU-Richtlinien für die Erfassung der Luftqualität. Jede Komponente ist durch einen Qualitätsparameter charakterisiert.

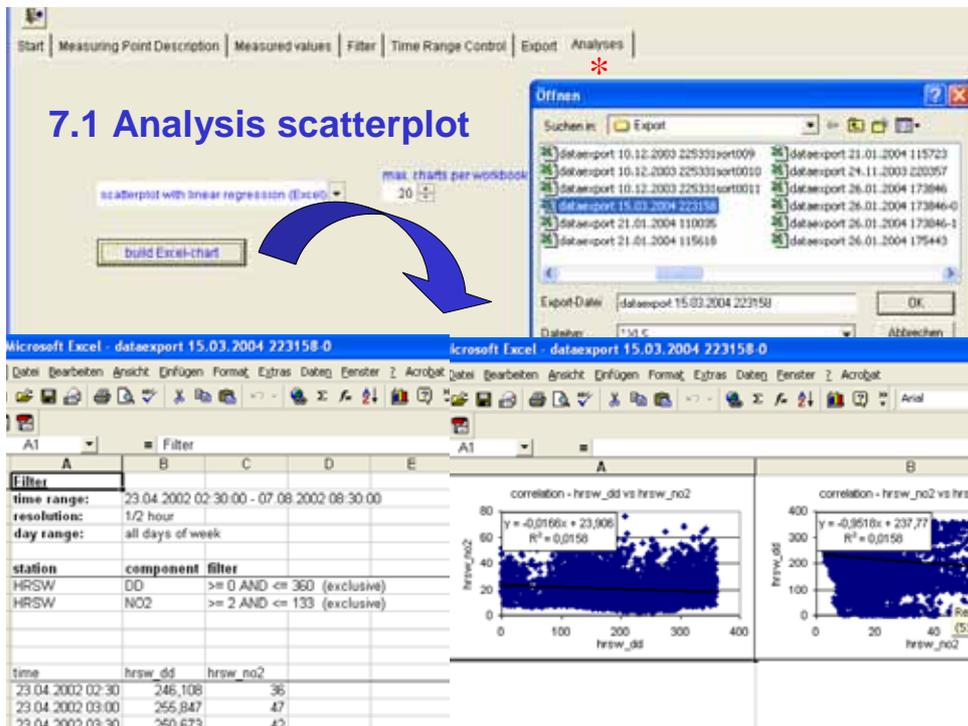
## 3. Measured values



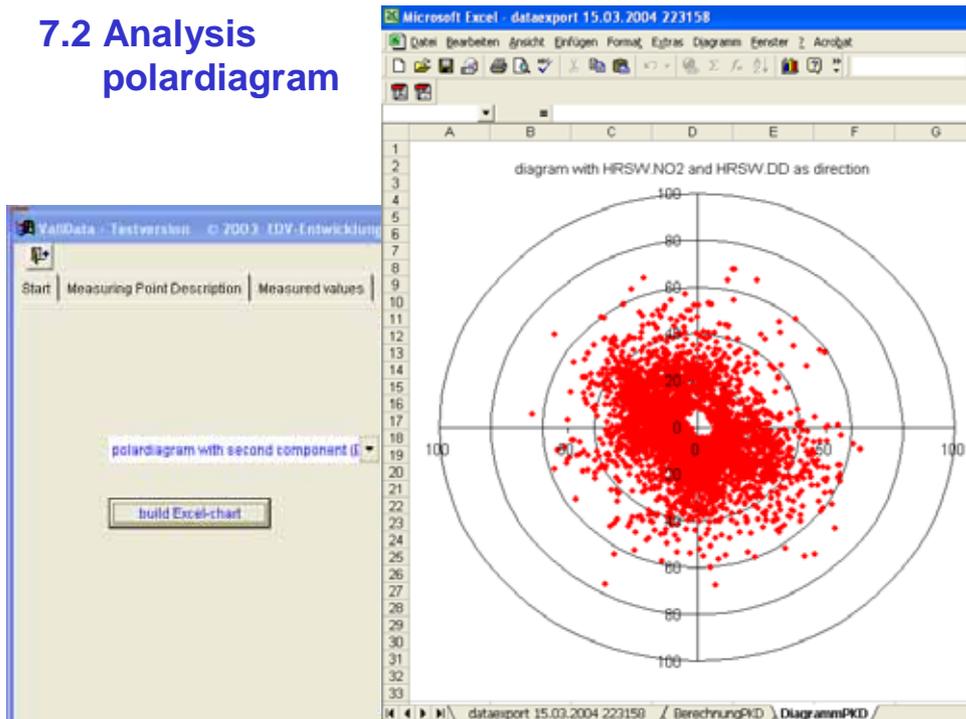
Alle Daten können in Excel exportiert werden:



Es sind Instrumente zur Auswertung der Daten in Excel vorhanden:



## 7.2 Analysis polardigram



Ein ganz wesentlicher Vorteil der Datenbank ist die Verfügbarkeit und Darstellung der generellen zeitlichen Variabilität der Luftbelastung im Bereich der Göttinger Straße. Die folgenden Abbildungen 63 – für die Komponenten CO, NO, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, Benzol, Ruß, PM10 und PM2,5 zeigen das sehr deutlich.

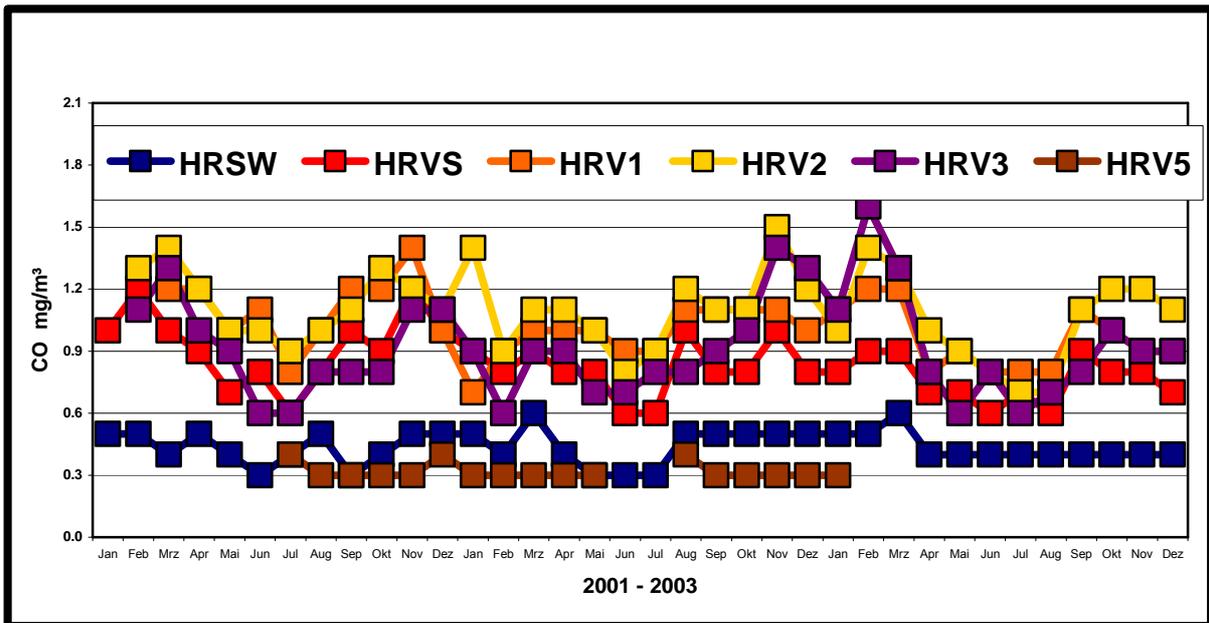


Abbildung 63: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen von CO im Bereich der Göttinger Straße im Untersuchungszeitraum 2001 - 2003.

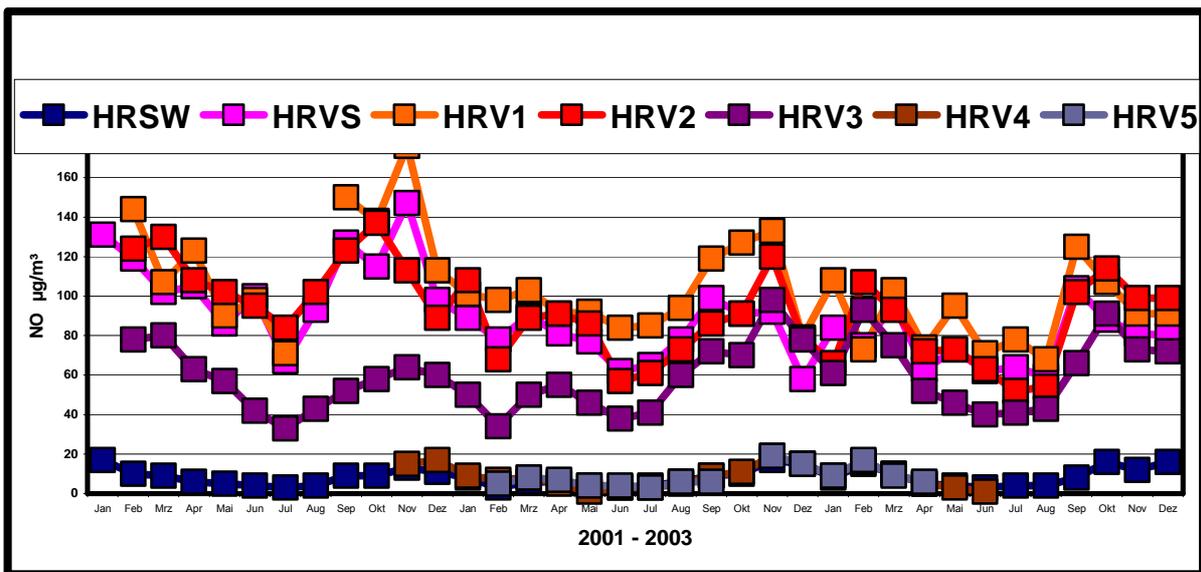


Abbildung 64: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen von NO im Bereich der Göttinger Straße im Untersuchungszeitraum 2001 - 2003.

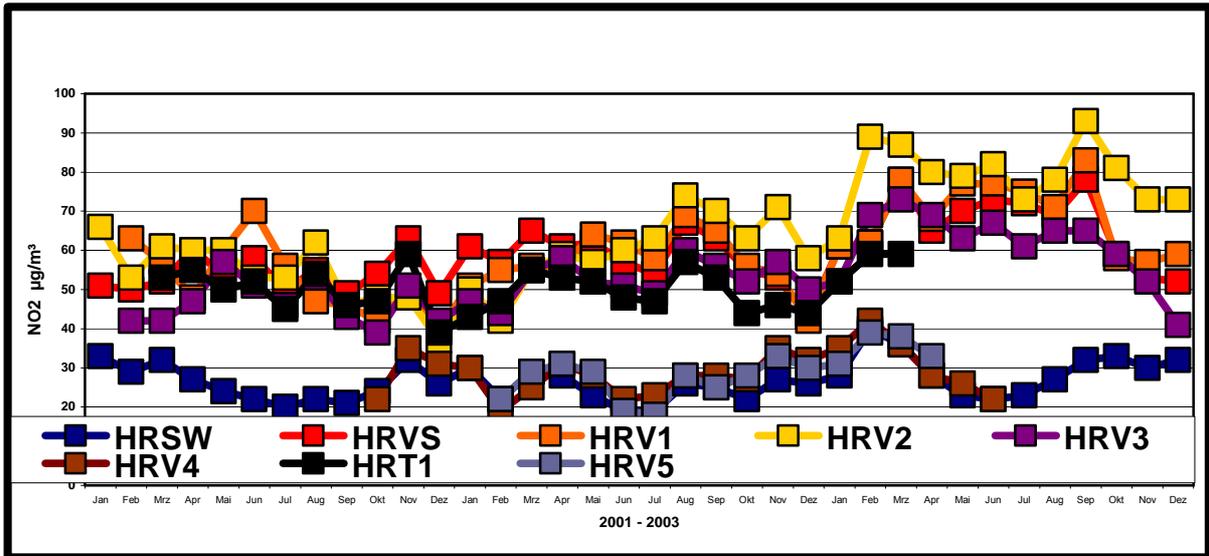


Abbildung 65: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen von NO<sub>2</sub> im Bereich der Göttinger Straße im Untersuchungszeitraum 2001 - 2003.

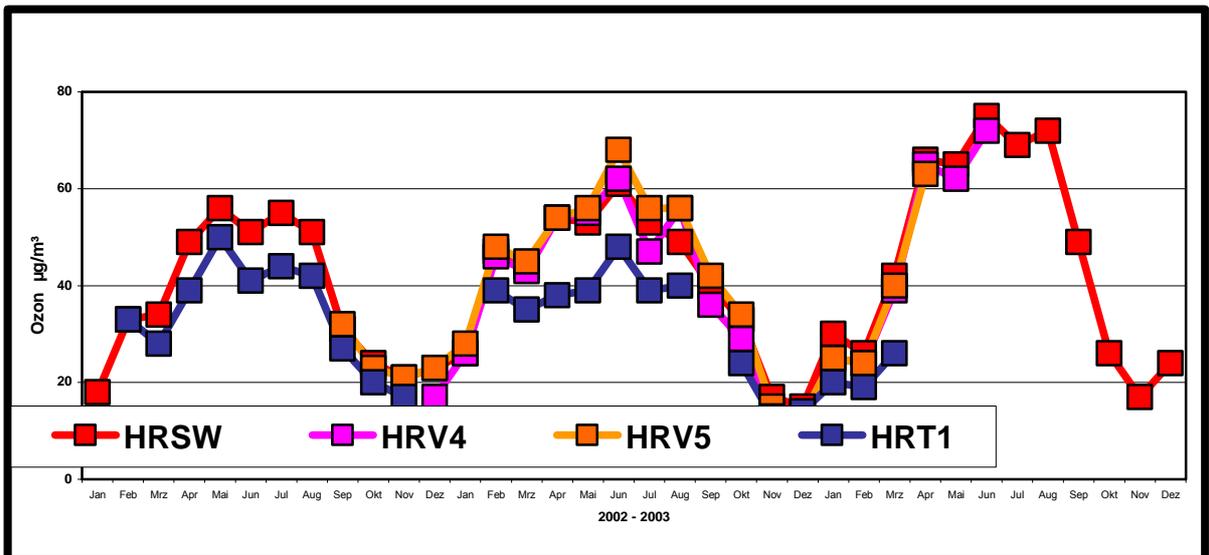


Abbildung 66: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen von O<sub>3</sub> im Bereich der Göttinger Straße im Untersuchungszeitraum 2001 - 2003.

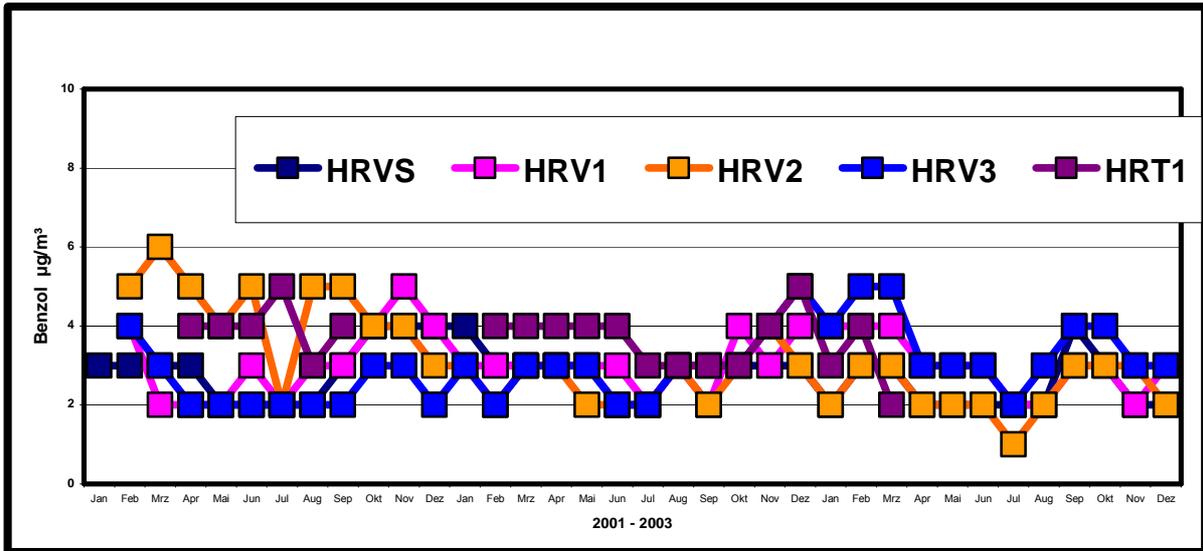


Abbildung 67: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen von Benzol im Bereich der Göttinger Straße im Untersuchungszeitraum 2001 - 2003.

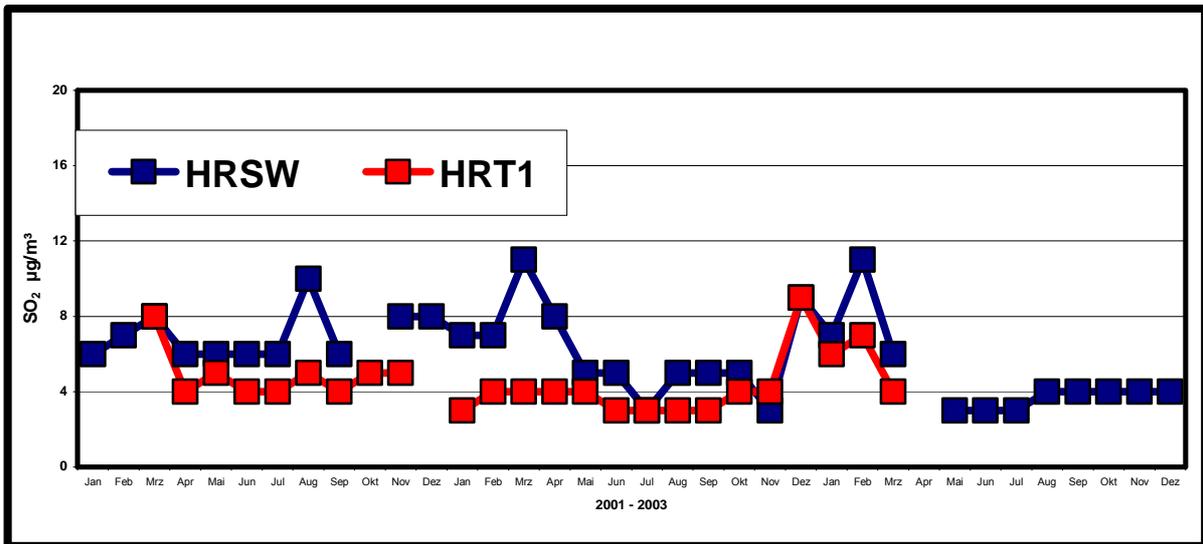


Abbildung 68: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen von SO<sub>2</sub> im Bereich der Göttinger Straße im Untersuchungszeitraum 2001 - 2003.

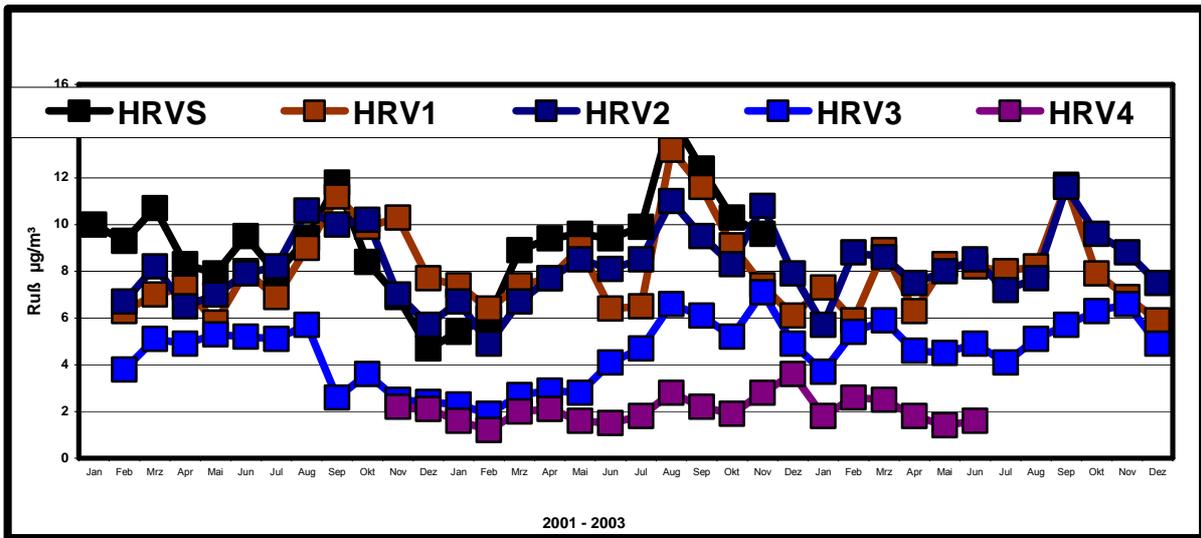


Abbildung 69: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen von Ruß im Bereich der Göttinger Straße im Untersuchungszeitraum 2001 - 2003.

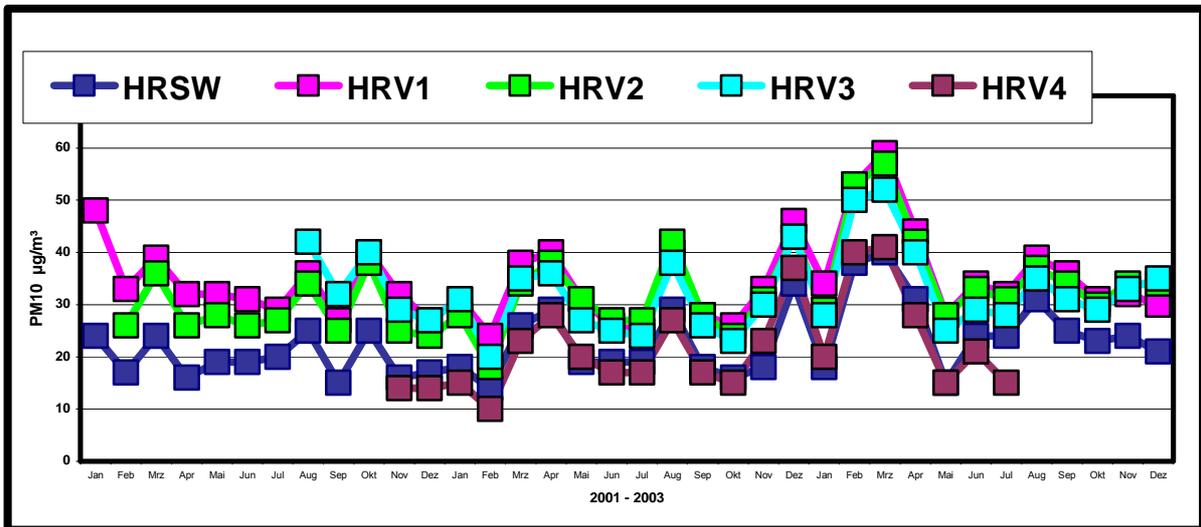


Abbildung 70: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen von PM10 im Bereich der Göttinger Straße im Untersuchungszeitraum 2001 - 2003.

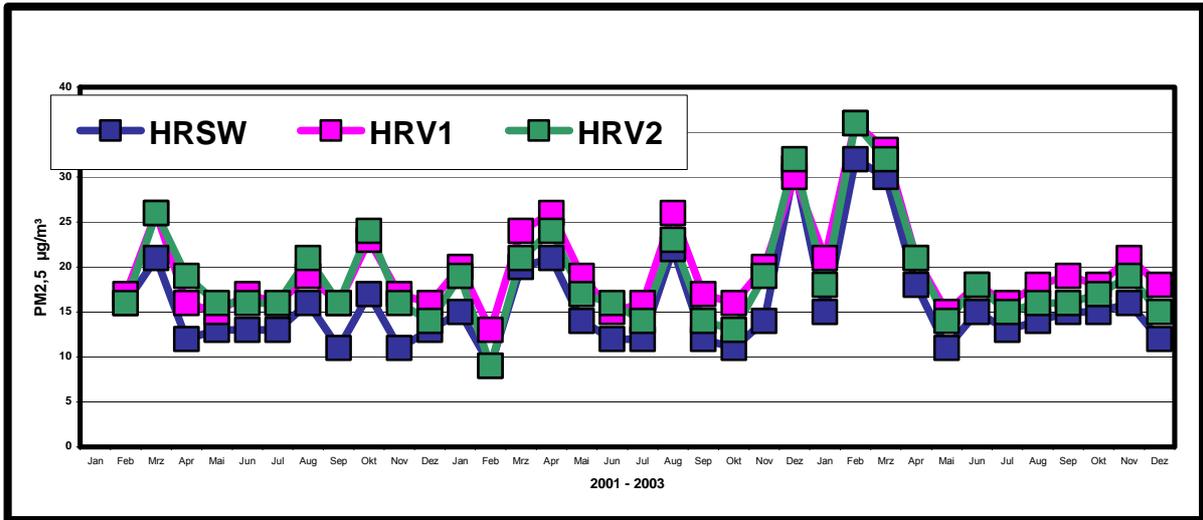


Abbildung 71: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen von PM<sub>2,5</sub> im Bereich der Göttinger Straße im Untersuchungszeitraum 2001 - 2003.

## 7. Schlussbemerkungen und Zusammenfassung

Zur Umsetzung der Europäischen Luftqualitätsrichtlinie 96/62/EC und deren Tochter-Richtlinien sind Instrumente erforderlich, die mit numerischen Modellen im Projekt VALIUM entwickelt wurden. Zur Erzeugung eines Validierungsdatensatzes für mikro-skalige Modellsysteme wurden kontinuierliche Feldmessungen in Ergänzung zum Messprogramm des NLÖ in der Straßenschlucht (Göttinger Straße, Hannover) und in deren 1 km x 1 km Umgebung von Anfang 2001 bis Ende 2003 durchgeführt. Luftschadstoffe und meteorologische Parameter wurden in situ an vier Stationen innerhalb der Straßenschlucht und an drei Stationen in der Umgebung gemessen. Längengemittelte optische Messverfahren (zwei, zeitweilig drei DOAS) wurden am Boden und auf einem Gebäudedach eingesetzt. Wind- und Turbulenzprofile sowie Mischungsschichthöhen wurden mit akustischer Fernerkundung, d.h. einem SODAR, süd-westlich der Göttinger Straße in ca. 500 m Entfernung gemessen.

Drei erfolgreiche Intensivmessphasen fanden zu verschiedenen Jahreszeiten statt. Dazu wurden u. a. auf beiden Straßenseiten die längengemittelten Schadstoff- und Tracer-SF<sub>6</sub>-Konzentrationen (siehe Teilprojekt 3) mit FTIR-Spektrometrie gemessen. Vertikale Schadstoff-Gradienten in der Straßenschlucht wurden mit einem dritten DOAS untersucht. Zusätzlich waren längere Zeit ein Ceilometer (Aerosol-Rückstreu-Profile) von der Fa. Vaisala auf einem Gebäudedach und im Mai und Oktober 2002 ein Wind-Temperatur-Radar (Temperatur-Profile) des IMK-ASF im Einsatz, deren Daten zur Validierung des SODAR genutzt wurden.

Alle Messverfahren wurden durch langfristige Datenvergleiche, den gleichzeitigen Betrieb der Instrumente am gleichen Ort und spezielle Experimente (u. a. für SF<sub>6</sub>) kalibriert. Die Abweichungen bei den Vergleichsmessungen blieben insgesamt im Bereich der Messgenauigkeit. Ein Vergleich der Winddaten des SODAR und der Dachstation HRSW ergab eine Beeinflussung letzterer durch umliegende Gebäudestrukturen.

Die Validierungsdatensätze können zur Validierung von allen mikroskaligen Chemie-Transport-Modellen genutzt werden und stehen in der Datenbank ValData zur Verfügung. Die Validierungsdatensätze einschließlich entsprechender Präsentations- und Analyse-Algorithmen stehen den Nutzern unentgeltlich zur Verfügung (Internet-Adresse bei den Autoren zu erfragen).

Die Untersuchungen zeigten eine gute Repräsentativität der Messstellen in und außerhalb der Straßenschlucht für die Validierungsaufgabe, wenn mittlere Werte verwendet werden. Die längengemittelten Messungen mittels FTIR und DOAS sind z.B. für die Untersuchung des Rotor in der Straßenschlucht besonders gut geeignet, da sie eine geringere zeitliche Variation und damit eine höhere Repräsentativität haben. Die einzelnen Tracer-Messstellen weisen nur lokale Repräsentativität auf, ähnlich wie dies auch schon für Windmessstellen mit Hilfe von Modelluntersuchungen herausgefunden wurde. Bei der Erfassung von kleinräumigen Transportprozessen in der Straßenschlucht gibt es keine Unterschiede zwischen den Ergebnissen der verschiedenen Messverfahren.

Die Kenntnisse über die Windverhältnisse und Ausbreitungsvorgänge in und über einer Stadt wurden durch den gekoppelten Einsatz von Fernerkundungs- in In-Situ-Messverfahren verbessert.

Die Messungen zeigen bei senkrechter Anströmung deutlich den Effekt eines Rotors in der Straßenschlucht auf die Konzentrationsverteilung in vertikaler Richtung. So sind die leeseitigen Hauswände höher belastet als die luvseitigen. Die vertikale Konzentrationsverteilung hängt ab von der Anströmrichtung; sie weist auf der Seite der Straßenschlucht, auf der die Einströmung in die Schlucht erfolgt, einen geringeren vertikalen Gradienten auf. Diese Ergebnisse der Naturmessungen werden auch in den Modellstudien

mit dem M-SYS Modell MITRAS wiedergegeben und mit ähnlichen Experimenten in der Literatur beschrieben.

Das Konzept und die Interpretation der Messungen sind gekoppelt mit Untersuchungen im Windkanal (Wind- und Turbulenzparameter, Variation der Grenzschichthöhe, Tracergasexperimente). So wurden im Windkanal die Verhältnisse des 24. Oktober 2002 (Windrichtung  $250^{\circ} \pm 8^{\circ}$ ) simuliert sowie Tracergas freigesetzt und sieben 30-Minuten-Mittel von  $c^*$  (Definition in ) aus Naturmessungen gebildet sowie Punktmessungen auf FTIR-Pfaden längengemittelt. Alle Methoden zeigen das gleiche  $c^*$ -Verhältnis zwischen östlicher und westlicher Straßenseite. Unterschiede in den  $c^*$ -Werten spiegeln die unterschiedlichen Mittelungen der Methoden wieder - die Naturmessungen sind über sieben Werte gemittelt, während im Windkanal unter konstanten Bedingungen gemittelt wird, so dass nur die Turbulenz einen Einfluss hat. Erstmals wurden Feldmessungen in einem Stadtquartier mit Windkanal-Untersuchungen verknüpft.

Korrelationsuntersuchungen der Abhängigkeit der Schadstoffkonzentrationen von der Mischungsschichthöhe zeigen, dass ca. ein Drittel der Varianz der  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen an der Dachstation und an den Hintergrundstationen mit der Höhe der Mischungsschicht (negative Steigung der Ausgleichsgeraden) erklärbar ist. Für Bodenstationen in der Straßenschlucht ist der Einfluss der Straßenverkehrsemissionen dagegen signifikant. Aus diesen Untersuchungen kann die Repräsentativität der Lage der Dachstation und der Hintergrundstationen für die urbane Grenzschicht geschlussfolgert werden. Bei  $\text{PM}_{10}$  und  $\text{PM}_{2,5}$  ist eine Abhängigkeit der Konzentrationen von der Mischungsschichthöhe weder für das Boden- noch für das Dachniveau deutlich. Die mittleren  $\text{PM}_{10}$ -Konzentrationen der Bodenstationen in der Straßenschlucht sind nur etwa doppelt so hoch wie auf Dachniveau bzw. an einer Hintergrundstation und damit wesentlich geringer als für  $\text{NO}_x$ . Für  $\text{PM}_{2,5}$  gibt es keine wesentlichen Unterschiede.

Diese Untersuchungsergebnisse tragen zum Verständnis hoher Luftbelastungen in Städten bei. Damit ist eine Grundlage geschaffen worden, Emissionsreduktionsstrategien zur Realisierung der europäischen Luftqualitätspolitik zu erarbeiten. Erkenntnisse zur Entstehung von Luftbelastungen im urbanen Bereich wurden im Rahmen des von der EC geförderten Projektes ICAROS NET (Integrated Computational Assessment of Air Quality via Remote Observation Network) verwendet. Das entwickelte Verfahren zur Bestimmung der Mischungsschichthöhe aus SODAR-Messungen wurde hier u. a. für die urbane Atmosphäre (München und Budapest) verwendet.

## 8. Literatur

Assimakopoulos, V.D., ApSimon, H.M., Moussiopoulos, N.: A numerical study of atmospheric pollutant dispersion in different two-dimensional street canyon configurations. *Atmos. Environ.* 37, (2003), 4037-4049.

Bächlin, W., Frantz, H., Lohmeyer, A., Dreiseidler, A., Baumbach, G., Theurer, W., Heits, B., Müller, W.J., Giesen, K.-P.: 1. Materialienband für Maßnahmenpläne nach der EU-Richtlinie zur Luftqualität – Feinstaub und Schadgasbelastung in der Göttinger Straße, Hannover. Nachhaltiges Niedersachsen, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim, Band 24, (2003a), 20 pp; ISSN 0949-8265.

Bächlin, W., Theurer, W., Müller, W.J., Schäfer, K., Kühlwein, J., Lohmeyer, A.: Göttinger Straße – Tools: Tracermessungen mit einer linienförmigen Quelle in der Natur, Durchführung und Ergebnisse. Proceedings Fachtagung METTOOLS V, Universität Duisburg – Essen, Essen, (2003b), 63-66.

Bächlin, W., Lohmeyer, A., Kuhlbusch, T., Dreiseidler, A., Baumbach, G., Giesen, K.-P., Heits, B., Müller, W.J., Klasmeier, E., Schmidt, H.: 3. Materialienband für Maßnahmenpläne nach der EU-Richtlinie zur Luftqualität: Aerosolbudget in einem landwirtschaftlich geprägten Gebiet in Niedersachsen. Nachhaltiges Niedersachsen, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim, Band 28, (2004a), 111 pp; ISSN 0949-8265.

W. Bächlin, Rühling, A., Frantz, H., Theurer, W., Müller, W.J., Heits, B., Drunkenmölle, D.: Erstellung eines auf Naturmessungen basierenden Validierungsdatensatzes zur Ausbreitung von Schadstoffen in Straßenschluchten. Abschlussbericht des Teilprojektes 3 des Verbundprojektes „Entwicklung und Validierung von Instrumenten zur Umsetzung der europäischen Luftqualitätspolitik (VALIUM)“ des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Atmosphärenforschungsprogramms (AFO 2000) (Förderkennzeichen 07ATF12), Ingenieurbüro Dr. Achim Lohmeyer, Karlsruhe, (2004b), 74 pp.

Becker, A., Scherer, B., Memmesheimer, M., Geiß, H.: Studying the City Plume of Berlin on 20 July 1998 with Three Different Modelling Approaches. *J. Atmos. Chem.* 42, (2002), 1, 41-70.

Beyrich, F.: Mixing height estimation from sodar data - a critical discussion. *Atmos. Environ.* 31, (1997), 3941-3953.

Bauer-Pfundstein, M.: Bestimmung von Turbulenzparametern und der Schallabsorption mit einem Wind-Temperatur-Radar. Forschungszentrum Karlsruhe Bericht FZKA 6281, (1999), 152 S.

Carlaw, D.C., Beevers, S.D.: Investigating the potential importance of primary NO<sub>2</sub> emissions in a street canyon. *Atmos. Environ.* 38, (2004), 3585-3594.

Carvalho, J.C., Anfossi, D., Trini Castelli, S., Dregazia, G.A.: Application of a model system for the study of transport and diffusion in complex terrain to the TRACT experiment. *Atmos. Environ.* 36, (2002), 7, 1147-1161.

Casadio, S., di Sarra, A., Fiocco, G., Fuà, D., Lena, F., Rao, M.P.: Convective characteristics of the nocturnal urban boundary layer as observed with Doppler sodar and Raman lidar. *Bound.-Layer Meteor.* 79, (1979), 375-391.

Caton, F., Britter, R.E., Dalziel, S.: Dispersion mechanisms in a street canyon. *Atmos. Environ.* 37, (2003), 693-702.

Counihan, J.: Simulation of an adiabatic urban boundary layer in the wind tunnel. *Atmos. Environ.* 7, (1973), 673-689.

Dupont, E., Menut, L., Carissimo, B., Pelon, J., Flamant, P.: Comparison between the atmospheric boundary layer in Paris and its rural suburbs during the ECLAP experiment. *Atmos. Environ.* 33, (1999), 979-994.

Emeis, S.: *Meteorologie in Stichworten*. Borntraeger Stuttgart, (2000), XIV+199 S.

Emeis, S.: Vertical variation of frequency distributions of wind speed in and above the surface layer observed by sodar. *Meteorol. Z.* 10, (2001), 141-149.

Emeis, S.: Vertical wind profiles over an urban area. *Meteorol. Z.* 13, (2004), in print.

Emeis, S., Türk, M.: Frequency distributions of the mixing height over an urban area from SODAR data. *Meteorol. Z.* 13, (2004), in print.

Emeis, S., Münkel, C., Vogt, S., Müller, W.J., Schäfer, K.: Atmospheric boundary-layer structure from simultaneous SODAR, RASS, and ceilometer measurements. *Atmos. Environ.* 38, (2004), 273-286.

Farrell, C., Iyengar, A.k.S: Experiments on the wind tunnel simulation of atmospheric boundary layers. *J. Wind Eng. Ind. Aerodyn.* 79, (1999), 11-35.

Gidhagen, L., Johansson, C., Langner, J., Olivares, G.: Simulation of NO<sub>x</sub> and ultrafine particles in a street canyon in Stockholm, Sweden. *Atmos. Environ.* 38, (2004), 2029-2044.

Grant, W. B., Kagann, R. H., McClenny, W. A.: Optical Remote Measurements of Toxic Gases. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 42, (1992), 1, 18-30.

Haus, R., Schäfer, K., Bautzer, W., Heland, J., Mosebach, H., Bittner, H., Eisenmann, T.: Mobile FTIS-Monitoring of Air Pollution. *Appl. Opt.* 33, (1994), 24, 5682-56899.

Hildebrandt und Ackermann (1984) ???

Jakobs, H.J., Friese E., Memmesheimer, M., Ebel, A., Müller, W.J., Heits, B.: 2. Materialienband für Maßnahmenpläne nach der EU-Richtlinie zur Luftqualität: MODMESS – Modellgestützte Analyse der PM- und Ozonmessung an den Stationen Bösel und Hannover. Nachhaltiges Niedersachsen, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim, Band 26, (2004), 79 pp; ISSN 0949-8265.

Ketzel, M., Berkowicz, R.: Modelling the fate of ultrafine particles from exhaust pipe to rural background: an analysis of time scales for dilution, coagulation and deposition. *Atmos. Environ.* 38, (2004), 2639-2652.

Kim, J.-J., Baik, J.-J.: A numerical study of the effects of ambient wind direction on flow and dispersion in urban street canyons using the RNG  $\kappa$ - $\epsilon$  turbulence model. *Atmos. Environ.* 38, (2004), 3089-3048.

Kottmeier, Ch., Lege, D., Roth, R.: Ein Beitrag zur Klimatologie und Synoptik der Grenzschicht-Strahlströme über der norddeutschen Tiefebene. *Ann. Meteorol. N.F.*, 20, (1983), 18-19.

Lenschow, P., Abraham, H.-J., Kutzner, K., Lutz, M., Preuß, J.-D., Reichenbacher, W.: Some ideas about sources of PM<sub>10</sub>. *Atmos. Environ.* 25, (2001), 1, S23-S33.

- Lokoshchenko, M.A.: Long-term Sodar Observations in Moscow and a New Approach to Potential Mixing Determination by Radiosonde Data. *J. Atmos. Oceanic Technol.* 19, (2002), 1151-1162.
- Longley, I.D.: Corrections to a description of turbulence in a trafficked street canyon in Manchester. *Atmos. Environ.* 38, (2004), 4589-4592.
- Longley, I.D., Gallagher, M.W., Dorsey, J.R., Flynn, M., Allan, J.D., Alfarra, M.R., Inglis, D.: A case-study of aerosol ( $4.6 \text{ nm} < D_p < 10 \text{ }\mu\text{m}$ ) number and mass size distribution measurements in a busy street canyon in Manchester, UK. *Atmos. Environ.* 37, (2003), 1563-1571.
- Longley, I.D., Gallagher, M.W., Dorsey, J.R., Flynn, M., Barlow, J.F.: Short-term measurements of airflow and turbulence in two street canyons in Manchester. *Atmos. Environ.* 38, (2004a), 69-79.
- Longley, I.D., Gallagher, M.W., Dorsey, J.R., Flynn, M.: A case-study of fine particle concentrations and fluxes measured in a busy street canyon in Manchester, UK. *Atmos. Environ.* 38, (2004b), 3595-3603.
- Maughan, R.A., Spanton, A.M., Williams, M.L.: An analysis of the frequency distribution of SODAR derived mixing heights classified by atmospheric stability. *Atmos. Environ.* 16, (1982) 1209-1218.
- Melling, H., List, R.: Characteristics of Vertical Velocity Fluctuations in a Convective Urban Boundary Layer. *J. Appl. Meteor.* 19, (1980), 1184-1195.
- Mensink, C., Colles, A., Janssen, L., Cornelius, J.: Integrated air quality modelling for the assessment of air quality in street against the council directives. *Atmos. Environ.* 37, (2003), 5177-5184.
- Müller, W.J., Heits, B., Schatzmann, M.: A Prototype Station for the Collection of Urban Meteorological Data. <http://www.harmo.org/Conferences/Proceedings/Sofia/publishedSections/Pages326.pdf>, (2001).
- Müller, W.J., Heits, B., Giesen, K.-P., Haase, D., Drunkenmölle, W.-D., Beyer, R., Bächlin, W., Frantz, H., Theurer, W., Dreisedler, A., Schäfer, K., Emeis, S., Hoffmann, H., Jahn, C., Leidl, B., Pascheke, F., Schatzmann, M., Kühlwein, J.: Göttinger Straße – Tools: Übersicht über Untersuchungsprojekte in der Straßenschlucht. *Proceedings Fachtagung METTOOLS V, Universität Duisburg – Essen, Essen, (2003), 57-59.*
- Münkel, C., Emeis, S., Müller, W.J., Schäfer, K.: Observation of aerosol in the mixing layer by a ground-based lidar ceilometer. In: *Remote Sensing of Clouds and the Atmosphere VII*, Klaus Schäfer, Olga Lado-Bordowsky, Adolfo Comeron, Richard H. Picard (eds.), *Proceedings of SPIE, Bellingham, WA, USA, Vol. 4882, (2003), 344-352; ISSN 0277-786X, ISBN 0-8194-4664-5.*
- Münkel, C., Emeis, S., Müller, W.J., Schäfer, K.: Aerosol concentration measurements with a lidar ceilometer: results of a one year measuring campaign. In: *Remote Sensing of Clouds and the Atmosphere VIII*, Klaus Schäfer, Adolfo Comeron, Michel Carleer, Richard H. Picard (eds.), *Proceedings of SPIE, Bellingham, WA, USA, Vol. 5235, (2004), 486-496; ISSN 0277-786X, ISBN 0-8194-5118-5.*
- Murena, F., Vorraro, F.: vertical gradient of benzene concentration in a deep street canyon in the urban area of Naples. *Atmos. Environ.* 37, (2003), 4853-4859.

Nolte, T., Müller, W., Heits, B., Schäfer, K., Busch, W., Beyer, R., Drunkenmölle, W.-D., Tharsen, J.: ValiData. Database and preanalyses tool of the VALIUM project. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hannover; Institut für Meteorologie und Klimaforschung, Forschungszentrum Karlsruhe, Garmisch-Partenkirchen, (2004).

OP SIS, DOAS User Guide. OP SIS AB, Furulund, Sweden, (1997).

Pascheke, F.: Systematische Untersuchung von mikroskaligen Strömungs- und Transportprozessen in städtischer Bebauung. Dissertation, Fachbereich Geowissenschaften, Universität Hamburg, in Vorbereitung.

Peters, G., Fischer, B.: Parameterization of wind and turbulence profiles in the atmospheric boundary layer based on sodar and sonic measurements. - Meteorol. Z. 11, (2002), 255-266.

Plate, E.J.: Urban climates and urban climate modelling: An introduction. In: Cermal, J.E. et al. (Hrsg.): Wind Climate in Cities. Kluwer, Dordrecht, (1995), 23-39.

Platt, U., Perner, D.: Measurements of Atmospheric Trace Gases by Long Path Differential UV/Visible Absorption Spectroscopy. In: Optical and Laser Remote Sensing, D. K. Killinger and A. Mooradian (eds.), 97-105, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, (1983).

Räsänen, J., Lönnqvist, J., Piironen, A.K.: Urban boundary layer measurements with a commercial ceilometer. Proc. 3rd Symp. on Urban Environm., Aug. 15-18, 2000, Davis CA. Amer. Meteorol. Soc., Boston, (2000), 34-35.

Reitebuch, O., Emeis, S.: SODAR-measurements for atmospheric research and environmental monitoring. Meteorol. Z., N. F. 7, (1998), 11-14.

Rotach, M.: On the influence of the urban roughness sublayer on turbulence and dispersion. Atmos. Environ. 33, (1999), 4001-4008.

Roth, M.: Review of atmospheric turbulence over cities. Quart. J. Roy. Meteor. Soc. 126, (2000), 941-990.

Roth, M., Oke, T.R.: Relative efficiencies of turbulent transfer of heat, mass, and momentum over a patchy urban surface. J. Atmos. Sci. 52, (1995), 1863-1874.

Schäfer, K., Fömmel, G., Hoffmann, H., Briz, S., Junkermann, W., Emeis, S., Jahn, C., Leipold, S., Sedlmaier, A., Dinev, S., Reishofer, G., Windholz, L., Soulakellis, N., Sifakis, N., Sarigiannis, D.: Three-Dimensional Ground-Based Measurements of Urban Air Quality to Evaluate Satellite Derived Interpretations for Urban Air Pollution. International Journal on Water, Air, and Soil Pollution: Focus 2, 5-6 (2002), 91-102.

Schäfer, K., Hoffmann, H., Jahn, C., Emeis, S., Müller, W.J. Heits, B., Bächlin, W., Schlünzen, K.H., Schatzmann, M.: Untersuchung von Luftbelastungen in einer Straßenschlucht mittels Fernerkundungs- und In-situ-Messungen. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft, 64, 6 (2004), 281-289.

Schlünzen, K.H., Hinneburg, D., Knoth, O., Lambrecht, M., Leitl, B., Lopez, S., Lüpkes, C., Pankus, H., Renner, E., Schatzmann, M., Schoenemeyer, T., Trepte, S., Wolke, R.: Flow and transport in the obstacle layer - First results of the microscale model MITRAS. J. Atmos. Chem., 44, (2003), 113-130.

Seibert, P., Beyrich, F., Gryning, S.-E., Joffre, S., Rasmussen, A., Tercier, P.: Review and intercomparison of operational methods for the determination of the mixing height. *Atmosph. Environm.* 34, (2000), 1001-1027.

Trukenmüller, A., Grawe, D., Schlünzen, K.H.: M-SYS, ein Modellsystem für die Beurteilung der Luftqualität entsprechend den EU-Richtlinien. *Meteorol. Z.*, in Druck.

Türk, M., Emeis, S.: Bestimmung der Mischungsschichthöhe aus über einen Zeitraum von 16 Monaten durchgeführten SODAR-Messungen mittels automatischer Auswertung. *Forschungszentrum Karlsruhe Bericht FZKA 6927*, (2000), 30 S. (Von den Autoren und der Bibliothek des FZK erhältlich)

Uno, I., Wakamatsu, S., Ueda, H., Nakamura, A.: An observational study of the structure of the nocturnal urban boundary layer. *Bound.-Layer Meteor.* 45, (1988), 59-82.

Uno, I., Wakamatsu, S., Ueda, H., Nakamura, A.: Observed structure of the nocturnal urban boundary layer and its evolution into a convective mixed layer. *Atmos. Environ.* 26B, (1992), 45-57.

Van der Meulen, A., van Straalen, D., van Elzakker, B.G., Heits, B., Helmholz, E., Rienecker, H.: Field Comparison of Air Monitoring Networks. *Nachhaltiges Niedersachsen, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim*, Band 22, (2003), 57 pp; ISSN 0949-8265.

Vogt, S., Jaubert, G.: Foehn in the Rhine Valley as seen by a wind-profiler RASS system and comparison with the nonhydrostatic model MESO-NH. *Meteorol. Z.* 13, (2004), 165-174.

Wehner, B., Birmili, W., Gnauk, T., Wiedensohler, A.: Particle number size distributions in a street canyon and their transformation into the urban-air background: measurements and a simple model study. *Atmos. Environ.* 26, (2002), 2215-2223.

Westermann, D.: Overspeeding – über das eigentümliche Tiefpaßverhalten von Schalensternanemometern. *DEWI Magazin* 9 (1996), 56-63.

Wieringa, J.: Shapes of annual frequency distributions of wind speed observed on high meteorological masts. *Bound.-Layer Meteor.* 47, (1989), 85-110.

Wieringa, J.: Representative roughness parameters for homogeneous terrain. *Bound.-Layer Meteor.* 63, (1993), 323-363.

Xie, S., Zhang, Y., Qi, L., Tang, X.: Spatial distribution of traffic-related pollutant concentrations in street canyons. *Atmos. Environ.* 37, (2003), 3213-3224.